



HAL
open science

Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers

Smaïl Aboulam

► **To cite this version:**

Smaïl Aboulam. Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers: Fiabilité des bilans matière. Agronomie. Institut National Polytechnique (Toulouse), 2005. Français. NNT: 2005INPT005A . tel-04581094

HAL Id: tel-04581094

<https://ut3-toulouseinp.hal.science/tel-04581094>

Submitted on 21 May 2024

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

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



Institut National Polytechnique de Toulouse
Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse
N° d'ordre : 2216
N° de série :

Thèse

Présentée par

Smaïl ABOULAM

Pour l'obtention du titre de

Docteur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse

**Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de
tri-compostage des déchets ménagers.
Fiabilité des bilans matière**

Soutenue le 15 avril 2005 devant le jury composé de :

Paul VERMANDE (Professeur - INSA de Lyon)	Président
Jean-Claude REVEL (Professeur - INP de Toulouse)	Co-Directeur
Jean-Louis LACOUT (Professeur - INP de Toulouse)	Co-Directeur
Guy MATEJKA (Professeur - ENSI de Limoges)	Rapporteur
Salah SOUABI (Professeur - Mohammedia MAROC)	Rapporteur
Bernard MORVAN (Ingénieur - Cemagref de Rennes)	Examineur
Philippe THAUVIN (Ingénieur - Ademe d'Angers)	Examineur

A mes parents,

AVANT-PROPOS

Ce travail a été effectué au sein de l'Unité de Recherche « Gestion environnementale et traitement biologique des déchets » du Cemagref de Rennes, il a été cofinancé par l'ADEME. A ce titre, je tiens à remercier les deux organismes qui ont permis à ce travail de voir le jour.

Un grand merci à Bernard Morvan qui a encadré la thèse et assuré son suivi pour le compte du Cemagref. Merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir soutenu. Merci d'avoir partagé des connaissances et une longue expérience qui m'ont permis de forger une vision plus pratique, ce qui a donné à ce travail une dimension technologique importante. Merci également pour ses qualités humaines et sa disponibilité.

Un grand merci à Philippe Thauvin qui a suivi la thèse pour le compte de l'ADEME. Merci pour son aide, ses remarques, ses encouragements et l'intérêt qu'il a porté à ce travail.

Je suis très reconnaissant envers Jean-Claude Revel et Jean-Louis Lacout qui ont accepté, dans des moments difficiles, d'être mes directeurs de thèse. Merci pour leur confiance, leur aide et leurs conseils.

Je souhaite remercier Guy Matejka et Paul Vermande qui ont bien voulu accepter d'être les rapporteurs de cette thèse malgré leurs nombreuses responsabilités. Merci d'avoir trouvé le temps et les termes pour évaluer ce travail.

Je tiens à remercier Jean-Philippe Blanquart, le collègue de bureau et l'homme des missions impossibles. Merci pour tout ce qu'il a fait pour ce travail. Merci également à Nawfal Ghazal et à Benoît Cubaynes pour leur coup de main.

Un grand merci aux responsables et aux personnels des usines de tri-compostage de Lantic (22), Saint-Malo (35), Châteauroux (36), Riba De Ave (Portugal), Landerneau (29), Le Creusot (71) et Champagne sur Oise (95). Grâce à leur disponibilité et à leur accueil ce travail a pu exister.

Je remercie aussi Pascal Mallard et José Martinez pour leur aide, leur soutien et leurs encouragements.

Merci à Philippe Wavrer, Stéphane Brochot, Fabrice Egidio, Thomas Lagier, Sylviane Le Bris et à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Je vais en terminer pour remercier tous mes amis pour leurs soutien moral et les grands moments de détente. Ne pouvant tous les nommer, ils se reconnaîtront dans ces quelques lignes.

Grand merci enfin à mes parents et à toute ma famille. Leur soutien et leurs encouragements m'ont permis d'arriver jusque là. Mille fois merci.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	7
CHAPITRE I - Les déchets : des chiffres et des lettres	9
I-1 Problématique	9
I-2 Définitions	9
I-3 Les déchets ménagers et assimilés DMA en Europe et en France	10
I-4 Aspect juridique.....	11
I-5 Synoptique des flux et modes de traitement	13
CHAPITRE II - Du compostage au tri-compostage	16
II-1 Le compostage : définition et principe	16
II-2 Les phases du compostage	17
II-3 Les paramètres du compostage.....	17
II-4 Les techniques du compostage	21
II-5 La notion de tri-compostage.....	21
II-6 La qualité du compost	21
CHAPITRE III – L'évaluation du fonctionnement des usines de tri-compostage : le pourquoi et le comment	23
III-1 Méthode d'évaluation du fonctionnement des usines de tri-compostage	23
III-2 L'échantillonnage.....	25
III-2-1 La normalisation	25
III-2-2 Utilisation de la théorie.....	25
<i>III-2-2a L'échantillonnage probabiliste</i>	26
<i>III-2-2b L'échantillonnage de contrôle</i>	26
III-2-3 Utilisation pratique en tri-compostage.....	26

III-3 Le modèle de matière	27
III-3-1 Le modèle de matière pour fragments supérieurs à 8 mm. La norme NF XP X30-466	27
III-3-2 Le modèle de matière pour fragments inférieurs à 8 mm. La norme NF XP U44-164	28
III-3-3 Remarques pour tous les modèles de matière	29
III-4 Le calcul des erreurs d'échantillonnage par les formules de Gy	29
III-4-1 Justification	29
III-4-2 L'intérêt des formules de Gy	33
III-4-3 Difficultés rencontrées	33
III-5 Les bilans statistiquement cohérents	33
III-5-1 Schéma de fonctionnement	34
III-5-2 Description des données	35
III-5-3 Principes de calcul du logiciel, détermination des estimateurs	35
III-5-4 Les performances des équipements	36
CHAPITRE IV - La MOT et les cendres pendant le compostage. Comportement et précision de la mesure	37
IV-1 Matériel et méthodes	37
IV-2 Résultats et discussion	38
CHAPITRE V - Le parc de compostage : au cœur du procédé	42
V-1 Le parc de compostage	42
V-2 Caractérisation des flux	43
V-3 Bilan matière statistiquement cohérent du parc de compostage	45
V-3-1 Bilan global de l'équipement	45
V-3-2 Bilan détaillé de l'équipement	47
V-4 Discussion	51
CHAPITRE VI - Le tube rotatif de compostage : la double fonction	53
VI-1 Le tube expérimental de compostage	53
VI-2 Le suivi de la perte de masse	54
VI-3 Analyses de gaz	58

VI-4 Compostage comparatif entre le tube expérimental et un tube industriel.....	61
VI-5 Descente de maille dans les tubes rotatifs de compostage.....	66
CHAPITRE VII - Le crible : le tri par la taille	68
CHAPITRE VIII - Le tapis sélectionneur : le tapis roulant	76
CHAPITRE IX - La table densimétrique et le crible fin : l'art d'affiner	80
CHAPITRE X - Simulation d'un traitement par tri-compostage : la plate-forme virtuelle	87
X-1 Chaîne type de traitement par tri-compostage	87
X-2 Simulation d'un traitement des déchets ménagers par tri-compostage.....	91
CONCLUSION.....	96
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	99
ANNEXES.....	104
Annexe A - Exemples de calcul d'erreurs sur la teneur en MOT et en putrescibles.	105
Annexe B - Photos et schémas de quelques équipements.	108
Annexe C - La composition sur sec des déchets ménagers de Saint-Malo selon les sous catégories de MODECOM	111
Annexe D - Détail des pesées, des ajouts et des prélèvements des essais 01-03 T et 02-03 T.....	112
Annexe E - Essais de compostage de biodéchets dans le tube expérimental de compostage : BIO-1 et BIO-2.....	114

INTRODUCTION

En France, la production des déchets croît d'environ 1% par an et les différents intervenants craignent une pénurie, dans les prochaines années, en matière de capacités d'élimination et de traitement des déchets ménagers.

Le compostage est une technique ancestrale qui constitue l'une des voies les plus utilisées pour une valorisation matière des déchets ménagers et donc pour limiter le recours à la décharge ou à l'incinération. Ce traitement biologique aérobie permet un retour au sol d'une matière organique stabilisée. Le compost permet aussi d'améliorer la structure des sols.

L'hétérogénéité et la présence d'éléments indésirables non biodégradables dans les déchets ménagers, le verre et les plastiques notamment, nécessitent une association de la technique du compostage avec des équipements de tri afin d'obtenir un compost hygiénisé, stabilisé mais aussi propre et qui respecte les normes de qualité. Cette association a donné naissance au tri-compostage. Les procédés de tri-compostage ont été la cible de critiques virulentes à cause de produits, la plupart du temps, médiocres. Ces critiques ont failli même condamner ce mode de traitement en liant cette mauvaise performance à la nature des déchets ménagers entrants.

Le tri-compostage est un mode de traitement biomécanique. Outre les paramètres physico-chimiques des déchets ménagers en compostage et des conditions nécessaires pour favoriser l'activité microbienne, les équipements de tri doivent être optimisés pour pouvoir éliminer un maximum d'indésirables et avoir un produit de qualité.

Un bilan entrée/sortie d'une usine de tri-compostage ne nous donne qu'une évaluation globale de la plate-forme. Par contre, une étude du fonctionnement de chaque équipement avant la réalisation d'un bilan de la chaîne de traitement, doit nous permettre de détecter « le maillon faible » de cette chaîne ou de rechercher le meilleur compromis entre équipements. Les interventions pourront alors être ciblées et les performances pourront être améliorées. L'intégration des bilans des différents équipements dans le bilan global de la chaîne de traitement se fera en tenant compte des précisions associées à toutes les mesures.

Elaborer une méthode d'évaluation précise du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers nécessitera : l'adaptation des normes d'échantillonnage et des méthodes de calcul d'erreur aux flux intermédiaires, le choix des critères pertinents pour l'évaluation de chaque équipement, l'utilisation des résultats d'expérimentations et d'analyses au laboratoire et l'utilisation d'un logiciel informatique pour l'établissement de bilans matière statistiquement cohérents.

A l'issue de l'étude des différents équipements de compostage et de tri, et de la compréhension de leur fonctionnement, des modèles seront établis pour réaliser des simulations de traitement et proposer une chaîne type. Ensuite cette chaîne de traitement prendra en considération d'autres paramètres : la composition des déchets entrants et l'environnement socio-économique de la zone concernée.

CHAPITRE I - Les déchets : des chiffres et des lettres

I-1 Problématique

La production des déchets a accompagné l'homme depuis son apparition sur terre, et leur élimination s'est faite de façon naturelle.

En 1884 Eugène-René Poubelle, Préfet de la Seine, obligea les Parisiens à déposer leurs détritiques dans un récipient qui immortalisera son nom. La collecte traditionnelle était née. Depuis, l'expansion démographique, l'augmentation des produits de consommation, la diminution de la durée de vie des biens et des produits, ainsi que la concentration des populations et le type d'habitat ont aggravé la situation en causant un changement radical dans la qualité et la quantité des déchets (Dotreppe N., 1986).

I-2 Définitions

La loi française n° 75-633 du 15 juillet 1975 définit le déchet comme étant « Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit, ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon ».

La directive du Conseil Européen en date du 18 mars 1991 reprend la notion de « substance ou objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ».

Déchets municipaux : l'absence d'une définition de ce terme dans la réglementation française n'empêche pas de l'utiliser pour distinguer l'ensemble des déchets dont l'élimination relève de la compétence des communes.

Les déchets municipaux comprennent les catégories suivantes :

Ordures ménagères : déchets issus de l'activité domestique des ménages et pris par les collectes traditionnelles ou sélectives. On distingue dans cette catégorie :

- ***les ordures ménagères à la porte de l'habitant*** : déchets ménagers collectés dans les collectivités qui ne pratiquent pas une collecte sélective,
- ***les ordures ménagères résiduelles*** ou grises (par référence à la couleur de la poubelle) : fraction résiduelle des déchets ménagers après une collecte sélective des emballages (verres, papiers et cartons, plastiques, métaux) et journaux-magazines,
- ***les biodéchets*** : nouvelle notion qui désigne la fraction fermentescible des ordures ménagères FFOM (déchets de cuisine, petits déchets de jardin, etc.).

Déchets encombrants des ménages : déchets provenant de l'activité domestique des ménages qui, en raison de leur volume ou de leur poids, ne peuvent être pris en compte par la collecte des ordures ménagères et nécessitent un mode de gestion particulier (équipements ménagers usagers, gravats, etc.).

Déchets de nettoyage : déchets provenant du balayage des rues et autres espaces publics, du vidage des corbeilles disposées sur les voies publiques (déchets des marchés, déchets des plages, etc.).

Déchets de l'assainissement collectif : déchets résultant du fonctionnement des dispositifs d'épuration et de l'entretien des réseaux d'évacuation des eaux usées et pluviales (boues de stations d'épuration, boues de curage d'égouts, etc.).

Déchets verts des collectivités locales : déchets végétaux issus des activités d'entretien et de renouvellement des espaces verts des collectivités territoriales, des organismes publics et parapublics.

I-3 Les déchets ménagers et assimilés DMA en Europe et en France

En 2001, la production des DMA a atteint environ 210 millions de tonnes en Europe. Elle est passée, en moyenne, de 300 kg en 1985 à 550 kg par habitant en 2001, elle va augmenter de 45% d'ici 2020 pour atteindre 640 kg (CEE, 2003).

Etant donné que la quantité des déchets est proportionnellement liée à la population, le critère utile qui permet de faire une comparaison entre pays reste la quantité produite par habitant (tableau 1)

Tableau 1 : La production des DMA dans quelques pays européens en 2000 (source : EC, 2003)

Pays	Production (kg/hab/an)	Pays	Production (kg/hab/an)
Islande	730	Malte	550
Chypre	689	France	530
Espagne	670	Royaume Uni	500
Danemark	650	Italie	500
Pays-Bas	610	Portugal	450
Allemagne	550	Suède	428

La production des déchets est souvent supposée être proportionnellement liée à la richesse économique du pays. Quand on regarde le tableau 1 on découvre la présence de Chypre, Espagne et Malte dans les sept premiers pays producteurs. Peut-on considérer cela comme des exceptions ou bien une nouvelle donne qui va à l'encontre de cette idée partagée ? En tout cas des pays comme la Suède, l'Autriche et la Norvège ont pu enregistrer des baisses de leurs productions (tableau 2).

Tableau 2 : La production des DMA en Autriche, Norvège et Suède (source : EC, 2003)

Pays	Production en 1998 (kg/hab/an)	Production en 2000 (kg/hab/an)
Autriche	650*	550**
Norvège	640	610
Suède	450	428

* 1996 ; ** 1999

En France, la production des déchets municipaux a atteint 47 millions de tonnes en 2001, dont 28 millions de tonnes de déchets des ménages (tableau 3). La production d'ordures ménagères au sens large par habitant croît en France d'environ 1% par an (MEDD, 2003).

Tableau 3 : Production des déchets municipaux en France
(sources : IFEN, 2002 cité par MEDD, 2003)

Nature des déchets	Quantité (Mt)
Déchets municipaux	47
Ordures ménagères	22
Déchets encombrants des ménages et DV des ménages	6
Déchets des activités collectés avec les déchets des ménages	5
Boues de stations d'épuration	9
Déchets de voirie et de marchés	4
Déchets verts (collectivités)	1

I-4 Aspect juridique

Loi n° 75-633 du 15 juillet 1975

C'est la loi de base pour la gestion des déchets en France, elle crée l'ANRED (Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets), devenue en 1991 l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie), après fusion avec l'AFME (Agence Française de la Maîtrise de l'Énergie) et l'AQA (Agence de la Qualité de l'Air).

Cette loi vise la généralisation de la collecte des déchets ménagers, le développement de la valorisation des déchets et leur traitement dans des installations autorisées. Elle attribue la responsabilité de l'élimination des déchets à leurs producteurs. Elle oblige les collectivités à gérer l'élimination des déchets ménagers.

Loi n° 92-646 du 13 juillet 1992, modifiée en 1995

Cette loi poursuit la politique énoncée par la loi 75-633 de 1975. Elle fixe alors le 1^{er} juillet 2002 comme étant la date à partir de laquelle les centres de stockage ne pourront plus recevoir que des déchets ultimes. Elle définit le déchet ultime comme étant un « déchet résultant ou non du traitement d'un déchet qui n'est plus susceptible d'être traité dans les

conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ».

Elle insiste sur :

- la prévention ou la réduction de la production et de la nocivité des déchets,
- l'information du public sur les effets pour l'environnement et la santé publique des opérations de production et d'élimination des déchets,
- l'organisation du transport des déchets et sa limitation en distance et en volume,
- la valorisation des déchets par réemploi, recyclage ou toute autre action qui vise à obtenir de l'énergie ou des matériaux réutilisables à partir des déchets.

Cette loi précise que tout exploitant d'une installation de stockage des déchets ménagers ou de traitement ou de stockage des déchets dangereux, paie une taxe relative à la quantité et à l'origine géographique des déchets stockés. Elle précise aussi que les déchets ménagers et assimilés doivent faire l'objet de plans d'élimination départementaux ou interdépartementaux. L'enjeu principal de la loi est ainsi d'améliorer sensiblement la protection sanitaire et environnementale par un meilleur contrôle, et une meilleure information, des opérations de gestion des déchets.

Circulaire du 28 avril 1998

Connue sous le nom de « circulaire Voynet », elle invite à un rééquilibrage entre le stockage et l'incinération et elle demande une réorientation des plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés pour davantage de prévention et de recyclage.

Dans le même cadre, la circulaire fixe un objectif national pour le recyclage de 50% des déchets municipaux.

Circulaire du 28 juin 2001

Depuis la loi de 1979 la réglementation s'est peu développée dans le domaine de la valorisation des déchets organiques, la démarche suivie a été essentiellement située dans le cadre de la normalisation (CGP, 2003).

Cette circulaire est motivée par les priorités de la loi du 13 juillet 1992 afin d'atteindre l'objectif national préconisé par la circulaire du 28 avril 1998. Pour cela, elle propose trois principes qui doivent fonder une valorisation biologique sûre et durable des déchets organiques :

- la qualité du produit doit être irréprochable tant sur le plan de son innocuité que de son efficacité,
- la nécessité d'intégrer la valorisation biologique dans un système durable de gestion des déchets adapté à chaque territoire,
- l'accompagnement du processus de développement de la valorisation biologique par des actions de sensibilisation, d'information et de concertation au niveau local.

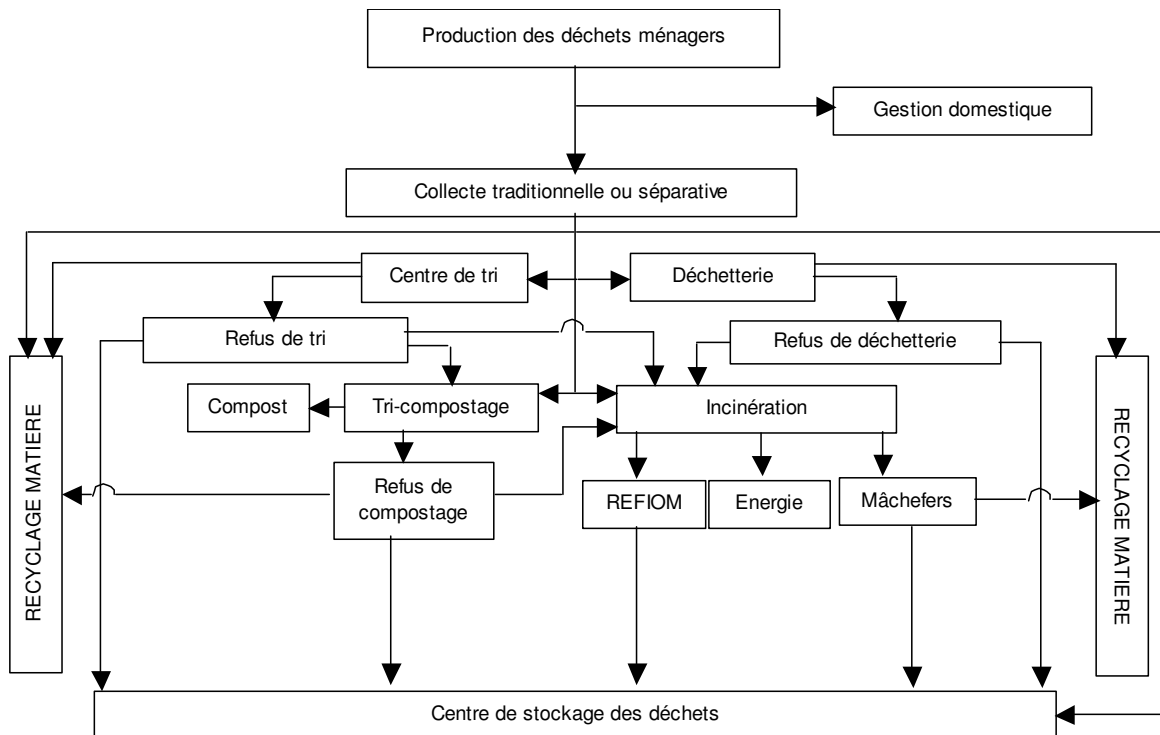
La circulaire invite les promoteurs à solliciter l'accompagnement de l'ADEME dans leurs projets, cette dernière est chargée d'assurer un soutien technique et financier.

I-5 Synoptique des flux et modes de traitement

En France, l'organisation des filières de la gestion des déchets permettant de suivre l'évolution des flux est présentée en figure 1.

Le tri-compostage est le seul procédé de valorisation biologique présenté dans le schéma en l'absence d'exemples pratiques d'une valorisation par méthanisation.

Figure 1 : Synoptique des flux de déchets ménagers



Le tonnage, ou le pourcentage, des déchets dirigés vers chaque filière est calculé à partir des flux traités, cela permet de prendre en considération, outre les flux collectés, les quantités qui ont fait l'objet d'un apport volontaire.

Le choix d'une filière de traitement particulière ou d'une combinaison de filières (gestion multi-filière) dépend de plusieurs paramètres socio-économiques, géographiques et techniques dont : la présence de matières recyclables, le tonnage à traiter, les coûts d'investissement et de fonctionnement, l'existence ou non de sites bien adaptés, etc.

Le stockage reste le premier exutoire des déchets municipaux dans la majorité des pays européens surtout à Malte et au Royaume-Uni (81%) (tableau 4), le premier par manque de moyens et le deuxième par présence d'un sol argileux et absence d'aides publiques incitant au recyclage.

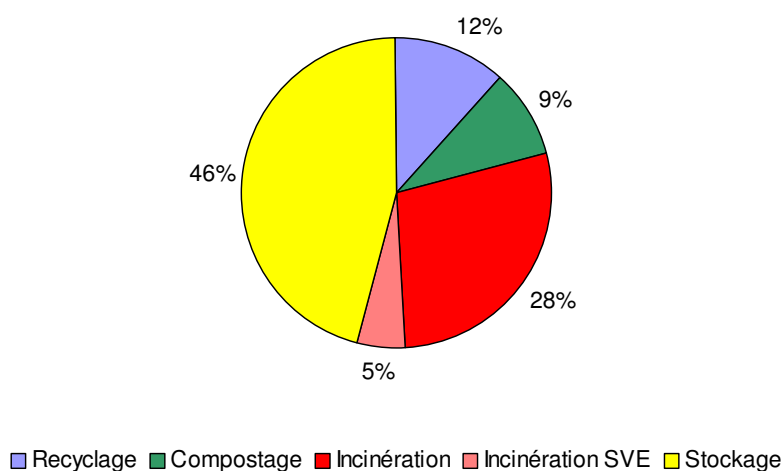
Tableau 4 : Les filières de traitement des déchets ménagers dans quelques pays européens
(source : EC, 2003)

Pays	Recyclage	Compostage	Incinération	Incinération SVE*	Décharge	Total
	(%)					
France	12	9	28	5	46	100
Espagne	11	18	10	0	61	100
Allemagne	36	9	23	0	32	100
Danemark	22	16	52	0	10	100
Pays-Bas	24	24	38	0	14	100
Portugal	7	6	19	0	69	100
Royaume Uni	11	0	7	0	81	100
Malte	1	19	0	0	81	100
Norvège	22	9	15	0	55	100

* SVE : sans valorisation énergétique

C'est le cas aussi en France où le stockage absorbe 46% du flux, suivi par l'incinération 33% (28% avec valorisation énergétique et 5% sans valorisation énergétique « SVE »). (figure 2)

Figure 2 : Traitement des déchets ménagers en France, distribution par filière (source : CGP, 2003)



Entre 1993 et 2000 (tableau 5), on a pu remarquer une très légère diminution du pourcentage des déchets en partance vers les décharges (48 et 46% respectivement), même remarque concernant l'incinération mais cette fois la diminution est un peu plus forte (37% en 1993 et 33% en 2000). Troisième exutoire des déchets municipaux, le recyclage des matériaux a enregistré une sensible augmentation entre 1993 et 2000 (7 et 12% respectivement). Dans la même période, une légère augmentation a concerné le compostage, quatrième et dernier mode de traitement, il est passé de 8% en 1993 à 9% en 2000. Les statistiques concernant le compostage cachent une grande différence entre compostage d'ordures ménagères en recul, et compostage de déchets verts en forte progression.

Cette dynamique de chiffres reste encore insuffisante pour atteindre les objectifs de la circulaire de 1998 à cause de la poursuite de la progression du flux total à traiter.

*Tableau 5 : Evolution des modes de traitement des déchets ménagers en France entre 1993 et 2000
(source : CGP, 2003)*

Année	Recyclage	Compostage	Incinération	Incinération SVE	Décharge	Total
	(%)					
1993	7	8	26	11	48	100
2000	12	9	28	5	46	100

CHAPITRE II - Du compostage au tri-compostage

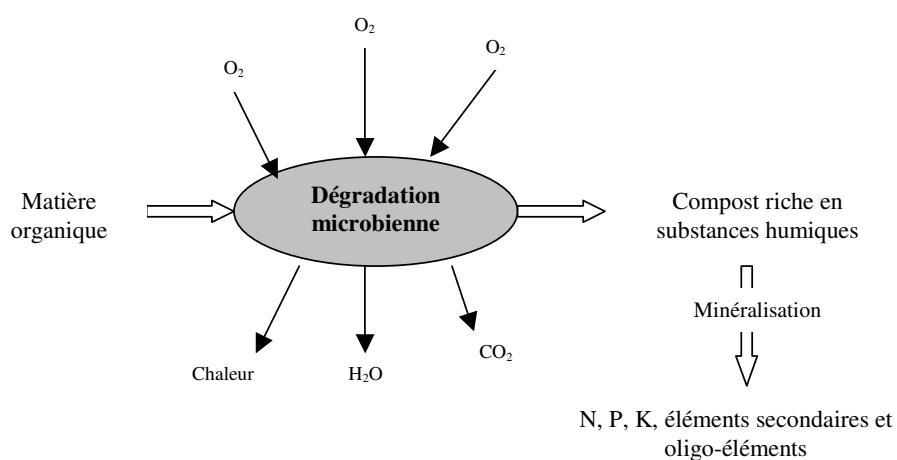
II-1 Le compostage : définition et principe

Le compostage est une pratique ancestrale. Le mot compost est un dérivé du mot latin « compositus » qui signifie composé.

Scientifiquement, le compostage est un processus de décomposition et de synthèse. Il est souvent défini comme une bio-oxydation des matières organiques présentes provoquée par des micro-organismes indigènes en conditions contrôlées. En effet, dès que les conditions physico-chimiques (aération, humidité, température) le permettent, les micro-organismes constituent une flore complexe (bactéries, levures, champignons, etc.), qui se met en activité rapidement. Cette activité se traduit par une dégradation microbienne aérobie de la matière organique solide générant une chaleur intense responsable de la phase thermophile (élévation de la température des déchets à 70°C en moyenne) (Mustin, 1987 ; ANRED, 1990 ; ENSP, 2002).

La montée de la température et la compétition microbienne permettent une hygiénisation du produit composté par une destruction des micro-organismes pathogènes et exercent une sélection sur la diversité microbiologique du compostage (de Bertoldi et al, 1983 ; Mustin, 1987) (Figure 3).

Figure 3 : Schéma simplifié du processus de compostage



Le compostage des déchets ménagers (Sidhu et al, 1999 ; Eklind and Kirchmann, 2000 ; Leclerc, 2001 ; Caron, 2004) permet donc de :

- diminuer le volume et la masse bruts initiaux de déchets,
- augmenter la teneur en matière sèche par une évaporation d'eau,
- supprimer les mauvaises odeurs,
- hygiéniser le produit final par une destruction de micro-organismes pathogènes,
- obtenir un résidu stable, riche en composés humiques, sels minéraux et micro-organismes non pathogènes.

Le compost produit, assez riche en substances humiques, constitue un excellent produit d'amendement des sols. Il permet à la fois d'améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol et de fournir par voie de minéralisation des éléments nutritifs assimilables par les plantes cultivées (Giloux, 1995 ; Soudi, 2001 ; Leclerc, 2001).

II-2 Les phases du compostage

Ces phases sont largement décrites par les auteurs (Mustin, 1987 ; Chevalier, 1990 ; Leclerc, 2001). Le processus de compostage est décomposé schématiquement en trois phases :

- la phase initiale pendant laquelle les composés simples (sucres, protéines, hémicellulose) sont dégradés en gaz et produits minéraux (CO_2 , H_2O , NO_3). Un amendement frais est alors obtenu. La température s'élève progressivement à cause de l'activité et de la croissance des micro-organismes mésophiles aérobies.
- la phase thermophile qui peut durer plusieurs mois, voit le compost atteindre de hautes températures. La fraction organique cellulaire est dégradée en substances humiques ou préhumiques plus stables.
- la phase de stabilisation pendant laquelle le taux de décomposition décroît, la température chute. On obtient alors un amendement constitué de matière organique stabilisée et de substances minérales.

II-3 Les paramètres du compostage

On distingue deux catégories :

- les paramètres liés à la nature de la matière première et qui peuvent déterminer sa « compostabilité » : humidité, rapport C/N, granulométrie du substrat,
- les paramètres de suivi du processus de compostage qui influencent les conditions de vie des micro-organismes : humidité, température et aération.

A ces paramètres on peut en ajouter d'autres liés à la technique adoptée.

Granulométrie

La taille des matières à composter est un facteur important qui détermine la vitesse de biodégradabilité. En effet, lorsque les particules sont petites, la surface spécifique devient

importante ce qui augmente la surface d'attaque par les micro-organismes. Toutefois, si les particules sont trop petites, l'espace poral est réduit ce qui entrave la circulation de l'air dans la matière en compostage (Souidi, 2001). La granulométrie évolue durant le compostage avec une descente de maille (fragmentation) vers des éléments fins.

Rapport C/N

Comme les plantes, les micro-organismes dans le compost ont besoin d'éléments nutritifs (azote, phosphore, potassium et oligo-éléments), mais avec une grande différence due au fait que ces micro-organismes exigent du carbone organique comme source d'énergie au lieu du gaz carbonique et la lumière pour les plantes (Larsen and McCartney, 2000).

Le rapport C/N qui exprime la proportion des quantités respectivement biodisponibles en carbone et en azote, constitue un facteur important de la décomposition aérobie des produits organiques. La valeur optimale qui peut garantir un bon démarrage et un bon déroulement du compostage des déchets ménagers se situe selon les auteurs (Gootas, 1959 ; Mustin, 1987 ; Villebonnet, 1988) entre 25 et 30. S'il est trop élevé, le temps requis pour la dégradation devient plus long et s'il est faible, l'azote est, en grande partie, perdu sous forme d'ammoniac par voie de volatilisation (Souidi, 2001).

En cas de nécessité, les déchets peuvent être mélangés pour atteindre un rapport C/N voulu. Pour des déchets ménagers avec un rapport C/N faible, on peut ajouter des matières riches en carbone comme des copeaux ou de la sciure de bois, de la paille, du papier ou toute matière cellulosique ou ligneuse. Ces additifs peuvent aussi jouer le rôle d'agents structuraux. Dans le cas contraire, avec un rapport C/N fort, on peut ajouter des matières riches en azote comme les algues marines, les tontes de gazon et certaines boues résiduaires.

Les micro-organismes consomment 15 à 30 fois plus de carbone que d'azote (Biocycle, 1989). Le tableau 6 donne des ordres de grandeur de rapports C/N de quelques matières organiques d'après différents auteurs (Gootas, 1959 ; Mustin, 1987 ; Villebonnet, 1988 ; Leclerc, 2001 ; Sadak and El Taweel, 2003).

Tableau 6 : Rapport C/N de quelques matières organiques compostables

Matières	C/N
Ordures ménagères brutes	15 à 25
Boues activées	6
Gazon	10 à 20
Feuilles mortes	20 à 50
Fanes de pomme de terre	26
Sciures de bois	150 à 511
Algues marines	17
Papiers-cartons	120 à 170
Déchets de légumes	11 à 12
Tailles d'arbustes	50 à 100
Paille des céréales	90 à 120

Humidité

C'est à la fois un paramètre lié à la matière première à composter et un paramètre de suivi. L'humidité conditionne alors le bon démarrage et le bon déroulement du processus de compostage.

Dans un tas de compost ou de déchets en compostage, l'eau se trouve sous trois formes (Mustin, 1987) : dans les particules organiques (fraction solide), dans un film liquide autour d'elles et dans les espaces lacunaires.

L'humidité est un facteur important pour l'activité microbienne. L'eau sert à dissoudre les nutriments utilisés par les micro-organismes, à diffuser les enzymes digestifs sécrétés par ces derniers vers les molécules organiques et crée un environnement adéquat à l'accroissement de la population. Comme tous les autres paramètres, l'humidité doit être optimisée. Un excès d'eau chasse l'air de l'espace lacunaire du tas et limite sa diffusion entre les fragments ce qui déclenche des conditions d'anaérobiose. De plus, une humidité faible provoque un dessèchement du tas et ralentit de manière significative l'activité microbienne (Jeris and Regan, 1973).

Durant le processus de compostage on assiste à la fois à la production d'eau par les réactions de biodégradation de la matière organique et à une perte d'eau par évaporation sous l'effet de l'aération et de la chaleur. Des arrosages sont parfois nécessaires pour compenser cette perte d'eau.

La teneur optimale en eau pour le processus de compostage est comprise entre 45 et 65% du mélange (Barrington *et al*, 2001 ; Mustin 87).

Aération

On a pu constater ci-dessus que l'humidité est en interaction négative avec l'aération. L'augmentation de la teneur en eau réduit la part de l'espace lacunaire rempli d'air. Un apport d'air aux déchets en compostage est nécessaire pour fournir l'oxygène aux micro-organismes pour oxyder les composés organiques sur le modèle de la respiration et pour remplacer le gaz carbonique produit par biodégradation.

Les besoins en oxygène évoluent au cours du temps. Ils sont maximum au démarrage. La disparition progressive de la matière organique fermentescible provoque une diminution proportionnelle des besoins en oxygène (Mustin, 1987).

Température

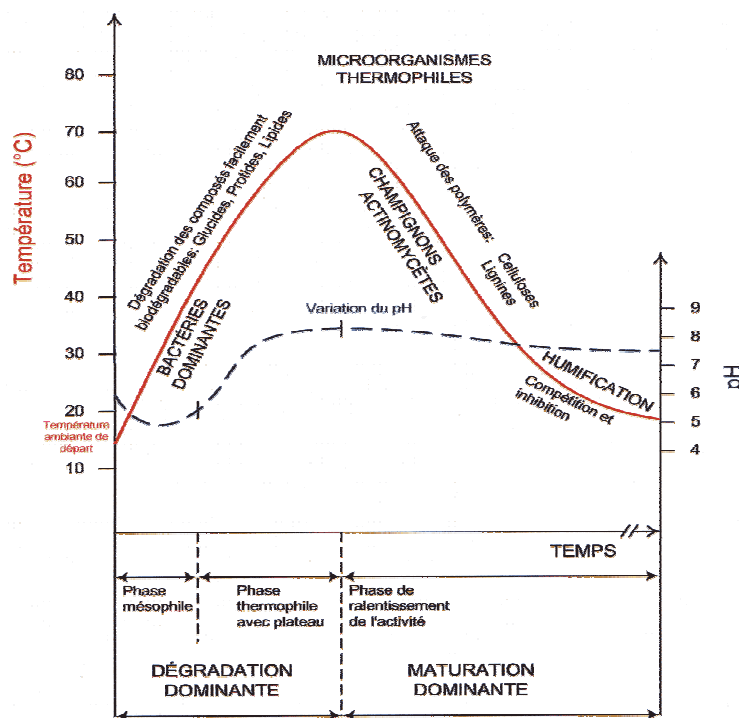
La température est un facteur important du compostage. C'est un paramètre de suivi facile à mesurer qui permet d'évaluer l'équilibre biochimique dans la matière au compostage. En effet, la température est une mesure indirecte de l'activité microbienne. Elle reflète le régime des échanges thermiques de la masse en compostage (Belguith *et al*, 2004).

La croissance de la température est due à la chaleur dégagée par l'activité microbienne et au stockage d'une partie de cette chaleur, grâce aux propriétés isolantes des déchets organiques, dans la masse solide, l'eau et dans les gaz des espaces lacunaires (Barrington *et al*, 2003).

Théoriquement, l'évolution de la température peut être présentée par les trois phases suivantes, qui se succèdent dans le temps (Mustin, 1987 ; Leclerc, 2001) (figure 4) :

- la phase mésophile où des colonies microbiennes aérobies se développent et dégradent par voie enzymatique les polysaccharides. Les réactions de dégradation étant exothermiques, elles provoquent une montée en température de la matière en compostage. L'énergie présente dans les combinaisons organiques est en effet transformée en chaleur. Au cours de cette phase, la production de chaleur est active et elle est supérieure aux pertes causées par le transfert de chaleur avec l'extérieur (Barrington et al, 2003).
- la phase thermophile démarre avec l'apparition des souches microbiennes thermotolérantes, actives jusqu'à 60°C. La température continue d'augmenter jusqu'à atteindre des maximums avoisinant les 70, 80°C, ce qui provoque alors une autostérilisation de la matière avec la neutralisation des germes pathogènes et des graines adventices.
- la phase de refroidissement, où la température diminue progressivement jusqu'à la température ambiante. Les champignons et actinomycètes peuvent alors recoloniser la matière. Le compost entre en maturation.

Figure 4 : Variation de la température au cours du compostage (Mustin, 1987)



II-4 Les techniques du compostage

Les techniques de compostage ont évolué avec l'évolution quantitative et qualitative des gisements à composter et la volonté de réduction des inconvénients engendrés (maîtrise des odeurs, contrainte de place, rapidité de l'opération). Ces techniques peuvent être classées en quatre catégories :

- le compostage en andains à l'air libre ou sous hall, avec une aération naturelle ou forcée,
- le compostage en box (ouverts ou couverts) ou en silo,
- le compostage en conteneurs ou en tunnel,
- le compostage en tube rotatif, qui peut servir aussi à un pré-traitement avant mise en andains.

II-5 La notion de tri-compostage

Les techniques de compostage, en présence de toutes les conditions physico-chimiques optimales, peuvent être efficaces concernant l'hygiénisation et la stabilisation du produit composté. La composition des déchets ménagers montre la présence d'éléments indésirables non biodégradables. Ces éléments peuvent nuire au déroulement du process et à la qualité du compost produit.

Pour séparer ces éléments indésirables du reste de la matière en compostage, des équipements de tri ont été associés aux techniques de compostage. La combinaison de ces équipements a donné naissance aux procédés de tri-compostage.

Les équipements de tri les plus utilisés sont :

- les cribles (tri dimensionnel),
- le tapis sélectionneur simple ou double (tri par rebond et adhérence),
- la table densimétrique (tri densimétrique),
- l'overband (tri magnétique).

Le tri-compostage donc, est un procédé biomécanique qui permet d'avoir un compost stable, hygiénique avec un taux d'indésirables ou d'impuretés qui respecte les normes de qualité en vigueur.

II-6 La qualité du compost

Le tri-compostage des déchets ménagers permet un retour au sol d'une matière organique habituellement destinée au stockage ou à l'élimination. Cette valorisation matière fait du compost un produit « sensible » car il réintroduit dans la chaîne alimentaire une partie de la matière que les usagers ont sortie sous forme de déchet. Cela dit, le compost issu des

déchets ménagers a un problème « d'image ». Le terme déchet suscitant souvent dégoût et angoisse dans notre société (Lhuilier & Cochin, 1999). Pour convaincre les plus réticents, il faut mettre en avant les atouts de cette filière et les profits qu'on peut en tirer individuellement et collectivement. Mais pas seulement, il faut tout d'abord produire un compost de qualité qui ne met pas en danger la santé des consommateurs et préserve le milieu naturel.

La qualité du compost a fait l'objet d'un consensus entre les fabricants, les utilisateurs et les experts. La norme AFNOR NF U44-051 définit les amendements organiques et donc les composts en France. La révision de cette norme (publication espérée en 2005) va permettre de mettre de l'ordre dans ce domaine qui a été la cible de critiques virulentes à cause de produits, la plupart du temps, médiocres. Ces critiques ont amené à une mise en cause de la filière et à sa marginalisation profitant à l'incinération et au stockage.

Liant la mauvaise performance du tri-compostage à la nature des déchets ménagers entrants, et par principe de précaution, les pouvoirs publics ont affiché une préférence pour la collecte sélective de la fraction fermentescible des ordures ménagères FFOM préalablement à son compostage (ADEME, 1997).

Ce constat passe sous silence l'impact de la chaîne de traitement sur la qualité du produit final. Si tout le monde est d'accord sur l'inefficacité, et la nuisance même, d'un broyage en tête, la réflexion n'a pas été plus loin. Le tri-compostage comme technique de traitement devient le grand absent d'un débat qui traite de son existence comme filière. Absente aussi, l'évolution qualitative des déchets ménagers à l'entrée des plates-formes. Le changement de quelques comportements industriels et le développement depuis une dizaine d'années de la collecte sélective des emballages et des déchets spéciaux permettent d'avoir moins d'éléments traces métalliques ETM dans les déchets ménagers. La collecte sélective sur 5 matériaux (verre, papiers-cartons, acier, aluminium) concerne près d'un Français sur trois (ADEME, 2000).

Les performances de l'usine de Lantic (22) ont relancé le débat concernant le tri-compostage des déchets ménagers. La qualité de son produit prouve qu'avec une chaîne de traitement optimisée des résultats inespérés peuvent aujourd'hui être obtenus.

L'évaluation du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers permet de déterminer leur performance et de l'améliorer.

CHAPITRE III – L'évaluation du fonctionnement des usines de tri- compostage : le pourquoi et le comment

Les évaluations du fonctionnement ou les essais de performance sont demandés par le maître d'ouvrage, le maître d'œuvre, les constructeurs, les exploitants et les services de l'état qui ont souvent subventionné les installations. Ces essais permettent d'évaluer le rendement de l'usine et la qualité du compost produit. En prenant en compte l'enjeu environnemental et l'importance des investissements, ces essais doivent être les plus précis possibles.

Pour cela, l'organisme chargé de l'évaluation devra pouvoir utiliser des méthodes d'analyses suffisamment précises, si possible normalisées, pour vérifier le cahier des charges et les garanties du constructeur.

III-1 Méthode d'évaluation du fonctionnement des usines de tri-compostage

Peu de personnes se sont intéressées à l'évaluation du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers, d'ailleurs la seule trace que l'on trouve dans la littérature est une évaluation d'une plate-forme simplifiée de tri-compostage, une évaluation basée sur une caractérisation et une comparaison des déchets ménagers entrants et le produit final (Hafid *et al.* 2002). Une telle évaluation ne prend pas en considération les flux intermédiaires ni le rendement quantitatif de la filière, ce qui empêche de faire une analyse économique du procédé.

Un bilan entrée/sortie d'une usine de tri-compostage ne nous donne qu'une évaluation globale de la plate-forme. Par contre, une analyse du fonctionnement de chaque équipement avant la réalisation d'un bilan de la chaîne de traitement, permet d'optimiser cette chaîne ou d'en détecter « le maillon faible ». A cet effet nous devons nécessairement :

- utiliser des méthodes d'échantillonnage normalisées et les adapter aux flux intermédiaires d'une usine : la norme NF XP X30-411 et la future norme européenne pr EN 14899 seront utilisées,
- caractériser la matière, nous disposons actuellement de 2 normes intéressantes car elles sont complémentaires : la norme NF XP X30-466 relative au tri sur sec des déchets ménagers pour les fragments supérieurs à 8 mm et la norme NF XP U44-164 relative à l'analyse des impuretés dans les composts par destruction de la matière organique par voie chimique pour les inférieurs à 8 mm,
- mesurer tous les flux possibles et y apporter une précision, c'est ici qu'interviendront les formules de Gy,
- établir des bilans statistiquement cohérents sur tous les flux avec les précisions correspondantes, le logiciel BILCO du Brgm sera utilisé,
- vérifier les performances de l'ensemble des équipements,
- établir enfin un bilan global de l'usine.

Un schéma de la méthode d'évaluation du fonctionnement des équipements est proposé dans la figure 5.

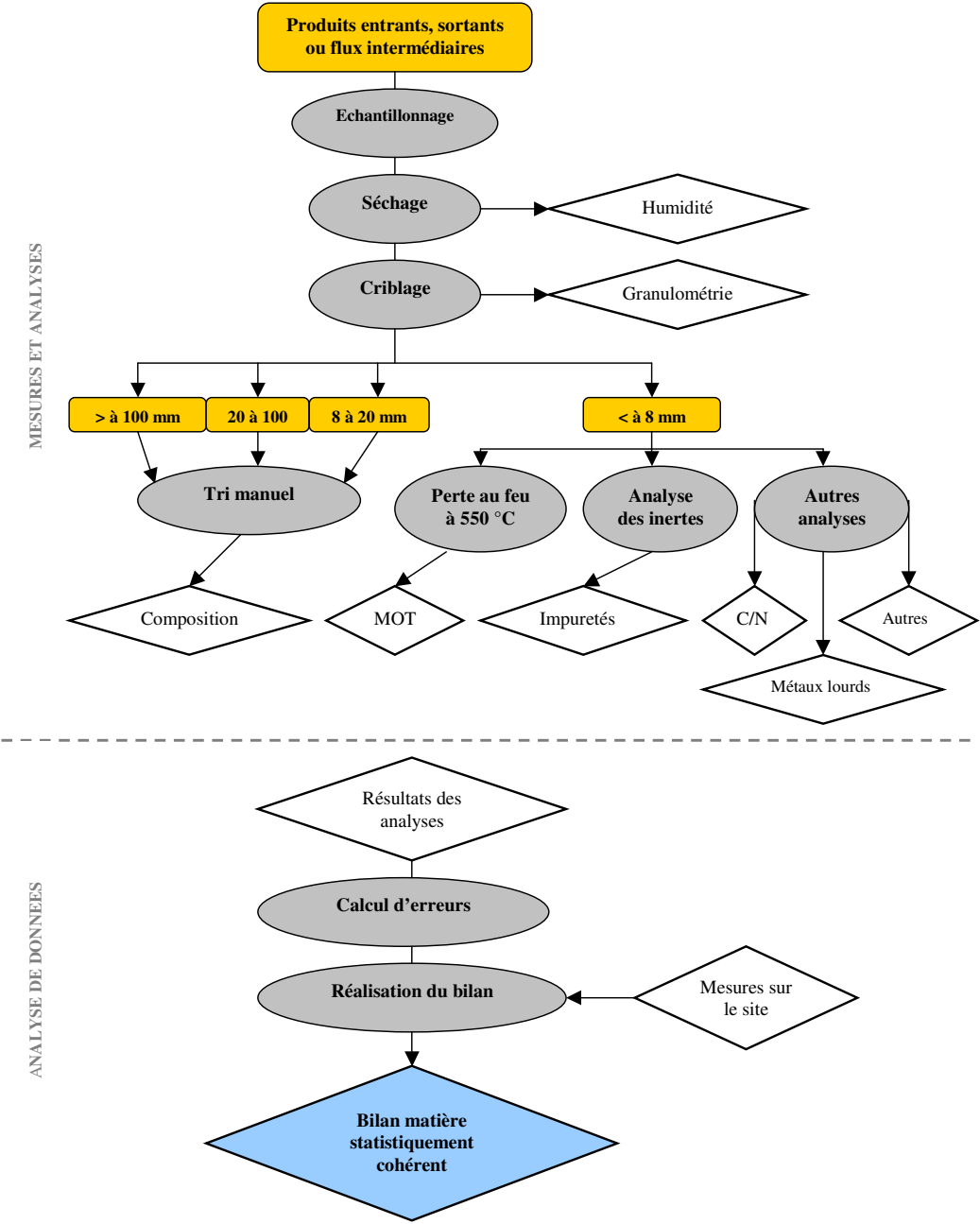


Figure 5 : Schéma de la méthodologie adoptée pour l'évaluation du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers avec :



III-2 L'échantillonnage

III-2-1 La normalisation

Les prélèvements d'échantillons pour analyse doivent respecter certaines règles. A cet effet des normes ont été établies, notamment la norme NF XP X30-411, guide d'élaboration de procédures d'échantillonnage. Cette norme demande de définir la nature de l'objet à échantillonner, la quantification du lot, la grandeur à mesurer et la conception d'une stratégie d'échantillonnage selon la représentativité recherchée.

Cette norme française, publiée en février 1996, devrait être prochainement remplacée par la future norme européenne pr EN 14899 Sampling of waste, l'enquête est en cours d'achèvement. Un rapport a été publié par le secrétariat du groupe de travail (Lewin et al, 2004).

Cette future norme reprend la norme française et précise la stratégie d'échantillonnage à adopter. Si tous les paramètres sont connus, alors c'est le calcul qui indiquera le meilleur plan d'échantillonnage pour une précision désirée sur une grandeur à déterminer. La théorie est la suivante :

La variance de l'erreur sur l'analyse d'un échantillon de m prélèvements est :

$$\text{VAR (échantillon)} = \sigma_e^2 / m + \sigma_a^2$$

Avec

- m : le nombre de prélèvements élémentaires pour constituer un échantillon,
- σ_e^2 : la variance entre les m prélèvements élémentaires de masse M,
- σ_a^2 : la variance de l'erreur d'analyse,

Le nombre n d'analyses à réaliser est :

$$n = (u_p / p)^2 (\sigma_e^2 / m + \sigma_a^2)$$

Avec $u_p = 1,96$ pour un niveau de confiance de 95%, p est la précision souhaitée.

L'objectif est donc de déterminer M, σ_e , σ_a , m et n.

III-2-2 Utilisation de la théorie

Dans la pratique m prélèvements élémentaires de masse unitaire M constitueront un échantillon à analyser. Ensuite n analyses seront effectuées afin d'obtenir la précision recherchée. Deux types d'échantillonnages sont prédéfinis dans cette future norme : l'échantillonnage probabiliste et l'échantillonnage de contrôle.

III-2-2a L'échantillonnage probabiliste

A défaut de connaissances sur la variabilité de la matière, on suivra la procédure suivante :

Déterminer M la masse d'un prélèvement élémentaire

Plusieurs solutions existent. Il est possible de prendre au moins 30 fois la masse moyenne de 5% des plus gros fragments, ou bien prendre une masse M telle que la distribution de la grandeur recherchée soit normale. L'utilisation d'outils pouvant prélever en largeur 3 fois la plus grande dimension d'un fragment conduit à surestimer M dans le cas des déchets ménagers car il y a trop d'éléments longilignes.

Déterminer la variance d'échantillonnage σ_e^2

Une série d'analyses sur des masses unitaires M prélevées au hasard dans le lot suffit en principe.

Déterminer la variance d'analyse σ_a^2

Une série d'analyses sera réalisée sur un même prélèvement, préalablement mélangé. On pourra également utiliser les formules de Gy si on connaît les masses fragmentaires au préalable (les détails de calcul figurent ci-après).

Déterminer le nombre de prélèvements élémentaires m et le nombre d'analyses n

Tout va dépendre de la précision recherchée, du coût du prélèvement et du coût d'une analyse comme l'indique la formule :

$$n = (1,96 / p)^2 (\sigma_e^2 / m + \sigma_a^2)$$

Les coûts et les situations sont très variables, le meilleur plan d'échantillonnage devra minimiser le coût des opérations pour une précision recherchée.

III-2-2b L'échantillonnage de contrôle

Souvent M, σ_e et σ_a , sont connus au préalable. Alors, m et n peuvent être déterminés au moindre coût en appliquant la formule :

$$n = (1,96 / p)^2 (\sigma_e^2 / m + \sigma_a^2)$$

III-2-3 Utilisation pratique en tri-compostage

Les bases théoriques seront appliquées à tous les stades de mesure pour améliorer la précision des analyses au moindre coût et en fin de compte améliorer la fiabilité des bilans d'usine.

Aucune règle ne doit être indiquée a priori mis à part l'équiprobabilité de prélèvement de chaque fragment. En effet, l'analyse porte sur des produits de compositions très différentes, ayant des classes granulométriques différentes, de plus il y a plusieurs grandeurs à mesurer.

L'échantillonnage est un aspect essentiel si on veut apporter des réponses claires. Par exemple, des différences de teneurs entre échantillons de 5% alors que l'erreur d'analyse n'est que de 2%, permettent de conclure que les échantillons sont différents. De plus une bonne connaissance des erreurs d'analyses permet d'obtenir des graphiques sans dent de scie nettement plus faciles à interpréter.

III-3 Le modèle de matière

La méthode de caractérisation doit s'appliquer aux déchets ménagers après collecte traditionnelle ou sélective et au compost produit. Elle doit s'appliquer également à tous les flux intermédiaires d'une usine de tri-compostage.

III-3-1 Le modèle de matière pour fragments supérieurs à 8 mm. La norme NF XP X30-466

Cette norme expérimentale est établie pour les déchets ménagers.

La méthode de mesure utilisée consiste brièvement à sécher les produits à analyser, à cribler systématiquement à 100, 20 et 8 mm, puis à trier les tranches granulométriques. Les masses à analyser seront variables en fonction de l'importance des flux et de l'influence du résultat sur le bilan global de l'usine. Aucune règle ne peut être établie a priori.

Pour les ordures ménagères en entrée d'usine et pour tous les autres flux, la méthode proposée est propre, précise et rapide tout en gardant la classification des déchets ménagers du MODECOM (Morvan, 2000), classification qui a été ensuite reprise dans la norme NF XP X 30-408 :

- propre : l'opérateur ne touche pas le déchet brut. Il y a moins d'odeurs, ce qui gêne moins les opérateurs,
- précise : les erreurs de tri sont peu fréquentes en tri sur sec, le biais systématique des souillures diminue fortement (20% de souillures sur des films bruts contre 1% sur films secs). Avec un trommel les résultats du criblage sont représentatifs, et surtout indépendants de l'opérateur,
- rapide et peu coûteuse : pour un échantillon de 500 kg d'ordures ménagères entrantes, il faut au total 24 heures de travail effectif au lieu de 36 heures, d'où un gain de main d'œuvre de 12 heures par échantillon. La table de tri (environ 1000 €) est remplacée par un trommel (environ 6000 €) qui sera donc amorti après une demi-douzaine d'analyses, voire beaucoup moins si on tient compte de la meilleure précision obtenue (il y a 4 fois moins à trier si l'écart type est 2 fois plus faible). La quantité à sécher est identique.

Avantages du modèle de matière par analyse sur sec

Les erreurs granulométriques sur brut sont supprimées. La plupart, sinon la totalité des méthodes de tamisage de produit sec sont normalisées. Les criblages sur produit humide sont toujours mal faits quelle que soit la bonne volonté de l'opérateur. En effet comment faire passer des produits pâteux à une maille de 20 mm sur produit brut ? Le criblage à 100, 20 et 8 mm au trommel permet de résoudre ces problèmes avec un produit sec. Des résultats

indépendants de l'opérateur vont nous permettre d'effectuer des bilans matière avec des données cohérentes.

Inconvénients du modèle

L'humidité est obtenue globalement et non pas par catégorie. Ce reproche n'est pas toujours pertinent pour la bonne raison qu'un papier par exemple, va changer d'humidité au fur et à mesure de son cheminement dans l'usine.

Il est d'ailleurs tout à fait possible de calculer une composition de l'échantillon en catégories humides à partir d'une base de données d'humidité par catégories.

A cet effet il faudra :

- prendre la composition sur sec et l'humidité globale,
- calculer la composition en catégories sèches sur un total humide à 100,
- appliquer les humidités partielles de base et calculer le nouveau total humide qui sera légèrement différent de 100,
- effectuer une correction des humidités pour avoir un total égal à 100,
- calculer une distribution des catégories sur humide.

Le résultat est légèrement différent d'un tri direct sur humide pour 3 raisons :

- la granulométrie faite sur sec provoque plus de casse mais elle est reproductible,
- les éléments fins sont libérés après séchage,
- les erreurs de tri existent toujours, mais elles sont beaucoup plus fréquentes sur humide.

III-3-2 Le modèle de matière pour fragments inférieurs à 8 mm. La norme NF XP U44-164

Cette norme expérimentale est établie pour les composts issus de déchets ménagers, biodéchets ou ordures ménagères résiduelles.

L'extrait de Javel détruit la matière organique non synthétique, les inertes restants sont triés par densimétrie à l'eau, puis à l'aide d'une solution saturée en chlorure de calcium de densité 1,35. Les rinçages sont faits sur un tamis de 2 mm.

A l'issue du tri, nous obtenons :

- une fraction supérieure à 2 mm de densité inférieure à 1, surtout des films polyéthylène,
- une fraction supérieure à 2 mm de densité comprise entre 1 et 1,35, surtout des plastiques lourds,
- une fraction supérieure à 2 mm de densité supérieure à 1,35, des verres, cailloux et métaux,
- une fraction inférieure à 2 mm de densité supérieure à 1,35.

Ces fractions sont séchées. Après tamisage, tri magnétique pour les métaux ferreux, quelques tris manuels pour retirer la lignine et trier le verre, on obtient 5 catégories supérieures à 2 mm qui figurent aussi dans la norme NF XP X30-466 : combustibles non

classés, verre, métaux (ferreux et non ferreux), matières plastiques (films et autres plastiques) et un reste de matières organiques dissoutes.

Avantages du modèle de matière par analyse d'inertes

Les quantités inférieures à 8 mm deviennent importantes et non négligeables dans une usine de tri-compostage. Trier jusqu'à 2 mm n'est pas inutile. Le tri manuel, directement après séchage et criblage, est impossible pour les fractions inférieures à 5 mm sur des produits frais, pour les fractions inférieures à 8 mm sur des produits fermentés. Le résultat est indépendant de l'opérateur.

Inconvénients du modèle de matière par analyse d'inertes

La méthode est relativement longue et coûteuse. Des précautions particulières doivent être prises avec l'utilisation de l'extrait de Javel (aujourd'hui disponible à 9,6% de chlore actif).

III-3-3 Remarques pour tous les modèles de matière

Les fragments de déchets ménagers humides sont difficiles à trier à cause du facteur de libération et aussi du fait des odeurs. Les fragments de déchets ménagers frais et séchés sont faciles à distinguer et à classer en catégories. Les difficultés augmentent considérablement avec des déchets compostés et mures. C'est plus difficile pour les petites mailles mais le résultat est juste au-dessus de 8 mm.

Si les plastiques sont négligeables ou peu présents, la mesure par perte au feu à 550°C peut être utilisée sans risque de biais.

III-4 Le calcul des erreurs d'échantillonnage par les formules de Gy

III-4-1 Justification

Si tous les fragments du lot considéré ont la même possibilité d'être prélevés, toutes les erreurs non quantifiables qui proviennent notamment de mauvaises manipulations et de l'utilisation d'outils inadaptés sont annulées et alors deux seules sources d'erreurs subsistent :

- l'hétérogénéité de constitution, à l'origine de l'erreur fondamentale (EF),
- l'hétérogénéité de distribution, à l'origine de l'erreur de ségrégation (ES).

La seule erreur calculable est l'erreur fondamentale. Cette erreur est liée à l'hétérogénéité de constitution de la matière, elle est donc structurelle.

L'application des formules de Gy (Gy, 1972, 1975, 1976, 1982, 1984, 1988, 1996) est possible si et, seulement si, tous les fragments du lot considéré ont la même probabilité d'être prélevés, entraînant l'annulation de toutes les erreurs non quantifiables.

La variance de l'erreur fondamentale s'écrit :

$$\text{VAR}(\text{EF}) = \left[\frac{1}{M_s} - \frac{1}{M_{\text{lot}}} \right] \sum_i (A_i - A_{\text{moy}})^2 T_i M_{f_i}$$

Formule dans laquelle :

- M_s est la masse de l'échantillon prélevé au sein du lot initial et séché à 80 °C,
- M_{lot} est la masse du lot à échantillonner,
- A_i est la teneur de la grandeur recherchée dans un fragment d'indice i ,
- A_{moy} est la teneur moyenne de la grandeur recherchée dans le produit,
- T_i est la teneur pondérale en fragments d'indice i dans le produit,
- M_{f_i} est la masse d'un fragment d'indice i .

Dans la pratique le lot est infiniment grand par rapport à l'échantillon, la formule devient donc plus simple :

$$\text{VAR}(\text{EF}) = \frac{1}{M_s} \sum_i (A_i - A_{\text{moy}})^2 T_i M_{f_i}$$

M_s , A_{moy} et T_i sont déterminés par les analyses au laboratoire. A_i et M_{f_i} sont des paramètres relatifs à la nature du produit (déchets frais en entrée d'une usine, produits compostés). Les valeurs des paramètres dans les déchets frais ont été déterminées par Wavrer (1997), les caractéristiques des produits compostés ont été mesurées sur des composts provenant de trois usines (Lantic et Landerneau, France ; Riba De Ave, Portugal) afin d'établir une base de données. Le tableau 7 rassemble les résultats de ces mesures sur produits compostés.

Catégorie	Maille (mm)	Mfi (g sur sec)	Pfi (sur sec)	Hfi (% sur brut)
Déchets putrescibles	> 100			
Papiers - Cartons	> 100	41	0,76	0,17
Complexes	> 100	54	0,70	0,21
Textiles	> 100	106	0,75	0,18
Textiles sanitaires	> 100	36	0,70	0,50
Films	> 100	19	0,84	0,16
Autres plastiques	> 100	67	0,86	0,08
Combustibles non classés	> 100	54	0,65	0,03
Verre	> 100			
Métaux ferreux	> 100	93	0,12	0,03
Autres métaux	> 100	5	0,00	0,13
Incombustibles non classés	> 100	38	0,07	0,01
Déchets spéciaux	> 100	42	0,00	0,01
Déchets putrescibles	20 à 100	6,7	0,58	0,53
Papiers - Cartons	20 à 100	3,3	0,74	0,17
Complexes	20 à 100	3,5	0,60	0,21
Textiles	20 à 100	24,4	0,77	0,18
Textiles sanitaires	20 à 100	9,2	0,60	0,50
Films	20 à 100	2,6	0,73	0,16
Autres plastiques	20 à 100	6,4	0,86	0,08
Combustibles non classés	20 à 100	9,9	0,79	0,03
Verre	20 à 100	15,1	0,00	0,01
Métaux ferreux	20 à 100	10,3	0,14	0,03
Autres métaux	20 à 100	8,5	0,24	0,13
Incombustibles non classés	20 à 100	16,0	0,05	0,01
Déchets spéciaux	20 à 100	19,4	0,00	0,01
Déchets putrescibles	8 à 20	2,12	0,63	0,53
Papiers - Cartons	8 à 20	0,35	0,74	0,17
Complexes	8 à 20	0,27	0,63	0,21
Textiles	8 à 20	0,31	0,71	0,18
Textiles sanitaires	8 à 20	0,35	0,73	0,50
Films	8 à 20	0,20	0,70	0,16
Autres plastiques	8 à 20	0,30	0,85	0,08
Combustibles non classés	8 à 20	0,47	0,58	0,03
Verre	8 à 20	2,15	0,00	0,01
Métaux ferreux	8 à 20	1,61	0,04	0,03
Autres métaux	8 à 20	0,19	0,35	0,13
Incombustibles non classés	8 à 20	0,73	0,06	0,01
Déchets spéciaux	8 à 20	0,03	0,00	0,01
Fines < 8 mm	< 8	0,001	0,55	0,43

Tableau 7 : Masse (Mfi), perte au feu à 550°C (Pfi) et humidité (Hfi) des fragments d'un produit composté. On ne trouve pas de déchets putrescibles ni de verre dans les éléments supérieurs à 100 mm

L'erreur fondamentale ne peut être minimisée qu'en augmentant la masse M_S prélevée, ou bien en diminuant la masse fragmentaire M_{f_i} en ayant recours au broyage.

Cette méthode de calcul peut s'appliquer de deux façons :

1 - Soit, on désire mettre en place un protocole d'analyse avec des exigences sur la précision à obtenir. Dans ce cas, on peut calculer la masse de l'échantillon à prélever.

2 - Soit on possède déjà un échantillon, on l'analyse et on veut connaître la précision de l'analyse. Le calcul de la variance relative de l'erreur fondamentale permet le calcul de l'erreur d'échantillonnage avec un niveau de confiance de 0,95.

Nous nous placerons dans ce deuxième cas de figure.

Le calcul de l'erreur d'échantillonnage étant forcément associé à une grandeur, la préparation des échantillons pour analyse est une étape à ne pas négliger. L'erreur de ségrégation prend en compte la répartition spatiale des grains de matière au moment du prélèvement, c'est une propriété conjoncturelle. Elle serait nulle si les grains étaient répartis dans le lot de façon homogène, ce qui est la configuration idéale dont on ne peut que se rapprocher.

Mais, la variance relative (σ_r^2) de l'erreur de ségrégation est toujours inférieure à la variance relative de l'erreur fondamentale dont la valeur est donnée par un calcul (Gy, 1972-1996).

Donc, si on ne peut pas la calculer, on peut évaluer sa plage de variation :

$$0 < \sigma_r^2 (\text{ES}) < \sigma_r^2 (\text{EF})$$

L'erreur fondamentale et l'erreur de ségrégation étant indépendantes, la variance de leur somme est égale à la somme de leur variance, donc :

$$\begin{aligned} \sigma_r^2 (\text{tot}) &= \sigma_r^2 (\text{ES}) + \sigma_r^2 (\text{EF}) \\ &\text{et} \\ \sigma_r^2 (\text{EF}) &< \sigma_r^2 (\text{tot}) < 2 \sigma_r^2 (\text{EF}) \end{aligned}$$

Normalement la variance totale d'échantillonnage n'excède pas deux fois la variance de l'erreur d'échantillonnage. Ainsi pour un intervalle de confiance de 95 %, l'erreur totale est inférieure ou égale à $2,8 \sigma_r(\text{EF})$.

Dans la pratique on constate que, pour une division d'échantillon à cheval sur 2 récipients, le rapport entre la variance de l'échantillonnage et la variance fondamentale est de :

- 4 sans mélange préalable,
- 2 si on mélange une fois l'échantillon,
- 1 si on mélange 5 fois l'échantillon,
- à moins de 1, il y a une erreur de calcul pour la variance fondamentale,
- à plus de 4, il y a soit une erreur de calcul pour la variance fondamentale, soit une mauvaise manipulation.

III-4-2 L'intérêt des formules de Gy

L'intérêt de l'utilisation des formules de Gy réside dans le fait que, sans faire une série d'analyses, la variance de l'erreur fondamentale sera déterminée seulement à partir d'une analyse et d'une base de données des masses fragmentaires par tranche granulométrique. Sous une autre forme on parle d'erreur d'échantillonnage sur un lot infiniment ou parfaitement mélangé. Les calculs sont plus simples que les statistiques classiques. L'examen des termes de la sommation, va pouvoir indiquer immédiatement l'origine des erreurs, le ou les fragments qui apportent de l'hétérogénéité.

III-4-3 Difficultés rencontrées

Les formules de Gy ont été utilisées dans le domaine des minerais avant qu'elles ne soient appliquées aux déchets ménagers. Ce n'est pas le cas de toutes les formules, aussi simples soient elles.

La formule du genre $VAR(EF) = C D_{95}^3$, dans laquelle C est une constante et D_{95} le diamètre retenant 5% de la masse du produit, est inapplicable. En effet dans les ordures ménagères nous avons des corps sphériques pleins, des corps sphériques creux, des corps plats et enfin des corps longilignes. La notion de diamètre doit être abandonnée au profit de la notion de masse moyenne de fragments.

Les masses moyennes de fragments ne sont correctes que si la tranche granulométrique considérée est étroite. Pour les > à 100 mm, peu de difficultés car les fragments sont compris entre 100 et 300 mm, de même pour les 8 à 20 mm, par contre pour les 20 à 100 mm les masses de fragments de 20 à 30 mm ne sont pas les mêmes que celles correspondant aux 30 à 100 mm. Une coupure à 40 mm peut se justifier dans certains cas.

III-5 Les bilans statistiquement cohérents

Après avoir établi un schéma de fonctionnement de l'usine, les bilans statistiquement cohérents seront recherchés à partir de toutes les données disponibles :

- données relevées en usine, pesées et débits,
- données de laboratoire par analyse des flux prélevés.

En effet, il est difficile de boucler le bilan en raison des informations redondantes ou manquantes, et surtout du grand nombre d'équations à traiter : 8 équations à 8 inconnues pour un nœud avec une entrée, 2 sorties et une seule grandeur mesurée.

Le logiciel BILCO du Brgm est utilisé pour combler les mesures manquantes. Des statistiques seront réalisées pour améliorer la précision si les données sont redondantes.

Important : Le logiciel ne pourra rendre un bilan correct que si les données sont suffisantes. Avec trop d'inconnues, le logiciel donne bien un résultat mais avec aucune précision, avec des données contradictoires il va afficher un bilan statistiquement incohérent.

Pour minimiser le travail en usine et au laboratoire, on recherchera les données nécessaires et suffisantes.

III-5-1 Schéma de fonctionnement

Le schéma de fonctionnement est un plan de suivi de l'évolution des flux dans une usine. Il doit mentionner toutes les entrées et les sorties et tout ajout d'eau ou de matière sèche. Le schéma de fonctionnement sera établi avec :

- des nœuds qui seront numérotés et nommés,
- des flux qui seront numérotés et nommés également.

Les flux devront avoir un sens, de l'extérieur vers un nœud, d'un nœud vers un autre nœud, d'un nœud vers l'extérieur. Des boucles sont possibles. La figure 7 donne l'exemple du schéma de fonctionnement de l'usine de tri-compostage de Lantic (22).

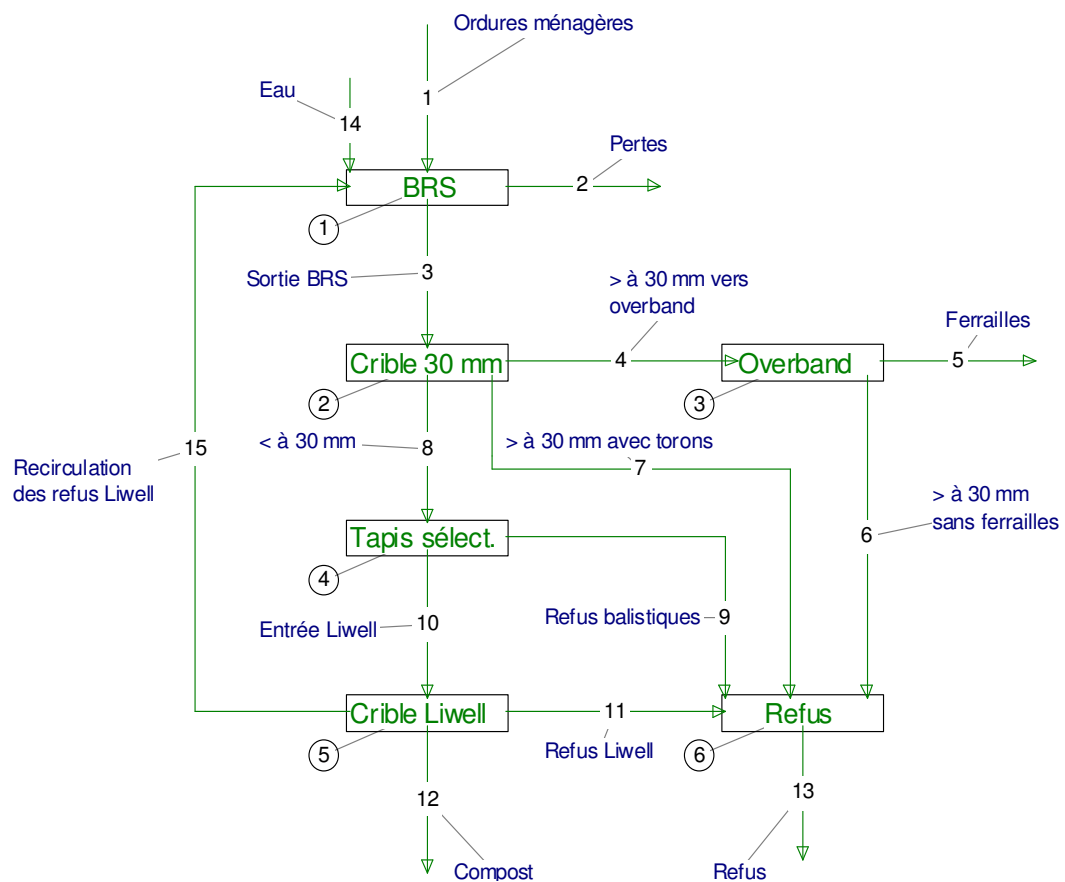


Figure 6 : Exemple de schéma de fonctionnement de l'usine de tri-compostage des déchets ménagers de Lantic (22)

III-5-2 Description des données

Sur le site, l'opérateur doit collecter un maximum de données possibles. Les débits et les pesées mesurés dans la plate-forme ainsi que la précision du matériel utilisé à cet effet, sont d'une grande utilité pour un bouclage rapide et surtout précis du bilan.

Une fois que les analyses sont faites au laboratoire et les erreurs calculées, un bilan statistiquement cohérent sera établi sur le logiciel BILCO, l'opérateur devra fournir, pour chaque flux :

- le débit avec une précision,
- pour chaque constituant, la teneur et la précision de la mesure.

A ce stade il faut distinguer :

- la variance fondamentale VAR(EF) qui est calculée grâce à la formule de Gy,
- l'erreur absolue (EA) qui est déterminée à partir de l'erreur fondamentale. Avec un niveau de précision de 95%, elle est égale à 1,96 s (avec s : écart-type fondamental),
- l'erreur relative (ER) qui est égale à l'erreur absolue divisée par la teneur.

Pour la réalisation des bilans statistiquement cohérents, le logiciel BILCO utilise les erreurs relatives. L'annexe A présente deux exemples de calcul de ces erreurs sur un produit en compostage, le premier concerne l'erreur sur la teneur mesurée en MOT et le deuxième sur la teneur mesurée en putrescibles.

En cas d'absence de mesure, on pourra mettre « inconnu » ou une valeur indicative avec une grande imprécision.

III-5-3 Principes de calcul du logiciel, détermination des estimateurs

Le principe de conservation de la matière sera appliqué pour chaque nœud et pour chaque constituant. Il en résulte un certain nombre d'équations : une équation pour le débit global à chaque nœud et une équation pour le débit partiel de chaque constituant à chaque nœud.

Ensuite nous utiliserons les précisions relatives données pour chaque valeur afin de minimiser une fonction pénalité. Brièvement, pour chaque valeur, des rapports constants seront recherchés entre, d'une part, le carré de l'écart entre la valeur expérimentale et la valeur estimée, et, d'autre part, la variance expérimentale. L'écart varie dans le même sens que la variance.

Les estimateurs seront ensuite calculés par un système de N équations ayant N inconnues. N sera le suivant :

$$N = (\text{nombre de flux} + \text{nombre de nœuds}) \times (\text{nombre de constituants} + 1)$$

N étant vite important, le problème sera résolu en utilisant les multiplicateurs de Lagrange.

Le manuel d'utilisation du logiciel Bilco du Brgm (BRGM, 1990) explique ces principes de manière plus explicite et complète.

III-5-4 Les performances des équipements

Des bilans matière sont établis d'abord pour chaque équipement, ensuite pour une série d'équipements et enfin pour le fonctionnement global d'une usine. Cela nous permet d'évaluer avec précision le rendement de chaque maillon de la chaîne de traitement et d'améliorer la précision du bilan global de l'usine.

La méthode d'évaluation que nous proposons doit être accompagnée de connaissances techniques concernant les différents équipements. Le choix de critères pertinents s'impose aussi. On ne peut pas évaluer le fonctionnement d'un équipement de tri sur la base d'un rendement de la MOT par exemple, même si ce paramètre est important pour quantifier les flux. Par définition, un équipement de tri n'a pas d'impact sur la teneur en MOT d'un flux.

Dans le cadre de notre travail de recherche, les équipements suivants ont été choisis :

- parc de compostage,
- tube rotatif de compostage,
- crible à maille moyenne,
- Double Tapis Sélectionneur (DTS),
- crible à maille fine,
- Table Densimétrique (TD).

Le choix de ces équipements ne signifie pas l'étude d'un procédé particulier, mais une évaluation des équipements les plus utilisés dans les usines existantes. Les équipements étudiés se trouvent dans des usines différentes qui traitent soit des déchets ménagers bruts soit des biodéchets. Une présentation du principe de fonctionnement de l'équipement et de la plate-forme concernée va précéder chaque évaluation.

Après l'évaluation des équipements cités, une simulation de traitement sera proposée ainsi qu'une chaîne type.

CHAPITRE IV - La MOT et les cendres pendant le compostage. Comportement et précision de la mesure

Le compostage est un processus microbiologique qui permet la décomposition des déchets organiques en produit humique stable (Higgins & Walker, 2001). En plus de l'humidité, la teneur en Matière Organique Totale (MOT) est un des premiers critères sur lesquels on se base pour juger de la compostabilité d'un produit donné (Boni & Musmeci, 1998 ; Soudi 2001). Par conséquent, l'activité microbienne dans un tas en compostage est constatée par une diminution de la teneur en MOT dans le produit (Belguith *et al*, 2004).

La teneur en MOT est mesurée par perte au feu à 550°C selon la norme AFNOR NF U 44-304 et la norme européenne NF EN 13039. La précision de cette mesure est très importante car elle constitue la base de nos analyses pour évaluer les pertes en compostage lors de la réalisation des bilans matière.

Pour vérifier la constance de la matière minérale en cours de compostage et estimer la précision des analyses de cendres à 550°C, un échantillon de compost frais et fin a été mis à composter dans un réacteur de 38 litres durant 42 jours.

IV-1 Matériel et méthodes

Du compost homogénéisé, en début de phase thermophile, a été prélevé dans l'usine de Lantic (22) en sortie du tube rotatif après un temps de séjour d'un jour. Le produit non transformé mais homogénéisé a été criblé à 8 mm pour faciliter les mesures et diminuer les erreurs d'échantillonnages. Le passant du criblage est mis dans un réacteur de 38 litres (35 cm de diamètre, 40 cm de hauteur) dans lequel on injecte de l'air (Figure 7). Dans le fond du réacteur un grillage permet la diffusion de l'air à travers la masse de compost. Un tuyau de 2 cm de diamètre sert de cheminée.

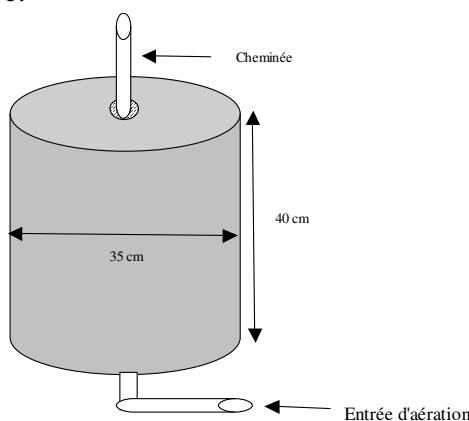


Figure 7 : Réacteur de compostage

Une fois refermé, le réacteur est placé dans une enceinte isolante. L'aération modérée active la phase thermophile sans refroidir la masse de compost. Le débit d'air en petite quantité n'est pas mesuré au cours de l'essai.

Le but est de pousser le compostage à son terme et non pas l'étude de son déroulement. La température et la masse sont régulièrement mesurées. Lorsque le réacteur est ouvert, le compost est retourné et aéré, un échantillon est prélevé pour déterminer l'humidité à 80°C et la teneur en matière organique par perte au feu à 550°C. Le reste de compost est remis à composter.

IV-2 Résultats et discussion

En tenant compte des ajouts d'eau et de la masse des échantillons prélevés, il est possible de suivre l'évolution du compost selon la formule suivante :

$$MH_{ct} = (MH_{pt} * MH_{ct-1}) / (MH_{pt-1} - ME_{t-1})$$

Formule dans laquelle :

- MH_{ct} : la masse humide corrigée du compost à l'instant t
- MH_{pt} : la masse humide pesée du compost à l'instant t
- MH_{ct-1} : la masse humide corrigée du compost à l'instant (t-1)
- MH_{pt-1} : la masse humide pesée du compost à l'instant (t-1)
- ME_{t-1} : la masse de l'échantillon prélevé à l'instant (t-1)

Cette succession de calculs nous permet de suivre l'évolution de la température, de la matière sèche et humide ainsi que la teneur en MOT et en cendres durant les 42 jours de l'essai (Tableau 8).

Durée (jour)	Température (°C)	Matière humide (g)	Ech prélevé (g)	Matière humide sans éch. (g)	Humidité (% sur humide)	Matière org. (% sur sec)
0		15434		15434	53,93	68,39
3		15418	215,9	15418	53,45	69,01
6	34,8	15146	397,5	15361	52,98	67,67
7	34,0	14706	391,6	15317	52,77	68,02
7*		15243		16310		
8		15206	423,6	16271	55,91	66,34
9	37,0	14717	394,3	16199	56,55	66,94
10		14249	432,1	16116	56,87	67,38
10*		14899		17378		
13	35,2	14392	190,3	16786	58,98	67,09
14		14171	195,5	16750	58,94	67,03
15	39,3	13888	166,6	16645	58,78	67,07
16	65,5	13370	127,7	16219	58,16	66,3
17	70,1	12222	164,1	14969	55,07	62,91
20	66,0	10724	155,5	13313	54,68	62,53
20*		11724		14769		
21	55,0	10626	121,5	13386	58,02	59,75
22	52,0	10522	114,5	13408	57,08	57,91
23	50,0	10116	117,3	13032	56,42	57,44
24	54,0	9578	150,3	12484	57,42	55,96
27	41,0	8874	101,0	11751	55,67	53,13
27*		9874		13226		
28	40,0	9643	108,2	12916	60,98	53,32
29	38,0	9377	100,0	12702	60,34	53,87
30	34,0	9141	86,4	12516	59,96	52,2
34	33,0	8712	84,8	12043	60,29	52,18
35	37,0	8547	86,2	11931	60,81	52,78
36	40,0	8379	89,0	11815	59,40	50,65
37	31,0	7556	82,8	10769	58,55	49,43
38	29,0	7408	98,6	10675	58,25	50,97
42	21,2	7343		10724	57,73	50,81

* : ajout d'eau.

Tableau 8 : Suivi de l'évolution de la température, de l'humidité et de la matière organique durant le compostage dans le réacteur

Le calcul d'erreur sur la précision de la mesure de cendres a été effectué pour un prélèvement de 200 grammes à l'état frais. Il en résulte une précision relative de 2,5 % pour les 200 grammes prélevés, soit 60 g sur les 2317 g de cendres contenues dans le réacteur. La prise d'échantillon est suffisante car l'écart-type entre mesures est de 78 g.

Les résultats de cet essai (Tableau 9, figure 8), permettent de dire que la mesure de la teneur en cendres à 550°C se fait avec un niveau de confiance très élevé.

Durée (Jour)	Matière humide sans éch. (g)	Eau	Matière sèche (g)	Matière org.	Cendres
0	15434	8323	7111	4863	2248
3	15418	8241	7177	4953	2224
6	15361	8138	7223	4888	2335
7	15317	8083	7234	4921	2313
7*	16310	9076	7234	4921	2313
8	16271	9097	7174	4759	2415
9	16199	9160	7038	4712	2327
10	16116	9165	6951	4683	2267
10*	17378	10427	6951	4683	2267
13	16786	9901	6885	4619	2266
14	16750	9872	6878	4610	2268
15	16645	9784	6861	4601	2259
16	16219	9432	6787	4500	2287
17	14969	8243	6726	4231	2495
20	13313	7280	6033	3772	2261
20*	14769	8736	6033	3772	2261
21	13386	7767	5619	3357	2262
22	13408	7653	5755	3332	2422
23	13032	7353	5679	3262	2417
24	12484	7169	5315	2975	2341
27	11751	6541	5209	2768	2442
27*	13226	8016	5209	2768	2442
28	12916	7876	5040	2688	2353
29	12702	7665	5037	2714	2324
30	12516	7504	5012	2616	2396
34	12043	7261	4782	2495	2287
35	11931	7255	4676	2468	2208
36	11815	7019	4797	2429	2367
37	10769	6306	4463	2206	2257
38	10675	6218	4457	2272	2185
42	10724	6191	4533	2303	2230

* : ajout d'eau

Tableau 9 : Suivi de l'évolution de l'humidité, de la matière sèche, de la matière organique et de cendres durant le compostage dans le réacteur

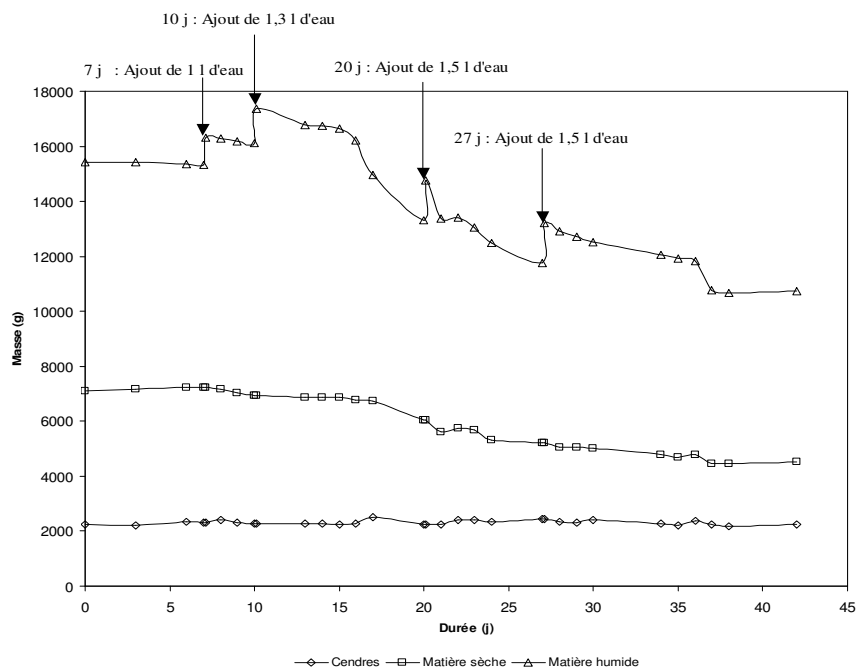


Figure 8 : Suivi de la matière humide, de la matière sèche et de cendres durant le compostage dans le réacteur

La masse de la matière sèche et, par conséquent, celle de la matière organique, s'est stabilisée durant les 5 derniers jours de l'essai. Cela laisse croire qu'après la phase de compostage le produit garde environ 2/3 de sa teneur en matière organique. Cela correspond aux résultats de la littérature (Belguith *et al*, 2004).

La perte de la matière organique en compostage est estimée en moyenne à 3,3% par jour quand la température dépasse les 50°C. Cette perte est de l'ordre de 1,5% en moyenne par jour quand la température est inférieure à 50°C.

Ces résultats permettent d'affirmer avec un niveau de confiance élevé, que la masse des cendres reste constante durant la phase de compostage. Les analyses effectuées montrent aussi que dans l'ensemble la masse de cendres est légèrement plus élevée lorsque la température du produit est supérieure à 40°C. Ceci signifie que lorsque l'on prélève à chaud, il convient de peser rapidement. Sinon la masse humide sera sous-estimée du fait d'une évaporation et donc la matière sèche surestimée. Cela conduit par la suite à une surestimation de la masse de cendres.

Les analyses de cendres par perte au feu à 550°C en entrée et en sortie d'un équipement de compostage nous permettront de déterminer les pertes de masse sous forme gazeuse pendant le séjour du produit dans cet équipement. 2% d'erreur absolue en entrée et 2% d'erreur absolue en sortie nous donneront $2\sqrt{2}$ % d'erreur absolue sur ces pertes.

Le bilan matière pourra être associé à des analyses de la composition des gaz pour obtenir des résultats précis sur la quantité et la qualité des gaz dégagés.

CHAPITRE V - Le parc de compostage : au cœur du procédé

Les procédés de compostage sont variés (Walker *et al*, 1999). La technique s'est développée pour répondre à l'évolution des gisements compostés, aux normes d'hygiène et aux exigences de qualité du compost produit. En effet, l'augmentation de la quantité des déchets, la contrainte de place dans les plate-formes et la volonté de minimiser l'impact négatif sur le milieu environnant et les riverains, ont eu comme conséquence l'apparition de techniques plus rapides et plus propres. Les techniques de compostage peuvent être classées en quatre catégories :

- le compostage en andains à l'air libre ou sous hall, avec une aération naturelle ou forcée,
- le compostage en box (ouverts ou couverts) ou en silo,
- le compostage en conteneurs ou en tunnel,
- le compostage en tube rotatif, qui peut servir aussi à un pré-traitement avant mise en andains.

Nous nous sommes intéressés aux deux équipements de compostage les plus utilisés : le parc de compostage couvert avec une aération forcée et le tube rotatif.

V-1 Le parc de compostage

Pour donner un exemple d'évaluation du fonctionnement d'un parc de compostage, nous avons choisi le parc de la plate-forme de Riba De Ave située à 50 km au Nord Ouest de Porto au Portugal. Cette plate-forme a une capacité de traitement de 72000 t par an de déchets ménagers.

La chaîne de traitement est constituée d'une fosse de réception, de deux tubes rotatifs de compostage, d'un criblage moyen à 25 mm, d'un parc de compostage et enfin d'un affinage qui comprend un crible de 15 mm et deux tables densimétriques (figure 9).

Le produit sortant des tubes rotatifs et passant après criblage à 25 mm (zone 0), est mis en tas dans le parc de compostage pendant 7 semaines avec un retournement hebdomadaire. Le retournement s'effectue grâce à un pont-roulant sur lequel est installé un Retourneur Automatique de Compost (RAC). Après chaque semaine, le produit est transféré par l'intermédiaire du RAC, d'une zone à une autre, longitudinalement (7 zones au total). Une série de canalisations disposées dans le plancher est reliée à un ensemble de ventilation. Les tas sont aérés par aspiration.

Le parc est couvert et aucun arrosage n'est effectué au cours du cycle de compostage. Une photo du parc est présentée en annexe B.

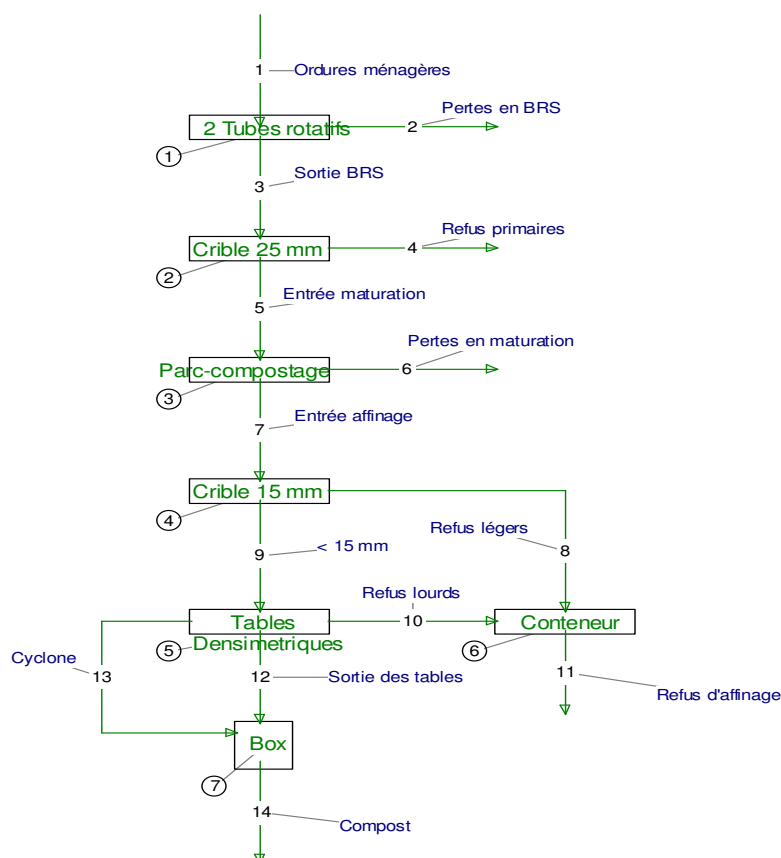


Figure 9 : Schéma de fonctionnement de la plate-forme de Riba De Ave au Portugal

V-2 Caractérisation des flux

Les prélèvements effectués dans l'usine, les analyses au laboratoire et le calcul d'erreurs selon les méthodes décrites (voir chapitre III) nous permettent de caractériser les flux du parc de compostage (tableau 10, figure 10). Les échantillons prélevés dans la plate-forme ont été séchés à 80°C. Etant donné que le produit entrant dans le parc de compostage est le passant au crible de 25 mm, les produits secs ont été criblés à 20 et 8 mm. Les produits > à 8 mm (20 à 25 et 8 à 20 mm) ont fait l'objet d'un tri manuel, une perte au feu à 550 °C a été réalisée sur le produit < à 8 mm.

Zone	Masse prélevée (g)	Hum. ± EA (% sur brut)	MOT ± EA	Granulométrie (% sur sec)		
				20 à 25 mm	8 à 20 mm	< à 8 mm
0	7767	56 ± 0,6	62 ± 0,5	1	25	74
1	2990	56 ± 0,7	67 ± 1,1	1	16	83
2	3449	53 ± 0,9	63 ± 1,3	1	22	77
3	3419	52 ± 0,8	63 ± 1,2	0	20	80
4	3962	51 ± 0,7	59 ± 1	1	17	82
5	4344	48 ± 0,8	60 ± 1,3	1	22	77
6	3674	42 ± 0,8	57 ± 1,4	1	21	78
7	3866	42 ± 0,7	60 ± 1,3	0	18	82

Tableau 10 : Masse, Humidité, MOT et granulométrie des échantillons prélevés dans les zones 0 à 7

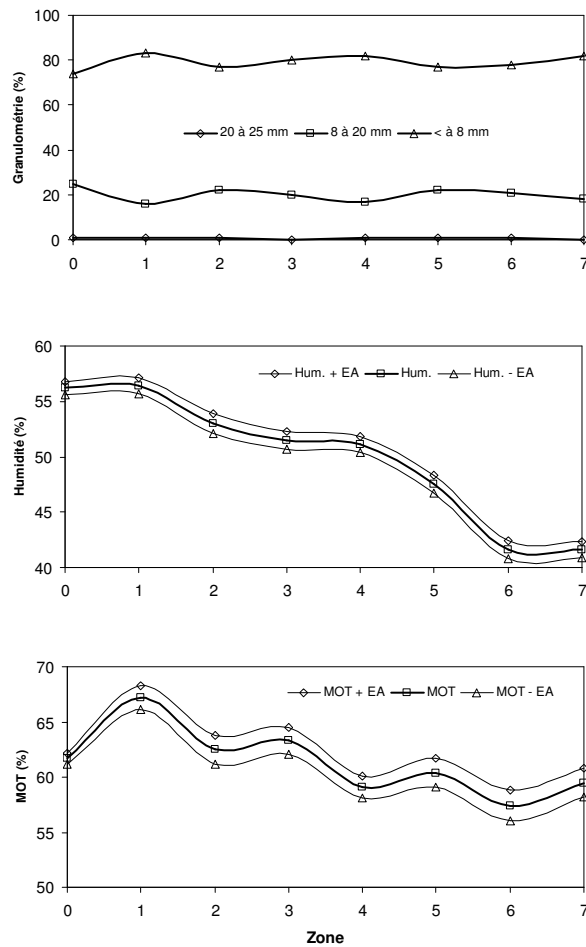


Figure 10 : Evolution de la granulométrie, de l'humidité et de la MOT (en % sur sec) des produits compostés dans le parc

Comme le montre la partie consacrée aux paramètres du compostage (voir chapitre II), l'activité microbienne dans le parc est visible à travers les pertes d'eau et de matière organique.

Au moment où l'humidité diminue au fur et à mesure de la durée du cycle de compostage pour stagner après six semaines, la MOT suit globalement une évolution décroissante mais la courbe présente une anomalie importante entre la zone 0 et la zone 1 (remontée). Des anomalies sont aussi remarquées dans l'évolution de la granulométrie. Le pourcentage de la classe granulométrique de 20 à 25 mm est presque le même pour toutes les zones. Pour les classes granulométriques 8 à 20 mm et < 8 mm, les pourcentages varient peu mais ne suivent pas une évolution, croissante ou décroissante, nette.

L'humidité et la MOT d'un côté, la granulométrie d'un autre, nous donnent des informations contradictoires sur l'activité microbienne dans le parc de compostage. Le tri des produits > 8 mm (tableau 11) nous permet de découvrir la composition des échantillons.

Catégories	Maille (mm)	Z0	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6	Z6
		(%)							
Déchets putrescibles	20 à 25	0,0 ± 0,4	0,0 ± 0,5	0,0 ± 0,6	0,0 ± 0,6	0,0 ± 0,4	0,1 ± 0,7	0,0 ± 0,6	0,0 ± 0,5
Papiers - Cartons	20 à 25	0,3 ± 0,3	0,0 ± 0,3	0,0 ± 0,4	0,0 ± 0,4	0,0 ± 0,3	0,0 ± 0,5	0,0 ± 0,3	0,0 ± 0,4
Complexes	20 à 25	0,0	0,0	0,0 ± 0,1	0,0	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,0	0,0 ± 0,1
Textiles	20 à 25	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,2
Textiles sanitaires	20 à 25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Films	20 à 25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Autres plastiques	20 à 25	0,1 ± 0,2	0,0 ± 0,3	0,2 ± 0,5	0,0 ± 0,3	0,1 ± 0,4	0,0 ± 0,5	0,0 ± 0,4	0,1 ± 0,4
Combustibles non classés	20 à 25	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,1 ± 0,3	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,1
Verre	20 à 25	0,4 ± 1,1	0,7 ± 1,4	0,6 ± 1,8	0,2 ± 1,5	0,3 ± 1,4	0,5 ± 1,8	0,7 ± 1,6	0,2 ± 1,6
Métaux ferreux	20 à 25	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,3	0,0	0,0	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,3	0,0 ± 0,4	0,0 ± 0,2
Autres métaux	20 à 25	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,2	0,0 ± 0,4	0,0 ± 0,1	0,0	0,0	0,0 ± 0,3	0,0 ± 0,1
Incombustibles non classés	20 à 25	0,1 ± 0,5	0,1 ± 0,7	0,1 ± 0,8	0,0 ± 0,8	0,0 ± 0,6	0,0 ± 0,8	0,1 ± 0,9	0,0 ± 1,2
Déchets spéciaux	20 à 25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Déchets putrescibles	8 à 20	5,3 ± 0,4	5 ± 0,5	4,6 ± 0,6	4,5 ± 0,6	3,3 ± 0,4	5 ± 0,7	5 ± 0,6	3,1 ± 0,5
Papiers - Cartons	8 à 20	6,4 ± 0,3	2,5 ± 0,3	4,4 ± 0,4	4,6 ± 0,4	3,8 ± 0,3	6 ± 0,5	2,5 ± 0,3	4,7 ± 0,4
Complexes	8 à 20	0,0	0,0	0,1 ± 0,1	0,0	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,0	0,0 ± 0,1
Textiles	8 à 20	0,2 ± 0,1	0,6 ± 0,2	0,8 ± 0,3	0,4 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,5 ± 0,2
Textiles sanitaires	8 à 20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Films	8 à 20	0,0	0,2 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,2 ± 0,0	0,4 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,2 ± 0,0	0,1 ± 0,0
Autres plastiques	8 à 20	0,4 ± 0,2	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,5	0,4 ± 0,3	0,6 ± 0,4	0,6 ± 0,5	0,5 ± 0,4	0,4 ± 0,4
Combustibles non classés	8 à 20	0,6 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,8 ± 0,3	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1
Verre	8 à 20	10,8 ± 1,1	6,1 ± 1,4	8,9 ± 1,8	8,5 ± 1,5	7,5 ± 1,4	8,5 ± 1,8	6,1 ± 1,6	8,6 ± 1,6
Métaux ferreux	8 à 20	0,0 ± 0,1	0,3 ± 0,3	0,0	0,0	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,3 ± 0,4	0,1 ± 0,2
Autres métaux	8 à 20	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,4 ± 0,4	0,0 ± 0,1	0,0	0,0	0,1 ± 0,3	0,0 ± 0,1
Incombustibles non classés	8 à 20	1 ± 0,5	0,7 ± 0,7	0,7 ± 0,8	0,9 ± 0,8	0,6 ± 0,6	0,7 ± 0,8	0,7 ± 0,9	2 ± 1,2
Déchets spéciaux	8 à 20	0,1 ± 0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fines < 8 mm	< 8	73,9 ± 1,1	83 ± 1,5	77,4 ± 1,8	79,5 ± 1,6	82,1 ± 1,5	77 ± 1,9	83 ± 1,8	79,8 ± 1,8
Totaux		100	100	100	100	100	100	100	100

Tableau 11 : Composition des flux après tri manuel des éléments > à 8 mm

Des catégories comme les putrescibles et les papiers-cartons, qui sont des critères pertinents dans ce genre d'équipement, ne suivent pas une évolution nette. Pourtant elles sont les plus concernées par cette étape biologique de la chaîne de traitement. D'autres catégories comme les complexes ou les métaux, même si le compostage n'a pas d'effet sur elles, apparaissent dans des zones et non dans d'autres.

Ces informations portent à croire que nous avons une hétérogénéité des flux. L'établissement des bilans matières statistiquement cohérents va nous apporter plus d'informations.

V-3 Bilan matière statistiquement cohérent du parc de compostage

V-3-1 Bilan global de l'équipement

Un bilan global de l'équipement est un bilan qui ne prend en considération que les caractéristiques du flux entrant (zone 0), et celles du flux sortant (zone 7). Ce bilan matière permet d'évaluer le rendement de l'équipement et de quantifier les pertes totales en compostage.

Le schéma global de fonctionnement du parc de compostage est présenté dans la figure 9. Il s'agit, comme on peut le voir sur le schéma de fonctionnement de la plate-forme (figure 11), d'une entrée : zone 0 qui représente le passant du crible de 25 mm, et de deux sorties : zone 7 qui représente le flux partant vers l'affinage après 7 semaines de compostage et les pertes en eau et en matière sèche pendant cette étape de traitement.

La seule mesure effectuée sur la plate-forme concerne le débit du flux sortant (zone 7) qui est de l'ordre de 17 t/h de produit sec. L'établissement du bilan matière statistiquement cohérent de l'équipement sur le logiciel BILCO va nous permettre de résoudre ce problème.

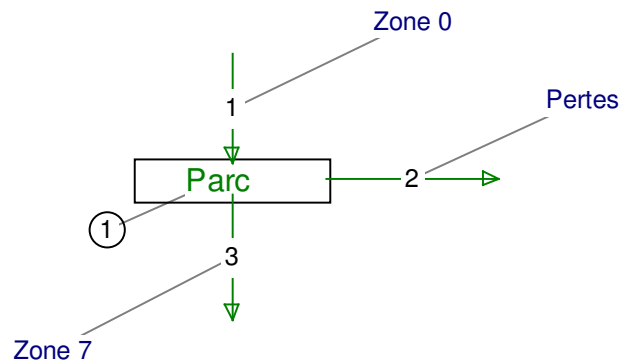


Figure 11 : Schéma global de fonctionnement du parc de compostage de l'usine de Riba De Ave (Portugal)

La quantité du flux sortant étant connue, le bilan global de la MOT peut être établi pour déterminer la quantité du flux entrant et celle des pertes.

L'avantage de commencer par ce bilan est de n'avoir qu'un critère : la teneur en MOT. La teneur en cendres est le complément de la MOT à 100%. La teneur en MOT dans les flux entrants et sortants est déterminée par analyses au laboratoire des échantillons prélevés. La teneur en MOT dans les pertes en gaz lors du compostage est de 100% par rapport à la matière sèche. Le fait de ne pas avoir beaucoup d'inconnues facilite l'établissement de ce bilan.

Le bilan global de la MOT et le rendement quantitatif dans le parc de compostage de l'usine de Riba De Ave sont présentés dans le tableau 12.

Matière sèche	Zone 0		Pertes		Zone 7	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	17971,2	1,8	971,2	34,0	17000	0
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
MOT	61,7	0,4	100	0	59,5	1,2
Cendres	38,3	0,6	0	0	40,5	1,7

Tableau 12 : Bilan global de la MOT et rendement quantitatif dans le parc de compostage

Le bilan matière statistiquement cohérent améliore les précisions (0,4% d'erreur relative sur la MOT au lieu de 0,7% dans la zone 0 et 1,2% au lieu de 2,1% dans la zone 7).

Selon ce bilan, les pertes globales dans le parc de compostage sont estimées à 5% de la matière sèche entrante. Ce résultat peut paraître valable mais il n'explique pas la contradiction concernant l'évolution de l'humidité et de la MOT d'un côté et celle de la granulométrie d'un autre.

Pour comprendre ce qui se passe pendant l'opération de compostage dans le parc, il faut faire un bilan détaillé de l'équipement.

V-3-2 Bilan détaillé de l'équipement

Le bilan détaillé de l'équipement va nous permettre d'évaluer le rendement de chaque semaine et de suivre l'évolution des flux (produit en compostage et pertes) au fur et à mesure de leurs avancements dans le parc de compostage.

Pour réaliser ce bilan, le schéma de fonctionnement de l'équipement doit être aussi détaillé (figure 12). Le bilan matière détaillé du parc de compostage figure sur les tableaux 13, 14, 15 et 16.

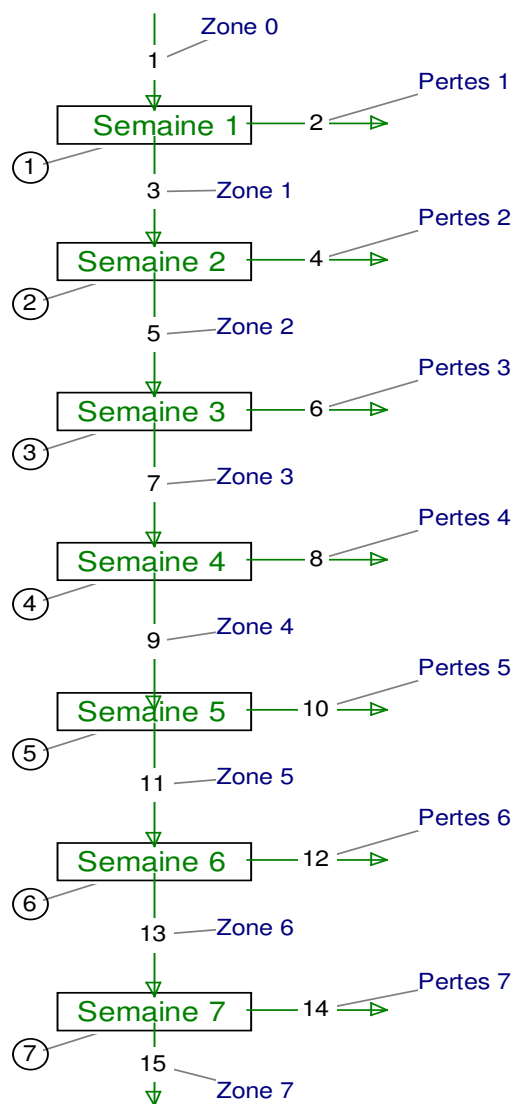


Figure 12 : Schéma détaillé du fonctionnement du parc de compostage de l'usine de Riba De Ave (Portugal)

Matière sèche	Zone 0		Pertes 1		Zone 1		Pertes 2		
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	
	18437,9	1	-2012,2	2	20450,1	1	4955,4	2	
Catégories	(mm)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Déchets putrescibles	20 à 25	0,0	1595	0,1	3087	0,0	1063	0,1	1063
Papiers - Cartons	20 à 25	0,3	73	-2,7	73	0,0	0	-0,1	596
Complexes	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	327
Textiles	20 à 25	0,2	51	-1,6	51	0,0	0	0,0	1529
Textiles sanitaires	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Films	20 à 25	0,0	124	0,0	1973	0,0	191	0,0	990
Autres plastiques	20 à 25	0,1	314	-0,5	314	0,0	0	-0,6	143
Combustibles non classés	20 à 25	0,0	928	-0,1	928	0,0	0	-0,3	171
Verre	20 à 25	0,4	183	3,3	137	0,7	95	0,9	303
Métaux ferreux	20 à 25	0,0	543	-0,1	543	0,0	0	0,0	0
Autres métaux	20 à 25	0,0	423	-0,2	423	0,0	0	0,0	0
Incombustibles non classés	20 à 25	0,1	413	0,0	133077	1,0	452	0,1	2120
Déchets putrescibles	8 à 20	5,3	6	1,9	208	5,0	7	6,2	28
Papiers - Cartons	8 à 20	6,4	4	-32,9	10	2,5	9	-3,5	35
Complexes	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	-0,2	54
Textiles	8 à 20	0,2	59	4,2	34	0,6	22	-0,2	410
Textiles sanitaires	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Films	8 à 20	0,0	32	1,4	17	0,2	13	-0,1	82
Autres plastiques	8 à 20	0,4	49	0,9	266	0,5	49	0,2	571
Combustibles non classés	8 à 20	0,6	19	-3,1	39	0,2	40	-1,5	44
Verre	8 à 20	10,8	7	-37,6	23	6,1	13	-2,8	133
Métaux ferreux	8 à 20	0,0	250	2,4	70	0,3	62	1,1	62
Autres métaux	8 à 20	0,1	111	0,5	295	0,1	101	-0,8	117
Incombustibles non classés	8 à 20	1,0	46	-1,6	326	0,7	62	1,0	216
Déchets spéciaux	8 à 20	0,1	70	-0,6	70	0,0	0	0,0	0
Fines < 8 mm	<8	73,9	1	166,2	6	83,0	1	100,5	4
Totaux		100,0		100,0		100,9		100,0	

Tableau 13 : Bilan matière sèche du parc de compostage restitué par le logiciel BILCO (zone 0 et zone 1)

Matière sèche	Zone 2		Pertes 3		Zone 3		Pertes 4		
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	
	15494,7	1	-966	2	16460,7	1	-1517,4	2	
Catégories	(mm)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Déchets putrescibles	20 à 25	0,0	0	0,4	1128	0,0	1128	-0,1	3112
Papiers - Cartons	20 à 25	0,0	596	-0,3	1432	0,0	1445	-0,1	4985
Complexes	20 à 25	0,0	327	-0,2	327	0,0	0	0,4	106
Textiles	20 à 25	0,0	1529	2,7	121	0,2	97	-0,1	3729
Textiles sanitaires	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Films	20 à 25	0,0	266	-0,2	266	0,0	0	0,2	127
Autres plastiques	20 à 25	0,2	143	-2,9	178	0,0	2696	0,7	453
Combustibles non classés	20 à 25	0,1	171	-1,4	171	0,0	0	0,1	1137
Verre	20 à 25	0,6	155	-6,8	249	0,2	527	2,2	491
Métaux ferreux	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Autres métaux	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Incombustibles non classés	20 à 25	0,1	490	-1,6	490	0,0	0	0,0	0
Déchets putrescibles	8 à 20	4,6	10	3,0	288	4,5	9	-10,5	55
Papiers - Cartons	8 à 20	4,4	7	7,8	77	4,6	6	-5,2	80
Complexes	8 à 20	0,1	54	-0,8	84	0,0	97	-0,2	97
Textiles	8 à 20	0,8	24	-6,7	61	0,4	46	1,0	222
Textiles sanitaires	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Films	8 à 20	0,3	12	-0,4	151	0,2	12	2,0	24
Autres plastiques	8 à 20	0,5	63	-2,6	237	0,4	72	2,9	126
Combustibles non classés	8 à 20	0,8	25	-1,1	349	0,7	24	-0,6	357
Verre	8 à 20	8,9	12	0,5	3887	8,4	11	-3,0	359
Métaux ferreux	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	1,8	98
Autres métaux	8 à 20	0,4	63	-6,7	66	0,0	404	-0,1	404
Incombustibles non classés	8 à 20	0,6	88	4,7	229	0,9	61	-2,0	327
Déchets spéciaux	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Fines < 8 mm	<8	77,4	1	112,7	12	79,5	1	110,5	7
Totaux		100,0		100,0		100,0		100,0	

Tableau 14 : Bilan matière sèche du parc de compostage restitué par le logiciel BILCO (zone 2 et zone 3)

Matière sèche	Catégories	(mm)	Zone 4		Pertes 5		Zone 5		Pertes 6	
			Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
			17978	1	3683,5	2	14294,5	1	-5655,5	2
	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)		
Déchets putrescibles	20 à 25	0,0	3293	-0,2	1142	0,1	821	0,0	3530	
Papiers - Cartons	20 à 25	0,0	2439	-0,1	1503	0,0	948	-0,1	948	
Complexes	20 à 25	0,0	106	0,0	678	0,0	149	-0,1	149	
Textiles	20 à 25	0,2	102	0,6	163	0,0	522	-0,1	522	
Textiles sanitaires	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Films	20 à 25	0,0	127	0,1	274	0,0	349	0,0	1073	
Autres plastiques	20 à 25	0,1	376	0,3	500	0,0	3202	0,0	3202	
Combustibles non classés	20 à 25	0,0	1137	-0,1	721	0,0	438	-0,1	438	
Verre	20 à 25	0,3	249	-0,4	1184	0,5	207	1,0	390	
Métaux ferreux	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Autres métaux	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Incombustibles non classés	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,4	571	
Déchets putrescibles	8 à 20	3,3	12	-3,6	75	5,0	11	4,9	34	
Papiers - Cartons	8 à 20	3,8	7	-4,5	49	5,9	8	-6,1	26	
Complexes	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Textiles	8 à 20	0,4	36	-0,4	252	0,6	33	0,4	196	
Textiles sanitaires	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Films	8 à 20	0,4	9	0,7	33	0,3	14	-0,2	82	
Autres plastiques	8 à 20	0,6	49	0,4	462	0,6	64	0,1	2813	
Combustibles non classés	8 à 20	0,6	25	1,5	61	0,4	52	0,0	2282	
Verre	8 à 20	7,5	11	3,4	142	8,5	13	0,0	10077	
Métaux ferreux	8 à 20	0,2	98	0,2	696	0,1	165	0,5	225	
Autres métaux	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,5	131	
Incombustibles non classés	8 à 20	0,6	72	0,3	823	0,7	86	0,8	310	
Déchets spéciaux	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Fines < 8 mm	< 8	82,1	1	101,9	5	77,0	2	98,2	5	
Totaux		100,0		100,0		100,0		100,0		

Tableau 15 : Bilan matière sèche du parc de compostage restitué par le logiciel BILCO (zone 4 et zone 5)

Matière sèche	Catégories	(mm)	Zone 6		Pertes 7		Zone 7	
			Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
			19950	1	2950	2	17000	1
	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)		
Déchets putrescibles	20 à 25	0,0	1277	0,2	1277	0,0	0	
Papiers - Cartons	20 à 25	0,0	0	-0,2	703	0,0	703	
Complexes	20 à 25	0,0	0	-0,2	127	0,0	127	
Textiles	20 à 25	0,0	0	-0,2	481	0,0	481	
Textiles sanitaires	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Films	20 à 25	0,0	263	-0,2	132	0,0	79	
Autres plastiques	20 à 25	0,0	0	-0,7	232	0,1	232	
Combustibles non classés	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Verre	20 à 25	0,7	154	3,2	251	0,2	520	
Métaux ferreux	20 à 25	0,0	0	-0,2	375	0,0	375	
Autres métaux	20 à 25	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Incombustibles non classés	20 à 25	0,1	571	0,7	571	0,0	0	
Déchets putrescibles	8 à 20	5,0	8	16,2	20	3,1	14	
Papiers - Cartons	8 à 20	2,5	11	-9,9	23	4,7	7	
Complexes	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Textiles	8 à 20	0,6	32	0,8	168	0,5	34	
Textiles sanitaires	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Films	8 à 20	0,2	18	0,5	49	0,1	27	
Autres plastiques	8 à 20	0,5	74	0,7	338	0,4	86	
Combustibles non classés	8 à 20	0,2	49	0,7	123	0,2	62	
Verre	8 à 20	6,1	19	-8,7	95	8,6	14	
Métaux ferreux	8 à 20	0,3	114	1,3	157	0,1	253	
Autres métaux	8 à 20	0,1	131	0,8	150	0,0	416	
Incombustibles non classés	8 à 20	0,7	86	-6,5	88	2,0	47	
Déchets spéciaux	8 à 20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	
Fines < 8 mm	< 8	83,0	1	101,6	9	79,8	2	
Totaux		100,0		100,0		100,0		

Tableau 16 : Bilan matière sèche du parc de compostage restitué par le logiciel BILCO (zone 6 et zone 7)

Ce bilan n'est toujours pas lisible (exemple dans le tableau 13 : 133077% de 0,0%). Les quantités négatives des pertes pendant les semaines 1, 3, 4 et 6 signifient qu'il y a des gains en matière sèche. Même si durant le compostage, des plastiques et des boîtes de conserve perdent leur contenu et que l'effet mécanique des retournements peut casser le verre pour le faire passer d'une classe granulométrique à une autre, la quantité importante de ces gains reflète l'hétérogénéité des flux surtout en absence de tout apport extérieur de matière sèche durant le cycle de compostage.

V-4 Discussion

L'analyse du fonctionnement du parc de compostage de la plate-forme de Riba De Ave nous a permis de constater la sensibilité de notre méthode et sa précision.

Les produits présents dans les zones de 0 à 7 ont comme origine les déchets ménagers entrant dans l'usine pendant cette période. Sachant que les collectivités concernées sont toujours les mêmes, et que 7 semaines n'est pas une période suffisante pour observer des changements majeurs dans la composition des déchets entrants, l'idée d'une hétérogénéité des flux dans le parc de compostage apparaît peu probable. Si on ajoute à cela le résultat du bilan matière global de l'équipement qui estime les pertes dans le parc à 5% l'affaire devient plus compliquée.

Pourtant nos analyses et le bilan matière statistiquement cohérent détaillé ont bien montré la présence d'une hétérogénéité. La sensibilité de notre méthode à la présence ou non d'une ou de plusieurs catégories et à l'absence d'une évolution nette a été démontrée. Mais d'où vient cette hétérogénéité ?

BILCO reste avant tout un logiciel de calcul. Le fait de lui donner une teneur en MOT de la zone 7 inférieure à celle de la zone 0 et la possibilité d'une deuxième sortie sous forme de pertes, lui ont suffi pour réaliser un bilan cohérent. D'où l'importance d'évaluer un équipement sur la base d'un seul flux. L'hétérogénéité vient de deux sources :

- des changements, même mineurs, dans la nature des déchets entrants,
- des changements dans le fonctionnement des équipements qui précèdent le parc de compostage (le temps de séjour dans les deux tubes rotatifs et le crible de 25 mm). En effet, une relation d'interdépendance existe entre les différents maillons d'une chaîne de traitement et toute étude d'évaluation qui ne prend pas en considération cette relation peut être biaisée.

Cela dit, nous proposons deux solutions pour faire une évaluation précise de ce genre d'équipement. Le choix de l'une ou de l'autre dépend de l'objectif des opérateurs :

- 1^{ère} proposition

Pour une analyse détaillée du rendement de chaque semaine, il faut peser le produit et prélever un échantillon du même produit à l'entrée de chaque zone et à la sortie du parc de compostage. Une intervention hebdomadaire des opérateurs pendant 7 semaines est alors obligatoire. Ce qui signifie, au total, 8 déplacements.

- **2^{ème} proposition**

Pour une analyse globale du fonctionnement de l'équipement, il faut peser et prélever un échantillon à l'entrée et à la sortie du parc de compostage après la fin du cycle. Ce qui exige deux déplacements à 7 semaines d'intervalle. On demandera à l'exploitant de bien repérer le lot.

Enfin, il faut signaler que cette méthode peut être utilisée pour l'évaluation d'autres équipements de compostage car elle est indépendante de la technique utilisée. Les tubes rotatifs se distinguent par leur forme et leur mode de fonctionnement. Ils font l'objet du chapitre suivant.

CHAPITRE VI - Le tube rotatif de compostage : la double fonction

Le tube rotatif est utilisé pour le compostage des déchets ménagers, entre autres, aux Etats-Unis et en Europe (Slater *et al*, 2001 ; Goldstein, 2003).

Les ordures ménagères brutes sont introduites directement en l'état dans un tube rotatif, d'une longueur adaptée au tonnage entrant : simultanément un traitement physique (déchetage des ordures), grâce à la rotation permanente du tube, et un traitement biologique (compostage des matières organiques) ont lieu ; le compostage est accéléré grâce à une aération assurée par des ventilateurs et une humidification par arrosage. Après un cycle de 3 à 4 jours, les ordures ménagères subissent un criblage permettant d'obtenir un compost frais (ANRED, 1990). Une photo d'un tube rotatif de compostage figure en annexe B.

Pour évaluer le fonctionnement d'une usine de tri-compostage des déchets ménagers et établir un bilan matière précis, une étude détaillée de chaque équipement est indispensable. Pour des raisons techniques et de sécurité, l'évaluation du fonctionnement des tubes rotatifs dans les usines de tri-compostage est dangereuse voire impossible.

Pour comprendre ce qui se passe dans un tube rotatif : suivi de la perte de masse, dégagements gazeux, etc., nous avons développé un pilote au laboratoire pour simuler ce qui se passe au niveau industriel. Nous avons aussi entrepris un compostage comparatif entre le tube expérimental et un tube industriel en utilisant les mêmes déchets ménagers.

VI-1 Le tube expérimental de compostage

Le pilote développé au laboratoire fonctionne en discontinu (Figure 13). Il a une longueur de 1,5 m, un diamètre de 0,8 m et un volume de 0,75 m³. La vitesse de rotation a été maintenue à 2 tr/mn. Il est équipé d'une isolation pour minimiser les pertes de chaleur et avoir un ratio surface extérieure acier sur masse en mouvement identique à celui de l'échelle industrielle. Le pilote peut être ouvert aux deux extrémités grâce à des couvercles métalliques. Dans l'axe de chaque couvercle un orifice permet d'injecter de l'air et/ou d'installer des capteurs pendant son fonctionnement.

Pour tous les essais, le pilote est chargé à 75% de son volume et pesé régulièrement. La température est mesurée en continu à l'aide d'un capteur de type HOBO H8 mis à l'intérieur du pilote et récupéré à la fin de chaque essai. L'injection de l'air se fait à l'aide d'une pompe à air ayant un débit de 50 l/mn.

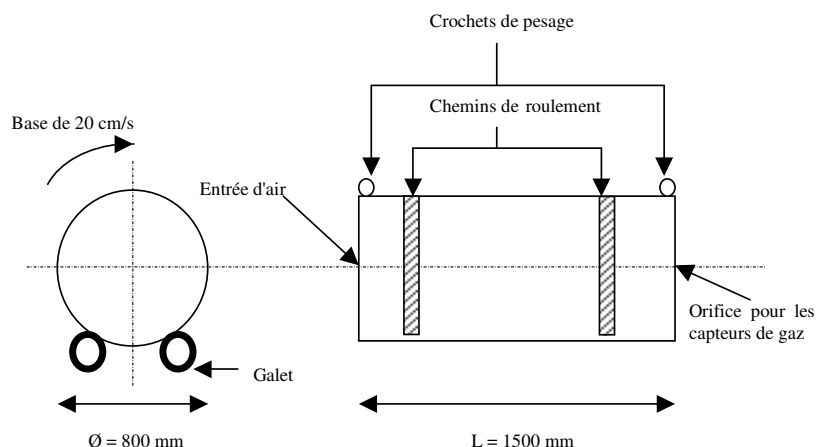


Figure 13 : Tube expérimental de compostage des déchets ménagers

Durant notre travail, 3 essais ont été effectués sur le pilote. Les deux premiers essais ont servi à suivre l'évolution de la matière pendant son séjour dans le tube. La perte de masse et la dégradation de la matière organique ont fait l'objet de notre attention. Pendant ces deux essais, nous avons suivi aussi le dégagement de CO_2 , CH_4 , NH_3 et N_2O .

Le troisième essai avait pour objet une comparaison entre un compostage au laboratoire et un compostage à l'échelle industrielle. Cet essai nous a permis de choisir le paramètre pertinent qui va servir pour réaliser des bilans matières précis.

Deux autres essais ont été effectués sur le pilote en utilisant cette fois des biodéchets. Les détails de ces deux essais sont présentés en annexe E.

VI-2 Le suivi de la perte de masse

Le tube rotatif, comme tout équipement de compostage, permet une réduction de la masse et du volume des déchets ménagers. L'effet mécanique créé par la rotation permet une fragmentation et une homogénéisation du produit. La distribution homogène de l'humidité favorise l'activité microbienne et, par conséquent, l'augmentation de la température dans le tube. Cet effet biomécanique se traduit par une perte de la MOT et une évaporation de l'eau. A l'échelle industrielle, les tubes rotatifs sont utilisés en tête de la chaîne de traitement permettant ainsi d'alléger en masse le produit allant vers les autres équipements de la plate-forme, et d'amorcer l'activité microbienne qui se poursuivra ensuite dans un autre équipement de compostage.

Le choix du temps de séjour dans les tubes rotatifs est souvent fait par rapport à la quantité des déchets entrant dans la plate-forme et/ou la capacité de l'équipement de compostage qui reçoit le produit sortant du tube. L'association des tubes rotatifs au rendement de la plate-forme répond alors à une logique de quantité et de gestion de l'espace dans l'usine. Cette logique est confortée par une impossibilité fréquente d'évaluer le rendement qualitatif des tubes rotatifs liée à des raisons techniques et de sécurité. En effet, les dimensions des tubes, leur forme et leurs associations avec des cribles moyens (maille de 20 à 50 mm), qui

permettent d'enlever les gros indésirables dans le produit sortant, rendent toute évaluation dangereuse voire impossible à l'échelle industrielle.

Dans ce contexte, les essais menés au laboratoire peuvent apporter des éléments de réponse aux questions liées à l'impact des tubes rotatifs sur le rendement qualitatif d'une plate-forme. Le choix du temps de séjour, par exemple, répondra ainsi à des objectifs de qualité.

Pour suivre la perte de masse dans le tube expérimental de compostage, nous avons entrepris deux essais en utilisant les déchets ménagers prélevés dans la fosse de réception de la plate-forme de tri-compostage de Saint-Malo (35). Ces déchets ont fait l'objet d'une caractérisation précise dans le cadre d'une étude statistique menée par le Cemagref de Rennes pour vérifier la normalité des distributions et la signification des résultats (Morvan, 2005). On présente dans le tableau 17 les caractéristiques des déchets ménagers de St-Malo. La composition sur sec selon les sous catégories de MODECOM est présentée en annexe C.

Catégorie	> à 100 mm	20 à 100 mm	8 à 20 mm (%)	< à 8 mm	Totaux
Déchets putrescibles	0,6	7,6	9,1		17,3 ± 4,3
Papiers	11,7	3,2	0,1		15,0 ± 6
Cartons	3,0	1,9	0,0		5,0 ± 2,5
Complexes	0,7	1,0	0,1		1,8 ± 0,8
Textiles	3,4	0,7	0,0		4,1 ± 2,3
Textiles sanitaires	1,0	3,2	0,0		4,2 ± 1,8
Films	3,5	1,3	0,0		4,8 ± 0,8
Autres plastiques	3,0	3,3	0,2		6,5 ± 1,5
Combustibles non classés	1,6	2,1	0,7		4,4 ± 3,8
Verre	0,0	6,9	2,4		9,3 ± 5
Métaux ferreux	1,2	1,0	0,3		2,5 ± 1,7
Autres métaux	0,1	0,6	0,0		0,7 ± 0,5
Incombustibles non classés	0,0	4,0	2,2		6,3 ± 3,1
Déchets spéciaux	0,0	0,6	0,1		0,7 ± 1,2
Fines < à 8 mm				17,4	17,4 ± 4,6
Totaux	29,7	37,5	15,3	17,4	100

Tableau 17 : Composition des déchets ménagers de St-Malo en catégorie du MODECOM (% sur sec)
(source : Morvan, 2005)

Les deux essais réalisés sont codifiés de la façon suivante :

- **01-03 T** : essai n° 1 de l'année 2003 sur tube expérimental,
- **02-03 T** : essai n° 2 de l'année 2003 sur tube expérimental.

La masse, l'humidité et la teneur en MOT des déchets utilisés dans ces deux essais figurent dans le tableau 18. Ces paramètres sont analysés à chaque début d'expérimentation et permettent d'établir un bilan matière précis.

Essai	Matière humide		Matière sèche		Eau		MOT		Cendres	
	(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	
01-03 T	110,8	55,3	49,9	55,5	50,1	37,6	67,9	17,7	32,1	
02-03 T	167	82,8	49,6	84,2	50,4	44,9	54,4	37,9	45,6	

Tableau 18 : masse, humidité et MOT des déchets utilisés dans les deux essais

Le suivi de la température est assuré de deux façons différentes. Un suivi en continu en utilisant des capteurs HOBO H8 mis à l'intérieur du pilote et récupérés à la fin de chaque essai, et un suivi en discontinu grâce à un thermomètre numérique qui permet de s'assurer du bon fonctionnement du pilote et de décider quand il faut procéder à des ajouts d'eau ou de déchets. Pour chaque essai et pour atteindre la phase de stabilisation, nous avons prolongé le temps de séjour à 10 jours. Le dépouillement des mesures enregistrées par les capteurs HOBO H8 a permis d'établir les courbes suivantes (figure 13).

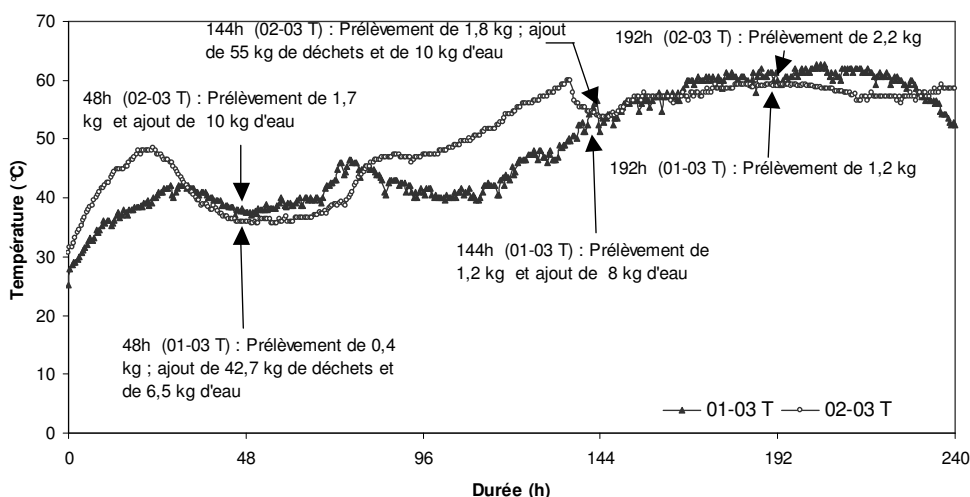


Figure 13 : Suivi de la température durant les essais 01-03 T et 02-03 T.

Pour les deux essais, l'activité microbienne a commencé dès les premières heures du fonctionnement du pilote entraînant une augmentation de la température. Avec une masse et une température des déchets entrants plus élevées, cette première activité microbienne est plus remarquée dans l'essai 02-03 T, les 48°C sont atteints dans les premières 24 heures. Cette phase correspond à la dégradation de la matière organique facilement biodégradable.

Chaque fois que nous constatons une chute de la température, nous procédons à des ajouts d'eau et/ou de déchets. Ces ajouts relancent l'activité microbienne. La température a pu atteindre 63°C durant l'essai 01-03 T et 59°C durant l'essai 02-03 T. On signale qu'une panne mécanique a causé un arrêt du pilote après 30 heures de fonctionnement pendant 2 heures durant l'essai 02-03 T.

La température de l'essai 01-03 T baisse après 224 h alors que celle de l'essai 02-03 T reste relativement constante. La masse importante du produit utilisé dans ce dernier essai a pu maintenir l'activité microbienne.

Les pesées effectuées et l'analyse des échantillons prélevés 48 h, 144 h et 192 h après le début des deux essais, en plus de la caractérisation des déchets entrants et des produits sortants, nous ont permis de suivre l'évolution de la matière durant ces essais. Nous présentons dans la figure 14 l'évolution de la matière humide, de la matière sèche et des cendres dans chaque essai. La différence entre la quantité de la matière humide et celle de la matière sèche nous donne la quantité d'eau. La différence entre la quantité de la matière sèche et celle des cendres nous donne la quantité de MOT. Le détail des pesées ainsi que les ajouts et les prélèvements effectués durant les deux essais figurent en annexe D.

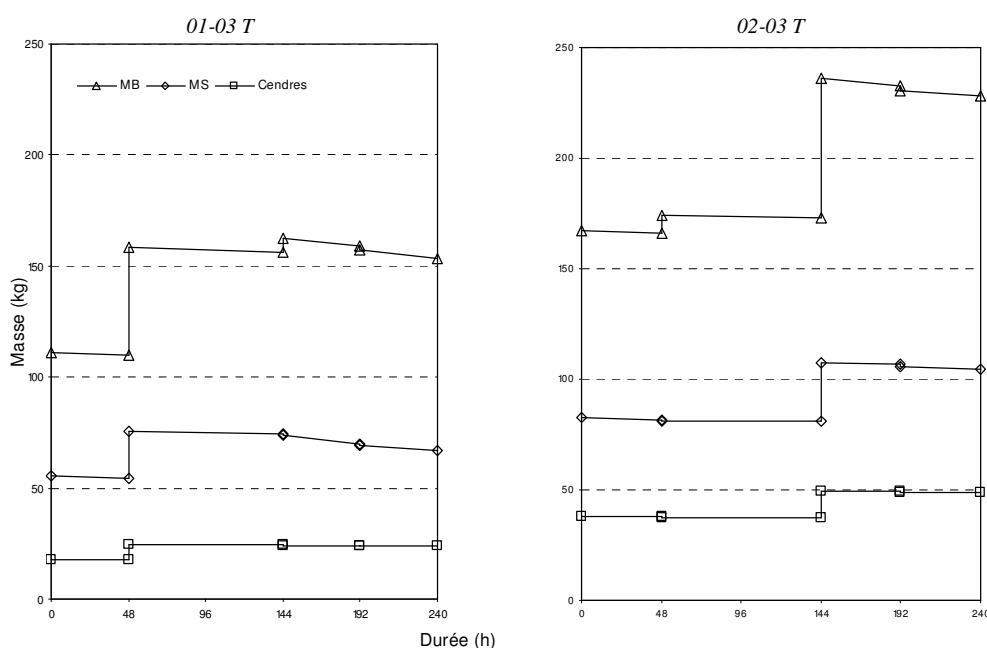


Figure 14 : Suivi de l'évolution de la matière brute (MB), de la matière sèche (MS) et de cendres durant les essais 01-03 T et 02-03 T

La première activité microbienne se traduit par une perte de la MOT dans les premières heures de chaque essai. Cette activité s'accélère avec les ajouts d'eau et/ou de déchets. La perte de la matière organique est plus marquée après 144 h de fonctionnement surtout durant le premier essai. Pendant les premières 144 heures, 5,5% de la MOT et 2,6% respectivement dans le premier et le deuxième essai sont perdus sous forme de gaz. L'évaporation d'eau présente dans les déchets entrants a concerné 2,8% dans le premier essai et 1,5% dans le deuxième. L'effet mécanique du tube expérimental est limité par la masse des déchets utilisés lors du deuxième essai. Cela se confirme dans les dernières 96 heures des deux essais. Au moment où la dégradation de la MOT passe à 3,2% en moyenne par jour durant les quatre derniers jours de l'essai 01-03 T, celle-ci avoisine les 1% en moyenne par jour durant la même période de l'essai 02-03 T.

Dans des conditions favorables et au-delà de 50°C, le taux journalier de la dégradation de la MOT est estimé à 3,2%. Ce taux correspond à celui observé lors de l'essai mené dans le chapitre IV sur un compost frais (3,3%).

VI-3 Analyses de gaz

Nous avons procédé durant les essais 01-03 T et 02-03 T à des analyses de CO₂, CH₄, NH₃ et N₂O dégagés. Ces analyses vont nous apporter des compléments d'information sur la perte de la MOT durant nos essais (dégagement de CO₂), mais aussi des éléments de réponse sur les nuisances olfactives provoquées par ce genre d'équipement (dégagement de NH₃) et sur les dégagements de gaz à effet de serre (CH₄ et N₂O).

Pour cela, nous nous sommes équipé d'un moniteur multigaz Type 1302 (Brüel & Kjaer) commandé par microprocesseur qui va permettre de suivre la cinétique de dégagement de ces quatre gaz. Son principe de mesure repose sur la méthode photoacoustique de détection infrarouge. Il est programmé pour éviter les interférences entre la vapeur d'eau et le gaz détecté. Les gaz dégagés sont aspirés du pilote dans l'extrémité opposée à celle dans laquelle on injecte l'air. Ils sont séchés par un passage dans deux colonnes avant d'être analysés (figure 15). Aucune mesure de débit n'a été effectuée.

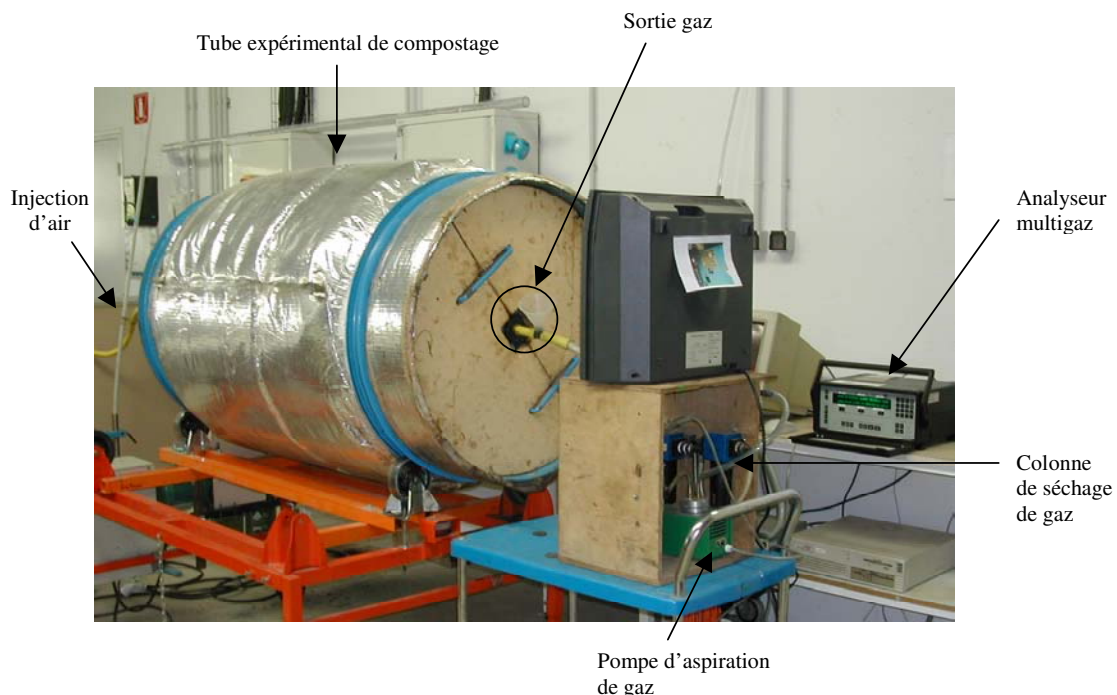


Figure 15 : Le pilote expérimental de compostage

La stabilisation des déchets au cours du compostage se fait par une dégradation bactérienne de la matière organique. Cette dégradation est caractérisée, entre autres, par une consommation de O_2 et un dégagement de CO_2 . La mesure de la production de gaz carbonique présente un facteur témoin direct de la fermentation aérobie (Mustin, 1987).

Une comparaison entre l'évolution de CO_2 (figure 16a) et l'évolution de la température (figure 13) durant les deux essais, montre que ce facteur est proportionnel et conforte les suivis de l'évolution de la matière de ces deux essais (figure 14). En effet, et pour les deux essais, le dégagement de CO_2 est plus important dans les premières 48 heures et après 144 heures de fonctionnement après les ajouts de matière et/ou d'eau. Les pics sont plus remarquables lors du premier essai. La dégradation de la MOT pendant cet essai est plus importante.

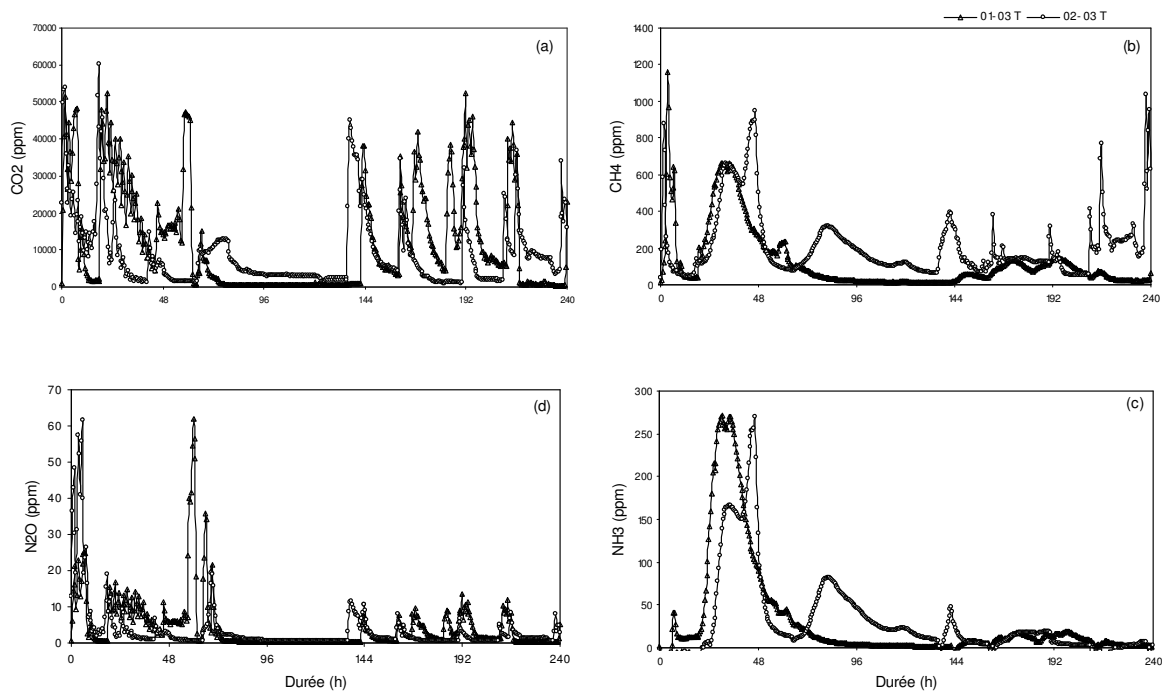


Figure 16 : Suivi des dégagements de gaz durant les essais 01-03 T et 02-03 T. (a) : CO_2 , (b) : CH_4 , (c) : NH_3 , (d) : N_2O

Le CH_4 est un des gaz à effet de serre les plus analysés (Sommer & Moller, 2000) et c'est aussi un indicateur d'une activité de bactéries anaérobies, d'où l'importance de suivre son dégagement lors d'un processus aérobie de stabilisation des déchets tel que le compostage.

L'analyse en continu de CH_4 dans les gaz dégagés au cours des essais 01-03 T et 02-03 T (figure 16b) montre une forte présence de ce gaz dans les deux premières heures des deux essais, c'est-à-dire juste avant l'injection du premier jet d'air. Ce phénomène a été observé lors d'autres opérations de compostage (Kuroda *et al*, 1996 ; Hellman *et al*, 1997 ;

Adani *et al*, 2000). Une zone anaérobie s'est développée durant la période écoulée entre le moment du prélèvement à l'entrée de l'usine et le démarrage du pilote au laboratoire. Cette période de transfert a été plus longue lors de l'essai 01-03 T, ce qui s'est traduit par un dégagement plus important de CH₄ au début de l'expérimentation. Le contact des déchets avec l'air lors du chargement du pilote n'a pas suffi pour éviter ce phénomène, mais deux heures de fonctionnement suffisent pour purger l'atmosphère du pilote du méthane qu'il contenait.

Des pics de CH₄ ont continué à apparaître tout au long du deuxième essai surtout dans les dernières 36 heures. Ce dégagement est sûrement dû à la masse plus importante des déchets ménagers utilisés et à l'arrêt du pilote au début de l'essai (l'injection de l'air pendant cette période n'a pas empêché l'apparition d'une zone d'anaérobiose). L'émission de CH₄ est toujours influencée par la structure du produit et la fréquence des retournements (Beck-Friis *et al*, 2000). Ceci s'est traduit par un dégagement plus important de méthane, et dans un deuxième temps par la formation de boules de matière organique qui seront cassées par la suite sous l'effet de la rotation du tube expérimental en dégageant du CH₄. C'est donc, en fait, l'atmosphère des vides interstitiels qui est expulsée par à coups aux moments des événements que l'on produit.

Etant donné les proportions entre CO₂ et CH₄ (60/1), nous pouvons dire qu'au cours du compostage, la majeure partie du produit évolue en aérobie mais que par place, peut-être au sein des boulettes, il subsiste quelques rares zones anaérobies.

Les émissions de NH₃ représentent les principales pertes en azote lors du compostage (Kuroda *et al*, 1996). L'ammoniac (NH₃) est un gaz incolore reconnaissable par son odeur piquante. Un dégagement important de ce gaz peut créer une nuisance olfactive. Avec l'humidité, l'ammoniac se transforme en ammoniacque responsable de l'attaque caustique de la peau et des muqueuses (ENSP, 2002).

Le suivi du dégagement de NH₃ au cours des essais 01-03 T et 02-03 T (figure 16c) montre que les valeurs les plus importantes sont enregistrées dans les premières 48 heures. Des dégagements similaires en été enregistrés lors d'autres opérations de compostage. Ces dégagements sont importants lorsqu'il s'agit du compostage de produits riches en azote (Kirchmann & Witter, 1989 ; Osada *et al*, 2001). Dans les deux essais, le dégagement de NH₃ suit grossièrement la même évolution que celui de CH₄. Cette similitude indique que l'ammoniac est également produit dans les zones anaérobies au cours des 144 premières heures. Il semble ensuite que tout l'azote réductible ait été utilisé par les micro-organismes et/ou dégazé. Ce dégagement de NH₃ indique un pH du produit, au moins par place, supérieur à 8,5.

Le protoxyde d'azote (N₂O) est un produit intermédiaire de la dénitrification (Peterson *et al*, 1998). Dans le sol, la dénitrification est considérée comme la source majeure du dégagement de N₂O (Sahrawat & Keeney, 1986). Le protoxyde d'azote est aussi un gaz à effet de serre qui peut être dégagé lors d'une opération de compostage (Onema & Velthof, 1993 ; Barton & Atwater, 2002). Les dégagements les plus importants sont observés durant le compostage des déchets verts (Ballesterro & Douglas, 1996 ; Hellebrand, 1998). Pour que le dégagement de N₂O durant le compostage des déchets verts soit comptabilisé comme un net dégagement d'un gaz à effet de serre, il faut une intervention humaine dans l'opération. Cette intervention peut être sous forme d'une présence de l'azote issu d'engrais chimiques dans le produit ou d'opérations techniques durant le compostage (Barton & Atwater, 2002).

On a suivi le dégagement de N₂O au cours des essais 01-03 T et 02-03 T (Figure 16d). Ce suivi montre que le N₂O est principalement présent au début des deux essais avec des petits dégagements après 140 heures de fonctionnement du pilote. L'apparition du protoxyde d'azote est inversement proportionnelle à celle du méthane. Les productions de CH₄ et du N₂O sont séparées dans l'espace et dans le temps (Sommer & Moller, 2000). Par contre, il y a correspondance avec le dégagement de CO₂ qui provient des zones aérobies. Les mesures du dégagement de N₂O enregistrées restent faibles par rapport aux autres gaz. Les pertes d'azote par volatilisation de N₂O sont faibles, elles varient entre 0,1 et 2,2% (Osada *et al*, 2001 ; Barton & Atwater, 2002 ; Zeman *et al*, 2002).

Il faut signaler que les gaz mesurés sont aspirés de l'intérieur du tube expérimental de compostage. La forme de l'équipement protège dans une certaine limite l'atmosphère avoisinante. Elle facilite ainsi la maîtrise de ces dégagements. Le problème se pose quant à la sortie des tubes rotatifs où le produit est en contact avec l'air avant d'être criblé.

VI-4 Compostage comparatif entre le tube expérimental et un tube industriel

Dans le but de vérifier nos résultats expérimentaux à l'échelle industrielle, nous avons effectué un compostage comparatif entre le tube expérimental et le tube rotatif de compostage de la plate-forme de Landerneau (29). Ce troisième essai sur le pilote expérimental porte le code 03-03 T.

Le tube rotatif de la plate-forme de tri-compostage de Landerneau a une longueur de 39 m, un diamètre de 3,9 m, soit un volume de 464 m³, sa vitesse de rotation est de 1 tr/mn. Il a une capacité de traitement de 100 t par jour de déchets ménagers et un taux de fonctionnement de 98,1% par an. Il fonctionne en continu avec un transfert de matière d'une extrémité à l'autre en 3 jours. Les seules données que l'on puisse obtenir sont les caractéristiques des produits entrants et sortants.

Pour ce troisième essai nous avons gardé les mêmes conditions de fonctionnement du pilote que lors des deux essais précédents. Le temps de séjour dans le pilote est de 10 jours.

Les déchets ménagers prélevés à l'entrée de la plate-forme de Landerneau, utilisés pour l'essai 03-03 T ainsi que les produits sortant du tube industriel et expérimental ont fait l'objet d'une caractérisation selon le modèle de matière (tableau 19). Le rapport C/N est déterminé par une analyse du carbone organique selon la norme U 44-161 et une analyse de l'azote organique selon la norme U 42-191.

Les déchets ménagers utilisés pour l'essai 03-03 T ont une humidité de 36%. Nous ne l'avons pas ajustée avant la mise en pilote afin de garder les mêmes conditions qu'à l'échelle industrielle. Les papiers et les cartons sont très nombreux dans la fraction supérieure à 100 mm. Les éléments compostables (putrescibles, papiers, cartons) représentent plus de 40% de la masse sèche du gisement.

Composant	> à 100 mm	20 à 100 mm	8 à 20 mm	< à 8 mm	Totaux
	(%)				
Déchets putrescibles	0,0	3,4	5,64		9,04 ± 0,49
Papiers	17,02	2,76	0,01		19,79 ± 1,08
Cartons	8,67	3,76	0,01		12,43 ± 0,66
Complexes	2,14	2,12	0,01		4,27 ± 0,23
Textiles	0,27	0,91	0,0		1,19 ± 0,06
Textiles sanitaires	2,15	5,64	0,01		7,79 ± 0,42
Films	5,08	1,52	0,02		6,63 ± 0,36
Autres plastiques	3,38	6,36	0,25		9,99 ± 0,54
Combustibles non classés	1,08	0,75	0,16		1,98 ± 0,10
Verre	0,0	6,72	0,98		7,7 ± 0,42
Métaux ferreux	3,29	2,58	0,03		5,9 ± 0,31
Autres métaux	0,0	0,77	0,07		0,84 ± 0,05
Incombustibles non classés	0,0	2,87	1,9		4,77 ± 0,26
Déchets spéciaux	0,0	0,0	0,0		0,0
Fines < 8 mm				7,68	7,68 ± 0,42
Totaux	43,08	40,16	9,08	7,68	100
Masse sèche de l'échantillon (g)					21712
Humidité (% sur brut)					35,8 ± 1,51
MOT (% sur sec)					62,3 ± 1,12
C/N					29,1

Tableau 19 : Caractérisation des déchets ménagers entrants dans le tube de l'usine de tri-compostage de Landerneau (29) et dans le tube expérimental (en % sur matière sèche)

Le pilote est chargé à 75% de son volume avec environ 550 l d'ordures brutes. La masse des déchets ménagers correspondant à ce volume est de 88 kg avec une humidité de 36%. La densité apparente est donc de 0,16. Si on tient compte de la densité réelle moyenne estimée à 1,3, le produit laisse donc un volume de vide (pores dans le produit et partie non remplie du tube) de 680 l. Avec une injection d'air de 750 l pour 30 tours de cylindre, le taux de renouvellement paraît suffisant pour conserver des conditions aérobies.

Après 80 heures de fonctionnement, nous avons noté une baisse du volume des déchets à l'intérieur du pilote accompagnée d'une baisse de la température. Pour relancer l'activité microbienne, nous avons ajouté 27% de déchets ménagers et 7% d'eau. 48 heures après cet ajout et à l'occasion d'un prélèvement dans le pilote, nous avons remarqué que le produit était relativement sec. Nous avons alors précédé à un ajout de 6% d'eau. L'évolution de la température durant l'essai enregistrée dans le capteur HOB0 H8 est présentée dans la figure 17.

Comme pour les deux essais précédents (01-03 T et 02-03 T), l'activité microbienne a commencé dès les premières heures de l'essai 03-03 T entraînant une augmentation de la température. Les premiers ajouts de déchets ménagers et d'eau, effectués après 96 heures de fonctionnement, ont permis de relancer la croissance de la température après une phase d'homogénéisation qui a duré un peu plus de 24 heures. Le deuxième ajout d'eau, effectué après 144 heures de fonctionnement, a permis d'atteindre la température maximale de 51,8°C.

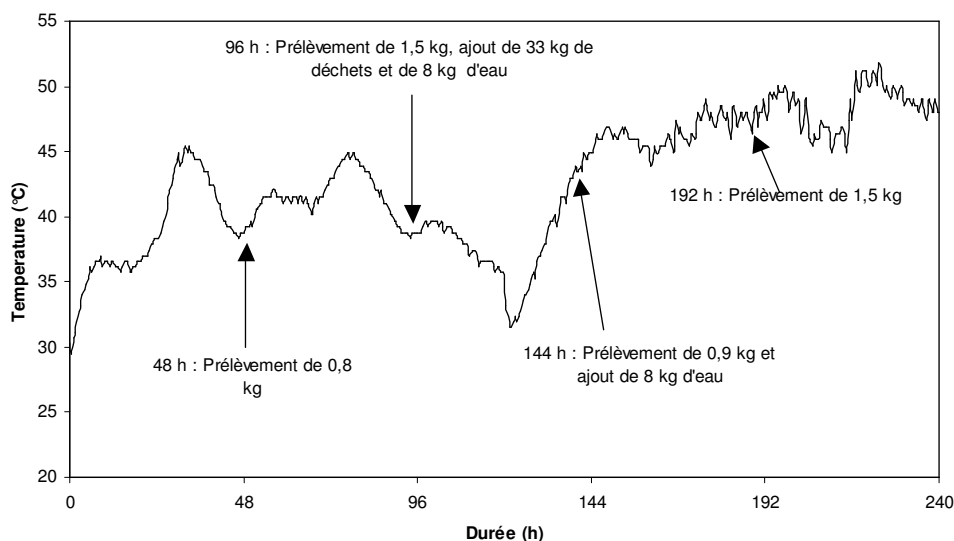


Figure 17 : Evolution de la température durant l'essai 03-03 T

Après 10 jours de fonctionnement, le pilote est arrêté et déchargé. Le produit résultant est séché avant de procéder au criblage et au tri manuel. La caractérisation des produits sortants est donnée dans les tableaux 20 et 21.

Composant	> à 100 mm	20 à 100 mm	8 à 20 mm	< à 8 mm	Totaux
	(%)				
Déchets putrescibles	0,00	4,46	9,99		14,45 ± 1,73
Papiers - Cartons	0,00	0,89	0,31		1,20 ± 0,27
Complexes	0,00	0,59	0,04		0,63 ± 0,21
Textiles	2,06	0,27	0,00		2,33 ± 1,21
Textiles sanitaires	0,58	3,64	0,05		4,28 ± 0,86
Films	6,32	5,39	1,64		13,35 ± 1,05
Autres plastiques	3,07	8,03	2,67		13,77 ± 1,45
Combustibles non classés	0,82	2,08	0,12		3,02 ± 0,81
Verre	0,00	8,82	5,48		14,30 ± 1,85
Métaux ferreux	2,23	2,68	0,02		4,93 ± 1,31
Autres métaux	0,05	0,71	0,22		0,98 ± 0,35
Incombustibles non classés	0,00	1,81	0,34		2,15 ± 0,76
Déchets spéciaux	0,00	1,25	0,00		1,25 ± 0,68
Fines < 8 mm				23,37	23,37 ± 0,98
Totaux	15,13	40,63	20,88	23,37	100
Masse sèche de l'échantillon (g)					60013
Humidité (% sur brut)					53,4 ± 1,3
MOT (% sur sec)					55,9 ± 1,22
C/N					22,1

Tableau 20 : Caractérisation du produit sortant du tube expérimental de compostage après 10 jours

Composant	> à 100 mm	20 à 100 mm	8 à 20 mm	< à 8 mm	Totaux
	(%)				
Déchets putrescibles	0,00	1,01	8,71		9,72 ± 1,67
Papiers - Cartons	4,06	8,14	3,33		15,52 ± 1,17
Complexes	0,02	1,26	0,14		1,42 ± 0,26
Textiles	2,17	0,21	0,00		2,38 ± 1,16
Textiles sanitaires	0,09	0,97	0,06		1,13 ± 0,36
Films	2,00	1,33	0,56		3,89 ± 0,53
Autres plastiques	1,22	4,14	1,19		6,54 ± 0,89
Combustibles non classés	1,31	1,53	0,50		3,33 ± 0,78
Verre	0,00	5,80	7,60		13,40 ± 1,75
Métaux ferreux	1,36	1,72	0,00		3,09 ± 0,95
Autres métaux	0,12	0,43	0,07		0,62 ± 0,22
Incombustibles non classés	0,00	1,94	1,42		3,36 ± 0,72
Déchets spéciaux	0,00	0,15	0,00		0,15 ± 0,19
Fines < 8 mm				35,45	35,45 ± 1,31
Totaux	12,35	28,63	23,57	35,45	100
Masse sèche de l'échantillon (g)					66016
Humidité (% sur brut)					33,9 ± 0,93
MOT (% sur sec)					58,2 ± 1,11
C/N					27,5

Tableau 21 : Caractérisation du produit sortant du tube rotatif de la plate-forme de Landerneau (29) après 3 jours

La teneur en Matière Organique Totale (MOT) a diminué dans les deux tubes. Cette baisse est plus importante dans le tube expérimental que dans le tube industriel. La minéralisation est alors plus poussée au laboratoire, favorisée par un temps de séjour plus long.

Avec les résultats de la caractérisation des déchets entrants et du produit sortant et, étant donné la constance de la masse de cendres et la précision de la mesure par perte au feu à 550°C, nous avons réalisé un bilan matière statistiquement cohérent du tube industriel sur le logiciel BILCO. Les données fournies au logiciel et les résultats restitués figurent dans les tableaux 22 et 23. Le but de ce bilan est de déterminer la masse des déchets entrant dans le tube et d'évaluer les pertes. Rappelons qu'aucune mesure de débit n'a été effectuée. La masse sèche des déchets entrants à 1 t pour estimer le rendement du tube rotatif sur sec.

Matière sèche	Déchets ménagers		Pertes		Produit sortant	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	1000	0	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
MOT	62,3	0,4	100,0	0	58,2	0,2
Cendres	37,7	0,7	0,0	0	41,8	0,3

Tableau 22 : Bilan matière sèche statistiquement cohérent du tube rotatif de Landerneau (29). Données fournies au logiciel BILCO

Matière sèche	Déchets ménagers		Pertes		Produit sortant	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	1000	0	98,1	4,8	901,9	0,5
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
MOT	62,3	0,3	100,0	0	58,2	0,1
Cendres	37,7	0,5	0,0	0	41,8	0,2

Tableau 23 : Bilan matière sèche statistiquement cohérent du tube rotatif de Landerneau (29)
Données restituées par le logiciel BILCO

La perte de la MOT en tube industriel est en moyenne de 3,3% par jour et celle en pilote est de 1,5% par jour. Cette différence paraît due à la température atteinte dans chaque tube. Cela correspond aux résultats obtenus dans le chapitre IV et aux résultats de l'essai 01-03 T. La vitesse de minéralisation est fortement liée à la température. Dans le cas du tube de Landerneau, la simulation avec le pilote se fait en tenant compte du rapport des vitesses de minéralisation. Il faut $3 \text{ jours} \times 3,3 / 1,5 = 6,6$ jours de traitement dans le pilote pour arriver au même état qu'après 3 jours dans le tube industriel. L'alimentation en continu des tubes rotatifs industriels maintient une température supérieure à 50°C.

Le résultat du bilan statistiquement cohérent sur matière sèche et les mesures de l'humidité à l'entrée et à la sortie du tube de Landerneau nous permettent d'établir un bilan statistiquement cohérent sur matière brute. La masse des déchets ménagers est toujours fixée à 1 t de matière sèche avec une humidité mesurée de $35,8 \pm 1,51\%$. La masse du produit sortant est déterminée à partir du résultat du bilan de la matière sèche $901,9 \pm 4$ kg avec une humidité mesurée de $33,9 \pm 0,93\%$. Le but est de déterminer la masse brute des pertes et leur humidité. Les données fournies au logiciel et les résultats restitués figurent dans les tableaux 24 et 25.

Matière brute	Déchets ménagers		Pertes		Produit sortant	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	1557,6	0	Inconnue	Inconnue	1364	0,5
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Humidité	35,8	1	Inconnue	Inconnue	33,9	0,3
Matière sèche	64,2	1	Inconnue	Inconnue	66,1	0,2

Tableau 24 : Bilan matière brute statistiquement cohérent du tube rotatif de Landerneau (29).
Données fournies au logiciel BILCO

Matière brute	Déchets ménagers		Pertes		Produit sortant	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	1557,6	0	193,2	3,5	1364	0,5
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Humidité	35,8	0,9	49,2	5,4	33,9	0,2
Matière sèche	64,2	0,5	50,8	5,2	66,1	0,1

Tableau 25 : Bilan matière sèche statistiquement cohérent du tube rotatif de Landerneau (29).
Données restituées par le logiciel BILCO

Les pertes en eau par évaporation dans le tube rotatif de Landerneau sont estimées à 2% par jour en moyenne. Ces pertes sont inférieures à celles de la MOT.

Lors de l'essai mené sur un compost frais pour la vérification de la constance de cendres durant le compostage et la détermination de la précision de l'analyse par perte au feu à 550°C (chapitre IV), nous avons pu enregistrer une perte en eau de 6% par jour en moyenne pendant la période où les pertes en MOT sont estimées à 3,3%. La température dans cette période dépasse les 50°C. Pour la même période dans l'essai 01-03 T (température > à 50°C et pertes en MOT de 3,2% par jour en moyenne), nous avons enregistré une perte en eau par évaporation de 0,5% par jour en moyenne. Les pertes en eau dans les tubes rotatifs dépendent aussi de leurs formes (2% par jour en moyenne dans le tube de Landerneau et 6% dans le réacteur semi-ouvert) et de leurs dimensions (0,5% par jour en moyenne dans le tube expérimental et 2% dans le tube industriel).

VI-5 Descente de maille dans les tubes rotatifs de compostage

Le tube rotatif est un équipement de compostage qui exerce un effet biomécanique sur les déchets ménagers traités. L'activité microbienne, comme on a pu le voir auparavant, permet une dégradation de la matière organique et, par conséquent, une réduction de la masse et du volume du produit. La descente de maille est aussi le fruit de l'effet mécanique exercé par la rotation.

Durant les essais (précision de l'analyse de la perte au feu à 550°C, 01-03 T, tube de la plate-forme de Landerneau), la dégradation de la MOT est d'environ 3,3% par jour quand la température dépasse 50°C. Ce taux de dégradation est indépendant de la forme et des dimensions de l'équipement. Le tableau 26 présente une comparaison entre le rendement en descente de maille du pilote expérimental et du tube industriel.

Pour cette comparaison, les déchets ménagers entrants et les produits sortants des deux tubes rotatifs ont été classés en éléments supérieurs et inférieurs à 20 mm. Cette maille correspond à la maille minimum utilisée pour un criblage moyen en sortie de tube. C'est aussi une maille de la classification MODECOM utilisée pour la caractérisation des produits.

Maille (mm)	Essai 01-03 T (tube expérimental)		Landerneau (tube industriel)	
	Déchets entrants	Produit sortant	Déchets entrants	Produit sortant
	(% sur sec)			
> à 20	67,2	53,1	83,3	41
< à 20	32,7	46,9	16,8	59

Tableau 26 : Rendement en descente de maille du tube expérimental (séjour 10 jours) et du tube industriel (séjour 3 jours)

Nous notons une descente de maille dans les deux tubes. Les éléments supérieurs à 20 mm sont passés de 67,2% à 53,1% dans le tube expérimental et de 83,3% à 41% dans le tube industriel. Les éléments inférieurs à 20 mm sont passés de 32,7% à 46,9% dans le tube expérimental et de 16,8% à 59% dans le tube de la plate-forme de Landerneau.

Dans le tube industriel, la descente de maille est plus importante. Il y a un effet mécanique lié au diamètre des tubes et à la masse de produits traités. Donc la reproduction de la dégradation granulométrique est pratiquement impossible à réaliser dans le tube expérimental car elle dépend des dimensions des cylindres et des masses de déchets mises en jeu.

Cette descente de maille sera ensuite exploitée en usine par un criblage moyen (20 à 50 mm) qui va éliminer les fragments indésirables supérieurs à la maille.

CHAPITRE VII - Le crible : le tri par la taille

La présence d'éléments indésirables dans les déchets ménagers a nécessité l'association d'équipements de tri avec des équipements de compostage, d'où l'appellation tri-compostage. Les équipements de tri permettent de retirer les éléments non biodégradables qui affectent la qualité du compost produit. Pour y parvenir, ces équipements mettent à profit le comportement des différents composants des déchets ménagers et leur forme physique. Les refus de criblage sont recyclés, éliminés ou stockés.

A partir de grilles perforées à une maille de dimension et forme définies, un crible sépare par un mouvement vibratoire ou rotatif deux types de produits : la fraction non passante dont la granulométrie sera supérieure à la maille du crible et la fraction passante dont la granulométrie sera inférieure à la maille du crible (ANRED, 1990).

Les cribles rotatifs ou trommels à maille ronde sont les plus utilisés dans les usines de tri-compostage des déchets ménagers. La forme cylindrique des trommels permet un brassage des produits criblés. Les risques de colmatage sont plus faibles du fait de la rotation et de la présence d'une maille ronde (absence d'accrochage de produits fibreux comme les textiles ou les plastiques - ANRED, 1990). La progression de la matière selon l'axe longitudinal du trommel est facilitée par la rotation et l'inclinaison de ce dernier (figure 18) : le lit de déchets progresse en fait par retournements successifs (Michel *et al*, 2003).

Les cribles plans vibrants ont un rapport « surface en contact avec le produit à cribler/surface totale » plus important mais sont davantage sujets au colmatage. Les cribles à disques et à étoiles sont aussi utilisés mais ils sont handicapés par la difficulté rencontrée lors du réglage de la granulométrie. Le crible flip-flop (Liwell) utilisé sur la plate-forme de Lantic (22) concilie surface utile importante et colmatage limité. Il a démontré aussi son efficacité pour une maille fine avec des produits humides. Les schémas des deux derniers cribles sont présentés en annexe B.



Figure 18 : Progression de la matière dans un trommel à 25 mm

Les trommels sont utilisés aussi bien pour l'affinage du produit en sortie de compostage qu'au niveau du tri primaire. En plus des caractéristiques de la matière criblée (humidité, masse, granulométrie), le rendement du trommel est lié à ses propres caractéristiques dimensionnelles (longueur, diamètre, diamètre des mailles) et aux conditions de fonctionnement de la plate-forme (débit, vitesse de rotation, inclinaison, niveau de colmatage) (Michel *et al*, 2003).

Lors de l'évaluation des trommels dans les plates-formes de tri-compostage, les opérateurs rencontrent des difficultés liées à l'échantillonnage. En effet, le placement du trommel juste après un autre équipement de la chaîne de traitement, comme le tube rotatif ou d'autres équipements de tri, rend impossible l'échantillonnage et, par conséquent, la caractérisation du produit entrant dans le crible.

Dans le cas d'une chaîne de traitement où le trommel est placé juste après un tube rotatif (criblage moyen), les résultats du chapitre VI nous permettent de déterminer avec une certaine précision les caractéristiques du produit sortant du tube et se dirigeant vers le crible. Cette précision va être améliorée ou au contraire affaiblie par celle de l'évaluation du crible au moment de la réalisation du bilan global de l'usine.

Pour comprendre l'origine des erreurs commises lors de l'évaluation des trommels, on a procédé à une simulation d'un criblage moyen au laboratoire. Cette simulation consiste à cribler directement, après prélèvement d'un échantillon, le produit sortant du tube expérimental après 10 jours de compostage dans un trommel à 20 mm. Cette maille correspond à la maille minimum utilisée pour un criblage moyen (20 à 50 mm).

Le travail de simulation a concerné trois essais. Pendant ces essais, les produits résultant de trois opérations de compostage dans le tube expérimental ont été utilisés. Les déchets concernés proviennent tous de l'entrée de la plate-forme de Saint-Malo (35) et les conditions de fonctionnement du tube expérimental sont les mêmes pour les trois opérations de compostage. Les essais sur crible sont codifiés de la façon suivante :

- **01-03 C** : essai n° 1 de l'année 2003 sur crible,
- **02-03 C** : essai n° 2 de l'année 2003 sur crible,
- **03-03 C** : essai n° 3 de l'année 2003 sur crible.

En sortie du tube rotatif, le produit chaud perd de l'eau par évaporation. Le premier essai sur crible 01-03 C consiste à quantifier cette perte afin de la prendre en considération lors de la réalisation des bilans matière des essais suivants. Dans l'essai 01-03 C, et après le prélèvement d'un échantillon, le compost frais résultant de l'opération de compostage dans le tube expérimental a été criblé. L'opération de criblage à 20 mm a donné lieu à deux produits : des < à 20 mm (les passants) et des > à 20 mm (les refus). La caractérisation du compost frais criblé, des passants et des refus permettrait de déterminer leurs compositions et d'établir un bilan matière statistiquement cohérent de ce premier essai sur crible et, par conséquent, la détermination des pertes en eau au cours de l'opération. Les masses sèches et brutes, la teneur en MOT et l'humidité des flux figurent dans le tableau 27.

Flux	Masse brute		Masse sèche	MOT	Humidité
	(kg)				(%)
Compost frais	95,5		53,6	41,5 ± 2,1	47,5 ± 2,3
Passants	51,4		34,7	54,4 ± 1,8	54 ± 1,5
Refus	41,1		18,9	21,1 ± 1,2	32 ± 1,4

Tableau 27 : Caractéristiques des flux du trommel à 20 mm. Essai 01-03 C

Les résultats du bilan matière statistiquement cohérent (tableaux 28 et 29) indiquent 3,1% de pertes. Les pertes concernent exclusivement l'eau. Ces pertes vont être prises en considération lors de la réalisation des bilans matière des essais suivants.

Matière brute	Compost frais		Passants		Refus		Pertes	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	95,5	0	51,4	0	41,1	0	Inconnue	Inconnue
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Humidité	47,5	5	54	3	32	4	Inconnue	Inconnue
Matière sèche	52,5	4	46	3	68	2	0	0

Tableau 28 : Bilan matière brute statistiquement cohérent de l'essai 01-03 C.
Données fournies au logiciel BILCO

Matière brute	Compost frais		Passants		Refus		Pertes	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	96	0	51	0	41	0	3	0
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Humidité	46	1	54	2	32	3	100	0
Matière sèche	54	1	46	2	68	1	0	0

Tableau 29 : Bilan matière brute statistiquement cohérent de l'essai 01-03 C.
Données restituées par le logiciel BILCO

Après avoir quantifié les pertes dans le crible de 20 mm (essai 01-03 C), nous avons procédé durant les deux essais suivants (02-03 C et 03-03 C) au criblage, après prélèvement d'un échantillon, du produit sortant du tube expérimental à 20 mm (dans le même crible que l'essai 01-03 C). Pour savoir les proportions qu'il faut prélever pour avoir un résultat précis, chacun des deux produits résultant de ces deux opérations de criblage (passants et refus) est réparti en 15 échantillons de masses égales : e_{iR} pour les refus et e_{iP} pour les passants, avec $i = \{1 ; \dots ; 15\}$. A partir des e_{iR} et des e_{iP} , nous avons constitué deux groupes d'échantillons, les E_{jR} et les E_{jP} avec $j = \{1 ; 2 ; 3 ; 4\}$. Les échantillons E_{jR} et E_{jP} sont constitués de la façon suivante :

$$E_{1R} = e_{1R} ; E_{2R} = e_{2R} + e_{3R} ; E_{3R} = e_{4R} + e_{5R} + e_{6R} + e_{7R} ; E_{4R} = e_{8R} + e_{9R} + e_{10R} + e_{11R} + e_{12R} + e_{13R} + e_{14R} + e_{15R}$$

$$E_{1P} = e_{1P} ; E_{2P} = e_{2P} + e_{3P} ; E_{3P} = e_{4P} + e_{5P} + e_{6P} + e_{7P} ; E_{4P} = e_{8P} + e_{9P} + e_{10P} + e_{11P} + e_{12P} + e_{13P} + e_{14P} + e_{15P}$$

L'opération est schématisée dans la figure 19 :

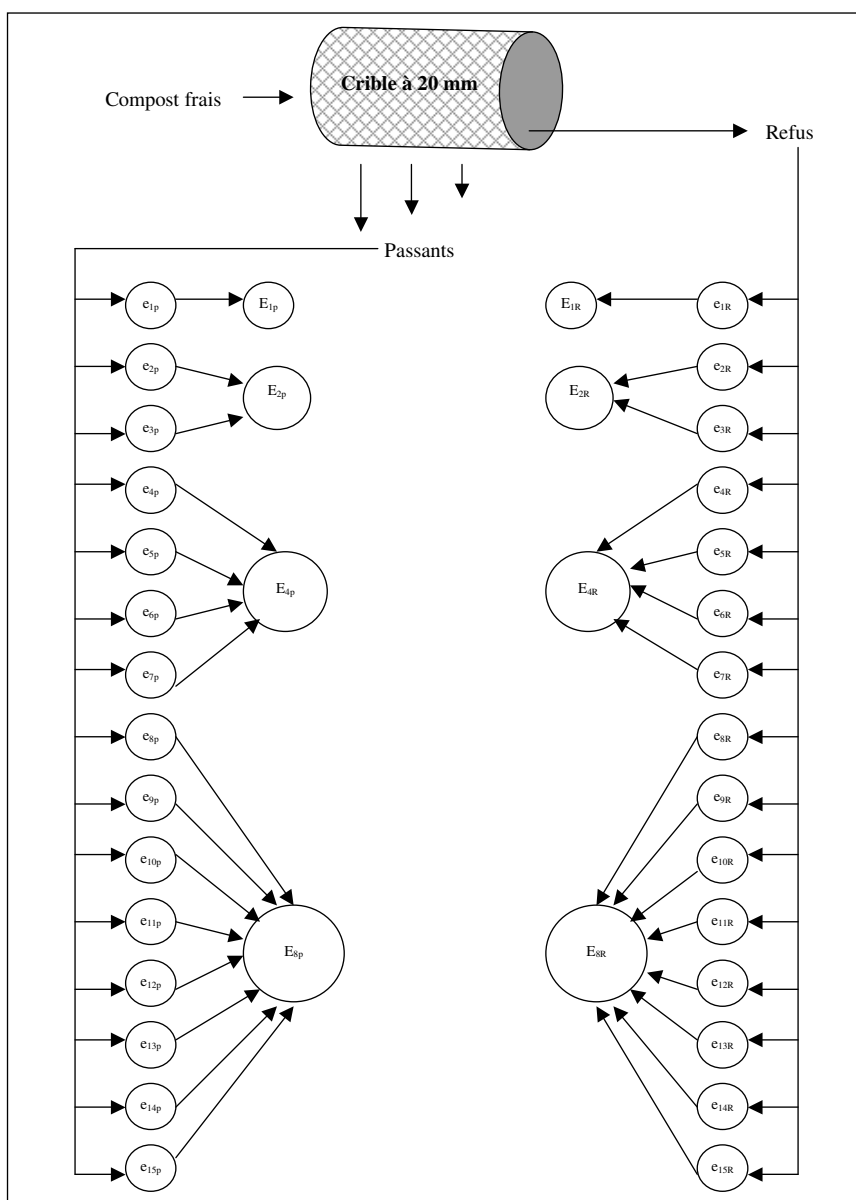


Figure 19 : Préparation des échantillons après criblage durant les essais 02-03 C et 03-03 C

Les échantillons prélevés dans les composts frais utilisés dans les essais 02-03 C et 03-03 C sont caractérisés. Les caractéristiques de ces produits sont présentées dans le tableau 30.

Compost frais	Matière brute		Matière sèche		Eau		MOT		Cendres	
	(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	(kg)	(%)	
02-03 T	153,4	82,9	54	70,5	46	36	43,5	46,9	56,5	
03-03 T	227,9	123,3	54,1	104,6	45,9	52,2	42,3	71,1	57,7	

Tableau 30 : Caractéristiques des composts frais utilisés dans les essais 02-03 C et 03-03 C

Pour chaque essai et après la caractérisation des différents échantillons E_{jR} et E_{jP} et le calcul d'erreurs de mesures, les bilans matière statistiquement cohérents correspondant aux 16 possibilités d'assemblage, deux à deux, de ces échantillons sont établis. Il s'agit de définir la combinaison donnant les caractéristiques de l'entrée crible les plus proches de celles mesurées et qui figurent dans le tableau 30. La perte de 3,1% d'eau dans le crible résultant de l'essai 01-03 C est prise en considération dans tous ces bilans.

Dans un premier temps, un bilan statistiquement cohérent de la matière sèche a été établi pour chaque possibilité d'assemblage (combinaison) résultant de l'essai 02-03 C, le critère retenu pour l'établissement de ces bilans est le contenu en MOT et en cendres. L'objectif est de trouver la combinaison qui va nous donner la valeur la plus proche du contenu en MOT du compost frais utilisé dans cet essai ($43,5 \pm 5\%$). Les résultats obtenus après l'établissement des bilans matière sèche des 16 combinaisons de l'essai 02-03 C sont présentés dans le tableau 31.

Combinaison	MOT	ER	Cendres	ER
	(%)			
$E_{1P}+E_{1R}$	46,4	2,9	53,6	2,5
$E_{1P}+E_{2R}$	44,0	5,5	56,0	4,3
$E_{1P}+E_{4R}$	39,5	2,1	60,5	1,4
$E_{1P}+E_{8R}$	33,0	3,8	67,0	1,9
$E_{2P}+E_{1R}$	47,1	2,6	52,9	2,3
$E_{2P}+E_{2R}$	44,8	4,7	55,3	3,8
$E_{2P}+E_{4R}$	40,4	2,0	59,6	1,3
$E_{2P}+E_{8R}$	33,9	3,5	66,1	1,8
$E_{4P}+E_{1R}$	49,4	2,4	50,6	2,3
$E_{4P}+E_{2R}$	47,2	3,5	52,8	3,1
$E_{4P}+E_{4R}$	43,1	1,9	56,9	1,4
$E_{4P}+E_{8R}$	36,7	2,9	63,3	1,7
$E_{8P}+E_{1R}$	49,6	2,5	50,4	2,5
$E_{8P}+E_{2R}$	48,2	2,8	51,8	2,6
$E_{8P}+E_{4R}$	45,1	2,0	54,9	1,7
$E_{8P}+E_{8R}$	39,4	2,5	60,6	1,6

Tableau 31 : Résultats des bilans matière sèche statistiquement cohérents des 16 combinaisons (refus + passants) de l'essai 02-03 C (ER : erreur relative)

On remarque que les combinaisons $E_{1P}+E_{2R}$ et $E_{4P}+E_{4R}$ donnent les valeurs les plus proches à $43,5\pm 5\%$ ($43,9\pm 6\%$ et $43,1\pm 2\%$ respectivement). La deuxième combinaison qui donne une valeur plus précise est retenue : 2% d'erreur relative.

La deuxième étape, concernant toujours l'essai 02-03 C, est d'établir un bilan statistiquement cohérent de la matière brute de chaque combinaison, le critère retenu pour l'établissement de ces bilans est le contenu en eau et en matière sèche, et l'objectif est de trouver la combinaison qui va nous donner la valeur la plus proche du contenu en eau du produit sortant de notre tube expérimental de compostage ($46\pm 4\%$). Les résultats obtenus sont restitués dans le tableau 32.

Combinaison	Humidité	ER	Matière Sèche	ER
	(%)			
$E_{1P}+E_{1R}$	49,0	2,2	51,0	2,1
$E_{1P}+E_{2R}$	44,9	4,3	55,1	3,5
$E_{1P}+E_{4R}$	45,8	2,1	54,2	1,8
$E_{1P}+E_{8R}$	48,4	2,8	51,6	2,7
$E_{2P}+E_{1R}$	51,0	1,8	49,0	1,9
$E_{2P}+E_{2R}$	47,2	3,4	52,8	3,0
$E_{2P}+E_{4R}$	47,2	1,9	52,8	1,7
$E_{2P}+E_{8R}$	49,0	2,6	51,0	2,5
$E_{4P}+E_{1R}$	51,3	1,7	48,7	1,8
$E_{4P}+E_{2R}$	48,6	2,5	51,4	2,4
$E_{4P}+E_{4R}$	48,2	1,6	51,8	1,5
$E_{4P}+E_{8R}$	49,4	2,3	50,6	2,2
$E_{8P}+E_{1R}$	52,6	1,8	47,4	1,9
$E_{8P}+E_{2R}$	50,8	2,0	49,2	2,1
$E_{8P}+E_{4R}$	50,2	1,5	49,8	1,6
$E_{8P}+E_{8R}$	50,5	1,9	49,5	1,9

Tableau 32 : Résultats des bilans matière brute statistiquement cohérents des 16 combinaisons (refus + passants) de l'essai 02-03 C (ER : erreur relative)

La valeur la plus proche de $46\pm 4\%$ est celle donc donnée par la combinaison $E_{1P}+E_{4R}$: $45,8\pm 2\%$. On remarque que les deux combinaisons, résultant des deux bilans matière statistiquement cohérents (matière sèche et matière brute), sont différentes : $E_{4P}+E_{4R}$ pour le bilan matière sèche et $E_{1P}+E_{4R}$ pour le bilan matière brute. Ce constat nous amène à penser que la détermination de la combinaison avec laquelle on peut reconstituer le produit entrant dans le crible dépend fortement du critère choisi.

Pour vérifier cela, nous avons réalisé les bilans matière sèche et brute statistiquement cohérents des combinaisons résultant de l'essai 03-03 C (tableau 33). Les critères choisis sont toujours la MOT pour les bilans matière sèche et l'humidité pour les bilans matière brute.

Combinaison	MOT	ER	Cendres	ER	Humidité	ER	MS	ER
	(%)							
E _{1P} +E _{1R}	21,8	6,0	78,2	1,7	46,8	3,9	53,2	3,5
E _{1P} +E _{2R}	40,6	3,4	59,4	2,3	38,6	2,9	61,4	1,8
E _{1P} +E _{4R}	46,2	2,8	53,8	2,4	38,9	3,0	61,1	1,9
E _{1P} +E _{8R}	30,5	3,2	69,5	1,4	35,7	3,3	64,3	1,8
E _{2P} +E _{1R}	29,3	3,9	70,7	1,6	48,0	3,0	52,0	2,8
E _{2P} +E _{2R}	42,7	2,9	57,3	2,2	40,7	2,4	59,3	1,6
E _{2P} +E _{4R}	47,0	2,6	53,0	2,3	40,1	2,6	59,9	1,8
E _{2P} +E _{8R}	31,5	3,0	68,5	1,4	36,5	3,0	63,5	1,8
E _{4P} +E _{1R}	30,4	2,9	69,6	1,3	47,7	2,4	52,3	2,2
E _{4P} +E _{2R}	41,0	2,5	59,0	1,8	41,9	2,0	58,1	1,4
E _{4P} +E _{4R}	45,4	2,4	54,6	2,0	40,8	2,3	59,2	1,6
E _{4P} +E _{8R}	31,6	2,8	68,4	1,3	37,2	2,8	62,8	1,7
E _{8P} +E _{1R}	38,1	4,1	61,9	2,5	45,4	2,9	54,6	2,4
E _{8P} +E _{2R}	43,4	3,0	56,6	2,3	41,9	2,6	58,1	1,8
E _{8P} +E _{4R}	46,1	2,5	53,9	2,1	41,1	2,4	58,9	1,7
E _{8P} +E _{8R}	34,1	2,7	65,9	1,4	38,0	2,6	62,0	1,6

Tableau 33 : Résultats des bilans matière sèche et matière brute statistiquement cohérents des 16 combinaisons (refus + passants) de l'essai 03-03 C (ER : erreur relative, MS : matière sèche)

La combinaison qui donne le contenu en MOT le plus proche de notre valeur de référence ($42,3\pm 4\%$) est E_{2P}+E_{2R} : $42,7\pm 3\%$. Par contre, la combinaison qui donne le contenu en eau le plus proche de notre valeur de référence ($45,9\pm 3\%$) est E_{8P}+E_{1R} : $45,4\pm 3\%$.

Cette dépendance au critère choisi pose un énorme problème pour la suite. Cet exercice va devenir encore plus difficile lors de la réalisation des bilans matière statistiquement cohérents de la matière sèche du crible en testant les 16 combinaisons et en choisissant les catégories de MODECOM par tranche granulométrique comme critères (40 critères en total).

Nous sommes, là, au cœur du problème d'échantillonnage rencontré lors des expertises des usines de tri-compostage. Ce problème a pu être évité lors de l'essai 01-03 C en analysant et en prenant en considération dans les calculs la totalité de la masse des passants et des refus. Ces problèmes sont liés à la nature du produit, à ses caractéristiques et au nombre des sous-échantillons utilisés lors des analyses. L'humidité du produit entrant dans le crible et sa composition, font que des éléments inférieurs à la maille du crible (20 mm dans notre cas) passent avec les refus. Ces refus qui sont théoriquement $>$ à 20 mm se trouvent, après séchage et tris, composés d'éléments $<$ à 20 mm. Selon Michel (Michel *et al*, 2003) 82% des $<$ 20 mm dans les ordures ménagères brutes sont agglomérés aux plus grosses particules, dans les ordures ménagères compostées les $<$ à 20 mm constituent 5% de la masse des particules $>$ à 100 mm et 8% des 20 à 100 mm. Cette présence est gênante pour l'établissement d'un bilan matière statistiquement cohérent de l'équipement vu l'imprécision qu'elle génère.

Dans la pratique, un échantillonnage est correct si la variance d'échantillonnage ne dépasse pas 2 fois la variance fondamentale (ou 1,4 fois pour la précision). Pour l'essai 02-03 C, nous avons calculé les rapports des variances sur les teneurs en MOT résultant des bilans matière sèche des 16 combinaisons et celles calculées théoriquement à partir des formules de Gy (tableau 34). Les rapports des variances nous montrent que, dans l'ensemble, les travaux sont corrects. Nous remarquons aussi que l'échantillon E_{8R} engendre beaucoup d'erreurs, il devait contenir un fragment anormal. Lors des expertises des plates-formes de tri-compostage ces fragments doivent faire l'objet d'un traitement à part.

Combinaisons essai 02-03 C	Erreur relative sur la MOT (%)		Rapport des variances
	Expérimentation	Théorie	
E _{1P} +E _{1R}	2,9	3,0	0,9
E _{1P} +E _{2R}	5,5	2,1	6,6
E _{1P} +E _{4R}	2,1	1,5	1,9
E _{1P} +E _{8R}	3,8	1,1	11,3
E _{2P} +E _{1R}	2,6	3,0	0,8
E _{2P} +E _{2R}	4,7	2,1	4,9
E _{2P} +E _{4R}	2,0	1,5	1,7
E _{2P} +E _{8R}	3,5	1,1	10,3
E _{4P} +E _{1R}	2,4	3,0	0,6
E _{4P} +E _{2R}	3,5	2,1	2,7
E _{4P} +E _{4R}	1,9	1,5	1,6
E _{4P} +E _{8R}	2,9	1,1	7,3
E _{8P} +E _{1R}	2,5	3,0	0,7
E _{8P} +E _{2R}	2,8	2,1	1,8
E _{8P} +E _{4R}	2,0	1,5	1,8
E _{8P} +E _{8R}	2,5	1,1	5,6

Tableau 34 : Rapport des variances sur la teneur en MOT entre les résultats de l'essai 02-03 C et le calcul théorique

L'autre grand problème est lié aux sous-échantillons prélevés pour les analyses au laboratoire : humidité, MOT et tris sur sec. Si la précision du résultat est proportionnelle au carré de la masse de l'échantillon analysé, la multitude des sous-échantillons, par contre, diminue cette précision et augmente la marge d'erreur. On présente ci-dessous (tableau 35) l'évolution de l'erreur relative en fonction du nombre des sous-échantillons (SE) prélevés pour les analyses de la MOT et de l'humidité des E_{jp} de l'essai 03-03 C.

Echantillons essai 03-03 C	Nombre de sous échantillon	ER (%)
E _{1P}	7	10
E _{2P}	7	6
E _{4P}	4	4
E _{8P}	24	6

Tableau 35 : Evolution de l'erreur relative (ER) en fonction du nombre de sous-échantillons lors des analyses des passants de l'essai 03-03 C

CHAPITRE VIII - Le tapis sélectionneur : le tapis roulant

Comme tous les équipements de tri, le tapis sélectionneur permet de séparer une partie des éléments indésirables. Ce mode de tri est appelé aussi : tri par rebond et adhérence. En effet, à partir d'une surface inclinée mobile (alimentateur), le tapis sélectionneur permet de séparer les refus, qui rebondissent en raison de leur densité ou de leur forme (verre, plastiques lourds, bouchons, etc.), des produits qui ont une plus faible densité et un pouvoir adhérent comme les papiers, cartons, fermentescibles, etc. Le tapis sélectionneur peut être simple ou double en série.

L'alimentateur projette le produit entrant à trier sur une tôle rigide, immobile et équipée d'ailettes. Les refus, du fait de leur densité, rebondissent et sont projetés vers le bas tandis que les fermentescibles et les autres éléments de faible densité glissent et tombent en bas de la tôle. Les deux produits sont accueillis par un tapis incliné avec une grande vitesse de défilement. Les refus continuent de rebondir vers le bas du tapis tandis que les éléments moins denses adhèrent au tapis et sont évacués par le haut. Le double tapis sélectionneur (DTS) permet de se débarrasser des indésirables qui restent collés au premier tapis en permettant une deuxième projection du produit sur une tôle à ailettes et un tapis mobile (figure 20). Avant la première tôle à ailettes, le produit est projeté au milieu de la bande transporteuse, le rebond sur le premier tapis est donc difficile. En sortie du premier tapis, le produit est bien réparti sur toute la largeur, le rebond suivant est plus efficace. Par contre, si le débit augmente fortement, le rebond va redevenir difficile, c'est pourquoi le DTS est tributaire du débit.

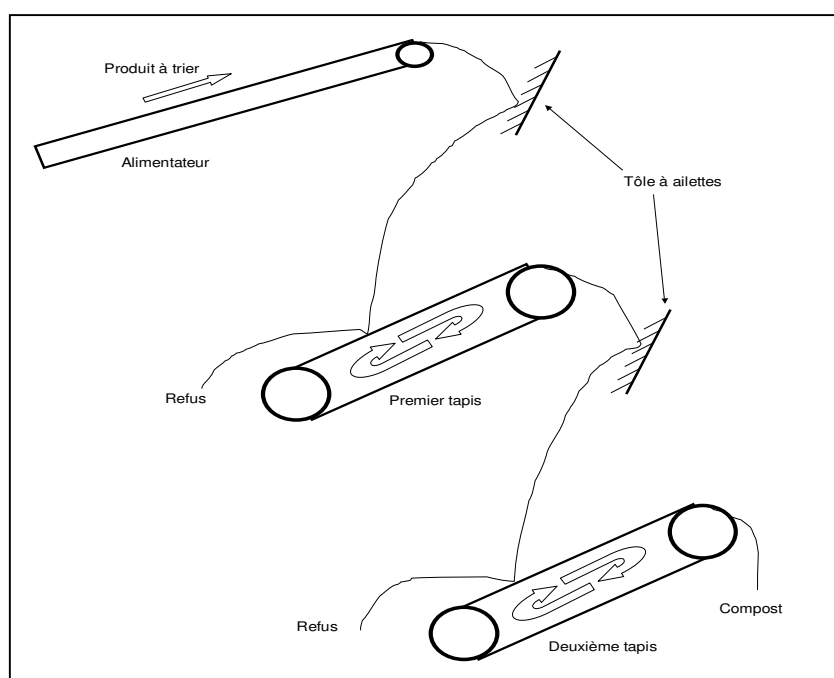


Figure 20 : Schéma d'un double tapis sélectionneur (DTS)

Le double tapis sélectionneur choisi pour tester ce genre d'équipements est celui de la plate-forme de Châteauroux (36). Cette usine traite des biodéchets collectés sélectivement. Le DTS de Châteauroux a deux tapis d'une longueur de 2 m chacun, une largeur de 1 m et une vitesse de 2 m/s, leurs angles d'inclinaison sont de 33° et la hauteur de chute pour le produit à trier est d'environ 1,5 m. Dans cette plate-forme, le DTS est placé à la fin de la chaîne de traitement dans la partie appelée « affinage ». Le produit à trier est le passant d'un crible fin à 15 mm. Des échantillons ont été prélevés à l'entrée et aux deux sorties du DTS (refus et compost). Aucune mesure de débit n'a été possible. Les caractéristiques des trois flux sont présentées dans le tableau 36.

Echantillon	Matière brute	Humidité	MOT
	(g)	(%)	
Produit à trier	2962	44,2 ± 0,8	54,3 ± 1
Refus	1418	35,1 ± 0,2	37,5 ± 1,5
Compost	5649	45,3 ± 0,3	59,8 ± 0,5

Tableau 36 : Caractéristiques du produit entrant, des refus et du compost issus du DTS de Châteauroux (36)

Pour réaliser un bilan matière statistiquement cohérent de l'équipement et en absence de toute pesée dans la plate-forme, le débit du produit brut entrant a été estimé à 40 t/j. Cela correspond à 22,32 t/j de matière sèche. Le premier bilan a concerné la matière sèche, les critères de référence sont la teneur en MOT et en cendres. Les données fournies et le résultat obtenu figurent dans les tableaux 37 et 38.

Matière sèche	Produit à trier		Refus		Compost	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	22320	0	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
MOT	54,3	2	37,5	4	59,8	1
Cendres	45,7	2	62,5	2	40,2	1

Tableau 37 : Bilan matière sèche du DTS de Châteauroux (36) (MOT comme critère). Données fournies au logiciel BILCO

Matière sèche	Produit à trier		Refus		Compost	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	22320	0	5213	15	17107	5
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
MOT	54,5	1	37,1	3	59,8	1
Cendres	45,5	2	62,9	2	40,2	1

Tableau 38 : Bilan matière sèche du DTS de Châteauroux (36) (MOT comme critère). Données restituées par le logiciel BILCO

23% de la matière sèche du produit entrant dans le DTS partent en refus. Ces derniers contiennent 37±1% de MOT. Ce chiffre est très important pour les exploitants, car la destination des refus en incinération ou en stockage va en dépendre. La quantité des refus est donnée avec une erreur relative élevée. Pour améliorer cette précision, une autre pesée s'impose. Si cela est possible pour le compost il est, par contre, très difficile voire impossible pour les refus car ils sont mélangés juste après avec les autres refus issus du crible à 15 mm.

L'efficacité du DTS est évaluée à partir de son action sur les indésirables. Nous avons alors établi un autre bilan matière sèche statistiquement cohérent de cet équipement en prenant comme critère le contenu des différents flux en verre, métaux, cailloux-calcaire, films et autres plastiques durs (tableaux 39 et 40).

Matière sèche	Produit à trier		Refus		Compost	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	22320	0	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Cailloux, calcaire > à 2 mm	5,4	0,7	19,6	0,7	3,3	0,3
Verre > à 2 mm	2,6	1,7	10,9	1,3	1,4	1
Métaux > à 2 mm	0,2	3,6	1	3,3	0	9
Autres Plastiques > à 2 mm	2,3	1,6	2,6	3,8	2,1	0,7
Films > à 5 mm	0,4	1,8	0,5	2,8	0,4	1

*Tableau 39 : Bilan matière sèche du DTS de Châteauroux (36) (indésirables comme critère).
Données fournies au logiciel BILCO*

Matière sèche	Produit à trier		Refus		Compost	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	22320	0	2847	0,2	19473	0,03
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Cailloux, calcaire > à 2 mm	5,4	0,3	19,6	0,5	3,3	0,3
Verre > à 2 mm	2,6	0,6	10,9	0,8	1,4	1,0
Métaux > à 2 mm	0,2	2,4	1,0	2,8	0,0	8,0
Autres Plastiques > à 2 mm	2,2	0,7	2,7	3,5	2,1	0,7
Films > à 5 mm	0,4	0,8	0,5	2,8	0,4	0,9

*Tableau 40 : Bilan matière sèche du DTS de Châteauroux (36) (indésirables comme critère).
Données restituées par le logiciel BILCO*

Le deuxième bilan matière sèche de l'équipement donne des résultats plus précis mais une quantité de refus nettement inférieure à celle du premier bilan sur MOT. Cette différence est normale dans le sens où le deuxième bilan ne prend pas en considération l'éventualité du passage de la matière organique non synthétique. Une deuxième pesée, signalée plus haut, peut améliorer la précision du premier bilan et réduire la différence avec le deuxième. En cas d'impossibilité d'effectuer une autre pesée, comme ce fut notre cas, l'amélioration de la précision viendra par la suite en imbriquant les équipements pour réaliser le bilan global de la plate-forme. Un débit partiel pourrait également être déterminé en prélevant la totalité du flux sur une période donnée avec du matériel adapté : bâche, big bag, etc.

Les caractéristiques des différents flux permettent d'évaluer l'efficacité du tri du double tapis sélectionneur. Cette efficacité peut se définir comme étant la quantité des indésirables contenue dans les refus divisée par la quantité entrante. La succession des équipements dans une plate-forme de tri-compostage doit suivre une logique de complémentarité. Une évaluation du tri du DTS qui prend en compte la quantité totale des indésirables dans les refus et le produit entrant peut être décisive pour l'intégration ou non de cet équipement dans une chaîne de traitement, mais elle ne donne aucune information qui peut aider à choisir l'emplacement de cet équipement dans la chaîne. Pour répondre à ce problème, nous avons effectué une évaluation de l'efficacité du DTS de Châteauroux par classe granulométrique (tableau 41).

Critère	Efficacité du DTS (%)
Matière sèche	13,3
Verre > 8 mm	59,2 ± 28,5
Verre 5 à 8 mm	70,0 ± 20,9
Verre 2 à 5 mm	31,7 ± 5,0
Éléments inertes < 2 mm	10,7 ± 0,5

Tableau 41 : Efficacité du DTS de la plate-forme de Châteauroux (36) par classe granulométrique

En faisant abstraction du verre > à 8 mm qui n'est pas précis, il y a une progression de l'efficacité du DTS en fonction de la taille des impuretés. Il est évidemment relativement efficace dans les grandes mailles mais inefficace sur les éléments fins. Nous pourrions par la suite comparer ces résultats avec ceux de la table densimétrique qui fait l'objet du chapitre suivant.

CHAPITRE IX - La table densimétrique et le crible fin : l'art d'affiner

L'affinage est l'action de nettoyer le compost des impuretés qui ont échappé aux premiers tris. Ces impuretés sont des éléments de petite taille et/ou qui ont une forme qui leur a permis de résister aux autres maillons de la chaîne de traitement. Les équipements d'affinage dans une plate-forme de tri-compostage doivent être adaptés aux caractéristiques de ces éléments indésirables. Ils doivent être aussi optimisés par rapport au fonctionnement des équipements situés en amont. Un trommel à maille très fine peut, par exemple, être rapidement colmaté si le produit criblé a une humidité élevée.

Pour tester les deux équipements d'affinage les plus utilisés dans les usines de tri-compostage des déchets ménagers, le crible fin (15 mm) et la table densimétrique de la plate-forme de Champagne sur Oise (95) ont été choisis. Le choix de traiter deux équipements dans ce chapitre n'est pas dû au hasard. En effet, nous avons parlé au long des premiers chapitres de l'interdépendance qui existe entre les différents maillons de la chaîne de traitement. Cette interdépendance se manifeste par l'impact du fonctionnement d'un équipement sur le rendement du suivant et par la possibilité d'améliorer la précision sur l'évaluation d'un équipement en améliorant la précision sur les équipements situés en amont ou en aval.

La plate-forme de Champagne sur Oise (95) a une capacité de traitement de 40 000 t/an de déchets ménagers. La chaîne de traitement, comme on peut le voir sur la figure 21, est composée de deux tubes rotatifs (24 et 33 m), d'un crible moyen à 30 mm, d'un overband, d'un parc de compostage avec aération forcée, d'un crible fin à 15 mm et d'une table densimétrique. Pour tester les deux équipements d'affinage, il nous a été impossible de peser et de prélever à l'entrée du crible fin (l'entrée affinage) et à celle de la table densimétrique (les < à 15 mm). Les flux pesés et prélevés sont : les refus du crible à 15 mm (les > à 15 mm), les refus de la table densimétrique (les refus lourds) et le compost. Les caractéristiques de ces flux figurent dans le tableau 42.

Flux	Débit (kg/h)	Masse prélevée (g)	Humidité (%)	MOT
> à 15 mm	2057	5170	28,9 ± 0,1	50,9 ± 0,1
Refus lourds	1630	5484	25,7 ± 0,5	55,3 ± 1,1
Compost	1473	7918	32,6 ± 0,2	64,3 ± 0,2

Tableau 42 : Caractéristiques des flux pesés et prélevés de l'affinage de la plate-forme de Champagne sur Oise (95)

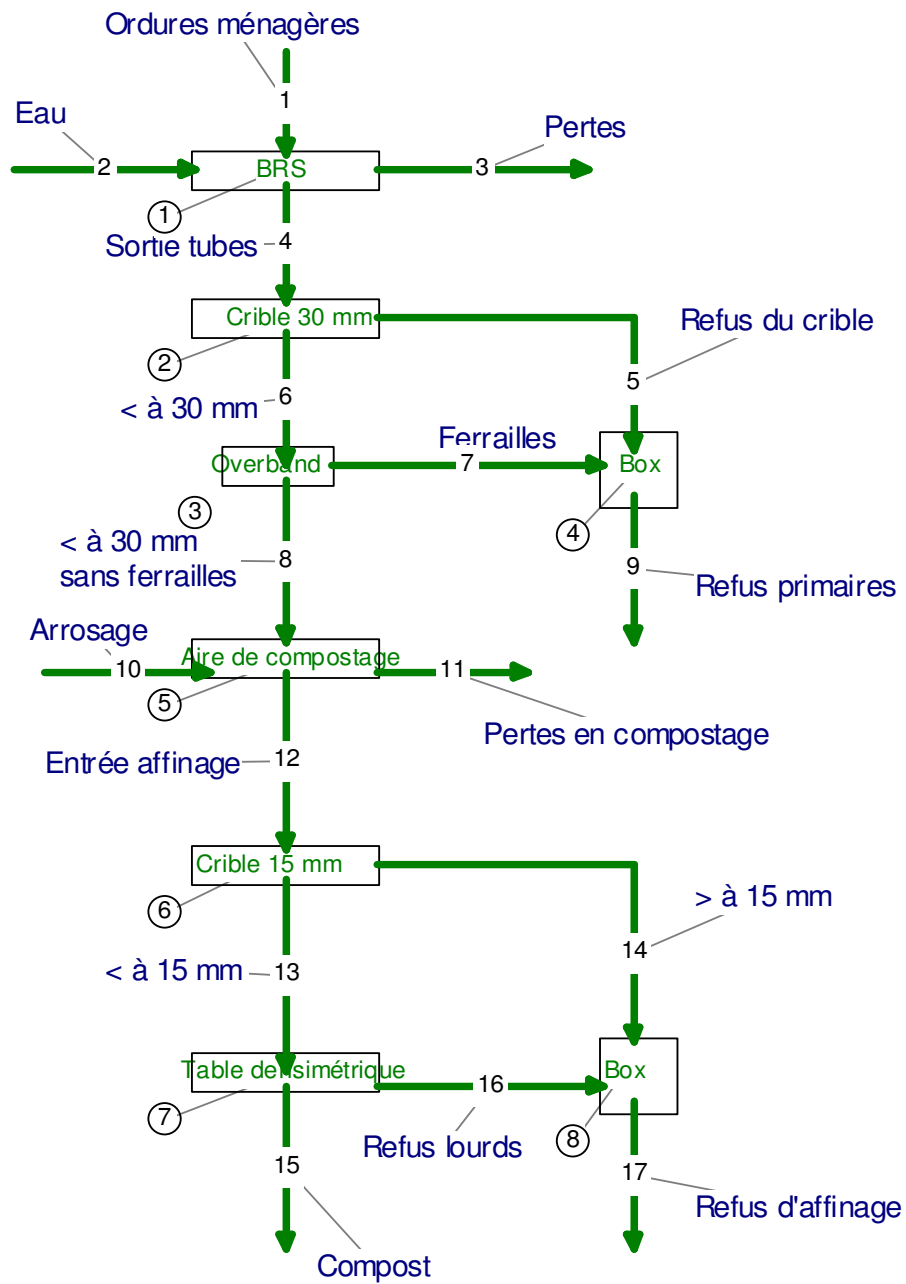


Figure 21 : Schéma de fonctionnement de la plate-forme de tri-compostage de Champagne sur Oise (95)

Nous allons nous intéresser tout d'abord à l'évaluation du fonctionnement de la table densimétrique, ce choix est dicté par la disponibilité de données concernant deux flux (les refus lourds et le compost) sur les trois de cet équipement. L'objectif de cet exercice est d'estimer l'entrée de la table qui correspond aux éléments < à 15 mm. Cela va nous permettre d'évaluer avec une certaine précision le rendement de l'équipement et de réaliser par la suite le bilan matière du crible fin.

L'action de la table densimétrique se base sur la différence de densité entre la matière organique fermentescible et les inertes plus denses. Le produit à trier est introduit sur la table densimétrique dans un courant d'air ascendant. Les éléments légers sont soulevés par la ventilation sous forme d'un lit fluidisé. Par gravité, la phase légère s'écoule au point bas de la grille (figure 22a) alors que, sous l'effet des vibrations orientées de la grille, les éléments les plus denses restent en contact avec la grille et sont entraînés vers le haut (figure 22b). Une partie de la phase légère est entraînée par l'aspiration, puis piégée par un cyclone. Les deux fractions légères sont ensuite rassemblées pour constituer le compost.



Figure 22 : Table densimétrique. (a) : sortie du compost par le bas ;
(b) : sortie des refus lourds par le haut.

Le schéma de fonctionnement de la table densimétrique de la plate-forme de Champagne sur Oise est présenté dans la figure 23. Les mesures effectuées dans la plate-forme et l'analyse des échantillons prélevés nous permettent de réaliser un bilan matière statistiquement cohérent de la table densimétrique. Le premier bilan matière réalisé concerne la matière sèche avec la teneur en MOT comme critère (tableau 43).

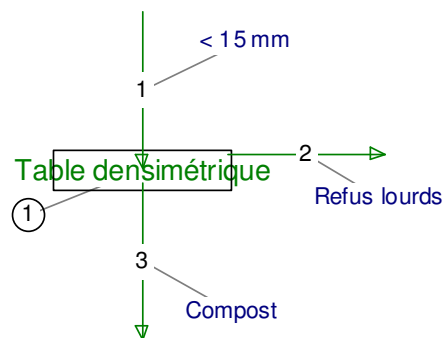


Figure 23 : Schéma de fonctionnement de la table densimétrique de Champagne sur Oise (95)

Matière sèche	< à 15 mm		Refus lourds		Compost	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	2204	1	1212	0	993	0
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
MOT	59,2	2	55,3	1	64,3	0,1
Cendres	40,8	3	44,7	2	35,7	0,4

*Tableau 43 : Bilan matière sèche statistiquement cohérent de la table densimétrique.
La MOT comme critère*

Une fois que la quantité du produit < à 15 mm et sa teneur en MOT ont été estimées, on peut établir un bilan matière sèche avec les catégories de MODECOM comme critère. Le bilan figure dans le tableau 44.

Matière sèche	Critère	Maille (mm)	< à 15 mm		Refus lourds		Compost	
			Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
			2204	0,3	1212	0	993	0
		Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	
Déchets putrescibles	8 à 20	0,23	20,8	0,39	7,8	0,03	12,6	
Papiers	8 à 20	2,80	3,7	4,47	0,2	0,77	1,2	
Cartons	8 à 20	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	
Complexes	8 à 20	0,00	4,7	0,00	0,0	0,01	3,9	
Textiles	8 à 20	0,02	11,8	0,03	4,9	0,00	6,6	
Textiles sanitaires	8 à 20	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	
Films	8 à 20	0,02	8,0	0,02	10,1	0,03	7,1	
Autres plastiques	8 à 20	0,23	2,1	0,39	0,5	0,04	1,4	
Combustibles non classés	8 à 20	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	
Verre	8 à 20	1,66	21,3	3,01	12,3	0,00	14,2	
Métaux ferreux	8 à 20	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	
Autres métaux	8 à 20	0,00	2,1	0,01	14,4	0,00	0,0	
Incombustibles non classés	8 à 20	0,96	6,2	1,74	2,0	0,00	3,8	
Déchets spéciaux	8 à 20	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	
Fines	< à 8	94,07	2,1	89,93	1,4	99,12	1,7	

*Tableau 44 : Bilan matière sèche statistiquement cohérent de la table densimétrique
Les catégories de MODECOM comme critère*

Ce dernier bilan matière permet d'évaluer l'efficacité de la table densimétrique sur les éléments > à 8 mm. Pour évaluer l'impact de cet équipement sur les éléments inférieurs à cette maille, il faut déterminer la teneur de ces éléments dans le produit < à 15 mm. Pour cela, un bilan matière sèche statistiquement cohérent sera réalisé avec les impuretés mesurées selon la norme NF XP U44-164 comme critère (tableau 45).

Matière sèche	< à 15 mm		Refus lourds		Compost	
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)
	2204	0	1212	0	993	0
Critère	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
Verre et métaux > à 2 mm	3,59	8,8	3,43	2,6	0,09	5,9
Plastiques durs, textiles > à 5mm	0,80	7,6	0,79	3,2	0,29	3,8
Films ou légers > à 5 mm	0,05	6,2	0,01	5,0	0,09	4,7
Lourds > à 5 mm	5,89	0,9	5,25	0,8	0,32	2,9

*Tableau 45 : Bilan matière sèche statistiquement cohérent de la table densimétrique.
Les impuretés mesurées selon la norme NF XP U44-051 comme critère.*

Rappelons que les seuils d'impuretés du projet de norme NF U44-051 sont : de 2% pour le verre et métaux > à 2 mm, 0,8% pour les plastiques durs et les textiles > à 5 mm et 0,3% pour les films ou légers > à 5 mm. Nous remarquons que, concernant les impuretés, le compost produit par la plate-forme de tri-compostage des déchets ménagers de Champagne sur Oise (95) est d'une excellente qualité. Le taux de refus reste très élevé, ce problème est lié au réglage de l'équipement.

L'efficacité est calculée comme étant la masse de verre ou de cailloux dans les refus, divisée par la masse de verre ou de cailloux entrant (< à 15 mm), multipliée par 100. A partir des deux tableaux 44 et 45 précédents, nous avons déterminé l'efficacité de la table densimétrique de la plate-forme de Champagne sur Oise (95) (tableau 46).

Granulométrie	Efficacité de la table densimétrique (%)	
	Verre	Cailloux, calcaire
8 à 15 mm	100	100
5 à 8 mm	100	99,2
2 à 5 mm	99,6	97,6
< à 2 mm	60,3	44,1

Tableau 46 : Efficacité de la table densimétrique de la plate-forme de Champagne sur Oise (95)

Les éléments < à 2 mm résistent en partie à l'action de la table densimétrique mais cela n'empêche pas de remarquer que l'équipement est très efficace sur toutes les mailles. La table densimétrique paraît ainsi plus efficace que le tapis sélecteur en ce qui concerne les indésirables fins. Le choix de placer une table densimétrique en affinage est alors plus judicieux.

Après avoir mesuré la quantité et la composition du produit > 15 mm et déterminé celles du produit < 15 mm entrant sur la table densimétrique, l'évaluation du crible à 15 mm peut être effectuée. Pour cela, le schéma de fonctionnement de l'affinage dans la plate-forme (crible à 15 mm et table densimétrique) est pris en considération (figure 24).

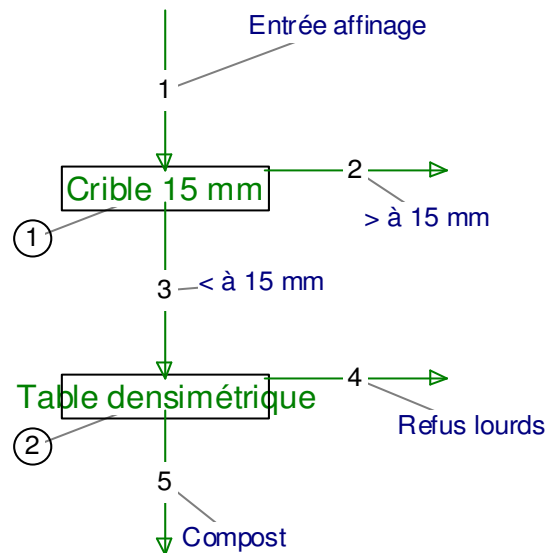


Figure 24 : Schéma de fonctionnement des équipements d'affinage de la plate-forme de Champagne sur Oise (95)

Durant l'établissement des bilans matière statistiquement cohérents d'une plate-forme de tri-compostage, les informations émanant de l'évaluation d'un équipement peuvent servir à analyser le fonctionnement d'un autre équipement situé en amont ou en aval du premier. C'est ce qu'on appelle l'imbrication des équipements.

Le flux > 15 mm a fait l'objet d'une mesure de débit et d'un prélèvement qui ont permis de déterminer les caractéristiques figurant ci-dessus (tableau 42). Le flux < 15 mm a été déterminé grâce aux bilans matière statistiquement cohérents de la table densimétrique. L'établissement du bilan matière du crible à 15 mm va nous permettre de déterminer les caractéristiques du produit entrant au crible (entrée affinage) et d'évaluer son fonctionnement. Les résultats des bilans matière sèche statistiquement cohérents de l'équipement figurent dans le tableau 47.

Matière sèche	Entrée affinage						
	> à 15 mm		< à 15 mm				
	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	Quantité (kg)	ER (%)	
	3666	1	1462	0	2204	0	
Critère	Maille (mm)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)	Teneur (%)	ER (%)
MOT	—	57,8	2	50,9	0,1	59,2	1
Cendres	—	42,2	3	49,1	0,2	40,8	2
Déchets putrescibles	20 à 100	0,32	10,5	0,80	6,2	0,00	0,0
Papiers	20 à 100	0,68	5,8	1,72	4,1	0,00	0,0
Cartons	20 à 100	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0
Complexes	20 à 100	0,01	16,7	0,02	14,6	0,00	0,0
Textiles	20 à 100	0,06	10,2	0,16	6,6	0,00	0,0
Textiles sanitaires	20 à 100	0,08	6,1	0,19	7,3	0,00	0,0
Films	20 à 100	0,06	11,4	0,15	5,7	0,00	0,0
Autres plastiques	20 à 100	0,09	9,2	0,23	13,0	0,00	0,0
Combustibles non classés	20 à 100	0,02	6,3	0,05	10,4	0,00	0,0
Verre	20 à 100	2,10	11,0	5,28	24,5	0,00	0,0
Métaux ferreux	20 à 100	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0
Autres métaux	20 à 100	0,15	8,8	0,38	3,8	0,00	0,0
Incombustibles non classés	20 à 100	0,24	7,9	0,59	10,9	0,00	0,0
Déchets spéciaux	20 à 100	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0
Déchets putrescibles	8 à 20	2,44	9,2	5,77	10,7	0,23	20,8
Papiers	8 à 20	13,58	6,7	29,84	9,0	2,80	3,7
Cartons	8 à 20	0,00	9,8	0,00	0,0	0,00	0,0
Complexes	8 à 20	0,32	6,6	0,80	9,3	0,00	4,7
Textiles	8 à 20	0,05	3,1	0,09	4,1	0,02	11,8
Textiles sanitaires	8 à 20	0,03	7,0	0,08	5,9	0,00	0,0
Films	8 à 20	0,19	11,5	0,45	13,2	0,02	8,0
Autres plastiques	8 à 20	0,71	9,3	1,44	12,5	0,23	2,1
Combustibles non classés	8 à 20	0,14	3,4	0,36	4,3	0,00	0,0
Verre	8 à 20	9,93	12,1	22,39	13,8	1,66	21,3
Métaux ferreux	8 à 20	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0
Autres métaux	8 à 20	0,07	9,1	0,16	8,7	0,00	2,1
Incombustibles non classés	8 à 20	2,60	8,8	5,06	6,7	0,96	6,2
Déchets spéciaux	8 à 20	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0
Fines	< à 8	66,12	7,9	23,98	5,4	94,07	11,3

Tableau 47 : Bilan matière sèche statistiquement cohérent du crible à 15 mm de la plate-forme de Champagne sur Oise (95)

L'imbrication des deux équipements d'affinage nous a permis d'établir les bilans matière du crible à 15 mm avec une bonne précision. Les problèmes rencontrés lors des essais sur crible réalisés au laboratoire (chapitre VII) sont ainsi détournés. En plus du bilan du crible, ces résultats nous ont permis de détecter un taux important de papiers > à 15 mm dans le flux entrant en affinage, ces papiers se trouvent après criblage dans les refus (31,5% des > à 15 mm). Ceci montre que le compostage dans l'aire qui précède l'affinage ou dans les deux tubes rotatifs est insuffisant.

L'imbrication des équipements peut continuer jusqu'à la réalisation du bilan global de la plate-forme. Cela permet de résoudre les problèmes liés à l'absence des données expérimentales et d'affiner la précision du bilan final.

CHAPITRE X - Simulation d'un traitement par tri-compostage : la plate- forme virtuelle

X-1 Chaîne type de traitement par tri-compostage

Une chaîne de traitement par tri-compostage des déchets ménagers peut être divisée en trois parties : le tri-compostage primaire, qui sert à amorcer l'activité microbienne et réduire la masse et le volume des déchets entrants, le compostage, où le produit continue son évolution biochimique et sa stabilisation et l'affinage, où le produit composté est affiné et nettoyé de ses derniers éléments indésirables. Les temps de séjour du produit dans les deux premières parties peuvent varier.

Les équipements de chaque partie de la chaîne de traitement doivent être adaptés à la nature et aux caractéristiques du produit en compostage. La compréhension du fonctionnement de ces équipements permet de les placer là où ils seront les plus utiles possible. Suite aux résultats des essais effectués sur le terrain ainsi qu'au au laboratoire et qui ont fait l'objet de six chapitres (de IV à IX), une chaîne type de traitement est proposée (figure 25).

Les déchets ménagers entrant dans une plate-forme sont composés de matières biodégradables et d'éléments inertes. La distribution de l'humidité dans le produit est à l'image de la composition de ce dernier, c'est-à-dire hétérogène. Mettre les déchets ménagers directement en compostage risque d'encombrer l'équipement consacré à cet effet et de ralentir la croissance microbienne. Pour éviter cela, un passage par la phase de tri-compostage primaire est alors nécessaire. Dans la chaîne de traitement proposée, la phase de tri-compostage primaire est composée d'un tube rotatif suivi d'un crible moyen, de deux équipements de tri magnétiques et d'un double tapis sélectionneur. Le tube rotatif permet, par l'effet de sa rotation, d'homogénéiser les déchets ménagers entrants et d'amorcer l'activité microbiologique. Ces deux effets se traduisent par une dégradation de la matière organique et une descente de maille de la fraction biodégradable. Le produit sortant du tube rotatif est séparé de ses gros indésirables par un passage dans le crible moyen. Les équipements de tri magnétique permettent de piéger les éléments ferreux dans les produits supérieurs (récupération) et inférieurs à la maille du crible moyen (épuration du compost). Le double tapis sélectionneur permet d'éliminer les refus les plus lourds (verre, piles, cailloux) (chapitre VIII), cet équipement est plus efficace dans les grandes mailles. Inverser l'emplacement des deux premiers équipements (tube rotatif et crible), comme on a tendance à le voir dans plusieurs plates-formes, risque de mettre hors chaîne de traitement des papiers, des cartons et même des sacs contenant des déchets organiques qui ont une taille supérieure à la maille du crible. Mettre un broyeur en tête va pulvériser le verre et diffuser les métaux lourds que contiennent les déchets spéciaux. Le tri de ces impuretés sera impossible par la suite.

Après le passage par le tri-compostage primaire, le produit peut alors continuer sa stabilisation, commencée dans le tube rotatif, dans un équipement de compostage. L'étude de cet équipement (chapitre V) ne nous permet pas de proposer une technique particulière. On signale tout de même qu'une aération par aspiration permet de minimiser les gênes olfactives et la diffusion de la poussière. L'optimisation de cette phase doit prendre en considération les caractéristiques des déchets ménagers entrants mais aussi le temps de séjour dans le tube rotatif.

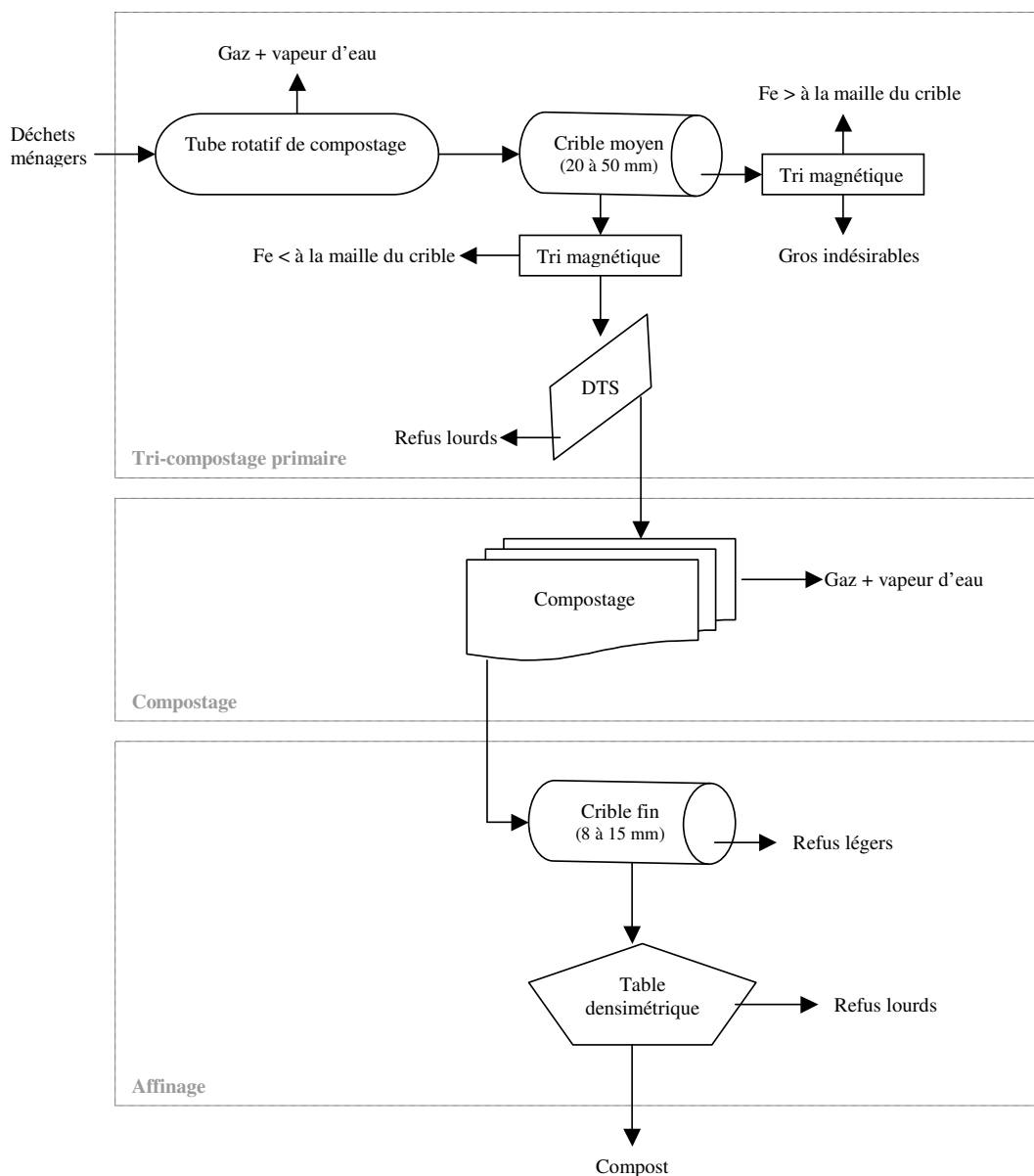


Figure 25 : Chaîne type de traitement par tri-compostage des déchets ménagers. (DTS : double tapis sélectionneur)

L'activité microbiologique pendant le séjour du produit dans le parc de compostage favorise une descente de maille des éléments biodégradables, les indésirables restent, en principe, en état. Cette différence de granulométrie est exploitée en affinage pour éliminer les refus légers par criblage fin et les refus lourds par un tri sur la table densimétrique. Cette dernière a prouvé son efficacité dans les petites mailles.

Le choix des mailles du crible fin et moyen se fait par rapport aux caractéristiques du produit en compostage (humidité, granulométrie des indésirables) et aux objectifs de qualité (taux des inertes et granulométrie du compost).

Dans la plate-forme de tri-compostage de Lantic (22) dont le schéma de fonctionnement a été présenté chapitre III, figure 6, la phase d'affinage est placée juste après celle du tri-compostage primaire. Le choix d'un crible flip-flop de type Liwell à 10 mm permet d'affiner un produit d'une humidité élevée. La matière valorisée à la sortie de l'affinage est estimée à 50% des déchets ménagers entrants avec une très bonne qualité (Morvan, 2004). A sa sortie de l'affinage, le produit est mélangé avec des algues et des déchets verts. Le mélange est mis dans un parc de compostage. Un affinage secondaire à la sortie du parc peut aboutir à une qualité exceptionnelle.

Le niveau de la mécanisation de la chaîne de traitement proposée ci-dessus (figure 25) limite le besoin en main-d'œuvre dans la plate-forme et augmente celui en énergie. Morvan (Morvan *et al*, 2004) estime ce besoin en énergie à 37 kwh/t de déchets ménagers traités. Dans les pays en voie de développement, les déchets ménagers sont riches en matière organique et en humidité, ce qui justifie le recours au tri-compostage, mais la demande de ces pays est orientée vers des filières de faible coût et économes en énergie qui peuvent résorber partiellement le chômage surtout en milieu urbain et péri-urbain (Soudi, 2001). Ajoutons à cela le nombre de citoyens de ces pays qui vivent directement ou indirectement de la récupération des éléments recyclables dans les déchets ménagers.

En prenant en considération ces aspects socio-économiques et les objectifs de qualité qui permettent une commercialisation du compost produit, nous proposons une variante de la chaîne de traitement des déchets ménagers par tri-compostage adaptée aux pays en voie de développement (figure 26). Les déchets ménagers entrants passent par un poste de tri manuel où des chiffonniers peuvent être intégrés pour récupérer les matériaux recyclables dans des conditions hygiéniques et sécurisées. Un compostage primaire (quelques semaines) en andains permet une descente de maille des matières biodégradables et une réduction de l'humidité (le taux élevé de l'humidité peut se traduire par un largage important de lixiviat pendant le compostage primaire, il faut prévoir un système d'évacuation). Le criblage moyen sépare le produit des éléments indésirables qui passent par un autre poste de tri manuel afin de récupérer les matériaux recyclables restés dans le produit. Le passant au crible moyen passe par un tri magnétique pour séparer la ferraille de taille moyenne. Après un passage dans le double tapis sélectionneur, le produit entre dans la phase de compostage pour continuer sa stabilisation. L'affinage peut être assuré par un crible fin. La disponibilité des terrains permet d'installer deux parcs de compostage et de remplacer ainsi le tube rotatif au tri-compostage primaire. Le taux du verre dans les déchets ménagers des pays en voie de développement ne dépasse pas 2% (Hafid, 2002 ; Asoumani & Haight, 2003), le double tapis sélectionneur permet d'éliminer une grande partie de ce verre d'où le choix du crible fin comme seul équipement d'affinage.

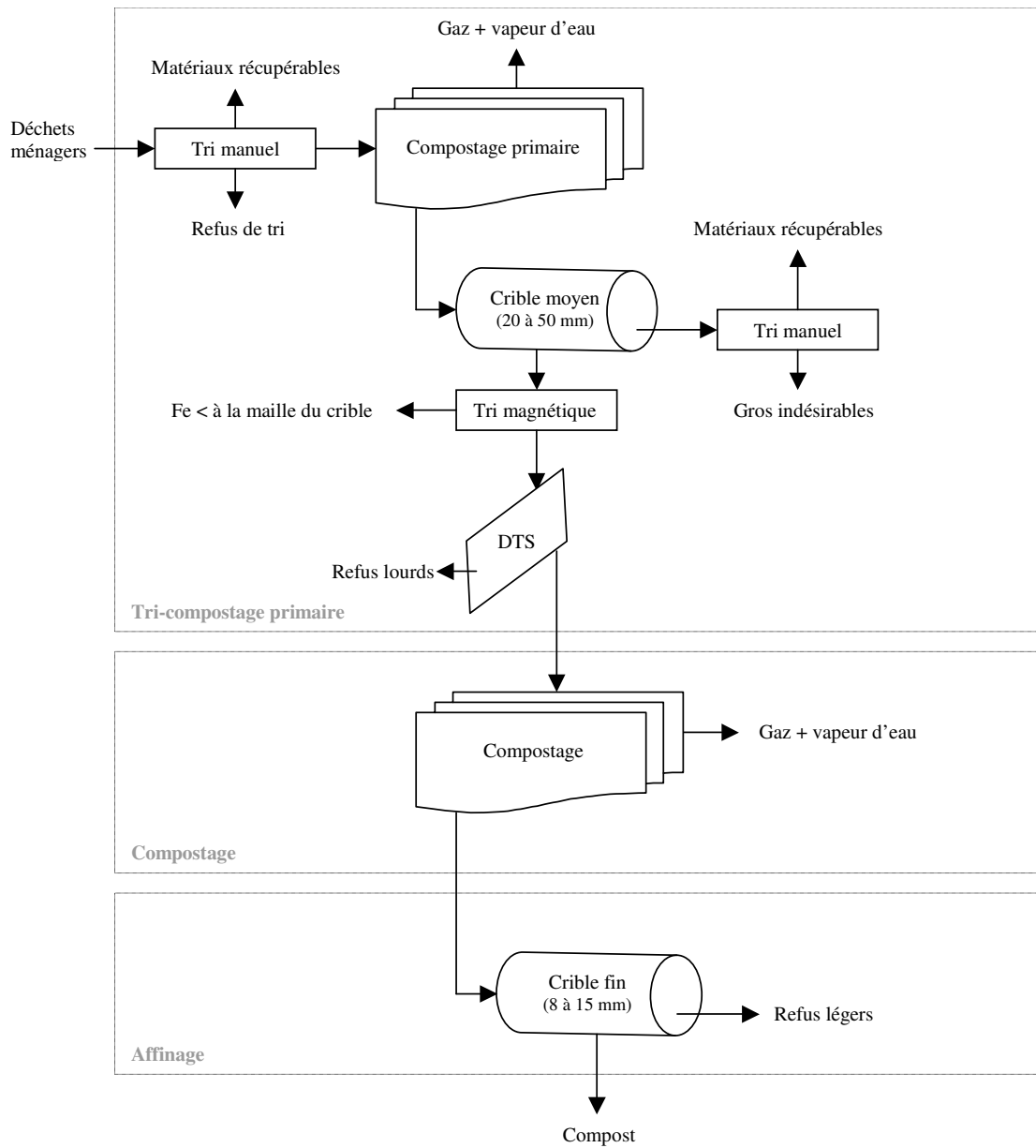


Figure 26 : Chaîne type de traitement par tri-compostage des déchets ménagers des pays en voie de développement. (DTS : double tapis sélectionneur)

X-2 Simulation d'un traitement des déchets ménagers par tri-compostage

La simulation proposée se base sur les résultats de l'évaluation des équipements testés pendant notre travail et sur des données de la littérature. En effet, l'étude du fonctionnement du tube rotatif du compostage, du double tapis sélectionneur, du crible fin à 15 mm et de la table densimétrique nous a permis de déterminer les rendements de ces équipements et leurs impacts sur la qualité et la quantité du produit en compostage. Par contre, l'étude du parc de compostage et du crible moyen à 20 mm nous a servi à mentionner les limites des expertises et de comprendre l'origine des erreurs d'échantillonnage. Cette simulation utilise des données résultant de l'évaluation du parc de compostage de la plate-forme de Sorel-Tracy au Canada (Morvan *et al.*, 2002) et de l'évaluation du trommel à 30 mm de la plate-forme de Lantic (22) (Morvan *et al.*, 2004).

Les déchets ménagers concernés par cette simulation sont ceux prélevés à l'entrée de la plate-forme de Saint-Malo (35). Ces déchets ont un taux d'humidité de 47,5% et une teneur en MOT de 63,1% de la matière sèche, leur composition figure dans le tableau 48. Le schéma de fonctionnement de notre usine virtuelle est présenté dans la figure 27. Les déchets entrants passent par une phase de tri-compostage primaire composée du tube rotatif de l'usine de Landerneau (29) (3 jours de temps de séjour), du crible moyen à 30 mm de l'usine de Lantic et du double tapis sélectionneur de la plate-forme de Châteauroux. (36) Le compostage se déroule dans le parc de l'usine de Sorel-Tracy (7 semaines de temps de séjour), avant que le produit n'entre en phase d'affinage composée du crible fin à 15 mm et de la table densimétrique de la plate-forme de Champagne sur Oise (95).

Catégorie	> à 100 mm	20 à 100 mm	8 à 20 mm	< à 8 mm	Totaux
	(%)				
Déchets putrescibles	0,6	7,6	9,1		17,3 ± 4,3
Papiers	11,7	3,2	0,1		15,0 ± 6
Cartons	3,0	1,9	0,0		5,0 ± 2,5
Complexes	0,7	1,0	0,1		1,8 ± 0,8
Textiles	3,4	0,7	0,0		4,1 ± 2,3
Textiles sanitaires	1,0	3,2	0,0		4,2 ± 1,8
Films	3,5	1,3	0,0		4,8 ± 0,8
Autres plastiques	3,0	3,3	0,2		6,5 ± 1,5
Combustibles non classés	1,6	2,1	0,7		4,4 ± 3,8
Verre	0,0	6,9	2,4		9,3 ± 5
Métaux ferreux	1,2	1,0	0,3		2,5 ± 1,7
Autres métaux	0,1	0,6	0,0		0,7 ± 0,5
Incombustibles non classés	0,0	4,0	2,2		6,3 ± 3,1
Déchets spéciaux	0,0	0,6	0,1		0,7 ± 1,2
Fines < à 8 mm				17,4	17,4 ± 4,6
Totaux	29,7	37,5	15,3	17,4	100

Tableau 48 : Composition des déchets ménagers de St-Malo en catégorie du MODECOM (% sur sec)
(source : Morvan, 2005)

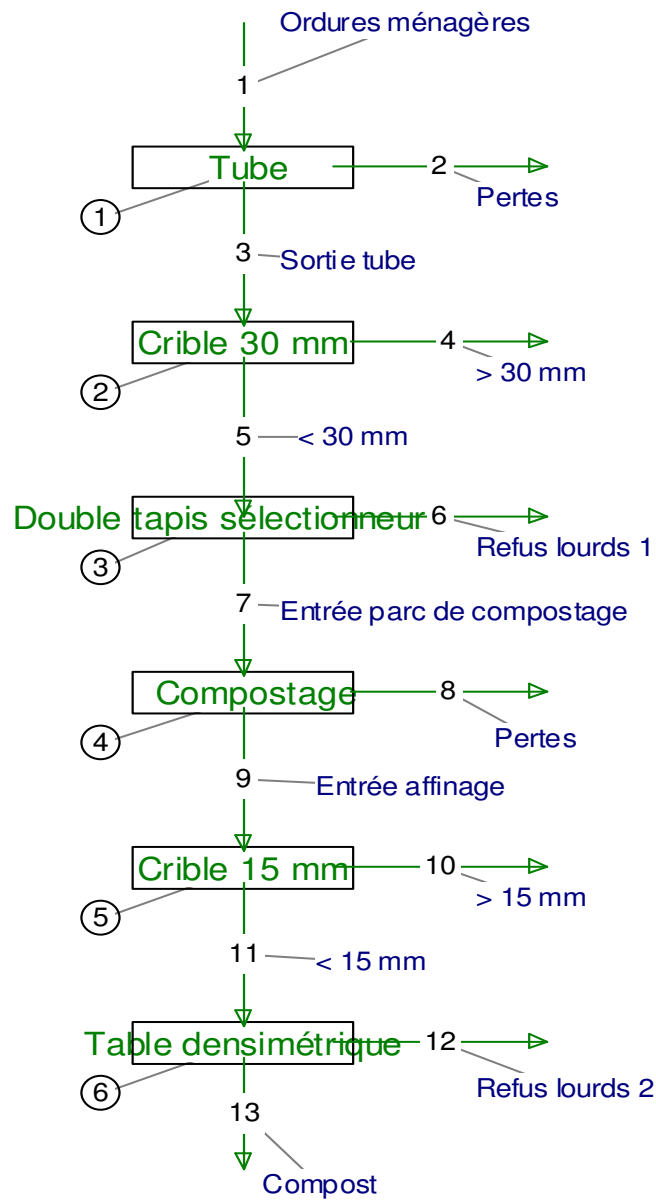


Figure 27 : Schéma de fonctionnement de la plate-forme virtuelle de tri-compostage des déchets ménagers

Cette simulation fait le lien entre tous les équipements étudiés et donne une idée sur le rendement d'une chaîne de traitement qui peut être composée de cette façon. Les coefficients de dégradation de la matière fermentescible et de la descente de maille sont ceux déterminés après l'évaluation des équipements de compostage cités. Le rendement des équipements de tri a permis de les placer dans la partie de la chaîne de traitement où ils sont le plus efficaces. Ainsi le double tapis sélecteur de la plate-forme de Châteauroux (36) est placé dans la phase de tri-compostage primaire au lieu de l'affinage, son emplacement réel dans l'usine. Les bilans réalisés sont ceux de la matière sèche. Le bilan quantitatif de la matière sèche et ceux de la MOT, des pertes en compostage (dégagements gazeux) et des refus sont présentés dans le tableau 49.

Critère	Déchets entrant	Sortie tube	< à 30 mm	Sortie TDS	Sortie parc	< à 15 mm	Compost
Quantité (kg de MS)	1000	901	468	342	265	179	158
MOT (% de MS)	63,1	53,2	65,0	73,0	65,3	62,0	64,0
Pertes cumulées (kg de MS)	0,0	99,0	99,0	99,0	175,7	175,7	175,7
Refus cumulés (kg de MS)	0,0	0,0	432,6	559,3	559,3	645,7	666,7

Tableau 49 : Bilan matière sèche (MS) de la plate-forme virtuelle de tri-compostage.

Le compost produit par cette plate-forme représente environ 16% de la matière sèche des déchets ménagers entrants, les pertes en compostage sont estimées à environ 18% et 67% du produit sec partent en refus. Les humidités de ces trois fractions sont différentes, les refus sont moins riches en eau que le compost ou les pertes en compostage. Un bilan de la matière brute va donner un taux de refus avoisinant les 50% des déchets ménagers entrant dans la plate-forme.

Le deuxième bilan matière, toujours sur la matière sèche, a concerné les catégories de MODECOM. On peut y voir l'impact des différents équipements sur la granulométrie et sur la matière fermentescible. Ce bilan figure dans le tableau 50.

Matière sèche		Déchets entrant	Sortie tube	< à 30 mm	Sortie DTS	Sortie parc	< à 15 mm	Compost
		Quantité (kg)						
		1000	901	468	342	265	179	158
Critère	Maille (mm)	Teneur (%)						
Déchets putrescibles	> à 100	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Papiers	> à 100	11,69	2,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cartons	> à 100	3,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Complexes	> à 100	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Textiles	> à 100	3,37	5,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Textiles sanitaires	> à 100	0,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Films	> à 100	3,53	2,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Autres plastiques	> à 100	3,02	2,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Combustibles non classés	> à 100	1,56	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Verre	> à 100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Métaux ferreux	> à 100	1,15	0,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Autres métaux	> à 100	0,13	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Incombustibles non classés	> à 100	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Déchets spéciaux	> à 100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Déchets putrescibles	20 à 100	7,60	1,53	0,37	0,08	0,02	0,00	0,00
Papiers	20 à 100	3,24	2,58	0,62	0,82	0,13	0,00	0,00
Cartons	20 à 100	1,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Complexes	20 à 100	1,03	0,69	0,17	0,22	0,08	0,00	0,00
Textiles	20 à 100	0,70	1,13	0,27	0,36	0,59	0,00	0,00
Textiles sanitaires	20 à 100	3,17	0,42	0,10	0,12	0,01	0,00	0,00
Films	20 à 100	1,26	1,52	0,36	0,49	0,46	0,00	0,00
Autres plastiques	20 à 100	3,28	3,65	0,88	0,12	0,10	0,00	0,00
Combustibles non classés	20 à 100	2,09	1,32	0,32	0,42	0,16	0,00	0,00
Verre	20 à 100	6,92	5,07	4,02	0,55	0,45	0,00	0,00
Métaux ferreux	20 à 100	1,04	1,68	0,40	0,06	0,07	0,00	0,00
Autres métaux	20 à 100	0,60	0,44	0,11	0,14	0,12	0,00	0,00
Incombustibles non classés	20 à 100	4,05	3,61	1,51	0,10	0,10	0,00	0,00
Déchets spéciaux	20 à 100	0,63	0,70	0,17	0,01	0,00	0,00	0,00
Déchets putrescibles	8 à 20	9,12	2,99	3,91	3,49	0,76	0,56	0,25
Papiers	8 à 20	0,11	6,26	9,82	9,42	5,54	4,08	3,50
Cartons	8 à 20	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Complexes	8 à 20	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Textiles	8 à 20	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
Textiles sanitaires	8 à 20	0,01	0,04	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00
Films	8 à 20	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Autres plastiques	8 à 20	0,23	0,85	1,25	1,11	1,31	0,96	0,79
Combustibles non classés	8 à 20	0,73	0,68	1,06	0,87	0,29	0,21	0,06
Verre	8 à 20	2,41	6,08	9,64	3,31	5,17	3,81	0,03
Métaux ferreux	8 à 20	0,29	0,21	0,31	0,06	0,05	0,03	0,00
Autres métaux	8 à 20	0,01	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Incombustibles non classés	8 à 20	2,16	3,28	5,15	0,71	0,92	0,68	0,01
Déchets spéciaux	8 à 20	0,10	0,11	0,18	0,24	0,00	0,00	0,00
Fines	< à 8	17,41	40,31	59,32	77,25	83,63	89,65	95,35
Totaux		100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Tableau 50 : Bilan matière sèche de la plate forme virtuelle de tri-compostage.
Les catégories de MODECOM comme critère

En considérant les éléments > à 8 mm, nous remarquons que le tube rotatif de compostage est efficace à 100% sur le carton, à 77% sur les putrescibles et à 33% sur les papiers. Le parc de compostage est efficace à 83% sur les putrescibles restants et à 57% sur les papiers restants. Le crible moyen à 30 mm est efficace à 98% sur les textiles, à 96% sur les films et à 85% sur les plastiques. Le double tapis sélectionneur est efficace à 79% sur le verre et à 91% sur les cailloux. Le crible fin à 15 mm est efficace à 100% sur les textiles restants, à 99% sur les films restants et à 54% sur les plastiques restants, ces derniers peuvent être éliminés en mettant une maille plus fine. Le choix de la maille doit prendre en considération l'humidité du produit entrant en affinage pour éviter un colmatage de l'équipement. Enfin, la table densimétrique est efficace à 99% sur le verre restant et à 99% aussi sur les cailloux restants.

Cette simulation reste sommaire au regard des données considérées mais elle donne une idée sur les bénéfices que les différents intervenants dans le domaine de la gestion des déchets ménagers peuvent tirer de ce genre d'informations. La connaissance du fonctionnement et du rendement des différents équipements utilisés dans les plates-formes permet, d'un côté, d'intervenir en aval de la construction en réalisant des bilans matière précis et des analyses économiques fines et, d'un autre côté, de pouvoir tester les différents scénarii afin d'aider au choix de la chaîne de traitement la plus adaptée en amont de la construction. Le Cemagref de Rennes développe un simulateur basé sur le retour d'expérience d'une vingtaine d'années d'essais d'usines pour lesquels le même modèle de matière sèche a été utilisé. En intégrant les données d'humidité, le simulateur pourra restituer des bilans matière brute.

CONCLUSION

La production croissante des déchets ménagers et l'évolution de leur composition posent des problèmes d'ordre environnemental, économique et social. Le compostage permet de valoriser la fraction fermentescible des déchets ménagers et le retour au sol d'une matière organique stabilisée. Cette technique biologique constitue une voie de valorisation matière qui limite le recours au stockage et à l'incinération. Les procédés de tri-compostage, dans leur diversité, ont comme finalité la production d'un compost de qualité à partir de déchets ménagers hétérogènes.

L'expertise des plates-formes de tri-compostage permet d'évaluer leur rendement et la qualité du compost produit. En prenant en compte l'enjeu environnemental et l'importance des investissements, ces évaluations doivent être les plus précises possibles. Notre travail s'inscrit dans cette logique en proposant une démarche analytique qui permet de réaliser des bilans matière précis. Cela pourra être suivi par des analyses économiques plus fines.

Notre démarche se base sur l'analyse du fonctionnement de chaque équipement avant la réalisation d'un bilan matière de la chaîne de traitement. Cela permet d'optimiser cette chaîne ou d'en détecter l'équipement défaillant. L'évaluation de tous les équipements se fait selon une démarche préconisée qui consiste à :

- prélever des échantillons en amont et en aval en adaptant les normes actuellement en vigueur et celles à venir,
- à mesurer tous les flux possibles en leur apportant une précision par des calculs d'erreur selon les formules de Gy,
- à établir un bilan matière statistiquement cohérent en utilisant le logiciel BILCO.

L'application de cette démarche sur les équipements les plus utilisés dans les plates-formes de compostage (parc de compostage, tube rotatif de compostage, double tapis sélectionneur, trommels à maille moyenne et à maille fine, table densimétrique) nous a permis de comprendre leur fonctionnement et de déterminer les limites de l'expertise liées aux spécificités techniques de quelques équipements ou aux erreurs d'échantillonnage.

L'analyse du fonctionnement du parc de compostage doit se faire sur un seul flux. Des changements, même mineurs, dans la composition des déchets ménagers traités ou une variation du fonctionnement des équipements situés en amont du parc, créent une hétérogénéité des flux qui empêche la réalisation du bilan de l'équipement. Avec un prélèvement entrée/sortie du parc réalisé le même jour, l'établissement d'un bilan est possible mais il est incorrect.

Les tubes rotatifs de compostage permettent par leurs dimensions et leur rotation, d'homogénéiser la distribution de l'humidité du produit et d'amorcer l'activité microbienne. L'alimentation des tubes en continu, maintient une température intérieure supérieure à 50°C. Dans ces conditions, la dégradation de la MOT dans l'équipement est estimée à 3,3% en moyenne par jour. Les dégagements de CO₂, CH₄, NH₃ et N₂O sont semblables à ceux observés dans des parcs de compostage. La descente de maille dépend fortement des dimensions de l'équipement. La mesure de la teneur en MOT à l'entrée et à la sortie d'un tube rotatif reste un critère précis d'évaluation des pertes de masse sous forme gazeuse dans cet équipement. 2% d'erreur absolue en entrée et 2% d'erreur absolue en sortie nous donneront 2√2% d'erreur absolue sur ces pertes.

Le compostage des biodéchets dans les tubes rotatifs ne peut réussir qu'en présence de structurant. L'ajout de ce dernier rend le tube encore plus cher à la tonne de biodéchets traitée. Le compostage sur aire avec un retourneur reste, pour le moment, la solution la plus efficace et la moins coûteuse.

Durant l'évaluation des trommels à maille moyenne (20 à 50 mm), l'opérateur doit prélever plus de refus que de passants, pour éviter au maximum les erreurs d'échantillonnage liées à la présence des éléments inférieurs à la maille dans les refus et à la taille de ces derniers. Les fragments anormaux, présents surtout dans les refus, doivent faire l'objet d'un traitement à part, leur présence dans le lot affaiblit la précision des résultats.

Le double tapis sélectionneur est un équipement de tri des indésirables lourds (verre, cailloux, piles). Il est plus efficace dans les grandes mailles, son emplacement en affinage se traduira par un taux élevé des inertes dans le compost.

Le manque d'informations sur le débit ou les caractéristiques d'un flux peut affaiblir la précision de l'évaluation de l'équipement concerné. Ce problème peut être résolu par l'imbrication des équipements.

Une simulation d'un traitement des déchets ménagers de la collectivité de Saint-Malo (35) dans une usine virtuelle composée des équipements étudiés dans le cadre de notre travail (tube rotatif de Landerneau (29), double tapis sélectionneur de Châteauroux (36), crible fin à 15 mm et table densimétrique de Champagne sur Oise (95) et de deux autres équipements dont les données étaient disponibles dans la littérature (crible moyen à 30 mm de Lantic (22) et parc de compostage de Sorel-Tracy), a permis de faire le lien entre ces différents équipements et de donner un exemple d'établissement d'un bilan global d'une plate-forme après avoir évalué chaque équipement.

Une chaîne type de traitement par compostage est proposée. La chaîne est composée d'un tube rotatif suivi d'un crible moyen (20 à 50 mm), de deux équipements de tri magnétique, d'un double tapis sélectionneur, d'un parc de compostage, d'un crible fin (8 à 15 mm) et d'une table densimétrique. Une variante de cette chaîne est proposée pour les pays en voie de développement. Cette chaîne est adaptée à la nature des déchets ménagers de ces pays et prend en considération leurs aspects socio-économiques en étant moins consommatrice d'énergie et créatrice d'emplois.

Les résultats de ce travail semblent montrer que les objectifs initialement fixés ont été atteints. La recherche dans le domaine de l'analyse du fonctionnement des installations de traitement des déchets ménagers est à ses débuts. Les perspectives de ce travail sont encore nombreuses sur ce sujet, notamment en ce qui concerne l'étude détaillée de l'influence des

différents réglages des équipements sur la qualité et la quantité du compost produit et sur la précision des résultats.

Les caractéristiques de conception et d'exploitation des tubes rotatifs de compostage doivent faire l'objet d'une optimisation (dimensions, vitesse, temps de séjour, humidification, aération). Le travail d'optimisation doit concerner aussi des équipements de tri comme les transporteurs sélecteurs. D'autres principes de séparation comme l'utilisation de la force centrifuge ou de chambre de décantation aéraulique par exemple doivent être testés.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adani F, L. Scatinga and P. Genevini 2000. Biostabilization of mechanically separated municipal solid waste fraction. *Waste Management & Research*, 18:471-477.
- ADEME 1997. Bilan des plans départementaux d'élimination des déchets. Données et références. 94 p.
- ADEME 2000. Les déchets municipaux : Les chiffres clés (2^{ème} édition). 12 p.
- ANRED 1990. Le tri-compostage des ordures ménagères. Cahier Technique, 27, 85 p.
- Asomani-Boateng R. and M. Haight 2003. Reusing organic solid waste in urban farming in African cities: a challenge for urban planners. (http://web.idrc.ca/es/ev-33948-201-1-DO_TOPIC.html).
- Ballestero T. P. and E. Douglas 1996. Comparison between the nitrogen fluxes from composting farm wastes and composting yard wastes. *Agricultural Engineering*. 39:1709-1715.
- Barton P. K. and J. W. Atwater 2002. Nitrous oxide emission and the anthropogenic nitrogen in wastewater and solid waste. *Journal of Environmental Engineering*, February, 137-150.
- Barrigton S, D. Choinière, M. Trigui et W. Knight 2002. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource & Technologie*, 38:189-194.
- Barrigton S, D. Choinière, M. Trigui et W. Knight 2003. Compost convective airflow under passive aeration. *Bioresources Technologie*, 86:259-266.
- Beck-Friis B., M. Pell, U. Sonesson, H. Jönsson and H. Kirchmann 2000. Formation and emission of N₂O and CH₄ from compost heaps of organic household waste. *Environmental Monitoring and Assessment*, 62:317-331.
- Biocycle 1989. The Biocycle guide to yard waste composting. Edité par le personnel de Biocycle, (Ed. Emmaus, Pennsylvania), 197 p.
- Boni M. R. and L. Musmeci 1998. Organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) : extent of biodegradation. *Waste Management & Research*, 16, 2:103-107.
- BRGM 1990. BILCO. Logiciel d'équilibrage et d'analyse de bilans matière cohérents. Manuel d'utilisation, (Edition BRGM) 28 p.
- Caron B. 2004. Principes du compostage – Théories et pratiques. ENGREF, 11 mai, Clermont-Ferrand, France.

Chevalier D. 1990. Le broyage compostage des déchets végétaux des collectivités. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, 137:52-54.

Commissariat Général du Plan (CGP) 2003. Evaluation de la politique du service public des déchets ménagers et assimilés. (Rapport de l'instance, Paris).

Commission des Communautés Européennes (CEE) 2003 : Vers une stratégie thématique pour la prévention et le recyclage des déchets. Communication de la Commission, Bruxelles, 66 p.

De Bertoldi M., G. Vallini, A. Pera 1983. The biology of composting : a review. *Waste Management & Research*, 1:157-176.

Dotreppe-Grisard N. 1986. Déchets solides industriels et urbains. Traitement, destruction et valorisation. *Technique & documentation Lavoisier*, (Ed. Cebedoc), 84 p.

Ecole Nationale de la Santé Publique (ENSP) 2002. Eléments pour la prise en compte des effets des unités de compostage de déchets sur la santé des populations riveraines. Rapport d'étude réalisé pour la FNADE et le Ministère français de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD), 81 p.

Eklind Y. and H. Kirchmann 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I : Carbon turnover. *Bioresource Technology*, 74, 2:115-124.

European Commission (CE) 2003. Waste generated and treated in Europe. Data 1990-2001. (Ed. Eurostat), 104 p.

Giloux P. 1995. Les finalités du compostage. *TSM*, 2:111-113.

Gootas H.B. 1959. Compostage et assainissement. Document préparé pour l'OMS. Genève, 206 p.

Goldstein N. 2003. Solid waste composting trends in the United States. *BioCycle*, Janvier, 38-44.

Gy P. 1972. L'échantillonnage des minerais morcelés. Présentation d'une théorie générale. *Annales des Mines*, 51-68.

Gy P. 1975. Théorie et pratique de l'échantillonnage des matières morcelées. (Edition PG), 597 p.

Gy P. 1976. The sampling of particulate materials-a general theory. *International Journal of Mineral Processing*, 3:289-312.

Gy P. 1982. Sampling of particulate materials. Theory and practice. *Developments in Geomathematics* 4, 431 p.

Gy P. 1984. Hétérogénéité, échantillonnage, homogénéisation. Introduction à une théorie unitaire. *Information Chimie*, 247:161-165.

- Gy P. 1988. Hétérogénéité, échantillonnage, homogénéisation. Ensemble cohérent de théories. (Edition Masson), 608 p.
- Gy P. 1996. L'échantillonnage des lots de matière en vue de leur analyse. Sciences de l'ingénieur, Collection Mesures Physiques, (Edition Masson), 148 p.
- Hafid N., M. El Hadek, A. Lguirati and A. Bouamrane 2002. Evaluation d'une filière simplifiée de compostage des ordures ménagères. *Déchets Sciences et Techniques*, 25:13-17.
- Hellebrand H. J. 1995. Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. *Journal of Agricultural Engineering & Research*, 69:365-375.
- Hellmann B, L. Zelles, A. Palojarvi and Q. Bai 1997. Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-window composting. *Applied and Environmental Microbiology*, 63:1011-1018.
- Higgins C. W. and L. P. Walker 2001. Validation of new model for aerobic organic solids decomposition : simulation with substrate specific kinetics. *Process Biochemistry*, 36:875-884.
- Jeris J. and R. W. Regan 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting. II : Moisture, free air and recycle. *Compost Science*, March-avril, 8-15.
- Kirchmann H. and E. Witter 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant Science*, 155:35-41.
- Kuroda K., T. Osada, M. Yonaga, A. Kanematu, T. Nitta, S. Mouri and T. Kojima 1996. Emissions of malodorous compounds and greenhouse gases from composting swine feces. *Bioresource Technology*, 56:265-271.
- Larsen K. L. and D. M. McCartney 2000. Effect of C/N ratio on microbial activity and N retention : Bench-scale study using pulp and paper biosolids. *Compost Science & Utilization*, 8, 2:147-159.
- Leclerc B. 2001. Guide des matières organiques. Editions Guide Technique de l'ITAB.
- Lewin K., J. Turrell and J. Ellis 2004 : A practitioner's guide to testing waste for onward reuse, treatment or disposal acceptance. *Environmental Services Association Research Trust*, UC6656, 120 p.
- Lhuillier D. and Y. Cochin 1999. Représentations des risques sanitaires liés aux déchets et à leurs modes de traitement. Synthèse du rapport final. ADEME-Université Paris 7, 17 p.
- Michel P., J. Villeneuve, P. Wavrer, S. Brochot, B. Morvan and P. Mallard 2003. Aide au dimensionnement et à l'optimisation d'une installation de tri-compostage. Modélisation des trommels. *Déchets Sciences & Techniques*, 29:3-7.
- Ministère français de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) 2003. La politique des déchets ménagers et assimilés. (Dossier de presse, Paris).

- Morvan B. 2000. Méthode de caractérisation des déchets ménagers : Analyse sur produit sec. *Déchets Sciences & Techniques*, 20:9-11.
- Morvan B. and E. Le Saos 2002. Expertise de l'usine de traitement par compostage aérobie des ordures ménagères de Sorel-Tracy au Québec.
- Morvan B. 2004. Composting municipal solid waste or biowaste ? The same quality of compost is possible. 9th European Biosolids & Biowastes Conference. 14-17 November, Wakefield, U.K.
- Morvan B., J. P. Blanquart and E. Le Saos 2004. Essais de performances de l'usine de traitement par compostage des ordures ménagères de Launay Lantic. Rapport des essais, 31 p.
- Morvan B. 2005. Optimisation de l'échantillonnage des déchets ménagers. (Titre provisoire), Article en attente de publication.
- Mustin M. 1987. Le compost : gestion de la matière organique. (Ed. François Dubusc, Paris), 954 p.
- Onema O. and G. L. Velthof 1993. Denitrification in nitric-acid-treated cattle slurry during storage. *Journal of Agricultural Science*, 41:63-80.
- Osada T, S. G. Sommer, P. Dahl and H. B. Rom 2001. Gaseous emission and changes in nutrient composting during deep litter composting. *Soil and Plant Science*, 51:137-142.
- Petersen S. O., A. M. Lind and S. G. Sommer 1998. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science*, 130:69-79.
- Sadaka S. and A. El-Taweel 2003. Effects of aeration and C/N ratio on household waste composting in Egypt. *Compost Science & Utilization*, 11, 1:36-40.
- Sahrawat K. L. and D. R. Keeney 1986. Nitrous oxide emission from soils. *Soil Science*, 4:103-148. in : Barton P. K. and J. W. Atwater 2002. Nitrous oxide emission and the anthropogenic nitrogen in wastewater and solid waste. *Journal of Environmental Engineering*, February, 137-150.
- Sidhu J., R. A. Gibbs, G. E. Ho and I. Unkovich 1999. Selection of *Salmonella Typhimurium* as an indicator for pathogen regrowth potentiel in composted biosolids. *Letters in Applied Microbiology*, 29, 5:303-307.
- Slater R. A. and J. Frederickson 2001. Composting municipal waste in the UK : Some lessons from Europe. *Resources, Conservation and Recycling*, 32:359-374.
- Sommer S. G. and H. B. Moller 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production-effect of straw content. *Journal of Agricultural Science*, 134:327-335.
- Soudi B. 2001. Compostage des déchets ménagers et valorisation du compost. Cas des petites et moyennes communes au Maroc. (Actes édition), 102 p.

Villebonnet C. 1988. Etude quantitative des déchets d'espaces verts publics. Mémoire ENITRTS, 119 p.

Walker L. P., T.D. Nock, J.M. Cossett and J.S. VanderGheynst 1999. The role of periodic agitation and water addition in managing moisture limitation during high-solids aerobic decomposition. *Process Biochemistry*, 34:601-612.

Wavrer P. 1997. Apport à la théorie de l'échantillonnage des solides hétérogènes. Application à des grandeurs mesurées sur matière première, secondaires et ultimes. (Edition BRGM), 211 p.

Zeman C., D. Depken and M. Rich 2002. Research on how the composting process impacts greenhouse gas emissions and global warming. *Compost Science & Utilization*, 10, 1:72-86.

ANNEXES

Annexe A - Exemples de calcul d'erreurs sur la teneur en MOT et en putrescibles

On rappelle que la variance de l'erreur fondamentale s'écrit :

$$\text{VAR}(\text{EF}) = \frac{1}{M_s} \sum_i (A_i - A_{\text{moy}})^2 T_i M_{f_i}$$

Formule dans laquelle :

- M_s est la masse de l'échantillon prélevé au sein du lot initial et séché à 80 °C,
- A_i est la teneur de la grandeur recherchée dans un fragment d'indice i ,
- A_{moy} est la teneur moyenne de la grandeur recherchée dans le produit,
- T_i est la teneur pondérale en fragments d'indice i dans le produit,
- M_{f_i} est la masse d'un fragment d'indice i .

Pour les deux exemples :

$M_s = 6582 \text{ g}$,

$$Z_i = \sum_i (A_i - A_{\text{moy}})^2 T_i M_{f_i}$$

$Z_i \text{ corrigé} = Z_i * 4$ (le nombre des sous échantillons effectués lors de la caractérisation),

$s =$ l'écart-type fondamental,

$EA =$ l'erreur absolue = 1,96 s ,

Exemple 1 : calcul d'erreurs sur la teneur mesurée en MOT

Catégories	(mm)	T _i (%)	M _f _i (g)	A _i (%)	Z _i	Z _i corrigé
Déchets putrescibles	20 à 100	0,0	6,7	0,58	0,02	0,02
Papiers - Cartons	20 à 100	0,3	3,3	0,74	0,20	0,20
Complexes	20 à 100	0,0	3,5	0,60	0,00	0,00
Textiles	20 à 100	0,2	24,4	0,77	0,17	0,17
Textiles sanitaires	20 à 100	0,1	9,2	0,60	0,01	0,01
Films	20 à 100	0,0	2,6	0,73	0,00	0,00
Autres plastiques	20 à 100	0,1	6,4	0,86	0,14	0,14
Combustibles non classés	20 à 100	0,0	9,9	0,79	0,01	0,01
Verre	20 à 100	0,4	15,1	0,00	0,00	0,00
Métaux ferreux	20 à 100	0,0	10,3	0,14	0,00	0,00
Autres métaux	20 à 100	0,0	8,5	0,24	0,00	0,00
Incombustibles non classés	20 à 100	0,1	16,0	0,05	0,02	0,02
Déchets spéciaux	20 à 100	0,0	19,4	0,00	0,00	0,00
Déchets putrescibles	8 à 20	5,3	2,12	0,63	0,54	2,16
Papiers - Cartons	8 à 20	6,4	0,35	0,74	0,28	1,12
Complexes	8 à 20	0,0	0,27	0,63	0,00	0,00
Textiles	8 à 20	0,2	0,31	0,71	0,02	0,08
Textiles sanitaires	8 à 20	0,1	0,35	0,73	0,01	0,04
Films	8 à 20	0,0	0,20	0,70	0,00	0,00
Autres plastiques	8 à 20	0,4	0,30	0,85	0,20	0,08
Combustibles non classés	8 à 20	0,6	0,47	0,58	0,02	0,08
Verre	8 à 20	10,8	2,15	0,00	0,00	0,00
Métaux ferreux	8 à 20	0,0	1,61	0,04	0,00	0,00
Autres métaux	8 à 20	0,1	0,19	0,35	0,00	0,01
Incombustibles non classés	8 à 20	1,0	0,73	0,06	0,00	0,00
Déchets spéciaux	8 à 20	0,1	0,03	0,00	0,00	0,00
Fines < 8 mm	< 8	73,9	0,001	0,69	0,04	0,05

VAR (EF)	0,055
s	0,24
EA	0,5

Exemple 2 : calcul d'erreurs sur la teneur mesurée en putrescibles

Catégories	(mm)	T _i (%)	M _f _i (g)	A _i (%)	Z _i	Z _i corrigé
Déchets putrescibles	20 à 100	0,0	6,7	100	2,35	2,35
Papiers - Cartons	20 à 100	0,3	3,3	0	0,08	0,08
Complexes	20 à 100	0,0	3,5	0	0,00	0,00
Textiles	20 à 100	0,2	24,4	0	0,06	0,06
Textiles sanitaires	20 à 100	0,1	9,2	0	0,06	0,06
Films	20 à 100	0,0	2,6	0	0,00	0,00
Autres plastiques	20 à 100	0,1	6,4	0	0,05	0,05
Combustibles non classés	20 à 100	0,0	9,9	0	0,01	0,01
Verre	20 à 100	0,4	15,1	0	0,78	0,78
Métaux ferreux	20 à 100	0,0	10,3	0	0,01	0,01
Autres métaux	20 à 100	0,0	8,5	0	0,01	0,01
Incombustibles non classés	20 à 100	0,1	16,0	0	0,12	0,12
Déchets spéciaux	20 à 100	0,0	19,4	0	0,00	0,00
Déchets putrescibles	8 à 20	5,3	2,12	100	77,0	308
Papiers - Cartons	8 à 20	6,4	0,35	0	0,13	0,52
Complexes	8 à 20	0,0	0,27	0	0,00	0,00
Textiles	8 à 20	0,2	0,31	0	0,01	0,04
Textiles sanitaires	8 à 20	0,1	0,35	0	0,03	0,12
Films	8 à 20	0,0	0,20	0	0,00	0,00
Autres plastiques	8 à 20	0,4	0,30	0	0,07	0,28
Combustibles non classés	8 à 20	0,6	0,47	0	0,03	0,12
Verre	8 à 20	10,8	2,15	0	2,12	8,48
Métaux ferreux	8 à 20	0,0	1,61	0	0,01	0,04
Autres métaux	8 à 20	0,1	0,19	0	0,02	0,08
Incombustibles non classés	8 à 20	1,0	0,73	0	0,45	1,80
Déchets spéciaux	8 à 20	0,1	0,03	0	0,01	0,04
Fines < 8 mm	< 8	73,9	0,001	0	0,02	0,08

VAR (EF)	4,9
s	2,2
EA	4,3

Annexe B - Photos et schémas de quelques équipements.

Photo 1B : Parc de compostage de la plate-forme de Riba De Ave au Portugal



Photo 2B : Tube rotatif de compostage de la plate-forme de Riba De Ave au Portugal



Schéma 1B : Crible à disques et à étoiles

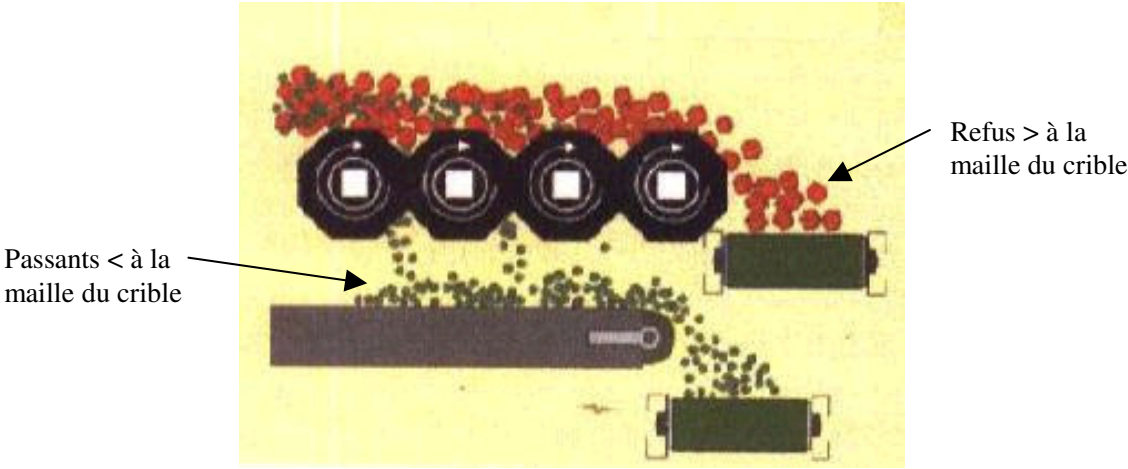
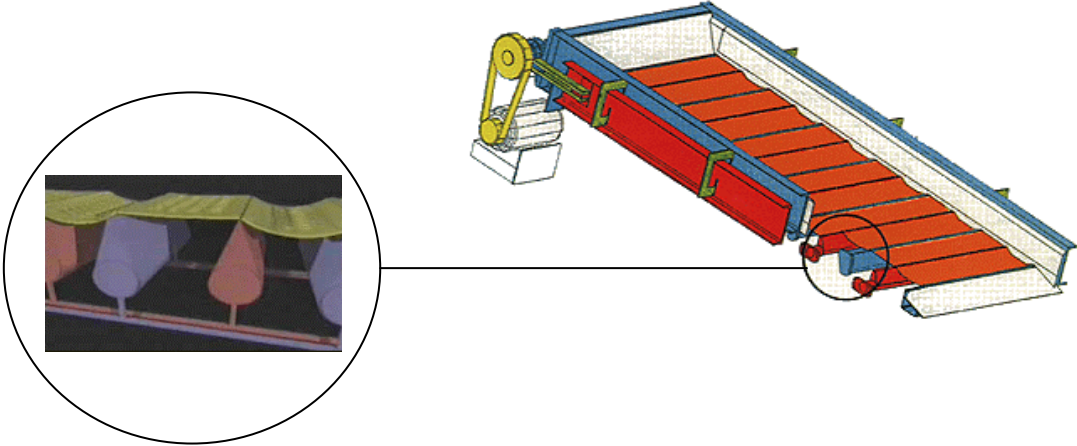


Schéma 1B : Crible flip-flop de type Liwell



**Annexe C - La composition sur sec des déchets ménagers de Saint-Malo (35)
selon les sous catégories de MODECOM**

Sous catégorie	> à 100 mm	20 à 100 mm	8 à 20 mm	< à 8 mm	Totaux
	(%)				
Déchets alimentaires	0,05	5,16	9,12		14,32
Déchets de jardin	0,51	2,45			2,96
Papiers emballages	0,23	0,80			1,03
Journaux	3,58	0,67			4,25
Magazines	4,57	0,38			4,95
Autres papiers	3,32	1,39	0,11		4,82
Cartons emballages plats	1,71	1,60			3,31
Cartons emballages ondulés	0,72	0,10			0,83
Autres cartons	0,60	0,23	0,03		0,86
Complexes ELA	0,35	0,04			0,39
Complexes emballages	0,31	0,73			1,04
Autres complexes	0,00	0,26	0,10		0,36
Textiles emballages	0,06	0,01			0,07
Autres textiles	3,31	0,69	0,01		4,01
Textiles sanitaires	0,98	3,17	0,01		4,16
Films	3,53	1,26	0,01		4,81
PVC transparent	0,00	0,00			0,00
PET transparent	0,52	0,05			0,57
Pehd - PP	0,19	0,11			0,30
PVC opaque	0,00	0,00			0,00
PET opaque	0,08	0,00			0,08
PSE	0,17	0,10			0,26
Autres plastiques emballage	1,36	2,20			3,56
Autres plastiques	0,71	0,82	0,23		1,76
Bois emballage	0,10	0,17			0,27
Autres emballages combustibles	0,00	0,09			0,09
Autres combustibles non classés	1,46	1,83	0,73		4,02
Verre vert	0,00	2,69			2,69
Verre blanc	0,00	3,98			3,98
Verre brun	0,00	0,07			0,07
Verre autres emballages	0,00	0,00			0,00
Verre autres	0,00	0,19	2,41		2,60
Métaux ferreux emballages	0,95	0,94			1,88
Autres métaux ferreux	0,21	0,10	0,29		0,59
Aluminium emballages	0,13	0,47			0,60
Aluminium autres	0,00	0,00			0,00
Autres métaux emballages	0,00	0,00			0,00
Autres métaux	0,00	0,12	0,01		0,14
Incombustibles non classés emballages	0,00	0,00			0,00
Autres incombustibles non classés	0,05	4,05	2,16		6,25
Déchets spéciaux - Piles	0,00	0,09			0,09
Déchets spéciaux - Aérosols	0,00	0,19			0,19
Déchets spéciaux -Photos	0,00	0,36	0,10		0,46
< 8 mm				17,41	17,41
Totaux	29,74	37,55	15,31	17,41	100,00

Annexe D - Détail des pesées, des ajouts et des prélèvements des essais 01-03 T et 02-03 T

Essai 01-03 T

<u>Durée</u> (h)	<u>Produit</u>	<u>Matière humide</u>	<u>Matière sèche</u>	<u>Eau</u> (kg)	<u>MO à 550 °C</u>	<u>Cendres à 550 °C</u>
0	Déchets entrants	110,8	55,3	55,5	37,6	17,7
48	dans le pilote	109,6	54,5	55,1	36,8	17,7
	Prélèvement	0,4	0,2	0,2	0,13	0,07
	Ajout	42,7	21,3	21,4	14,5	6,8
	Restant	6,5	0	6,5	0	0
		158,4	75,6	82,8	51,2	24,4
144	Dans le pilote	155,9	74,3	81,6	49,9	24,4
	Prélèvement	1,2	0,57	0,63	0,38	0,19
	Ajout	8	0	8	0	0
	Restant	162,7	73,7	88,9	49,5	24,2
192	Dans le pilote	158,8	69,9	88,9	45,7	24,2
	Prélèvement	1,2	0,5	0,7	0,3	0,2
	Restant	157,6	69,4	88,2	45,4	24
240	Sortant	153,4	67	86,4	43	24

Essai 02-03 T

Durée (h)	Produit	Matière humide	Matière sèche	Eau (kg)	MO à 550 °C	Cendres à 550 °C
0	Déchets entrants	167	82,8	84,2	44,9	37,9
48	Dans le pilote	165,9	81,7	84,2	43,8	37,9
	Prélèvement	1,7	0,8	0,9	0,43	0,37
	Ajout	10	0	10	0	0
	Restant	174,2	80,9	93,3	43,4	37,5
144	Dans le pilote	172,8	80,8	92	43,3	37,5
	Prélèvement	1,8	0,8	1	0,43	0,37
	Ajout	55	27,3	27,7	14,8	12,5
	Restant	236	107,3	128,7	57,7	49,6
192	Dans le pilote	232,5	106,8	125,7	57,2	49,6
	Prélèvement	2,2	1	1,2	0,54	0,46
	Restant	230,3	105,8	124,5	56,7	49,1
240	Sortant	227,9	104,6	123,3	55,5	49,1

Annexe E - Essais de compostage de biodéchets dans le tube expérimental de compostage : BIO-1 et BIO-2

La circulaire du 28 juin 2001 relative à la gestion des déchets organiques invitait l'ensemble des acteurs concernés par le traitement de déchets à développer la valorisation biologique des déchets ménagers. Cette circulaire indique que le meilleur moyen pour atteindre cet objectif est de mettre en place un tri sélectif à la source des biodéchets.

Le changement éventuel du produit entrant (biodéchets à la place des déchets ménagers bruts) a soulevé beaucoup de questions dans le rang des exploitants et des responsables des plates-formes équipées de tubes rotatifs de compostage. Parmi les questions posées, celle relative au compostage des biodéchets dans un tube. Pour participer à ce débat deux essais de compostage (BIO-1 et BIO-2) de biodéchets prélevés à l'entrée de la plate-forme de tri-compostage du Creusot (71) ont été réalisés.

Pour ces deux essais, le tube expérimental utilisé est le même que celui qui a permis de réaliser les essais de compostage des déchets ménagers bruts cités dans le chapitre VI (figure E1).

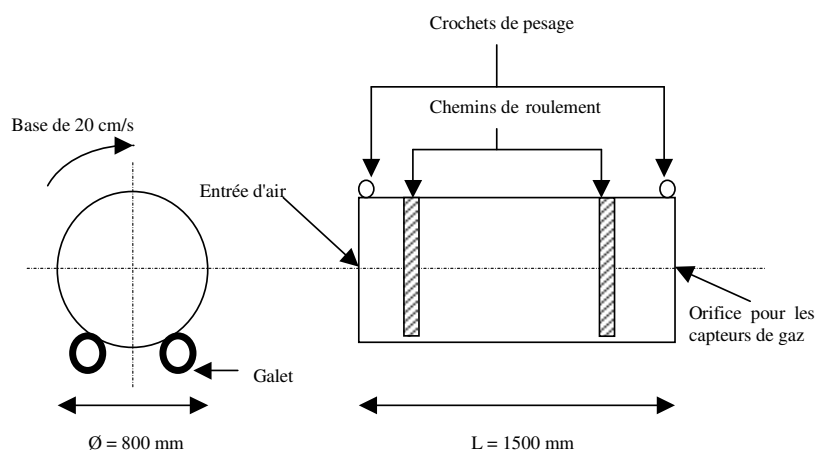


Figure E1 : Le tube expérimental de compostage

E-I Essai BIO-1

E-I-1 Caractérisation des biodéchets utilisés

Pour ce premier essai (BIO-1), les biodéchets utilisés sont ceux prélevés à l'entrée de la plate-forme du Creusot (71). Les prélèvements ont été réalisés le 17 avril 2003 à l'arrivée des 12 camions qui alimentent la fosse de réception. A l'aide d'objets coupants, les sacs ont été percés pour laisser couler l'eau, avant de les charger dans des caisses équipées de papiers absorbants et de les envoyer au laboratoire du Cemagref de Rennes.

Les biodéchets utilisés durant cet essai ont une humidité de 62,3%, leur composition selon les sous catégories de MODECOM sur produit sec figure dans le tableau E2.

Sous catégorie	> à 100 mm	20 à 100 mm	8 à 20 mm	< à 8 mm	Totaux
	(%)				
Déchets alimentaires	0,30	11,81	12,66		24,76
Déchets de jardin	0,00	0,00			0,00
Papiers emballages	0,39	1,10			1,49
Journaux	0,37	0,20			0,57
Magazines	2,17	0,00			2,17
Autres papiers	0,34	0,37	0,03		0,74
Cartons emballages plats	1,10	1,23			2,33
Cartons emballages ondulés	0,00	0,00			0,00
Autres cartons	0,02	0,00	0,08		0,11
Complexes ELA	0,13	0,16			0,29
Complexes emballages	0,10	1,02			1,13
Autres complexes	0,00	0,00	0,07		0,07
Textiles emballages	0,00	0,00			0,00
Autres textiles	2,06	0,97	0,03		3,06
Textiles sanitaires	8,79	11,77	0,07		20,62
Films	3,81	1,21	0,00		5,02
PVC transparent	0,00	0,00			0,00
PET transparent	0,00	0,00			0,00
Pehd - PP	0,00	0,00			0,00
PVC opaque	0,00	0,00			0,00
PET opaque	0,18	0,00			0,18
PSE	0,10	0,07			0,17
Autres plastiques emballage	0,76	1,09			1,85
Autres plastiques	0,00	0,16	0,27		0,43
Bois emballage	0,00	0,00			0,00
Autres emballages combustibles	0,00	0,00			0,00
Autres combustibles non classés	0,00	1,96	1,45		3,41
Verre vert	0,00	0,00			0,00
Verre blanc	0,00	0,08			0,08
Verre brun	0,00	0,00			0,00
Verre autres emballages	0,00	0,00			0,00
Verre autres	0,00	0,00	0,13		0,13
Métaux ferreux emballages	0,00	1,04			1,04
Autres métaux ferreux	0,00	0,00			0,00
Aluminium emballages	0,42	0,30			0,72
Aluminium autres	0,00	0,00			0,00
Autres métaux emballages	0,00	0,00			0,00
Autres métaux	0,00	0,00	0,01		0,01
Incombustibles non classés emballage	0,00	0,00			0,00
Autres incombustibles non classés	0,24	0,00	0,58		0,82
Déchets spéciaux - Piles	0,00	0,00			0,00
Déchets spéciaux - Aérosols	0,00	0,00			0,00
Déchets spéciaux - Autres	0,00	0,00			0,00
Eléments fins < à 8 mm				28,82	28,82
Totaux	21,27	34,54	15,37	28,82	100,00

Tableau E1 : Composition des biodéchets utilisés dans l'essai BIO-1 selon les sous-catégories de MODECOM (% sur sec)

E-I-2 Déroulement de l'essai

Cinq jours après le prélèvement, aucun largage important d'eau n'est observé dans les caisses. Une masse de 128,6 kg de biodéchets est mise dans le tube avec un capteur de température de type HOB0 H8. Cette masse a rempli 75% du volume du pilote expérimental de 750 litres.

L'essai a duré 20 jours. Dans un premier temps et pendant 20 heures, le pilote est mis en marche avec une vitesse de rotation de 2 tr/min et sans aération. Au terme de cette période et en observant une chute de la température, l'injection de l'air est mise en marche. Après 48 h de fonctionnement et en remarquant une baisse de volume dans le tube, un ajout de 35% de biodéchets est effectué. Le pilote est ensuite mis à l'arrêt tout en conservant l'injection de l'air. 48 heures après cette opération (96 h de fonctionnement), un début du largage de lixiviat est observé. A partir de ce moment, des retournements périodiques ont eu lieu, suivis à chaque fois d'un largage, plus ou moins important, d'eau jusqu'à la fin de l'essai.

L'évolution de la température en fonction de la durée du fonctionnement du pilote est présentée dans la figure E2.

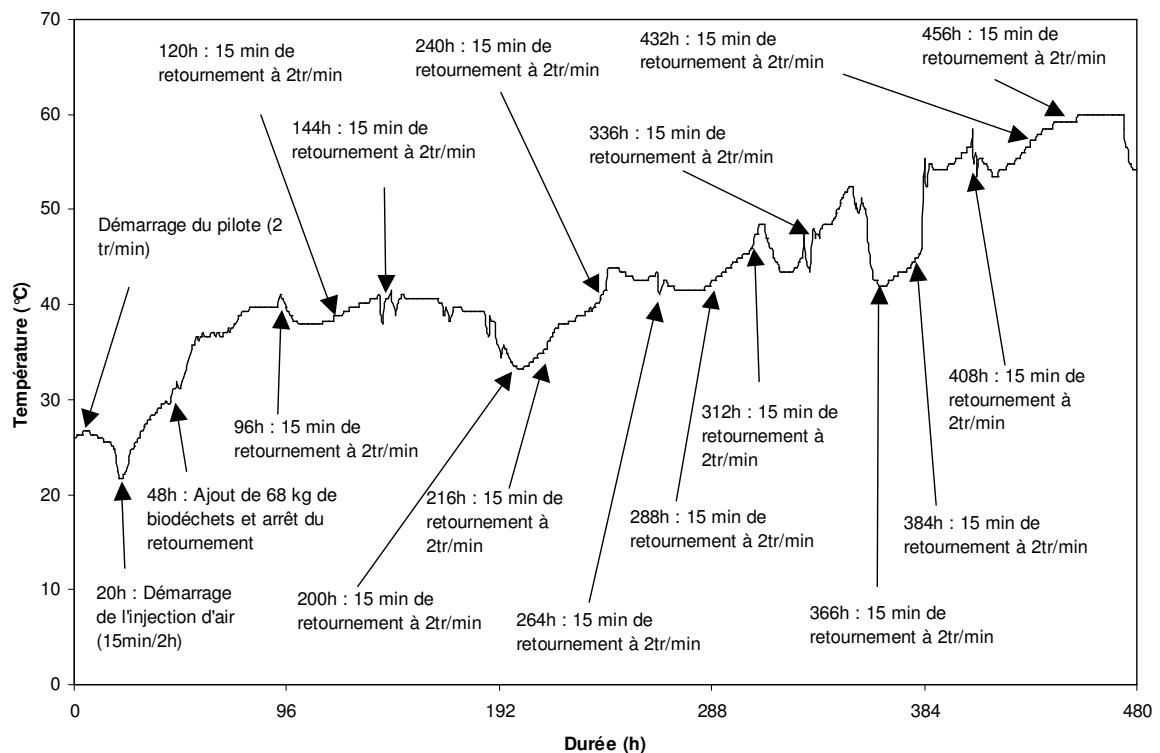


Figure E2 : Evolution de la température durant l'essai BIO-1

Une évolution de la température a été enregistrée durant la période du fonctionnement du pilote. Cette augmentation signifie la présence d'une activité microbologique de plus en plus intense.

L'humidité élevée des biodéchets nous a contraint à arrêter périodiquement le retournement du pilote, des arrêts qui ont permis le largage de lixiviats. Cette discontinuité de fonctionnement a eu comme conséquence une lenteur de l'évolution de la température par rapport aux essais réalisés sur les déchets ménagers bruts. Une baisse, en amont, de l'humidité des biodéchets et des conditions de fonctionnement plus favorables peuvent nous permettre d'atteindre des résultats plus importants. Cela va être pris en considération lors de l'essai suivant (BIO-2).

E-I-3 Le produit sortant

Après la fin de l'essai, le produit sortant présentait un aspect physique difficilement traitable : multitude de nœuds et éléments agglomérés sous forme de boulettes. Cet aspect n'a pas changé après le séchage du produit.

La formation des nœuds est due à l'importante présence des films dans les biodéchets du Creusot (5% de la matière sèche) et à la rareté des éléments coupants tels le verre ou les métaux (0,2% et 1% de la matière sèche respectivement) d'où l'absence de l'effet mécanique observé lors des essais réalisés sur les déchets ménagers bruts. Avec le retournement, les films dont 60% ont une taille supérieure à 100 mm, ont formé des grands nœuds enfermant des textiles et des éléments fins. Ce même retournement avec en plus une humidité élevée conduit à la formation de boulettes de putrescibles et de papier-cartons.

E-II Essai BIO-2

E-II-1 Caractérisation des biodéchets utilisés

Comme pour le premier essai, les biodéchets utilisées ont été prélevés à l'entrée de la plate-forme de tri-compostage du Creusot (71). Les prélèvements ont été effectués en janvier 2004 à l'arrivée des 12 camions qui alimentent la fosse de réception. La composition de ces biodéchets selon les sous catégories de MODECOM sur produit sec figure dans le tableau E3.

La collecte des biodéchets dans des sacs fermés permet, entre autres, d'éviter l'impact des conditions climatiques sur leur humidité. Ainsi, les humidités des biodéchets utilisés dans l'essai BIO-1 et BIO-2 sont presque les mêmes (respectivement 62,3% et 62,9%) bien que les premiers aient été prélevés en avril 2003 et les deuxièmes en janvier 2004. En terme de présence d'eau, les biodéchets utilisés dans l'essai BIO-2 présentent les caractéristiques suivantes (tableau E4).

Pour cet essai, une étape de préparation des biodéchets pour diminuer leur humidité précède leur mise en pilote.

Sous catégorie	> à 100 mm	20 à 100 mm	8 à 20 mm		< à 8 mm	Totaux
			(%)			
Déchets alimentaires	0,63	26,48	14,89			42,00
Déchets de jardin	0,00	0,05				0,05
Papiers emballages	0,34	0,74				1,08
Journaux	0,67	0,10				0,77
Magazines	0,37	0,55				0,91
Autres papiers	0,78	0,74	0,01			1,52
Cartons emballages plats	1,07	0,52				1,59
Cartons emballages ondulés	0,00	0,00				0,00
Autres cartons	0,67	0,12	0,00			0,79
Complexes ELA	0,10	0,03				0,13
Complexes emballages	0,25	0,48				0,73
Autres complexes	0,00	0,00	0,01			0,01
Textiles emballages	0,05	0,09				0,15
Autres textiles	1,36	0,92	0,01			2,29
Textiles sanitaires	7,15	10,40	0,00			17,55
Films	1,57	0,80	0,01			2,38
PVC transparent	0,00	0,00				0,00
PET transparent	0,07	0,04				0,11
Pehd - PP	0,00	0,40				0,40
PVC opaque	0,00	0,00				0,00
PET opaque	0,00	0,00				0,00
PSE	0,17	0,00				0,17
Autres plastiques emballage	0,66	1,55				2,21
Autres plastiques	0,06	0,58	0,09			0,73
Bois emballage	0,00	0,09				0,09
Autres emballages combustibles	0,00	0,00				0,00
Autres combustibles non classés	0,00	2,36	0,37			2,73
Verre vert	0,00	0,00				0,00
Verre blanc	0,00	1,65				1,65
Verre brun	0,00	0,00				0,00
Verre autres emballages	0,00	0,00				0,00
Verre autres	0,00	0,24	0,10			0,34
Métaux ferreux emballages	0,21	1,28				1,49
Autres métaux ferreux	0,00	0,05	0,01			0,06
Aluminium emballages	0,01	0,47				0,48
Aluminium autres	0,00	0,00				0,00
Autres métaux emballages	0,00	0,00				0,00
Autres métaux	0,00	0,00	0,04			0,04
Incombustibles non classés emballages	0,00	0,00				0,00
Autres incombustibles non classés	0,00	0,31	0,44			0,75
Déchets spéciaux - Piles	0,00	0,20				0,20
Déchets spéciaux - Aérosols	0,00	0,00				0,00
Déchets spéciaux - Autres	0,00	0,15				0,15
Eléments fins < à 8 mm					16,47	16,47
Totaux	16,18	51,38	15,97		16,47	100,00

Tableau E3 : Composition des biodéchets utilisés dans l'essai BIO-2 selon les sous catégories de MODECOM (% sur sec)

Masse totale des biodéchets	Matière sèche		Eau	
	(kg)	(%)	(kg)	(%)
164,7	61,1	37,1	103,6	62,9

Tableau E4 : Présence d'eau dans les biodéchets utilisés lors de l'essai BIO-2

E-II-2 Déroulement de l'essai

E-II-2-a Préparation des biodéchets

Pour les laisser ressuyer et après l'ouverture des sacs, 164,7 kg de biodéchets ont été mis dans une caisse démontable en bois. La caisse est posée sur une palette en bois afin de favoriser l'aération des biodéchets, puis sur une table en acier pour collecter d'éventuels lixiviats. Pendant 26 jours (le temps de séjour des biodéchets dans la caisse), nous avons procédé à un retournement manuel par semaine. Chaque retournement est précédé d'une mesure de la température et d'une pesée afin de suivre les pertes de masse. La caisse en bois, la palette et une chaîne, qui permet de soulever le tout, ont été pesées à vide. Elles constituent la tare.

Pendant ces 26 jours, aucune présence de lixiviats sur la table en acier n'a été enregistrée. Après le déchargement de la caisse, nous avons remarqué que la tare a changé de masse. L'eau absorbée par le bois est considérée comme une perte en lixiviats. Le changement de la masse de la tare pose un problème pour l'exploitation des pesées intermédiaires. Les masses qui vont être prises en considération sont celles mesurées au début et à la fin de cette partie de l'essai.

Durant cette première partie de l'essai, trois retournements manuels ont été effectués (un par semaine), avant le déchargement de la caisse en bois au bout de 26 jours et la mise des biodéchets dans le tube expérimental. Au début de cette partie de l'essai, à la fin et à l'occasion de chaque retournement, des mesures de la température ont été réalisées (Figure E3).

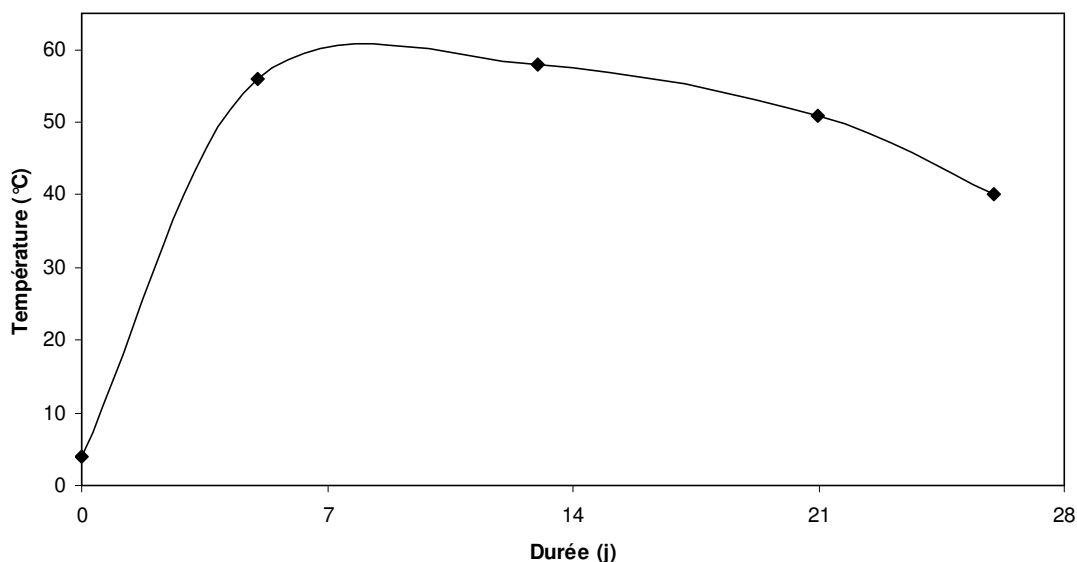


Figure E3 : Suivi de l'évolution de la température durant la première partie de l'essai BIO-2

La température a dépassé les 50°C dès la première semaine. La grande vitesse de dégradation des biodéchets, surtout dans un milieu favorable pour une activité microbienne croissante, explique cette croissance rapide de la température. En absence de tout produit structurant qui pourrait améliorer la porosité du mélange et en présence d'une activité microbiologique importante, les biodéchets ont tendance à s'entasser. Cet entassement des biodéchets dans la caisse en bois a empêché la circulation normale d'air d'où la baisse de la température enregistrée après 21 jours. Cette baisse a continué même après le retournement. Nous avons alors suspendu cette première partie de l'essai pour mettre les biodéchets en l'état dans le tube expérimental.

Les pesées réalisées avant chaque retournement manuel ne peuvent pas être exploitées à cause du changement de la masse de la tare de la caisse en bois. Cette dernière a pris 12,7 kg de plus par rapport au début de l'essai. On considère 12,7 kg comme la masse de l'eau liquide (lixiviat) larguée par les biodéchets durant cette phase de préparation. Le tableau E5 présente le bilan global de cette partie de l'essai, réalisé à partir des pesées effectuées au début et à la fin de cette phase.

Entrée	Pertes totales		Pertes liquides		Pertes gazeuses**		Sortie
(kg)	(kg)	(%)	(kg)	(%)*	(kg)	(%)*	(kg)
164,7	84	51	12,7	7,7	71,3	43,3	80,7

*Tableau E5 : Bilan brut global de la première partie de l'essai BIO-2
(* par rapport à l'entrée, ** incluse la vapeur d'eau)*

E-II-2-b Mise en place des biodéchets dans le tube expérimental de compostage

La première partie de cet essai consistait à préparer les biodéchets en les laissant ressuyer dans une caisse en bois pendant 26 jours. Cette préparation nous a paru nécessaire pour éviter la formation de boulettes de putrescibles et de papier-cartons dans le tube expérimental comme cela était le cas au terme de l'essai BIO-1. Les biodéchets ont perdu 51% de leur masse brute durant cette période de préparation dont 7,7% sous forme liquide. 80,7 kg de biodéchets ont alors été mis dans le tube expérimental de compostage.

Une fois le tube chargé, nous avons lancé le retournement à une vitesse de 2 tr/min avec une injection de 750 l d'air toutes les deux heures. 24 heures après le début du fonctionnement du tube, les biodéchets ont commencé à larguer de l'eau et la température (mesurée à l'aide d'un thermomètre numérique portatif) ne dépasse pas les 35°C. Cette situation va continuer deux jours après, ce qui nous a poussé à arrêter le retournement et à ouvrir le tube.

Le produit à l'intérieur du tube présente le même aspect que celui résultant de l'essai BIO-1. La première partie de cet essai ne nous a donc pas permis d'évacuer assez d'eau des biodéchets.

Dans nos conditions d'essais, le compostage des biodéchets en tube rotatif sans présence de structurant est peu concluant. Les produits sortants après les deux essais BIO-1 et BIO-2 étant inutilisables.

L'utilisation de structurant pour le compostage des biodéchets dans un tube rotatif va avoir comme conséquence une augmentation du coût de traitement. L'utilisation de silo à vis, comme c'est le cas dans la plate-forme du Creusot (71), ou du compostage sur aire avec retourneur, comme c'est le cas dans la plate-forme de La Villedieu du Clain (86), sont des solutions recommandables dans ce cas de figure.

Résumé

L'expertise d'une usine de tri-compostage des déchets ménagers a pour objectif la réalisation d'un bilan matière et l'analyse du fonctionnement de la chaîne de traitement. Un bilan matière précis permet de réaliser une analyse économique fine.

La méthode proposée se base sur l'analyse de chaque équipement avant l'établissement du bilan global de la plate-forme. Cela permet, en cas de rendement insuffisant, de cibler les interventions et d'améliorer le rendement sans mettre en cause la totalité de la chaîne de traitement. Pour y arriver, des méthodes normalisées d'échantillonnage et de caractérisation des déchets ménagers et du compost ont été adaptées aux flux intermédiaires, une base de donnée pour le calcul d'erreurs selon les formules de Gy est proposée et le logiciel BILCO pour l'établissement des bilans matière statistiquement cohérents est utilisé.

Durant notre travail, nous avons testé les équipements les plus utilisés dans les usines de tri-compostage : l'aire de compostage, les trommels à maille moyenne de 20 à 50 mm et à maille plus fine de 8 à 15 mm, le tapis sélectionneur, la table densimétrique et le tube rotatif de compostage. Tous les équipements ont été testés en grandeur réelle, dans des usines différentes, sauf le tube rotatif et le trommel moyen qui ont fait l'objet d'une étude au laboratoire. Une simulation de criblage dans un trommel à 20 mm a permis de détecter l'origine des erreurs d'échantillonnage commises lors de l'évaluation de ce genre d'équipement. Un pilote d'un volume de 750 l a été élaboré pour suivre la perte de masse et le dégagement de CO₂, CH₄, NH₃ et N₂O durant le compostage dans les tubes rotatifs. Les résultats obtenus lors des essais sur le tube expérimental ont été validés sur un tube industriel. L'hypothèse de la conservation de la matière minérale durant le compostage et la précision de la mesure de la teneur en matière organique totale par perte au feu à 550°C ont fait l'objet d'un essai parallèle.

A partir des équipements étudiés, une chaîne type de traitement des déchets ménagers par tri-compostage est proposée et une simulation de traitement des déchets d'une collectivité bretonne est réalisée. Une variante de la chaîne proposée adaptée au contexte socio-économique des pays en voie de développement est disponible aussi.

Summary

The assessment of a municipal solid waste composting plant aims at the realisation of the material balance and the analysis of the operation of the processing sequence. A precise material balance makes it possible to carry out a fine economic analysis.

The method suggested is based on the analysis of each equipment before the establishment of the total assessment of the platform. That allows, in the event of insufficient output quality, to target the interventions and to improve the output without blaming the totality of the processing line. To arrive there, standardised methods of sampling and characterisation of municipal solid waste and compost were adapted to intermediate flows. A database, for the error analysis according to the formulas of Gy, is proposed and the software BILCO is used for the establishment of the statistically coherent material balance.

During our work, we tested the equipments most used in composting plants: the composting area, the screens with average mesh from 20 to 50 mm and with finer mesh from 8 to 15 mm, the selective conveyor, the densimetric table and the rotating drum. All the equipments are tested in real size, in different plants, except the rotating drum and the average screen which were the subject of a study at the laboratory. A simulation of screening at 20 mm shows it is possible to detect the origin of the sampling errors made at the time of the analysis of this kind of equipment. A composting pilot of 750 l was worked out, to follow the loss of mass and the CO₂, CH₄, NH₃ and N₂O outputs, during composting in rotating drums. The results obtained by the tests on the experimental drum were validated on an industrial drum. The hypothesis of the conservation of the mineral matter during the composting and the accuracy of the total organic matter content determination (ignition loss at 550°C) were the subject of a parallel test.

From the studied equipments, a standard processing line of municipal solid waste composting is proposed and a simulation of treatment of waste in a small Breton facility is carried out. An alternative of the processing line is proposed to adapt it to the socio-economic context of the developing countries.