

Traitement biologique des déchets

par **Rémy BAYARD**

Maître de conférences à l'Institut national des sciences appliquées (INSA) de Lyon
Chercheur au laboratoire de génie civil et d'ingénierie environnementale (LGCIE)

et **Rémy GOURDON**

Professeur à l'INSA de Lyon
Chercheur au LGCIE

1. Principaux déchets concernés	G 2 060v2 – 2
1.1 Déchets agricoles et agroalimentaires.....	– 2
1.2 Déchets ménagers et assimilés.....	– 3
2. Métabolismes énergétiques et leurs incidences	– 3
2.1 Aspects théoriques	– 3
2.2 Respiration aérobie	– 4
2.3 Respiration anaérobie et fermentations	– 4
2.4 Incidences pratiques	– 4
3. Compostage	– 4
3.1 Objectifs et principe	– 4
3.2 Aspects microbiologiques	– 5
3.3 Paramètres importants et mise en œuvre du compostage.....	– 5
3.4 Quelques exemples de compostage de déchets	– 7
3.5 Évaluation de la qualité des produits	– 12
3.6 Prétraitement mécanique et biologique des ordures ménagères résiduelles avant stockage	– 12
3.7 État de développement actuel	– 14
4. Méthanisation	– 14
4.1 Objectifs et principe	– 14
4.2 Aspects biochimiques et microbiologiques	– 14
4.3 Paramètres importants et mise en œuvre de la méthanisation.....	– 15
4.4 Procédés pour déchets solides ou boueux.....	– 16
4.5 Caractérisation et utilisation des produits.....	– 16
4.6 État de développement actuel	– 17
4.7 Digestion anaérobie de déchets ménagers	– 18
4.8 Valorisation du biogaz de décharge.....	– 20
5. Autres traitements	– 21
5.1 Fermentations alcooliques	– 21
5.2 Traitement de déchets industriels non agroalimentaires.....	– 21
Pour en savoir plus	Doc. G 2 060v2

Le principe général des traitements biologiques est d'exploiter certaines activités microbiennes en les stimulant de manière contrôlée afin soit de réduire les nuisances potentielles des déchets (odeurs, risques sanitaires, caractère polluant au sens large du terme), soit de les **valoriser sous forme énergétique ou sous forme matière**. De ce fait, les procédés biologiques sont en pratique généralement utilisés pour le **traitement de déchets essentiellement organiques présentant un caractère biodégradable** [1], à savoir notamment les déchets associés à l'exploitation ou à la consommation de la biomasse (sous-produits d'élevage, de cultures, d'industries agroalimentaires ; fraction organique des ordures ménagères). Cependant, la versatilité et la diversité des micro-organismes sont telles que ce domaine d'application principal n'est pas exclusif d'autres applications à des déchets industriels organiques, voire minéraux (boues d'hydrocarbures, résidus miniers, etc.), bien que le recours à des techniques physico-chimiques ou thermiques soit alors complémentaire ou concurrent d'un traitement biologique éventuel.

Cet article aborde uniquement le **traitement des déchets solides ou boueux**, que nous définirons ici comme possédant un taux de matières sèches respectivement supérieur à 15 % de la masse brute pour les déchets dits « solides », et compris entre environ 3 et 15 % en masse pour les déchets dits « boueux ». Le cas des effluents liquides (eaux usées, effluents de procédés) ou gazeux, dont les traitements sont présentés par ailleurs dans ce volume, n'est donc pas discuté ici.

Le document propose, dans un premier temps, un rapide tour d'horizon des principaux types de déchets ou sous-produits susceptibles d'être traités par voie biologique, puis présente les différentes activités microbiennes (métabolismes) qu'il est envisageable de stimuler pour traiter ces déchets, c'est-à-dire pour réduire leur caractère polluant ou les valoriser. La présentation des différents types de métabolismes microbiens permet de mieux comprendre les incidences pratiques de ces aspects fondamentaux et, notamment, les intérêts et inconvénients respectifs des traitements biologiques aérobies et anaérobies, ainsi que les paramètres généraux de fonctionnement. Ainsi, le **compostage (traitement aérobie)** est un traitement relativement rapide visant à une stabilisation du déchet et à sa valorisation matière, alors que les **traitements anaérobies (méthanisation ou fermentations alcooliques)**, souvent plus longs, permettent une valorisation énergétique.

Les procédés de traitement biologique des déchets organiques sont des techniques robustes bien éprouvées en pratique dans leurs domaines d'application privilégiés. Ils n'exigent pas de technologies sophistiquées et sont donc relativement peu onéreux à mettre en œuvre. Cependant, un certain savoir-faire est nécessaire pour une mise en œuvre efficace et pérenne, notamment concernant la bonne adéquation entre les matériels techniques utilisés, les conditions opératoires, le ou les déchets traités, le contexte socio-économique et technique, et les objectifs fixés au traitement.

1. Principaux déchets concernés

Le recours à des micro-organismes pour traiter un matériau quelconque implique que ce matériau soit transformable par les micro-organismes considérés, c'est-à-dire que la matière qu'il contient puisse être utilisée par les micro-organismes pour leur permettre de vivre à ses dépens. On parle généralement de « biodégradabilité » pour qualifier cette caractéristique. Les déchets organiques, issus de l'exploitation ou de la consommation notamment alimentaire de la biomasse (constituée par la masse des organismes vivants et de leurs déchets associés), sont généralement biodégradables puisqu'ils sont constitués de molécules d'origine naturelle susceptibles de s'insérer dans les cycles biogéochimiques de la matière. À ce titre, ces déchets sont ceux qui se prêtent le mieux à des traitements biologiques.

Ce sont des **déchets essentiellement organiques** (teneur en carbone de l'ordre de 40 à 50 % de la masse sèche) **d'origine végétale ou animale**. Les déchets d'origine animale sont, en général, plus riches en azote (quelques pour-cent de la masse sèche) que ceux d'origine végétale (généralement moins de 1 % de la masse sèche), et souvent plus humides (souvent plus de 70 % de la masse fraîche).

Le tableau 1 présente les principaux déchets concernés par les traitements biologiques et leurs tonnages respectifs, sur la base des données de l'ADEME [1]. Signalons néanmoins que les

Déchets des collectivités	Déchets des ménages		Déchets de l'agriculture et de la sylviculture
14 Mt	28 Mt		370 Mt
Voierie Marchés Boues Déchets verts	(Encombrants) et déchets verts 6 Mt	Ordures ménagères (sens strict) 22 Mt	Élevage Culture Forêt...

tonnages estimés varient suivant les sources d'information en raison de la définition variable de certains déchets et de leur origine sectorielle.

1.1 Déchets agricoles et agroalimentaires

Ils sont générés au niveau soit de la production agricole (élevages et cultures), soit du stockage, du conditionnement et de la transformation des produits agricoles (industries agroalimentaires de 1^{re} et 2^e transformations).

On estime qu'environ 275 Mt de **déjections animales** sont produites annuellement par les élevages en France, la majorité en

pâturages extérieurs. Les déjections produites en étables sont récupérées essentiellement sous forme de fumiers en mélange avec les litières pailleuses (ce qui les rend pelletables, avec un taux de matières sèches MS supérieur à 15 % de la masse fraîche) ou de lisiers (taux de MS inférieur à 10 % en masse, donc pompables).

Les **déchets de culture** sont l'ensemble des parties végétales qui ne constituent pas la production végétale. On estime la production annuelle à environ 55 Mt en France, dont plus de la moitié est constituée de pailles de céréales. Ces déchets relativement secs (taux de MS de l'ordre de 80 % en masse, voire supérieur) et pauvres en azote (0,5 à 0,8 % des MS) se prêtent mal à un traitement biologique tels qu'ils sont, mais peuvent être traités en mélange avec des déchets plus humides, notamment d'origine animale (cas typique des fumiers).

De l'ordre de 40 Mt de **déchets des industries agroalimentaires** sont générées annuellement en France dans un contexte technique et socio-économique fort différent du contexte agricole, ce qui n'est pas sans influence dans le choix des traitements et les moyens susceptibles d'être mis en œuvre : technicité plus importante, production plus concentrée des déchets créant des contraintes environnementales et techniques plus sévères, besoins énergétiques sur le lieu de production des déchets, moyens financiers, techniques et humains plus importants que dans le secteur agricole. On retrouve notamment les abattoirs et les industries laitières et fromagères pour les déchets d'origine animale, et les industries vitivinicoles, les conserveries, les brasseries et l'industrie sucrière pour les déchets d'origine végétale. Notons que les industries qui exploitent la biomasse à des fins non alimentaires (filières du bois d'œuvre ou de chauffe, industries textiles et papetières, industries du cuir, etc.) génèrent, du fait de l'utilisation de nombreux réactifs chimiques ou de la nature même de la biomasse exploitée, des déchets dont le traitement biologique est plus difficile et pour lesquels le recours à des techniques concurrentes est souvent envisagé (incinération, mise en décharge, valorisation de la matière après traitements chimiques).

1.2 Déchets ménagers et assimilés

Sur les 46 millions de tonnes de **déchets ménagers et assimilés** (DMA) produits en France en 2002, les **ordures ménagères** (OM) représentent 24,3 Mt/an, les déchets encombrants 1,3 Mt/an, les refus de traitement 3,6 Mt/an, les déchets verts 2,1 Mt/an et les boues de station d'épuration 1,9 Mt/an. Les déchets d'entreprises collectés avec les OM représentent 4,5 Mt/an [1].

Parmi ces gisements de déchets, certains sont issus de la biomasse et sont ainsi susceptibles d'être traités par voie biologique.

1.2.1 Ordures ménagères

Les ordures ménagères (OM) sont issues de l'activité domestique des populations et des activités municipales et commerciales. La fraction des OM susceptible d'être traitée par voie biologique correspond à :

- la fraction organique (hors plastiques) fermentescible des OM (fraction fermentescible des ordures ménagères, FFOM, également dénommée « biodéchets », constituée des déchets de cuisine dits « déchets putrescibles », mais aussi des papiers/cartons, soit environ 60 % de la masse des OM) ;
- certains déchets des espaces verts et des marchés.

Le traitement biologique de ces déchets est possible, mais se heurte à des problèmes de tris, de débouchés des produits traités et de viabilité technico-économique par rapport aux techniques concurrentes notamment dans les grandes villes. À l'heure actuelle en France, 1,6 Mt/an d'OM sont traitées par voie biologique, majoritairement par compostage (seulement 0,2 Mt/an traités par méthanisation dans deux unités), avec un recul du compostage sur OM brutes au profit du compostage sur biodéchets [2].

1.2.2 Déchets verts

Principalement constitués de tontes de gazon, tailles d'arbustes, branchages et feuilles mortes, les déchets verts sont issus des activités collectives de l'entretien des espaces verts publics et de l'activité domestique de l'entretien des jardins, avec collecte par apport volontaire en déchetteries. Collectés séparément des autres DMA, ils sont uniquement constitués de biomasse et sont donc parfaitement adaptés à un traitement biologique, bien que leur teneur parfois élevée en lignine peut limiter leur biodégradabilité. Ils représentent un gisement de 2,1 Mt/an. Depuis le milieu des années 1990, le compostage de déchets verts s'est très fortement développé. En 2002, 96 % des déchets verts traités le sont par compostage [2].

1.2.3 Boues de station d'épuration des eaux usées

Les stations d'épuration des eaux résiduaires assurent le traitement des eaux usées urbaines et d'autres activités commerciales et industrielles [3]. Elles produisent des boues obtenues par décanation soit des eaux usées avant épuration (boues primaires), soit des eaux traitées (boues secondaires). La production annuelle de boues est estimée, en France, à 1,9 Mt [4]. La caractérisation des boues fait l'objet de l'article *Lutte contre la pollution des eaux* [G 1 450] des Techniques de l'Ingénieur. Les boues peuvent être traitées par voie biologique, seules (digestion anaérobie) ou en mélange avec d'autres sous-produits tels que des résidus ligneux (copeaux de bois par exemple permettant une meilleure aération pour le compostage). La valorisation des boues (brutes ou après traitement biologique) par épandage sur les sols est le principal mode de valorisation des boues, mais il soulève un certain nombre de questionnements relatifs au devenir des micropolluants (notamment les métaux) qui leurs sont associés. Cette pratique est réglementée par le décret du 8 décembre 1997 et l'arrêté du 8 janvier 1998 qui interdisent l'épandage de boues n'ayant pas d'« intérêt pour les sols ou la nutrition des cultures et des plantations » et fixent des concentrations limites en éléments traces métalliques et en composés traces organiques à la fois dans la boue devant être épandue et dans le sol recevant l'épandage.

2. Métabolismes énergétiques et leurs incidences

2.1 Aspects théoriques

Le métabolisme énergétique de tous les êtres vivants repose sur des réactions d'oxydoréduction. Cela signifie que les organismes vivants retirent l'énergie nécessaire à leur vie en oxydant des substrats (qualifiés de donneurs d'électrons et de protons) et en réduisant un ou des accepteurs. L'énergie qu'ils retirent est proportionnelle à la différence de potentiel entre le couple « donneur » et le couple « accepteur ». Du fait des conditions d'environnement très variées des différents biotopes de la planète, le monde microbien est très diversifié et ses capacités métaboliques très vastes. De nombreuses substances peuvent ainsi être utilisées par les micro-organismes comme substrats donneurs d'électrons et comme accepteurs finals de ces électrons [5] [6].

Lorsque les réactions d'oxydoréduction peuvent se dérouler en l'**absence de lumière**, les organismes compétents sont qualifiés de **chimiotrophes**. Ces micro-organismes, très nombreux et très divers, sont à la base des principales agressions (biodégradations) microbiennes possibles sur un déchet, dès lors que sa fraction organique est suffisante, biodisponible et biodégradable, ce qui est le cas des déchets de biomasse décrits précédemment (§ 1).

Une substance quelconque (substrat ou donneur) ne peut être oxydée que si une autre substance (accepteur) peut, en se

réduisant, accepter les électrons arrachés à la première. Cela est thermodynamiquement possible si, dans les conditions du milieu, le potentiel du couple donneur est inférieur à celui du couple accepteur.

2.2 Respiration aérobie

Un accepteur très courant chez les organismes chimiotrophes est l'oxygène moléculaire O_2 . Le potentiel normal du couple $O_2/2H_2O$ est de + 810 mV par rapport à l'électrode normale à hydrogène, ce qui rend possible l'oxydation de très nombreux substrats. Les organismes compétents sont qualifiés d'« aérobies ». Les organismes aérobies stricts ne peuvent se passer d'oxygène, alors que les organismes aérobies facultatifs peuvent utiliser, en l'absence d'oxygène, d'autres accepteurs de remplacement. Par extension, les traitements biologiques qui utilisent des micro-organismes aérobies sont eux-mêmes appelés des « traitements aérobies ».

2.3 Respiration anaérobie et fermentations

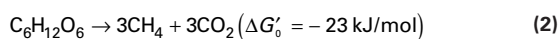
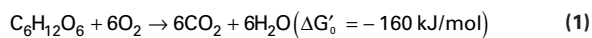
D'autres substances minérales que l'oxygène ou des substances organiques peuvent être utilisées comme accepteurs finals d'électrons. On parle respectivement de « respiration anaérobie » et de « fermentations ».

Exemple : l'ion hydrogénocarbonate HCO_3^- peut être réduit en CH_4 , l'ion sulfate SO_4^{2-} peut être réduit en H_2S et l'acétate CH_3COO^- peut être réduit en éthanol CH_3CH_2OH .

Les micro-organismes compétents sont dits « anaérobies stricts » s'ils sont incapables d'utiliser l'oxygène ou « anaérobies facultatifs » s'ils peuvent utiliser l'oxygène lorsqu'il est présent. Notons que, pour ces derniers, l'utilisation de l'oxygène est préférée (lorsqu'il est présent), car l'énergie récupérée est plus grande qu'avec les autres accepteurs à cause du potentiel élevé du couple $O_2/2H_2O$. Par extension, les traitements biologiques, qui utilisent des micro-organismes anaérobies, sont eux-mêmes appelés des « traitements anaérobies ».

2.4 Incidences pratiques

Des considérations thermodynamiques simples montrent que les micro-organismes aérobies peuvent retirer, à partir d'un substrat donné, beaucoup plus d'énergie pour leur croissance que les micro-organismes anaérobies. Ainsi, si l'on considère comme substrat modèle le glucose (sucre constitutif de nombreux glucides de la biomasse), on peut écrire les réactions globales suivantes pour le métabolisme aérobie (1) ou anaérobie (2) de cette molécule, où $\Delta G'_0$ est la variation d'enthalpie libre standard à pH = 7 :



De ce fait, la croissance des micro-organismes aérobies est généralement plus rapide que celle des micro-organismes anaérobies, et les traitements biologiques aérobies sont donc eux-mêmes plus rapides que leurs concurrents anaérobies (il s'agit, bien évidemment, d'une considération très générale qui peut ne pas toujours être vérifiée en fonction des procédés mis en œuvre). D'autre part, du fait des grandes quantités d'énergie libérées par les métabolismes oxydatifs aérobies, l'activité microbienne aérobie est susceptible de céder de la chaleur au milieu traité qui peut ainsi s'échauffer comme c'est le cas lors du compostage. Il n'est donc pas

nécessaire de chauffer un déchet en cours de compostage, alors que cela est indispensable pour une méthanisation ou une fermentation alcoolique qui s'accompagne d'un dégagement de chaleur quasi nul. Les processus de biodégradation anaérobie s'accompagnent en effet d'une faible libération de chaleur. L'énergie présente dans le substrat initial se retrouve stockée dans l'un des produits formés.

Exemple : dans le cas de la méthanisation du glucose (relation (2)), on observe que plus de 85 % ((160-23)/160) de l'énergie chimique potentielle du glucose se retrouve dans le méthane formé.

De ce fait, les traitements biologiques anaérobies permettent d'envisager la valorisation énergétique d'un déchet organique en transformant une partie de sa matière en un produit plus facile d'emploi tel que le méthane ou l'éthanol.

3. Compostage

3.1 Objectifs et principe

Le **compostage** est un traitement biologique de déchets organiques permettant de poursuivre un ou plusieurs des objectifs suivants :

- stabilisation du déchet pour réduire les pollutions ou nuisances associées à son évolution biologique ;
- réduction de la masse du déchet ;
- production d'un compost valorisable comme amendement organique des sols.

La mise en œuvre du compostage comporte généralement deux étapes biologiques (figure 1), auxquelles s'ajoutent des **prétraitements** et **posttraitements** éventuellement nécessaires (broyages, mélange avec d'autres produits, tris, etc.).

La **première étape** biologique, dite de « fermentation chaude », répond aux deux premiers objectifs de stabilisation du déchet et de réduction de sa masse. Sa dénomination est en fait un abus de langage puisque le terme « fermentation » désigne en toute rigueur un processus microbiologique anaérobie comme indiqué au paragraphe 2.3. Au cours de cette étape, la matière organique la plus

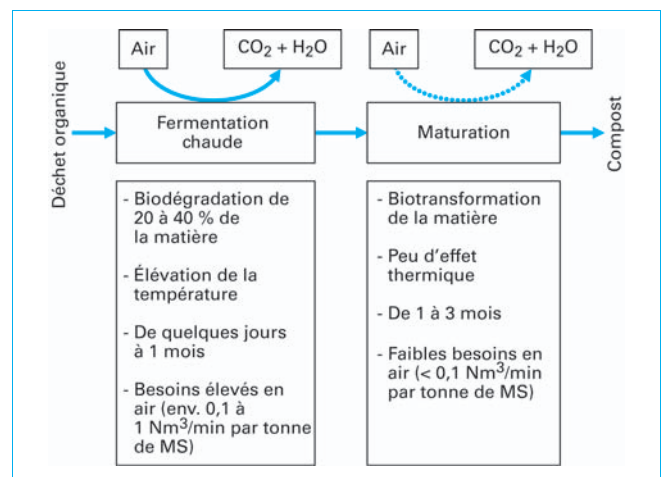


Figure 1 – Étapes biologiques du compostage, pouvant être précédées et suivies de traitements mécaniques et/ou physico-chimiques divers

facilement biodégradable du déchet est oxydée par des micro-organismes aérobies qui consomment de l'oxygène et libèrent de la chaleur. On assiste donc, si le déchet est suffisamment biodégradable et aéré et que les pertes thermiques sont réduites (§ 3.3.1.3), à une élévation de la température qui peut atteindre 70 °C, voire davantage. Pour de nombreux déchets de biomasse, on enregistre une dégradation d'environ 30 à 40 % de la masse qui s'accompagne d'une réduction d'environ 50 % du volume. La durée de cette première étape varie de quelques jours à quelques semaines en fonction de la nature du déchet, des conditions opératoires (aération, etc.) et de contraintes diverses (dimensionnement de l'installation, objectifs fixés...).

À l'issue de cette étape, le déchet est beaucoup moins bioévolutif qu'avant traitement puisque sa fraction la plus biodégradable a été éliminée, et, en outre, les cellules indésirables (micro-organismes pathogènes, graines végétales) ont pu être détruites par effet thermique si la température a dépassé 60 °C pendant au moins 5 à 24 heures. On obtient donc un déchet relativement stabilisé pouvant être stocké ou valorisé dans des conditions plus acceptables que le déchet de départ. Cependant, si l'objectif de production d'un amendement organique (compost, voir § 3.5) est poursuivi, il est nécessaire de modifier les caractéristiques de la matière organique résiduelle pour lui conférer des propriétés proches de celles de la matière humique. C'est l'objectif de la **seconde étape** du traitement (figure 1). Celle-ci ne s'accompagne que d'une faible dégradation de matière et, de ce fait, les besoins en oxygène sont faibles (moins de 0,1 m³ d'air par minute et par tonne de matière sèche) et l'échauffement limité. La température en cours de maturation est donc de l'ordre de 20 à 30 °C.

Selon l'origine et la nature du déchet, des pré- et posttraitements peuvent être nécessaires. C'est le cas des opérations d'affinage pour la préparation du produit mûré en vue de sa commercialisation. Ces traitements visent principalement à éliminer par tri densimétrique et/ou granulométrique les fractions grossières et les éléments indésirables tels que les cailloux mais aussi les métaux, les morceaux de verre et les matériaux plastiques.

3.2 Aspects microbiologiques

Le compostage se caractérise par la grande diversité des micro-organismes impliqués, constitués à la fois de bactéries (dont des actinomycètes) aérobies strictes et facultatives et de champignons (notamment des moisissures). Dans l'immense majorité des cas pour les déchets de biomasse, les micro-organismes nécessaires à la biodégradation sont déjà présents dans le déchet lui-même et il n'est donc pas nécessaire d'envisager une inoculation par des micro-organismes exogènes. Cependant, pour accélérer le démarrage de la biodégradation en réduisant le temps de latence éventuellement nécessaire à l'adaptation des micro-organismes indigènes aux conditions opératoires du traitement, il peut être utile d'incorporer au déchet à traiter une certaine quantité (souvent 5 à 10 % de la masse entrante) de compost mûr ou de matière organique ayant déjà subi la première étape de fermentation chaude afin de doper le déchet en biomasse active.

Contrairement au cas de la digestion anaérobie, la connaissance des aspects microbiologiques ou biochimiques du traitement ne sont pas indispensables à une bonne maîtrise du compostage. La plupart des micro-organismes impliqués sont en effet robustes et ne s'organisent pas en une chaîne trophique relativement fragile comme c'est le cas en anaérobiose (voir § 4.1).

Durant la première étape dite de « fermentation chaude », on assiste à une modification progressive de la population microbienne qui s'adapte à l'évolution des conditions de milieu. Ainsi, l'évolution de la température conduit au développement d'une population de micro-organismes thermophiles dominants si la température atteint puis dépasse 45 °C. Au début du traitement, les bactéries mésophiles puis thermophiles sont prédominantes pour la dégradation des composés facilement biodégradables du déchet. Puis, lorsque ces composés ont été consommés et que l'élévation

de température a éventuellement entraîné un certain assèchement du déchet, les moisissures et les actinomycètes deviennent prépondérants. Le développement de certains champignons peut éventuellement présenter des risques sanitaires, notamment pour les travailleurs directement exposés, lors de la production ou de la manutention du compost, aux spores fongiques ou bactériennes qui peuvent être véhiculées localement par envol de poussières lors de la manutention ou de l'aération du déchet ou du compost [7] [8].

3.3 Paramètres importants et mise en œuvre du compostage

Les paramètres du compostage sont ceux pouvant influencer l'activité microbienne [9]. On peut distinguer deux catégories de paramètres, à savoir les paramètres de conduite du procédé et les paramètres caractéristiques du déchet.

Les **paramètres de conduite du procédé** sont ceux qui, pour un cas de figure donné (un déchet donné dans une configuration donnée traité dans une installation donnée), permettent de contrôler ou de suivre l'avancement du processus. Il s'agit essentiellement de l'**aération**, de la **température** et de la **teneur en eau**. Ces trois paramètres sont interdépendants, c'est-à-dire qu'il n'est pas possible de contrôler l'un d'entre eux sans affecter plus ou moins significativement au moins l'un des deux autres.

Les **paramètres caractéristiques du déchet** à traiter ne peuvent, en revanche, pas être modifiés en cours de traitement et ne permettent donc pas de piloter le procédé. Il s'agit notamment de la **bio-dégradabilité** et de la **granulométrie du déchet**, de son **pH** et de son **rapport C/N/P** (ratios des masses de carbone, azote et phosphore dans le déchet).

3.3.1 Paramètres de conduite et techniques de mise en œuvre

3.3.1.1 Teneur en dioxygène

Le contrôle des paramètres de conduite est surtout important pour l'étape de fermentation chaude du compostage. Cette étape reposant sur des réactions de biodégradation aérobie, la teneur en oxygène est le premier paramètre à contrôler. Dans le cas de déchets organiques solides ou boueux concernés par cet article, le processus de biodégradation consiste en la dégradation microbienne d'un matériau granulaire poreux. Les micro-organismes dégradent les grains de déchet à partir de leurs surfaces externes sur lesquelles ils se fixent (figure 2). Ces surfaces sont recouvertes d'une pellicule d'eau liée, plus ou moins épaisse et plus ou moins continue (en fonction de la teneur en eau du déchet), indispensable à l'activité microbienne. Les micro-organismes dégradant la matière organique des grains solides du déchet utilisent l'oxygène

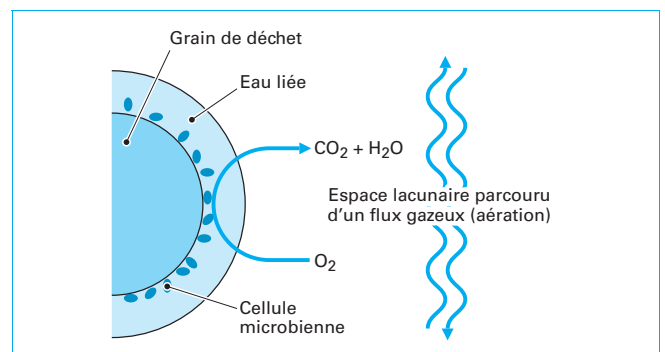


Figure 2 - Représentation schématique des processus de biodégradation aérobie d'un déchet organique granulaire lors du compostage

présent dans la phase gazeuse des espaces libres existants entre les grains (pores) et libèrent leurs produits de respiration ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$). Il est nécessaire que la teneur en O_2 dans la phase gazeuse des pores soit au moins égale à 5 % volume/volume pour que les métabolismes de biodégradation aérobies se déroulent correctement. L'activité microbienne tend à appauvrir la phase gazeuse en oxygène d'autant plus rapidement que le déchet est facilement biodégradable. Il est donc nécessaire, pour maintenir une activité microbienne aérobie optimale, de réoxygéner le déchet en l'aérant.

3.3.1.2 Techniques d'aération

Le renouvellement de l'oxygène au sein de la masse du déchet peut s'effectuer sans intervention extérieure par convection naturelle accentuée sous l'effet de dégagement de chaleur (évacuation de l'air chaud créant un appel d'air). Cependant, cette approche de compostage en tas ou en andains n'est envisageable que dans les cas où le déchet est suffisamment poreux pour faciliter la circulation de l'air (porosité supérieure ou égale à 0,5 avec des pores intergranulaires de l'ordre du centimètre au moins) et relativement peu biodégradable pour que la consommation d'oxygène soit faible (inférieure à $0,1 \text{ m}^3$ par minute et par tonne de matière sèche).

Dans la plupart des cas pour les déchets de biomasse, il est nécessaire d'aérer le déchet par intervention extérieure. On peut procéder :

- soit par retournement(s) mécanique(s) périodique(s) ou continu du déchet ;
- soit par aération forcée par aspiration ou insufflation d'air à travers le déchet ;
- soit par la combinaison des deux opérations.

Dans le premier cas, la fréquence des **retournements** dépend de la biodégradabilité du déchet et de l'avancement du traitement. Pour un déchet bien biodégradable (déchets de cuisine, déjections animales, etc.), un retournement quotidien, voire continu, peut être nécessaire pendant les premiers jours, puis l'intervalle de temps entre deux retournements s'accroît à mesure que la biodégradation avance et que les besoins en oxygène diminuent. Le retournement favorise l'homogénéisation de la phase gazeuse, de la matière et de la température.

Dans le cas de l'**aération forcée**, le déchet est disposé sous forme de tas ou d'andains soit sur une couche drainante, soit sur une base constituée de grilles permettant de forcer la circulation d'air par aspiration ou insufflation à la base du tas ou de l'andain (figure 3).

L'aspiration est recommandée en début de compostage pour les déchets susceptibles d'occasionner des nuisances olfactives, car elle permet de canaliser l'air et ainsi de le traiter si nécessaire (par exemple à l'aide d'un lit de compost mûr jouant le rôle de biofiltre, figure 3). Cependant, la circulation descendante de l'air aspiré tend à induire un compactage progressif de la masse de déchet susceptible d'occasionner la formation de chemins préférentiels à la circulation de l'air. Il est donc utile d'inverser le sens de circulation de l'air au bout de quelques jours pour éviter ce phénomène. Le retournement périodique permet également de casser les chemins préférentiels et d'assurer ainsi l'aération de l'ensemble de la

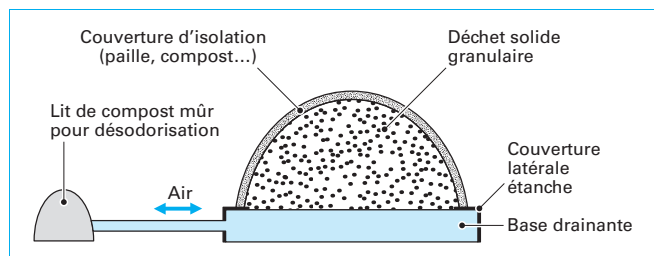


Figure 3 – Représentation schématique d'un dispositif de compostage en tas

matière. Le débit d'aération dépend à la fois de la biodégradabilité du déchet et de l'état d'avancement de la biodégradation. Le suivi de la température permet une bonne évaluation des besoins en oxygène car l'augmentation de température est liée à l'activité microbienne aérobie qui a besoin d'un apport d'oxygène. On peut donc réguler l'aération en fonction de l'évolution de la température, notamment dans les procédés à aération forcée. On augmente ainsi le débit d'air si la température tend à croître, et on le baisse si la température tend à diminuer, en tenant compte toutefois de l'inertie thermique du système. En phase thermophile (températures supérieures à $45 \text{ }^\circ\text{C}$), les débits d'aération recommandés sont de l'ordre de 1 m^3 d'air par minute et par tonne de matière sèche [9]. Lorsque la température tend à décroître de manière régulière, il faut réduire progressivement le débit d'aération.

Citons également les procédés de compostage en tube rotatif mis en œuvre en particulier pour le traitement des ordures ménagères. La rotation continue du tube permet la fragmentation mécanique des particules solides (temps de séjour de quelques jours) favorisant ainsi la biodégradation de la matière organique. Le confinement du déchet facilite le maintien de l'humidité et l'augmentation de la température.

3.3.1.3 Température

La température du déchet traduit l'équilibre thermique qui se crée entre, d'une part, la production de chaleur due essentiellement à la biodégradation aérobie de la matière organique du déchet et, d'autre part, l'ensemble des pertes thermiques. Ces pertes sont liées aux phénomènes de conduction (refroidissement de la masse de déchet par dissipation de chaleur vers l'extérieur), de convection (entraînement d'air chaud par circulation liée à l'aération du déchet) et d'assèchement (l'évaporation de l'eau est un phénomène très endothermique).

L'élévation de la température est souhaitée au cours de l'étape de « fermentation » chaude pour deux raisons.

D'une part, les **vitesse de biodégradation augmentent** de manière très significative avec la température. On considère souvent qu'une augmentation de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ entraîne le doublement de ces vitesses. Une température élevée permet donc d'accélérer considérablement le traitement biologique, avec toutes les conséquences positives que cela entraîne (pour un objectif de traitement donné, réduction de la durée du traitement permettant un dimensionnement plus modeste des réacteurs ou des plates-formes de compostage, qui entraîne des gains d'espace et/ou d'investissement importants).

D'autre part, l'élévation de température répond également à l'**objectif « d'hygiénisation »** du déchet visant à détruire les organismes indésirables éventuellement initialement présents, tels que les germes pathogènes (déchets d'origine animale notamment) ou les graines végétales. Cet effet sanitaire est atteint si la température dépasse $60 \text{ }^\circ\text{C}$ pendant au moins quelques heures (une journée est souhaitable). Cependant, des températures trop élevées (supérieures à $80 \text{ }^\circ\text{C}$) conduisent à un assèchement trop rapide du déchet, modifient la population microbienne et donc l'évolution ultérieure du déchet, et augmentent les risques de réactions chimiques non souhaitées pouvant conduire à la formation de produits indésirables. Dans la plupart des cas, on cherche donc à favoriser l'élévation de la température sans toutefois dépasser 75 à $80 \text{ }^\circ\text{C}$.

Favoriser l'élévation de la température est possible en réduisant les pertes thermiques et en stimulant l'activité microbienne oxydative aérobie. La réduction des pertes par conduction conditionne le dimensionnement des tas ou des andains (figure 3). On cherche à travailler avec un faible rapport surface/volume puisque la dissipation de chaleur a lieu à la surface du tas.

Typiquement, les tas ont une hauteur de 2 à 3 m sur une base de 3 à 5 m. Les andains sont des tas dont la longueur peut atteindre plusieurs centaines de mètres.

En outre, il est possible de disposer à la surface du tas ou de l'andain une couverture isolante (généralement constituée de paille, de copeaux de bois, et/ou de compost mûr) dont le double objectif est la réduction de l'assèchement et des pertes thermiques par conduction (figure 3). La réduction des autres types de pertes thermiques (par convection et assèchement) est plus problématique car elle est en partie contradictoire avec la recherche des conditions optimales pour l'activité microbienne aérobie. En effet, réduire les pertes par convection (entraînement) revient à réduire l'aération et limite donc l'activité aérobie ; réduire les pertes par assèchement peut conduire à limiter la teneur en eau et ainsi perturber l'activité microbienne (voir ci-après). On comprend donc que les paramètres de conduite du procédé (aération, température, et teneur en eau) sont interdépendants et qu'il convient de rechercher le meilleur compromis permettant d'optimiser le traitement. C'est dans cette maîtrise que réside une partie du savoir-faire des sociétés spécialisées dans le compostage. Généralement, la **température** est considérée comme le **paramètre de suivi** de l'avancement du traitement. Dans le cas d'un procédé utilisant une aération forcée, le débit d'air peut être conditionné par l'évolution de la température (voir ci-dessus).

3.3.1.4 Teneur en eau

L'eau est indispensable à la vie telle que nous la connaissons, et à ce titre une teneur en eau minimale de l'ordre de 50 % du poids brut est indispensable pour que le déchet à traiter puisse être le siège d'une bonne activité microbienne. Cependant, un déchet trop humide devient difficile à aérer car sa porosité à l'air diminue (les pores intergranulaires se remplissent d'eau). La **teneur en eau optimale dépend de la nature du déchet considéré**. Elle est généralement comprise entre 60 et 80 % du poids brut pour la plupart des déchets de biomasse.

Le **compostage d'un déchet très humide** (teneur en eau supérieure à 80 %) impose l'apport d'un matériau visant d'une part à réduire la fraction en eau libre (rôle « d'éponge ») et d'autre part à conférer au mélange une structure granulaire macroporeuse permettant de faciliter l'aération. Ce matériau est généralement qualifié d'**agent structurant** (granulométrie de 2 à 10 cm en général). Il s'agit souvent de copeaux et/ou de sciure de bois, de paille ou de rafles de maïs broyées grossièrement. Il faut alors prévoir une première étape de mélange en malaxeur de l'agent structurant et du déchet en amont de l'étape biologique de « fermentation » chaude, puis une étape de criblage intervenant avant ou après l'étape de maturation afin de séparer l'agent structurant du compost. L'agent structurant est alors recyclé en tête de procédé pour être à nouveau mélangé au déchet. Cette pratique présente l'avantage de permettre l'inoculation du déchet par les micro-organismes associés à l'agent structurant.

L'activité microbienne aérobie conduit à la libération d'eau (produit de la respiration aérobie des micro-organismes), mais l'élévation de la température et l'aération au cours de l'étape de « fermentation » chaude conduisent à un assèchement pouvant être important. Il convient donc de contrôler périodiquement l'humidité du déchet en cours de traitement, et si nécessaire de procéder à des ajouts d'eau pour maintenir l'humidité à son niveau jugé optimal.

3.3.2 Paramètres caractéristiques du déchet

La nature et les caractéristiques du déchet ont bien évidemment une influence sur la faisabilité du traitement et sur la définition des conditions opératoires. Il s'agit notamment de sa biodégradabilité et de sa **granulométrie**, de son **pH** et de son **rapport C/N/P**.

■ La **biodégradabilité** du déchet conditionne directement l'activité microbienne et a donc un effet direct sur l'évolution de la température et sur les besoins en oxygène. Ce paramètre est lié à la structure des molécules constituant la matière organique du déchet qui conditionne sa **biodégradabilité intrinsèque** (biodégradabilité liée à

la nature des molécules organiques). Pour les déchets de biomasse, la biodégradabilité intrinsèque augmente avec la teneur en sucres libres et en hémicellulose ou amidon, et diminue avec la teneur en cellulose et en lignine. Les déchets d'industries agroalimentaires, les déchets d'élevage et les déchets de cuisine sont ainsi généralement plus biodégradables que les déchets végétaux ligno-cellulosiques (broussailles, bois).

■ La **granulométrie** conditionne l'accessibilité de la matière aux micro-organismes. Les micro-organismes effectuant la biodégradation à partir de la surface des particules constituant le déchet (figure 2), l'augmentation de la surface spécifique du déchet par réduction de sa granulométrie améliore l'accessibilité de ses constituants aux micro-organismes et favorise donc sa biodégradation. Il est donc recommandé d'opérer le compostage avec un déchet dont la taille maximale des particules ne dépasse pas 10 cm environ, ce qui peut contraindre à un broyage initial de certains déchets (cas notamment de nombreux déchets verts). Cependant, une granulométrie trop fine augmente la compacité du déchet et rend l'aération forcée plus difficile. On travaille donc généralement sur des déchets de granulométrie comprise entre 2 et 10 cm environ.

■ Le **pH** optimal pour l'activité de la plupart des micro-organismes est aux alentours de la neutralité, ce qui est généralement le cas pour les déchets de biomasse. En cours de compostage, on enregistre en général une baisse du pH durant les premiers jours liée notamment à la forte production de CO₂ et de certains acides organiques, suivie d'une remontée progressive par suite de la libération d'azote protéique, de la consommation des acides initialement libérés et de la plus faible production de CO₂.

■ Le **rapport massique C/N/P** de la fraction biodégradable du déchet est un paramètre important caractérisant la « valeur nutritive » du déchet. Les micro-organismes hétérotrophes consomment grossièrement 20 à 30 fois plus de carbone que d'azote et environ 100 fois plus de carbone de phosphore. Le rapport C/N/P optimal est donc de l'ordre de 100/(4 à 5)/1. Il s'agit cependant d'un ordre de grandeur indicatif, car la disponibilité réelle des sources de C, N et P dans le déchet devrait en toute rigueur être prise en compte. L'ajout d'un **cosubstrat** organique au déchet à traiter peut permettre d'équilibrer les sources de carbone et d'azote assimilables par les micro-organismes. C'est le cas par exemple des déchets verts, riches en carbone organique mais pauvres en azote pour lesquels l'ajout d'un co-substrat riche en azote et phosphore (par exemple boues de station d'épuration ou déchets d'origine animale) permettra l'obtention du rapport C/N/P optimal.

3.4 Quelques exemples de compostage de déchets

3.4.1 Compostage de déchets verts

Les **déchets verts** correspondent aux déchets végétaux tels que les branches, broussailles, tontes de gazon, entretiens de massifs, feuilles, copeaux, souches et billes de bois issus des particuliers, des activités municipales ou bien professionnelles.

La collecte des déchets est souvent multiple : apport volontaire dans les déchetteries ou collecte par la commune ou une société privée.

Le compostage de déchets verts fait généralement appel à des techniques relativement simples de compostage, tel que le procédé Végéterre développé par l'ADEME : fermentation chaude avec retournement, aération passive et humidification [10].

Exemple : La plate-forme de compostage située sur la commune de Décines (Rhône) est une installation de compostage de déchets verts, exploitée par la société Multi-Service-Environnement. Le procédé Végécompost™, proche du procédé Végéterre, permet de traiter annuellement 24 000 tonnes de déchets verts générant 8 500 tonnes de compost, 15 tonnes de matériaux inertes, 120 tonnes de plastiques, 5 tonnes de métaux et matériaux divers. Après broyage et criblage, les souches sont valorisées énergétiquement en tant que bois de chaufferie. Le procédé décrit dans la figure 4 met en œuvre une étape de déchargement des camions et tri sélectif manuel permettant d'éviter la présence d'impuretés dans le compost (élimination des indésirables, souches, métaux et cailloux). Ensuite les déchets ligneux tels que les résidus de taille et branches sont mélangés avec les déchets verts plus fermentescibles et plus riches en azote tels que les résidus de tontes et les feuilles. Ce mélange permet de garantir un rapport C/N optimal de l'ordre de 30. Cette étape de mélange des déchets verts est suivie par l'étape de broyage mécanique ayant pour effet l'homogénéisation et la réduction du volume de la matière, l'augmentation des surfaces d'échange et d'activité pour les micro-organismes, et la réduction des chemins préférentiels de circulation de l'air dans la matière. Les déchets broyés sont ensuite mis en andains (170 m de longueur et 3 m de hauteur maxi) pour effectuer la fermentation chaude pendant 3,5 mois, avec aération passive par convection naturelle de l'air (aération forcée prévue courant 2009), arrosage par *sprinkler*, et 5 retournements (soit 6 andains de fermentation chaude). Le bon déroulement du traitement est vérifié par la mesure de la température, unique paramètre de suivi. La phase de maturation, effectuée en deux étapes et sans arrosage, est au minimum de 1 mois avant criblage et 1 mois au minimum après criblage du compost. Le criblage sur plusieurs mailles au choix permet d'obtenir plusieurs granulométries de compost (0-12 mm, 0-20 mm, 0-30 mm, et 0-70 mm). Le refus de criblage est recyclé en tête de procédé en tant qu'agent structurant ayant également pour effet l'ensemencement de la matière fraîche à traiter.

La fiche technique des plates-formes de compostage des déchets verts en France est résumée dans le tableau 2.

Tableau 2 – Fiche technique générale sur le compostage de déchets verts	
Type de déchets concernés	Déchets végétaux, uniquement
Capacité	– De 5 000 à 25 000 t/an – Moyenne française : 10 000 t/an par plate-forme
Durée	De 3 à 9 mois selon les conditions d'aération + retournement et selon la saison
Caractéristiques	Traitement de compostage extérieur simple et peu coûteux
Dimension de la plate-forme	De 1 000 à 2 000 m ² pour 1 000 t/an
Limitation	– Durée – Surface nécessaire au traitement – Gestion des odeurs (cocompostage avec déchets alimentaires déconseillé)

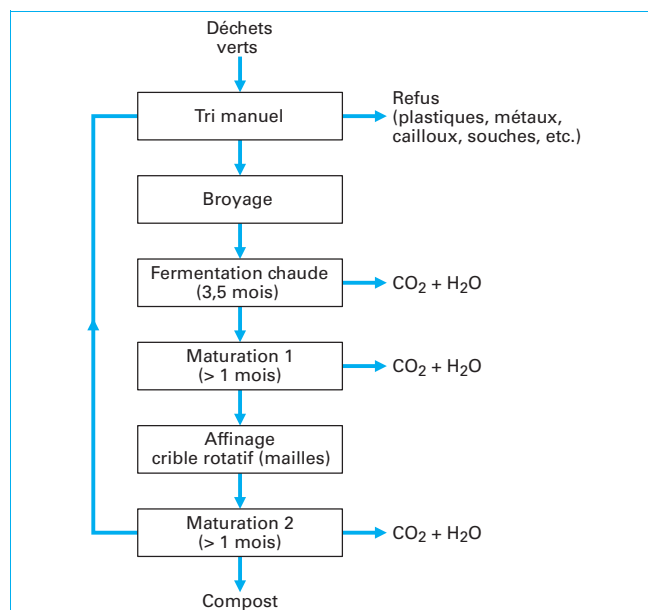


Figure 4 – Diagramme synoptique du procédé Végécompost de compostage de déchets verts développé par la société M.S.E. sur le site de Décines (Rhône)

3.4.2 Cocompostage de boues d'épuration et de déchets verts

Les boues issues des stations d'épuration des eaux usées sont typiquement des déchets organiques dont le compostage nécessite l'apport d'un coproduit ou cosubstrat organique permettant de garantir les conditions physico-chimiques optimales : porosité suffisante pour assurer l'aération de l'ensemble de la matière et balance C/N. Sachant que les boues sont généralement riches en azote, l'incorporation de déchets végétaux d'origine agricole (résidus de culture, broussailles, etc.) permet d'une part d'augmenter le volume du compartiment gazeux et de faciliter l'apport d'oxygène (rôle d'agent structurant) et, d'autre part, un enrichissement en carbone organique.

Exemple : la plate-forme de compostage de la société Leledy Compost SAS, localisée sur la commune de Allériot (Saône-et-Loire), produit du compost à partir d'un mélange de déchets verts d'origine agricole riches en fractions ligneuses (résidus de culture, branches, broussailles, etc.), de déchets d'origine animale (fumiers, fientes, etc.) et de boues de stations d'épuration d'eaux usées (figure 5). Le cocompostage de ce mélange permet d'optimiser le rapport carbone/azote nécessaire à une bonne activité microbienne [11]. Après réception, sur la plate-forme, les déchets agricoles et les boues sont broyés, mélangés puis stockés pendant une semaine sous la forme d'andains extérieurs (démarrage de la fermentation chaude, 45-70 °C). La fermentation chaude est poursuivie en silos-couloirs couverts sous aération forcée par aspiration pendant 2 à 4 semaines. L'aération est également optimisée par le brassage fréquent de la matière avec un brasseur vertical se déplaçant sur la longueur des 10 silos-couloirs. Avant rejet dans l'atmosphère, l'air aspiré à travers les déchets est traité dans un biofiltre laveur. Suite à la phase de maturation, le compost frais est ensuite criblé à 20 mm afin de séparer les éléments grossiers des éléments fins destinés à la maturation. Les éléments grossiers sont réutilisés comme agent structurant en tête de la fermentation chaude. La maturation (10-45 °C) des éléments fins est réalisée en andains extérieurs sur une période comprise entre 1 et 2 mois. Les lixiviats issus des silos-couloirs et de la plate-forme extérieure de maturation sont collectés par voie gravitaire et recueillis dans une lagune aérée. Le compost mûr est ensuite commercialisé sous le nom de « Phertyl », conforme à la norme NF U44-095 (2002).

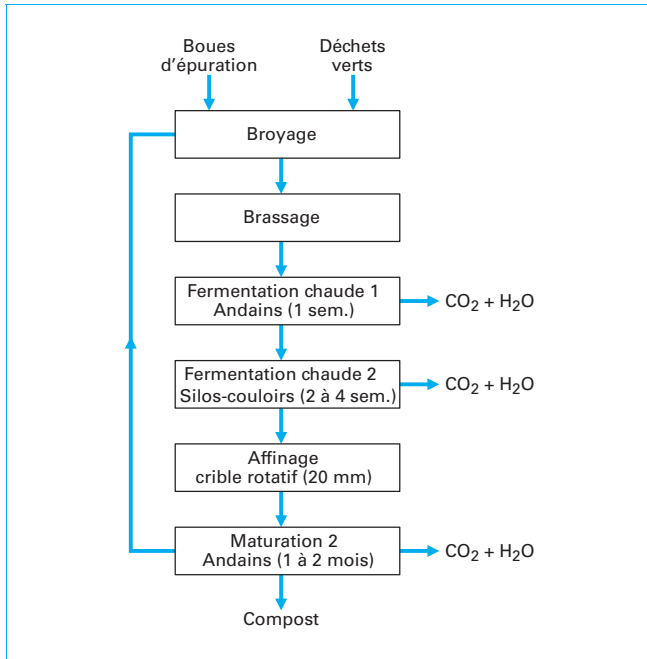


Figure 5 – Diagramme synoptique du procédé de cocompostage de boues d'épuration et de déchets verts développé par Leledy Compost SAS à Allériot (Saône-et-Loire)

La fiche technique sur le cocompostage des déchets verts et des boues de station d'épuration est donnée dans le tableau 3.

Tableau 3 – Fiche technique sur le cocompostage de déchets verts et de boues de station d'épuration	
Type de déchets concernés	Déchets végétaux et boues de station d'épuration
Capacité	De 5 000 à 20 000 t/an
Durée	De 3 à 4 mois selon les conditions d'aération et selon la saison
Caractéristiques	– Fermentation chaude en silos-couloirs couverts, avec aération forcée et contrôlée + dispositif de brassage de la matière – Maturation sur plate-forme extérieure
Dimension de la plate-forme	De 1 000 à 2 000 m ² pour 1 000 t/an
Limitation	– Durée – Surface nécessaire au traitement – Nécessité du traitement des émissions gazeuses pour éviter les problèmes d'odeurs – Qualité environnementale (polluants traces) et sanitaire du compost

3.4.3 Compostage des biodéchets

Les **biodéchets** comprennent les déchets alimentaires, les déchets verts des ménages ou déchets de jardin, les papiers-cartons, les déchets organiques issus des activités de restauration, cantines et supermarchés et collectés séparément.

Le développement des plates-formes de compostage à partir de biodéchets répond à la fois à l'objectif de production de compost de qualité et au souci d'une meilleure traçabilité des matières utilisées en production agricole.

Les installations de compostage de biodéchets sont généralement de taille réduite et traitent en moyenne environ 7 000 tonnes de matière humide par an. Leur conception varie suivant la typologie des biodéchets collectés et traités :

- cas 1 : déchets alimentaires uniquement ;
- cas 2 : déchets alimentaires et de jardin ;
- cas 3 : déchets alimentaires, de jardin et papiers-cartons ;
- cas 4 : déchets de jardin uniquement.

La majorité des installations de compostage de biodéchets existantes sont à l'origine des plates-formes de compostage de déchets verts.

Les procédés mis en œuvre sont classés selon le mode de fermentation chaude mis en œuvre, la maturation étant généralement effectuée en tas ou andains sur plate-forme de maturation :

- les procédés statiques en tas, andains, silos-couloirs ou box fermé, sans brassage mécanique régulier de la matière, avec ou sans aération forcée ;
- les procédés semi-statiques sur les mêmes configurations que précédemment, mais avec un brassage mécanique hebdomadaire, avec ou sans aération forcée ;
- les procédés dynamiques avec tube rotatif réalisant la première étape du compostage (fermentation chaude) sur une courte durée de l'ordre de 2 à 4 jours, avec aération forcée par ventilation du tube.

La configuration la plus courante sur les sites français est le procédé de compostage en condition semi-statique, c'est-à-dire avec retournement : compostage simple mais lent du type Végéterre [10] développé pour les déchets verts, mais utilisable également pour un mélange de biodéchets issus des déchets ménagers et de déchets verts collectés dans les déchetteries.

Les procédés avec aération forcée tendent à se développer car ils présentent le double intérêt d'une meilleure gestion des nuisances olfactives et des gaz à effet de serre (par exemple, fermentation chaude en box fermé avec aération par insufflation ou aspiration, et traitement des odeurs sur biofiltres) et, d'autre part, la réduction de l'espace nécessaire au traitement (installation plus compacte avec temps de séjour plus court).

Exemple : le site de Riencourt-les-Bapaume est une usine en milieu rural de compostage de déchets verts provenant de déchetteries et de biodéchets issus du tri sélectif à la source des déchets de cuisine (dont viandes et poissons), déchets de jardin et papiers-cartons. En activité depuis 1998 et gérée par le SIVOM de Bapaume, la plate-forme traite, selon le procédé Siloda (tableau 4), environ 6 000 tonnes de déchets par an, dont 5 000 tonnes de biodéchets pour une capacité optimale de 7 000 tonnes par an. Réceptionnés, les déchets sont criblés sur un trommel puis stockés dans une cellule de stockage temporaire de 12 m³ avant d'être acheminés vers un hangar couvert de 3 000 m² pour la fermentation chaude : les déchets sont placés dans une première travée de 37 m de longueur et 4 m de largeur. L'aération des déchets est effectuée par la base par une grille d'aération alimentée en air par un ventilateur dont le fonctionnement est asservi à la mesure de la température dans le tas : une augmentation de la température déclenche la mise en route de la ventilation. Après une semaine de séjour dans la première travée, une roue pelleuse se déplace sur toute la longueur permettant l'arrosage des déchets et leur transfert dans la seconde travée. Ainsi, les déchets séjournent 1 semaine dans les 4 travées que constitue la zone couverte de fermentation chaude.

Tableau 4 – Fiche technique sur le compostage de bio-déchets – installation de Bapaume, procédé Siloda

Type de déchets concernés	Déchets alimentaires + déchets verts issus de la collecte à la source des biodéchets
Capacité	de 6 000 à 20 000 t/an
Durée	4 semaines de fermentation chaude et 3 mois de maturation
Caractéristiques	– Fermentation chaude en silos-couloirs en bâtiment fermé, avec aération forcée et contrôlée + dispositif de brassage de la matière – Maturation sur plate-forme extérieure
Dimension de la plate-forme	500 m ² pour 1 000 t/an
Limitation	– Maintenance du matériel – Coût – Peu évolutif – Nécessité du traitement des odeurs – Qualité environnementale (polluants traces) et sanitaire du compost

À l'issue de cette première étape de fermentation chaude, le produit ainsi obtenu est affiné par tri magnétique (déferrailage) suivi d'un crible rotatif de maille 20 mm permettant d'éliminer les éléments grossiers et les fractions indésirables susceptibles d'être encore présentes dans la matière. Enfin, la maturation est réalisée sous la forme d'andains disposés sur la plate-forme de maturation à l'air libre pendant 3 mois environ conduisant à la production annuelle de 2 500 tonnes de compost. Le compost obtenu répond aux critères définis par la norme NF XU44-051 (2005) et aux exigences en termes de qualité et traçabilité du cahier des charges QUALORG (programme européen pour la qualité de la valorisation organique des biodéchets) développé par l'ADEME [12].

3.4.4 Tri-compostage des déchets ménagers et assimilés

Le **tri-compostage** consiste à mettre en œuvre des opérations mécaniques et biologiques en vue de la valorisation matière d'une partie des ordures ménagères traitées [13]. La composition hétérogène des ordures et la présence de nombreux éléments indésirables (plastiques, piles, cailloux et autres inertes, morceaux de verre) pouvant nuire à la mise en œuvre du traitement biologique et la préparation d'un compost valorisable impliquent la mise en œuvre d'opérations de tri sélectifs.

Les opérations de tri mécanique les plus courantes sont :

- les tris granulométriques sur cribleurs rotatifs ou grilles planes ;
- les tris par rebond ou adhérence sur tapis sélectionneurs ;
- les tris densimétriques sur tables densimétriques ;
- les tris métalliques (*overband* pour métaux ferreux et courant de Foucault pour aluminium).

Selon le procédé mis en œuvre, ces opérations de tri mécanique sont effectuées soit en amont, soit en aval des opérations biologiques, soit les deux. Les opérations biologiques comprennent généralement une étape de fermentation chaude, réalisée sous la forme d'andains, de silos-couloirs ou bien en tube rotatif, et une étape de maturation.

Tableau 5 – Fiche technique sur le tri-compostage d'ordures ménagères – Usine de Lantic

Type de déchets concernés	Ordures ménagères résiduelles issues de la collecte sélective après tri à la source
Capacité	de 10 000 à 30 000 t/an
Durée	De 2 à 4 jours dans un tube rotatif et 3 mois minimum de maturation
Caractéristiques	– Fermentation chaude en tube rotatif, avec aération forcée et brassage de la matière – Maturation sur plate-forme extérieure couverte
Limitation	– 50 % de refus à stocker en centre de stockage – coût et maintenance des dispositifs de tri (arrêts techniques possibles) – Qualité environnementale (polluants traces) et sanitaire du compost – Nécessité du traitement des odeurs – Débouchés du compost à l'échelle locale

La valorisation agricole des produits en tant qu'amendement organique reste souvent problématique principalement en raison des piètres performances des opérations de tri, mises en évidence d'une part par la présence d'éléments solides indésirables et, d'autre part, par les fortes teneurs en éléments traces métalliques. Cependant, le développement des opérations de tri à la source de certaines fractions telles que les plastiques, les piles et le verre ainsi que l'optimisation des opérations mécaniques de tri séparatif peuvent permettre d'obtenir un compost de qualité.

3.4.4.1 Exemple de tri-compostage : usine de compostage de Launay-Lantic

L'usine de tri-compostage de Launay Lantic à Étables-sur-mer (Côtes d'Armor), gérée par le SMITOM (Syndicat mixte de traitement des ordures ménagères) est exploitée par Veolia (tableau 5). Les déchets traités annuellement sont principalement des ordures ménagères résiduelles (13 000 tonnes par an) issues de la collecte sélective par apport volontaire des fractions solides valorisables (telles que le verre, papiers-cartons, flacons plastiques) et des déchets organiques (5 000 tonnes par an) issus de l'industrie agro-alimentaire. Le traitement des déchets est réalisé en quatre étapes : la réception dans une fosse de stockage temporaire, le traitement biomécanique dans deux tubes rotatifs en parallèle, les opérations d'affinage de la matière sortant du tube (tris séparatifs) en vue de la préparation de la matière pour la dernière étape de maturation. Le synoptique de l'installation est présenté dans la figure 6.

Aucune opération de tri n'est réalisée en amont : le mélange de déchets est directement chargé dans les deux tubes rotatifs de 24 m de longueur et de 3,60 m de diamètre, avec aération contrôlée et vitesse de rotation de 1 tour par minute. Le temps de séjour est compris entre 3 et 4 jours, suivant la saison et le flux de matière à traiter. Couplé à l'aération contrôlée, le brassage mécanique va favoriser la réduction de taille des particules solides et la biodégradation de la matière organique. À la sortie du tube rotatif, la matière est acheminée vers la zone d'affinage comprenant tout d'abord une phase de criblage sur crible rotatif de mailles de 30 mm permettant d'écarter une majorité des éléments grossiers

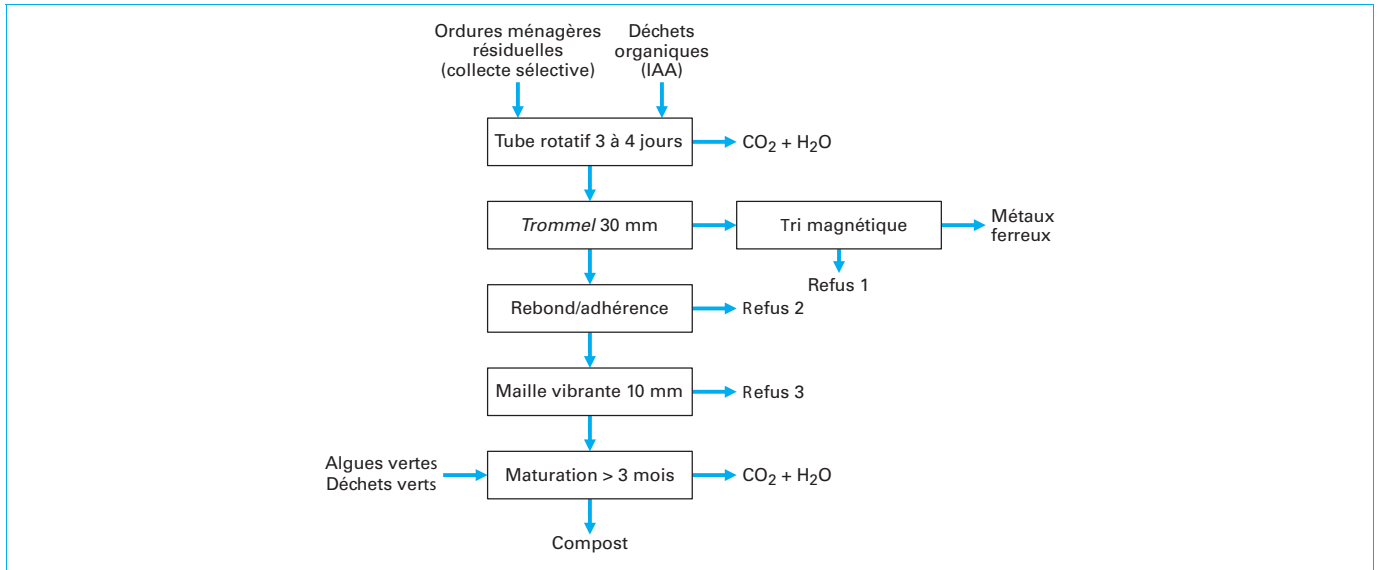


Figure 6 – Diagramme synoptique de l'installation de tri-compostage de Launay-Lantic des ordures ménagères, SMITOM (Étables-sur-mer, Côte d'Armor)

indésirables, suivie d'un tri magnétique des métaux ferreux. La matière subit ensuite une opération de tri balistique sur doubles tapis sélectionneurs permettant d'écarter, par rebond/adhérence, les petits objets denses indésirables tels que les bouchons plastiques, les morceaux de verre, etc. La dernière étape de l'affinage est un criblage fin sur crible vibrant à mailles carrées de 10 mm permettant de séparer les petits éléments solides indésirables de la matière organique. L'affinat ainsi généré est finalement mûré sous hangar pendant au moins trois mois, seul ou en mélange avec d'autres déchets organiques tels que algues vertes et déchets verts.

Ainsi, 30 % de la matière entrante est transformée en compost, 20 % de la matière est biodégradée et les 50 % de refus sont stockés dans le centre de stockage de déchets ultimes situé sur le même site.

3.4.4.2 Exemple de tri-lombricompostage : usine de lombricompostage de la Voult-sur-Rhône

Le **lombricompostage** est une variante du compostage reposant sur l'utilisation de vers de terre (lombrics) pour consommer et dégrader la matière organique du déchet.

Il peut s'utiliser :

- soit en une étape unique de traitement ;
- soit après une étape de fermentation chaude en substitution de l'étape classique de maturation.

La première approche concerne essentiellement le domaine agricole car elle nécessite des surfaces relativement importantes (de l'ordre de $2,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ de déchet). En effet, pour éviter un échauffement du déchet (lié à l'activité microbienne de biodégradation aérobie) qui serait néfaste au développement des lombrics, il est nécessaire de travailler avec des tas ou andains présentant un rapport surface/volume élevé. Typiquement, la hauteur des tas ou andains ne dépasse pas 30 à 40 cm pour que la température reste bien inférieure à 40°C . La durée du traitement est variable en fonction notamment de la nature du déchet, mais est généralement de l'ordre de plusieurs semaines à plusieurs mois.

La deuxième approche évite le problème de l'échauffement car le lombricompostage s'effectue après que la fraction la plus biodégradable du déchet a été éliminée par une étape classique de

fermentation chaude. Elle permet donc de travailler dans des systèmes plus compacts (rapport surface/volume faible). Le compost obtenu (lombricompost) est alors constitué par les excréments des vers qui ingèrent et digèrent la matière organique résiduelle. On obtient ainsi de fait un produit plus calibré et donc plus facile à séparer par criblage des éléments indésirables pouvant se trouver dans le déchet.

Cette approche a été suivie, par exemple, à l'usine SOVADEC localisée sur la commune de La Voult-sur-Rhône (Ardèche) qui a effectué le traitement des ordures ménagères du SITVOM Rhône-Eyrieux (25 000 habitants) de 1991 à 2000 par un procédé de tri-lombricompostage dénommé « Naturba ». L'usine assurait le traitement des ordures ménagères issues d'une collecte non sélective.

La figure 7 présente le synopsis du procédé. L'approche suivie consistait à utiliser le lombricompostage comme étape de maturation de la matière organique après une étape de compostage (fermentation chaude). L'avantage potentiel par rapport à la maturation classique est que le lombricompost, constitué par la matière ingérée, digérée et excrétée par les vers, est de fait bien calibrée et ainsi plus facile à séparer, par tamisage, des fractions indésirables telles que les morceaux de verre ou de plastique.

Les opérations de tri occupaient une place très importante dans le procédé (figure 7). La première étape est un tri granulométrique sur grille tournante (trommel) de mailles de 160 mm. Les sacs-poubelle sont ouverts par thermofusion à l'entrée du trommel grâce à des résistances chauffantes. Les matériaux de plus petite dimension supérieure à 160 mm, constituant environ 15 % de la masse entrante, sont exclus du trommel et subissent un tri manuel permettant de séparer des fractions recyclables (cartons, métaux, pneus, bois, etc.). Le reste (85 % en masse) subit un tri magnétique permettant de séparer les métaux ferreux, puis un tri densimétrique sur table à rebond/adhérence éliminant les matériaux durs tels que bouteilles, aérosols, piles, etc. Le déchet ainsi trié contient la matière organique biodégradable mais aussi de nombreux éléments indésirables comme des morceaux de films plastiques. Elle est traitée par compostage (fermentation chaude) dans un silo horizontal sous hangar ventilé, la matière étant aérée par retournement quotidien à l'aide d'un grappin qui permet de faire progresser le déchet d'un bout à l'autre du silo, avec un temps de séjour moyen d'un mois environ. La température atteint 70°C , assurant une hygiénisation du déchet. Après cette phase, la matière est

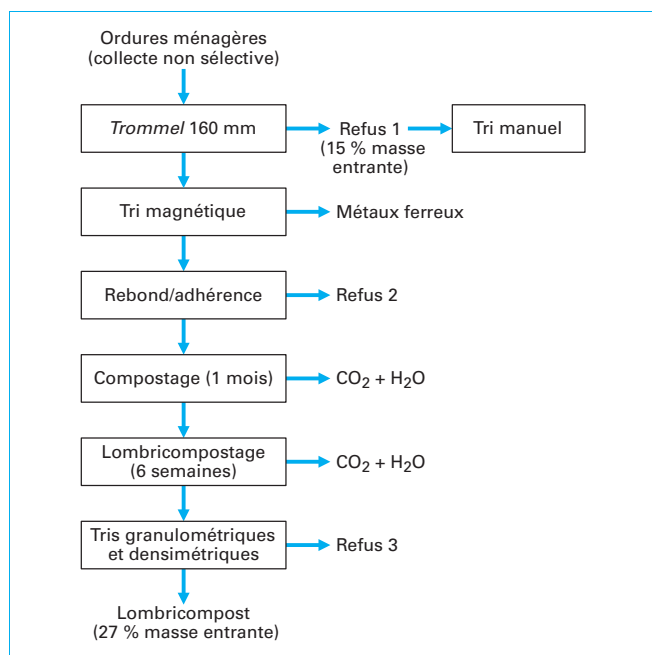


Figure 7 – Diagramme synoptique du procédé Naturba de tri-lombricompostage des ordures ménagères mis en service par Sovadec à La Voulte-sur-Rhône (Ardèche)

humidifiée puis introduite dans des casiers verticaux dans lesquels se développent des lombrics. Les casiers sont constitués de parois en grillage métallique permettant une bonne aération du déchet. La matière fraîche est apportée par le haut des casiers, la matière digérée étant récoltée par grattage de la grille basse des casiers. Le temps de séjour moyen de la matière dans les casiers est de 8 semaines, la température de l'ordre de 30 °C. La matière digérée subit ensuite une série d'opérations de tri (tamisage, tris densimétriques, tris magnétiques) pour obtenir *in fine* le lombricompost.

Selon la société SOVADEC, le bilan matière moyen de la filière globale (en % massique des déchets entrant) devait être le suivant :

- lombricompost : 27 % ;
- matière biodégradable : 25 % ;
- matériaux recyclables (métaux ferreux, papiers-cartons, verre) : 24 % ;
- refus et autres matériaux : 24 %.

La qualité insuffisante du lombricompost obtenu, entre autres causes, a conduit à la fermeture de l'usine au moment de la liquidation judiciaire de la société SOVADEC [14]. Les problèmes rencontrés concernaient principalement des défauts de conception et de nombreux dysfonctionnements de la chaîne de tri des ordures ménagères issues d'une collecte non sélective, ne permettant pas de séparer avec suffisamment d'efficacité les fractions indésirables. Par ailleurs, la fragilité des populations lombriciennes et la mauvaise qualité du produit final ont révélé la non-viabilité du procédé mis en œuvre sur ordures ménagères brutes. Le lombricompostage est plus adapté au traitement de déchets verts ou de biodéchets issus de la collecte sélective des déchets ménagers.

3.5 Évaluation de la qualité des produits

Le compost obtenu à l'issue de la chaîne globale de traitement est un produit susceptible d'être utilisé comme amendement organique des sols. Cependant, sa composition et ses caractéristiques dépendent à la fois de la nature du ou des déchets traités ainsi que des conditions opératoires du procédé de traitement.

Les teneurs en humus, en fibres et en indésirables du compost sont des caractéristiques essentielles en vue de son utilisation agricole. L'humus a une forte capacité de rétention en eau et favorise la formation des complexes argilo-humiques qui sont à la base de la structure en agrégats des sols. Les fibres permettent de conférer au sol une structure bien aérée favorisant la pénétration des racines et l'activité microbienne. L'apport aux sols d'un amendement organique tel que le compost permet donc de réduire l'érosion et l'appauvrissement des sols et d'améliorer leur qualité de support de croissance des végétaux. Quelle que soit sa qualité agronomique, le compost n'a cependant qu'une faible valeur marchande. En outre, il ne joue pas suffisamment le rôle d'engrais et l'apport de nutriments minéraux complémentaires reste nécessaire pour des cultures intensives.

Des éléments, substances ou organismes indésirables peuvent toutefois être véhiculés par le compost. Le risque biologique lié à la présence d'organismes ou de produits indésirables de leur métabolisme est relativement marginal si le traitement est correctement mené avec une phase de fermentation chaude garantissant une hygiénisation thermique. Cependant, le risque microbiologique aéroporté reste encore relativement mal évalué, et des études récentes montrent la présence, dans l'ambiance de travail d'une unité de compostage d'ordures ménagères, de spores de *Aspergillus fumigatus* susceptibles d'engendrer des affections respiratoires [8] [9].

La présence d'éléments indésirables est un problème important pour les composts produits à partir de déchets complexes comme les ordures ménagères notamment. En cas de collecte non sélective, les opérations de tri en amont et en aval ne garantissent pas toujours l'absence, dans le compost, d'éléments fins tels que des morceaux de verre ou de plastique qui, bien que leur impact environnemental soit faible à nul, peuvent poser des problèmes à l'utilisation ou nuire à l'image de marque du produit. La norme française NF U44-051 (2005) relative aux amendements organiques spécifie la qualité des produits en termes de propriétés agronomiques classiques, en termes de matière organique (stabilité et nature) et en termes de présence de polluants : élément traces métalliques, composés traces organiques, micro-organismes pathogènes et inertes, impuretés telles que des fragments de plastiques, métaux et morceaux de verre. La norme française NF U 44-095 (2002) relative aux composts de boues issues du traitement des eaux fixe des limites de concentrations en divers métaux qui, par extension, peuvent être utilisées pour l'utilisation de divers composts sur des sols agricoles.

3.6 Prétraitement mécanique et biologique des ordures ménagères résiduelles avant stockage

La directive européenne 1999/31/CE du 26 avril 1999 sur le stockage des déchets solides fixe de nouvelles règles de gestion intégrée des déchets avec l'apparition de la nécessité de mise en œuvre de traitements des ordures ménagères (OM) avant leur mise en décharge dans les centres de stockage de déchets non dangereux. Le prétraitement des ordures ménagères doit permettre de réduire d'une part les quantités de déchets stockés et, d'autre part, la fraction biodégradable contenue dans les déchets. Ainsi, les opérations de prétraitement des déchets conduisent à réduire significativement les émissions liquides (lixiviats de décharge) et gazeuses (biogaz) issues du stockage des déchets ménagers. En effet, la réduction de la fraction dite « biodégradable » permet la minimisation de l'activité biologique anaérobie responsable de la production de dioxyde de carbone et de méthane. La stratégie de gestion des ordures ménagères de la Communauté européenne vise à atteindre en 2016 une réduction de 65 % de la quantité de la fraction biodégradable des déchets stockés, pourcentage déterminé sur la base des déchets produits en 1995.

Les conditions d'application de la directive européenne 1999/31/CE dépendent bien évidemment de la situation spécifique de chaque État membre et des orientations nationales et régionales en termes de gestion intégrée des OM. En effet, si certains États membres font

encore majoritairement appel à la « décharge », d'autres ont su mettre en place d'autres stratégies telles que le traitement thermique (incinération), avec valorisation énergétique des déchets ou de certaines fractions de déchets en tant que dérivé énergétique (combustibles issus de déchets), le tri (à la source ou après collecte) et le recyclage matière, le compostage, etc. Ces autres filières ont permis de restreindre le stockage aux déchets dits « ultimes », c'est-à-dire les déchets résiduels issus d'opérations de traitement jugées possibles dans les conditions techniques et économiques de notre époque.

Tableau 6 – Fiche technique sur le prétraitement mécanique et biologique d'ordures ménagères avant stockage ultime – usine de Mende	
Type de déchets concernés	Ordures ménagères résiduelles
Capacité	de 10 000 à 50 000 t/an
Durée	2 à 3 jours de traitement dans un tube rotatif, 6 semaines de fermentation chaude et 3 mois de maturation minimum
Caractéristiques	<ul style="list-style-type: none"> - Tube rotatif, avec aération forcée et brassage de la matière - Fermentation chaude en silos-couloirs couverts - Maturation sur plate-forme extérieure couverte - Stockage ultime du résidu
Dimension de la plate-forme	De 1 000 à 2 000 m ² pour 1 000 t/an selon le traitement biologique
Limitation	<ul style="list-style-type: none"> - Entretien du matériel - Coût - Absence de valorisation matière

Le traitement biologique des déchets avant leur mise en décharge ou prétraitement biologique (PTB) consiste à stabiliser par voie biologique la matière organique dite « fermentescible ». Lorsque les procédés de stabilisation biologique sont intégrés dans les opérations de tri et de recyclage matière, on parle plus communément de prétraitement mécanique et biologique (PTMB) des déchets ménagers.

Ces techniques de prétraitement des déchets avant enfouissement ont initialement été développées à l'échelle industrielle en Allemagne et en Autriche. L'objectif recherché n'est pas de produire un compost mais l'élimination du déchet, soit pour produire un combustible secondaire qui sera incinéré pour une valorisation énergétique, soit pour produire un résidu solide débarrassé de sa matière organique fermentescible, conduisant à réduire les émissions liquides (lixiviats) et gazeuses (biogaz) du centre de stockage et à optimiser la gestion du site de stockage par un gain de place, la minimisation des infrastructures de gestion des effluents liquides et gazeux et la réduction des tassements liés à l'évolution bio-physico-chimique du massif de déchets.

Exemple : le site de Rédoundel (tableau 6), premier site français de ce type, situé à proximité de Mende, comporte une unité de prétraitement mécanique et biologique des déchets et un centre de stockage (en activité depuis juillet 2003).

Ce centre de traitement biologique des déchets ménagers a pour vocation de traiter l'ensemble du gisement d'ordures ménagères résiduelles de Lozère, soit environ 25 000 tonnes par an. L'installation comporte une zone de contrôle des déchets entrants avec pont bascule, une plate-forme de PTMB comprenant entre autres deux trommels de criblage et un tube rotatif séquentiel, 12 casiers de stabilisation aérobie avec aération contrôlée, une plate-forme de maturation en andains et une décharge composée de trois casiers de stockage de déchets (encombrants, déchets mis en balles et déchets stabilisés) associés à trois bassins de collecte des lixiviats et un bassin de rétention des eaux pluviales. L'ensemble des installations est décrit dans la figure 8.

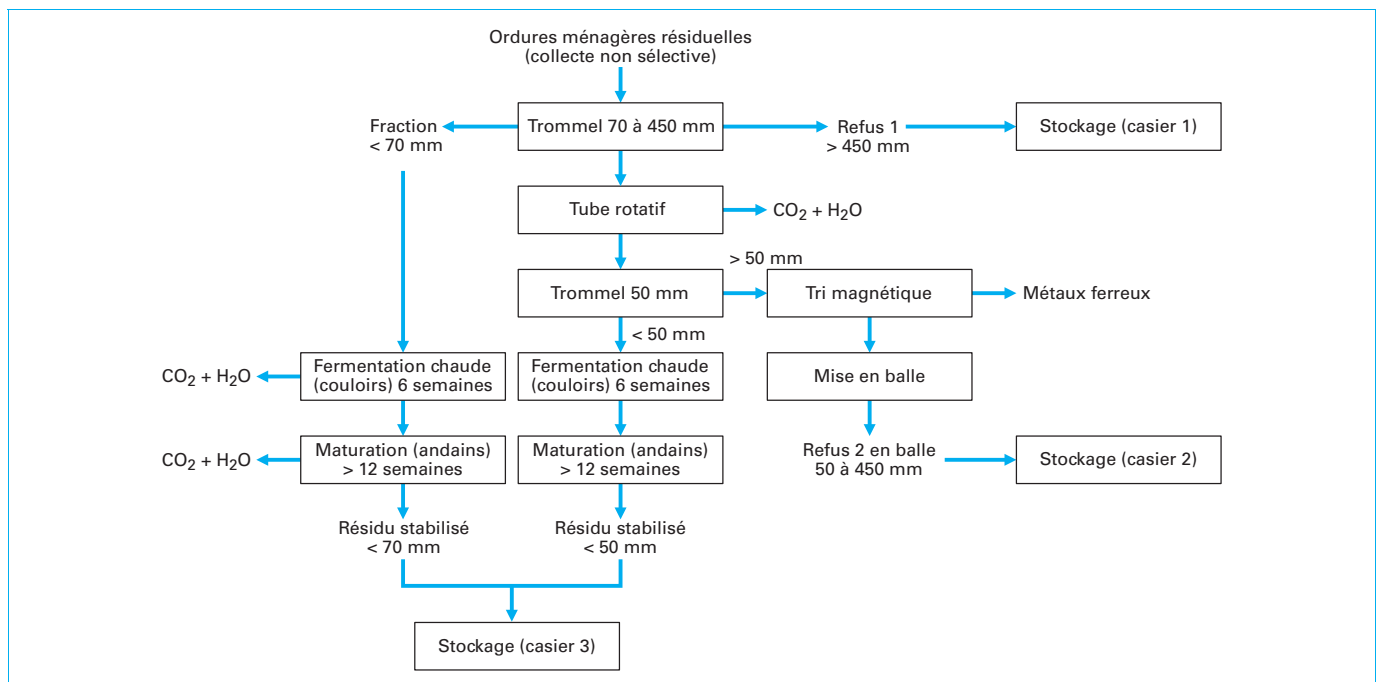


Figure 8 – Diagramme synoptique du centre de traitement biologique des ordures ménagères résiduelles et de stockage de déchets ultimes, SDEE (syndicat départemental d'électrification et d'équipement de Lozère), site de Rédoundel, Mende (Lozère)

Les déchets réceptionnés par le centre sont tout d'abord séparés en trois fractions granulométriques par un premier trommel muni de couteaux et de deux grilles de mailles 70 et 450 mm :

- la fraction > 450 mm est évacuée vers le casier de stockage réservé aux « encombrants » (Refus 1) ;
- la fraction < 70 mm est évacuée vers un casier de stabilisation aérobie (6 casiers réservés à cette fraction) où elle subit pendant 6 semaines une aération forcée (insufflation d'air et aspiration alternées, par le bas du casier) et deux brassages (par changement de casier) ;
- la fraction 70-450 mm est introduite (avec ajout de lixiviats ou de boues de station d'épuration) dans le tube rotatif, où elle séjourne en principe entre 2 et 3 jours. En sortie de tube rotatif, un deuxième trommel, muni d'une grille de 50 mm, effectue une nouvelle séparation granulométrique en deux fractions :

- la fraction > 50 mm subit un déferailage et une mise en balles pour ensuite être orientée vers un casier de stockage destiné aux déchets mis en balles (refus 2),
- la fraction < 50 mm est évacuée vers un casier de stabilisation aérobie (6 casiers réservés à cette fraction) suivie d'une maturation en tas avec ventilation.

Les deux fractions fines sont ensuite disposées en andains où elles subissent une phase de maturation pendant au minimum 12 semaines (deux retournements). Elles sont ensuite orientées vers le casier de stockage réservé aux résidus stabilisés.

Le bilan matière humide de 2005 de l'installation de traitement biologique réalisé par l'exploitant (en % massique des déchets entrants) est le suivant :

- refus stabilisé : 27,5 % ;
- matière biodégradée : 30,6 % ;
- métaux ferreux : 1,5 % ;
- refus grossier (> 450 mm) : 11,4 % ;
- refus mis en balles (50-450 mm) : 29,0 %.

3.7 État de développement actuel

Le compostage des déchets organiques de type biomasse est une filière de traitement largement utilisée en France et dans le monde. On compte ainsi, en France en 2006, plus de 511 unités de compostage de déchets [15]. Le tonnage de compost produit est estimé à 1,7 Mt/an. Le tri-compostage des ordures ménagères était effectué en 2002 sur 65 unités traitant annuellement 1,4 Mt [16]. Cependant, la valeur marchande du compost urbain, soit issu de boues d'épuration, soit issu de déchets ménagers ou assimilés, est faible à très faible et ne permet pas de supporter les coûts d'investissement et de fonctionnement des usines qui doivent généralement leur viabilité économique à leur fonction première qui consiste à traiter des déchets. Par ailleurs, mises à part de rares exceptions, la médiocre qualité des produits issus des opérations de tri-compostage des ordures ménagères conduit à privilégier le développement du compostage sur déchets triés à la source, tels que les déchets verts d'origine urbaine ou agricole et les biodéchets issus de la collecte sélective de la fraction organique fermentescible des déchets ménagers.

4. Méthanisation

4.1 Objectifs et principe

La **méthanisation** est un processus de digestion anaérobie poursuivant en général un double objectif de valorisation énergétique par récupération de méthane (CH₄) et de stabilisation des déchets organiques en vue d'une valorisation matière par sa restitution partielle au sol.

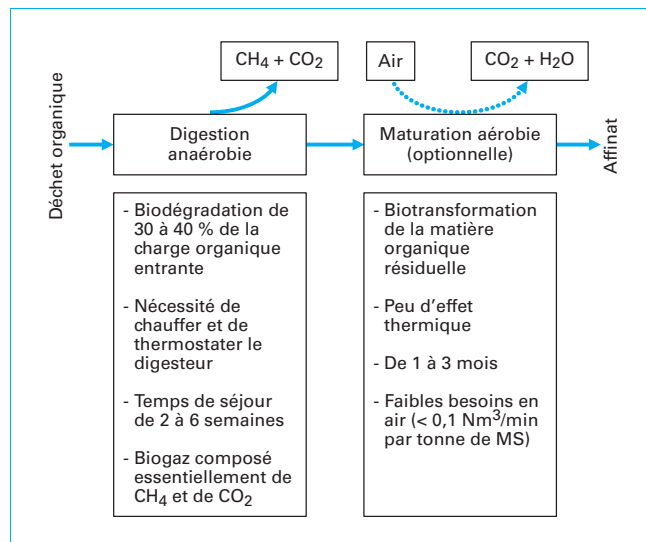


Figure 9 – Étapes biologiques de la filière de méthanisation de déchets organiques, pouvant être précédées et suivies de traitements mécaniques et/ou physico-chimiques divers

La filière globale de traitement comporte souvent au moins deux étapes comme l'illustre la figure 9.

La première étape constitue la digestion méthanique proprement dite et se déroule en anaérobiose, c'est-à-dire en l'absence totale d'oxygène. Elle consiste en la biodégradation d'une fraction de la matière organique du déchet conduisant à la libération d'un biogaz formé des métabolites gazeux de biodégradation. Notons que, dans certains procédés, la digestion méthanique peut en fait se dérouler en deux étapes biologiques successives. Le biogaz contient de 50 à 70 % de méthane environ. La durée globale de la digestion méthanique est généralement de l'ordre de 2 à 6 semaines en fonction de la nature du déchet, des conditions opératoires (température notamment) et des objectifs visés (taux de biodégradation et productivité volumique de méthane recherchés). Le temps de séjour sera réduit pour favoriser une forte production de biogaz par unité de temps et de volume de digesteur, et augmenté si l'objectif recherché est plutôt d'accroître le taux de biodégradation.

À l'issue de l'étape de traitement anaérobie, on obtient le **digestat** qui est constitué par le déchet initial débarrassé de sa fraction organique la plus biodégradable (si la durée de cette étape a été suffisante).

Le digestat peut être stocké ou utilisé tel quel, mais il doit en général subir un certain nombre de posttraitements dans une seconde étape pour être rendu stockable ou valorisable (voir § 4.5.2) parmi lesquels une stabilisation aérobie est envisageable pour obtenir *in fine* un matériau similaire au compost, généralement appelé « **affinat** » (figure 9).

4.2 Aspects biochimiques et microbiologiques

Contrairement au processus de compostage, la connaissance des aspects biochimiques et microbiologiques est fondamentale pour une bonne maîtrise de la digestion méthanique. La biodégradation anaérobie de la matière organique est en effet un processus séquentiel comportant quatre étapes biochimiques réalisées par trois groupes bactériens fonctionnant en symbiose comme l'illustre la figure 10. Ces trois groupes bactériens ont des exigences nutritives et des caractéristiques physiologiques très distinctes.

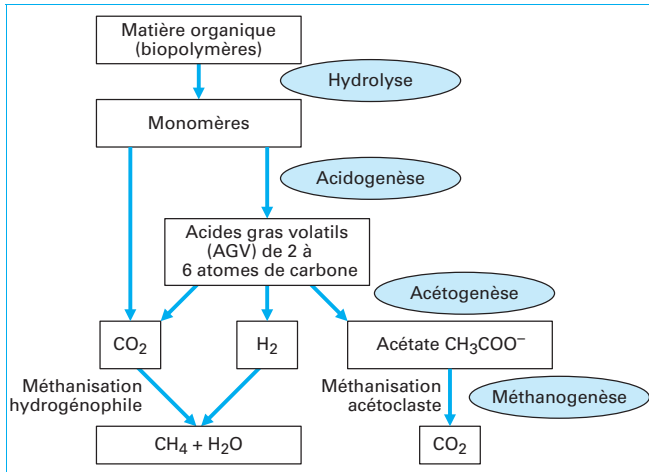


Figure 10 – Représentation simplifiée des étapes de biodégradation anaérobie de la matière organique des déchets de biomasse

Les étapes d'hydrolyse et d'acidogénèse sont réalisées par des bactéries anaérobies facultatives dont le développement est relativement rapide (leur **temps de génération** G , défini comme la durée permettant de doubler la population en conditions optimales, est de quelques heures). Ces bactéries tolèrent des pH relativement acides (allant jusqu'à 5). L'étape d'acétogénèse est réalisée par des bactéries anaérobies strictes très particulières. Ces bactéries sont très spécialisées vis-à-vis du ou des substrat(s) qu'elles sont capables de dégrader, ont un développement lent à très lent (G de plusieurs jours) et sont inhibées à des pH inférieurs à 6. Enfin, les bactéries méthanogènes sont également anaérobies strictes, capables de consommer un nombre très faible de molécules organiques très simples, possèdent un développement relativement lent (G de quelques heures sur $H_2 + CO_2$ pour la méthanogénèse hydrogèneophile, mais de quelques jours sur acétate pour la méthanogénèse acétoclaste) et sont également inhibées à des pH inférieurs à 6.

On comprend ainsi que le processus global de biodégradation anaérobie de la matière organique repose sur un équilibre dynamique relativement fragile susceptible d'être rompu si l'un des groupes bactériens voit son métabolisme perturbé pour une raison ou pour une autre. Ainsi, par exemple, une variation brutale de la charge organique entrante d'un digesteur est susceptible de déséquilibrer le processus.

En effet, le premier groupe bactérien, de développement rapide, peut s'adapter à l'augmentation de charge et produire ainsi de plus en plus d'acides gras volatils (AGV, voir figure 10).

En revanche, le deuxième groupe bactérien, de développement considérablement plus lent, n'aura pas la possibilité de se développer suffisamment rapidement pour consommer le surplus d'AGV formés. On assiste donc à une accumulation progressive d'AGV dans le milieu. Lorsque le pouvoir tampon du déchet est dépassé, l'accumulation d'AGV peut entraîner une acidification susceptible d'inhiber les bactéries acétogènes et méthanogènes. On aboutit alors à une véritable réaction en chaîne qui conduit à bloquer totalement le processus de biodégradation [17] [18]. La fragilité relative de l'équilibre microbien impose donc d'éviter des variations trop brutales des paramètres de conduites du procédé et, notamment, de la charge organique et de la température.

4.3 Paramètres importants et mise en œuvre de la méthanisation

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe 4.1, la filière de traitement biologique des déchets par digestion est organisée en deux étapes dont la première étape est la méthanisation proprement dite

et qui se déroule en anaérobiose. La seconde étape consiste généralement à effectuer la maturation du digestat par voie aérobie, en conditions d'aération contrôlée ou non.

Ainsi, ce paragraphe sera uniquement consacré à la présentation des principaux paramètres de conduite de la méthanisation des déchets, des caractéristiques des déchets à traiter et des conditions de mise en œuvre.

4.3.1 Paramètres de conduite

4.3.1.1 Température

La digestion anaérobie de la matière organique ne produisant pas significativement de chaleur, il est nécessaire de chauffer les digesteurs pour maintenir une température compatible avec une bonne activité microbienne. Ce chauffage est assuré généralement en consommant une partie du méthane produit. Pour limiter cette autoconsommation, les opérateurs isolent thermiquement les digesteurs et préfèrent généralement travailler en zone mésophile, c'est-à-dire dans un domaine de températures compris entre 25 et 40 °C et, généralement vers 35 °C. L'autoconsommation est alors de l'ordre de 15 à 25 % du méthane produit. Il est possible de travailler en zone thermophile, c'est-à-dire entre 45 et 55 °C, pour accroître les vitesses de biodégradation et donc la productivité de méthane. Cependant, cette approche exige une isolation thermique optimale, pour ne pas trop accroître l'autoconsommation, et est plus difficile à maîtriser. Dans tous les cas, les variations brutales de température (plus de 1 °C en moins d'une journée) sont à éviter.

4.3.1.2 pH

La zone optimale de pH pour la méthanisation est située aux alentours de la neutralité. Les bactéries méthanogènes sont fortement inhibées en dessous de 6. Les bactéries acidogènes supportent mieux les pH inférieurs à 6. Une chute de pH est le signe d'un dysfonctionnement (production d'AGV supérieure à leur consommation) et doit être corrigée immédiatement par addition d'alcali (lait de chaux, soude, potasse ou carbonates) jusqu'à $pH = 7$ à $7,5$. Pour éviter l'inhibition acide des bactéries acétogènes et méthanogènes, on préfère en général travailler, en routine, à des pH compris entre 7,5 et 8,0 pour se garantir une plage de sécurité permettant d'intervenir pour corriger le pH si une baisse régulière est constatée. Le pH est donc le principal paramètre de contrôle du processus de méthanisation.

4.3.1.3 Oxygène moléculaire et teneur en eau

L'oxygène (O_2) est extrêmement toxique pour les bactéries anaérobies strictes que sont les acétogènes et les méthanogènes. Il est donc indispensable de protéger le milieu de toute entrée d'air. Une façon simple de procéder est de travailler en système noyé (c'est-à-dire saturé en eau) dans une cuve (digesteur) avec un ciel de faible volume. Les procédés de méthanisation sont donc spécialement adaptés pour des déchets très humides (teneur en eau bien supérieure à 80 %). Cependant, il est possible de méthaniser des déchets plus secs (du type ordures ménagères) moyennant certaines précautions techniques pour garantir l'anaérobiose et la bonne agitation du milieu.

Les digesteurs anaérobies peuvent fonctionner jusqu'à un taux de matière sèche de 50 %. Ce taux permet de distinguer les traitements humides (< 20 % de MS) des procédés secs (> 20 % de MS). Les traitements secs et humides présentent chacun des avantages et inconvénients en termes de qualités de digestat, volume d'effluents à traiter, temps de séjour dans le digesteur et conditions de charge du digesteur.

4.3.2 Caractéristiques des déchets à traiter

4.3.2.1 Prétraitement des déchets avant méthanisation

Les déchets nécessitent généralement un prétraitement avant d'être traités par digestion anaérobie. Ces prétraitements ont pour objectif d'une part de trier, sélectionner la matière introduite dans

le digesteur afin de n'injecter que de la matière organique et, d'autre part, de préparer cette matière organique en vue de la rendre plus facilement biodégradable par les micro-organismes [19]. Les opérations de tri sont identiques à celles décrites pour le tri-compostage des ordures ménagères. Une rapide étape de fermentation chaude en condition aérobie de quelques jours permettant de biodégrader la fraction organique la plus facilement biodégradable peut éventuellement être mise en œuvre, avec pour effet recherché de réduire les risques de blocage de la méthanogenèse par acidification.

4.3.2.2 Contrôle de la charge organique

Si le déchet est bien biodégradable, il faut éviter les surcharges brutales (augmentation de plus de 10 à 20 % en moins d'une journée) qui risquent de déséquilibrer le processus et d'acidifier le milieu par suite d'une trop rapide production d'AGV (voir § 4.2). Pour les déchets de biomasse (dont la teneur en carbone de la matière organique est environ 50 % de sa masse sèche), un calcul simple montre que l'on obtient environ 1 Nm³ (mètre cube normal) de biogaz (mélange de CH₄ et de CO₂ essentiellement) par kilogramme sec de matière organique dégradée.

La biodégradabilité anaérobie des substrats organiques dépend de leurs caractéristiques chimiques et, en particulier, de la capacité à se solubiliser. Cette solubilisation de la matière organique pourra être mise en œuvre par des opérations physico-chimique ou biologique préalables [19].

4.3.2.3 Besoins nutritionnels et codigestion

Les besoins nutritionnels des micro-organismes anaérobies sont quantitativement moins importants que ceux des micro-organismes aérobies, la production de biomasse étant nettement plus faible. Le rapport optimal C/N/P est du même ordre que pour le compostage, à savoir de l'ordre de 100/(4 à 5)/1.

4.3.3 Agitation

C'est un point relativement délicat à maîtriser sur le moyen et le long terme, car les matériels utilisés sont fortement sollicités et l'état physique du déchet (solide ou boueux) rend l'agitation difficile. Pour les déchets boueux (type lisiers), l'agitation doit permettre d'éviter, d'une part, la formation de croûtes résultant de la flottation de divers débris végétaux et, d'autre part, la décantation de particules denses, tout en interdisant l'entrée d'air dans le digesteur. L'agitation peut être assurée par :

- brassage mécanique à l'aide d'un dispositif immergé tournant lentement (20 à 50 tr/min) tels que vis tubée ou hélicomélangeur ;
- brassage hydraulique à l'aide de pompes adaptées (cas des déchets boueux) ;
- brassage par injection de biogaz comprimé à la base du digesteur avec effet *air lift* (ce système est cependant sensible au phénomène de moussage et doit plutôt être réservé aux digesteurs présentant un ciel gazeux suffisamment haut).

Il n'est pas nécessaire de maintenir une agitation en permanence. On fait en général fonctionner le système d'agitation de façon périodique (par exemple, 15 min toutes les 2 h) et un peu avant et après l'alimentation pour les systèmes semi-continus.

4.4 Procédés pour déchets solides ou boueux

Les technologies utilisées se doivent avant tout d'être robustes, ce qui généralement conduit à éviter toute sophistication superflue. Les digesteurs sont généralement constitués d'une cuve cylindrique, isolée thermiquement et souvent enterrée. La cuve est totalement étanche à l'air. Une sortie au sommet de la cuve permet de collecter le biogaz produit vers un gazomètre souple. La cuve est remplie par le déchet à traiter, en laissant un ciel gazeux de volume le plus faible possible (souvent de l'ordre du dixième du volume total du digesteur).

Trois modes de fonctionnement du digesteur sont envisageables :

- le fonctionnement discontinu : on charge le réacteur, on laisse la digestion se dérouler, puis on vide le réacteur et on recommence. C'est une technique relativement rustique bien adaptée pour des déchets à teneur en matières sèches supérieure à 20 % en masse ;
- le fonctionnement semi-continu : c'est l'approche la plus généralement retenue. Le déchet est digéré en cuve étanche. On retire périodiquement une fraction du digestat, que l'on remplace par du substrat frais. Le temps de séjour moyen varie de 10 à 40 jours pour des températures de l'ordre de 30 à 35 °C ;
- le fonctionnement continu : applicable surtout aux déchets pompables (teneur en matières sèches inférieure à 20 % en masse). Le digesteur est alimenté en continu, ce qui implique une bonne maîtrise des matériels utilisés qui sont sollicités en permanence.

Dans certains procédés, la digestion anaérobie est conduite en deux étapes successives réalisées dans deux réacteurs distincts afin de séparer les phases d'hydrolyse-acidogenèse et de acétogenèse-méthanogenèse (voir figure 10). Si cette approche augmente les coûts d'investissement, elle permet de mieux contrôler le processus global de biodégradation et de réduire notamment les risques d'inhibition acide discutés au paragraphe 4.2. En effet, les AGV sont produits dans le premier réacteur et dégradés dans le second dont on peut contrôler le flux d'alimentation pour éviter toute surcharge.

4.5 Caractérisation et utilisation des produits

4.5.1 Biogaz

La composition du biogaz formé dépend de la nature du déchet et des conditions opératoires. Les constituants principaux sont le méthane et le dioxyde de carbone. D'autres constituants peuvent être rencontrés comme l'indique le tableau 7. L'H₂S provient de la réduction du soufre ou des sulfates éventuellement présents dans le déchet. Ce gaz peut poser des problèmes liés notamment à son odeur caractéristique à laquelle le nez humain est très sensible, à son caractère neurotoxique et à ses propriétés corrosives vis-à-vis de nombreux métaux (il peut facilement être oxydé en acide sulfurique). D'autres constituants gazeux (N₂, H₂, CO) peuvent être détectés sous forme de traces dans le biogaz, notamment lors de la méthanisation des ordures ménagères.

Tableau 7 – Fourchettes de concentrations des principaux constituants du biogaz formé par digestion méthanique de déchets de biomasse

Constituant	Teneur (en % volume/volume de gaz sec)
CH ₄	50 à 70
CO ₂	25 à 30
H ₂ S	0,01 à 0,5
N ₂	0,5 à 3
H ₂	0,1 à 1
CO	< 0,1

Le biogaz peut connaître, *a priori*, toutes les formes de valorisation énergétique d'un combustible gazeux, à savoir combustion en chaudière pour production de chaleur (pour chauffage, eau chaude sanitaire, réseau de vapeur), combustion en groupe électrogène pour transformation en énergie électrique et combustion en moteur à explosion pour transformation en énergie mécanique (motopompes, véhicules automobiles). La production de chaleur et/ou d'électricité est la forme de valorisation la plus classique. Des chaudières classiques pour gaz de ville peuvent être utilisées sans précaution particulière si la teneur en méthane dépasse 60 % et la teneur en H₂S est inférieure à 1 %. Si la teneur en H₂S est supérieure, il est recommandé d'épurer le biogaz avant utilisation. On utilise pour ce faire des cartouches de limaille de fer ou des solutions de fer ferreux qui réagissent avec l'H₂S pour former du sulfure de fer insoluble. Du charbon actif chargé de iodure de potassium est également utilisé pour catalyser la réaction d'oxydoréduction entre l'oxygène de l'air et l'H₂S. Citons également la désulfuration biologique basée sur l'utilisation de biofiltres contenant des bactéries sulfo-oxydantes capables de catalyser l'oxydation l'H₂S en soufre en présence d'oxygène et de fer.

Pour la transformation en énergie électrique, les systèmes de cogénération permettant de récupérer la chaleur dissipée par le groupe électrogène sont préconisés. L'utilisation du biogaz pour alimenter des véhicules impose de le comprimer, ce qui rend son épuration totale indispensable afin de ne comprimer que le méthane. Outre l'H₂S et la vapeur d'eau, le CO₂ doit également être éliminé. On peut utiliser pour cela des réactifs alcalins qui piègent le CO₂ sous forme de carbonates ou d'hydrogénéocarbonates, ou des solvants tels que la diéthanolamine. Le traitement consiste à injecter le biogaz comprimé à la base d'une colonne à garnissage dans laquelle circule à contre-courant la solution aqueuse alcaline ou le solvant.

4.5.2 Digestat

Le digestat est, par définition, la matière résiduelle obtenue après digestion anaérobie du déchet. Le déchet conservant l'intégralité de ses éléments nutritifs principaux (N, P, K) au cours de la digestion (il perd essentiellement C, H et O sous forme du mélange CH₄ + CO₂), le digestat est un produit potentiellement valorisable comme amendement organique des sols, après mélange éventuel avec des engrais minéraux.

Le digestat est logiquement beaucoup moins bioévolutif que le déchet initial puisque la matière la plus biodégradable a été dégradée au cours du traitement biologique anaérobie. Cependant, la valorisation directe du digestat est rarement pratiquée car elle rencontre bon nombre de problèmes. D'une part, la recherche d'une productivité élevée en méthane conduit souvent les opérateurs du traitement à privilégier un temps de séjour relativement court (2 à 3 semaines) au détriment du rendement d'épuration. Le digestat contient alors, dans ce cas, une fraction organique biodégradable non négligeable, rendant problématique sa valorisation agricole (libération d'odeurs, asphyxie des sols...). D'autre part, dans le cas des déchets boueux, la méthanisation ne réduit pas la teneur en eau du déchet, et le digestat contient alors une phase aqueuse libre importante, susceptible de véhiculer certains polluants dans le sol et le sous-sol si le digestat est épandu. Enfin, la matière organique du digestat ne possède pas de bonnes propriétés agronomiques, car il ne s'agit pas d'une matière humifiée, et un certain nombre de risques sanitaires peuvent exister (présence potentielle de germes pathogènes), car l'effet thermique d'hygiénisation du compostage n'a pas lieu en anaérobiose. Il est donc généralement nécessaire de procéder à des posttraitements du digestat pour envisager son stockage ou sa valorisation dans de bonnes conditions.

Différents types de posttraitements sont envisageables en fonction du déchet traité et des objectifs de stockage, de valorisation ou d'élimination du digestat :

- les **traitements mécaniques** : pour les digestats boueux (taux de matières sèches < 15 % de la masse brute), il s'agit notamment

- d'opérations de séparation solide-liquide (décantation, centrifugation ou filtration), visant à récupérer la phase aqueuse, qui devra elle-même être épurée avant rejet dans le milieu naturel, et la fraction solide qui pourra, si nécessaire, subir certains des traitements évoqués ci-dessous. Pour les digestats solides, les traitements mécaniques possibles sont des opérations de tri (granulométrie, densimétrie, magnétique...) ou de réduction granulométrique ;

- les **traitements thermiques** : ce sont essentiellement des opérations de séchage et de granulation (ajout éventuel de certains réactifs favorisant l'agglomération de la fraction solide en granulats) ;

- les **traitements physico-chimiques** : il s'agit notamment de la coagulation-floculation destinée à favoriser la séparation liquide-solide pour les digestats boueux ;

- les **traitements biologiques** : dans le cas où le digestat contient une fraction organique biodégradable, un traitement complémentaire aérobie de fermentation chaude est envisageable pour poursuivre la biodégradation et sécher le digestat. Pour une valorisation agricole du digestat, une étape finale de stabilisation aérobie est nécessaire, dont l'objectif est similaire à celui de l'étape de maturation du compostage. On obtient *in fine* un matériau similaire au compost, généralement appelé « affinat » (figure 9).

Les remarques faites précédemment sur la présence possible d'éléments indésirables et/ou de micropolluants dans le compost sont également valables pour le digestat ou l'affinat. La même réglementation est applicable pour la valorisation agricole de ces produits solides issus de la digestion anaérobie des ordures ménagères et biodéchets (normes obligatoire NF U 44-051) ou issus de la digestion anaérobie de boues d'épuration (norme obligatoire NF U 44-095).

4.6 État de développement actuel

La méthanisation en digesteur a été principalement développée pour le traitement de déchets boueux (taux de matières sèches inférieur à 15 %) pour lesquels, d'une part, la mise en œuvre est techniquement plus facile à maîtriser et, d'autre part, les filières concurrentes telles que l'incinération ou le compostage sont moins bien adaptées. Le parc européen est estimé à 1 500 unités traitant 6 Mt/an de matière sèche, éliminant 2 Mt/an de matière organique et produisant 800 000 TEP/an. Les déchets les plus directement concernés par cette filière de traitement sont à l'heure actuelle les lisiers (notamment de porcs) et autres déjections animales, les boues de stations d'épuration (STEP) d'eaux usées urbaines et certains déchets d'industries agroalimentaires. Ainsi, en Europe, 60 % des boues de STEP urbaines sont stabilisées par digestion anaérobie contre 30 % pour la France disposant d'un parc de 108 digesteurs [20]. Concernant le domaine agricole, on comptait en 2 000 dans l'Union européenne 900 digesteurs en fonctionnement. Le Danemark est l'un des pays européens les plus actifs en matière de stratégie de codigestion en unités collectives (20 unités pour un parc européen de 50), tandis que l'Allemagne a privilégié le biogaz « à la ferme » avec ses 5 000 installations alors que la France disposait en 2006 de seulement 2 unités de méthanisation agricole.

TEP/an : tonne équivalent pétrole/an.

Si les déchets boueux se prêtent le mieux à la méthanisation, le traitement est également applicable à des déchets solides tels que la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) [21]. Son traitement par digestion anaérobie nécessite toutefois des opérations de prétraitement permettant de séparer cette matière organique des fractions inertes indésirables. La méthanisation est une filière de traitement des déchets ménagers et assimilés en cours de développement en France et en Europe [22] [23]. Plusieurs exemples sont détaillés dans le paragraphe 4.7. En 2001, une soixantaine d'unités industrielles de méthanisation de déchets ménagers et assimilés est en service en Europe pour une capacité de traitement de 2,3 millions de tonnes de déchets par an. La croissance européenne est estimée à environ 1 Mt/an, soit la production d'une ville de 2 millions d'habitants. Une dizaine de constructeurs se partage le marché européen. La France a été le premier pays à se

lancer dans la méthanisation des déchets ménagers (Amiens, 1988). Depuis 2006, la capacité de production de biogaz est en fort développement avec l'apparition de nouvelles unités de digestion anaérobies telles que Varennes-Jarcy (2006), Calais (2007), Lille (2007 : 100 000 t/an de déchets ménagers et mise en place d'une flotte de 100 bus au biogaz) et Montpellier (2008 : 200 000 t/an de déchets ménagers, 29 GWh électriques). Quatre projets sont actuellement à l'étude sur Marseille, Bourg-en-Bresse, Roanne et Romainville.

4.7 Digestion anaérobie de déchets ménagers

Il existe plusieurs stratégies de traitement des déchets ménagers selon le type de déchets traités :

- le traitement de déchets ménagers uniquement ;
- le traitement de déchets ménagers en mélange avec d'autres substrats organiques tels que les lisiers de porcs et boues d'épuration.

Quel que soit le type de déchets traités, la qualité du digestat et de l'affinat généré à l'issue de la maturation aérobie du digestat dépend étroitement de la qualité du déchet initial traité. Les opérations de prétraitements sont particulièrement importantes dans le cas des déchets ménagers et assimilés. En effet, l'hétérogénéité initiale de ce gisement implique souvent des opérations de tri mécanique très complexes, coûteuses et cruciales afin d'isoler la fraction fermentescible. Ces opérations de tri mécanique en usine peuvent être réduites dans la mesure où une collecte à la source des biodéchets est mise en place.

Par ailleurs, la valorisation agricole de l'affinat dépend de ses qualités agronomiques et de l'absence d'éléments indésirables, qualités fixées par la norme compost NF U 44-051 (2005). Enfin, en absence de tri à la source des biodéchets mais sans toutefois s'affranchir d'opérations de tri mécanique, la digestion anaérobie peut être considérée comme une opération de prétraitement mécano-biologique de déchets bruts soit en vue de la production d'un combustible dérivé de déchets destinés à l'incinération, soit en vue de la production d'un résidu stabilisé, biologiquement peu actif, destiné au stockage ultime en décharge. Ces scénarios ont été évoqués dans le cas des traitements aérobie.

À l'heure actuelle, le parc européen est en plein essor avec en 2005 plus de 130 unités industrielles de digestion anaérobie de déchets ménagers et assimilés, dont plus de la moitié sont des procédés de digestion par voie sèche [24]. Les installations existantes traitent principalement des biodéchets issus d'opérations de tri à la source.

4.7.1 Exemple de digestion anaérobie d'ordures ménagères : l'usine d'Amiens

Le procédé Valorga de méthanisation des ordures ménagères a été développé au début des années 1980, puis testé de 1984 à 1990 à l'échelle de pilote industriel (8 000 t d'ordures par an) à La Buisse (près de Grenoble). Cette unité industrielle a été mise en service en août 1988 à Amiens, pour traiter 55 000 t/an dans trois digesteurs de 2 400 m³ d'ordures ménagères brutes collectées en vrac, puis la capacité de l'usine a été portée à 85 000 t/an depuis 1996, avec la mise en service d'un quatrième digesteur.

La figure 11 présente le synopsis du procédé. La filière de traitement comporte quatre étapes principales : tris en amont sur les ordures entrantes, méthanisation, pressage et affinage (maturation) de la matière digérée. Le tableau 8 résume les principales caractéristiques du procédé Valorga mis en œuvre à Amiens.

■ Tris

Comme pour les procédés de tri-compostage ou tri-lombricompostage, les opérations de tri occupent une place importante dans la filière de traitement lorsque les ordures sont issues d'une collecte non sélective, ce qui est le cas à Amiens. La chaîne de tri

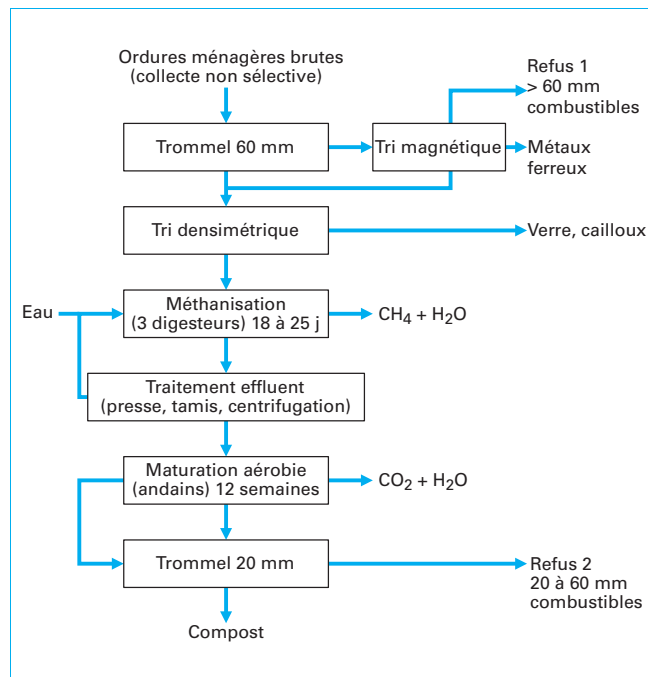


Figure 11 – Diagramme synoptique du procédé Valorga de méthanisation des ordures ménagères mis en service à Amiens (Somme)

Tableau 8 – Fiche technique sur la méthanisation d'ordures ménagères – Usine de Amiens, procédé Valorga

Type de déchets concernés	Ordures ménagères résiduelles Applicable également sur biodéchets
Capacité	De 20 000 à 100 000 t/an
Dimension d'un digesteur	De 2 000 à 3 500 m ³
Dimension du site	300 à 600 m ² pour le traitement de 1 000 t/an
Durée	14 à 28 jours de traitement dans le digesteur 4 semaines d'affinage (minimum) de la matière pour sa maturation sur plate-forme couverte
Caractéristiques	Digestion anaérobie mésophile avec valorisation du biogaz
Limitation	- Coût d'investissement et de fonctionnement, maintenance des matériels - Difficile maîtrise de la digestion (mélangeage...) - Qualité environnementale (polluants traces) et sanitaire du digestat - Débouchés pour valorisation des refus et du digestat

comporte des opérations de tri granulométrique (trommel), tri magnétique, broyage de la fraction grossière préalablement déferpillée, tri densimétrique sur table à adhérence/rebond. Le tri « en amont » extrait environ 30 à 35 % de la masse d'ordures entrantes, qui sont constitués de refus de différentes natures (verre, inertes, métaux) et de refus combustibles qui sont un mélange de papiers/cartons, plastiques, bois et autres matières organiques.

■ Méthanisation

Le reste de la matière (65 à 70 % de la masse entrante) subit le traitement biologique de méthanisation. La matière organique est d'abord humidifiée (avec de l'eau provenant pour partie du pressage de la matière digérée) et malaxée sous forme de boues très épaisse à 30-35 % de matières sèches. Ceci constitue une particularité technique du procédé Valorga, la plupart des procédés de méthanisation opérant à des taux de matières sèches bien moindres (voir § 4.3). Puis la matière est transférée dans les digesteurs constitués par trois cuves cylindriques verticales de 2 400 m³ chacune et d'une quatrième de 3 500 m³ ajouté en 1996.

La température est maintenue à 37-40 °C, ce qui nécessite une autoconsommation de biogaz de l'ordre de 10 % de la production. Le temps de séjour est de 18 à 25 jours. Le procédé Valorga se caractérise également par les conditions d'agitation de la matière : le mélangeage et la circulation de la matière dans les digesteurs sont assurés par injection de biogaz comprimé à la base des digesteurs. Une paroi verticale contraint le mouvement de la matière dans le digesteur. La production de biogaz est de l'ordre de 150 Nm³/t de matière entrant dans les digesteurs, soit environ 110 Nm³/t d'ordures entrantes usine. Le biogaz produit contient 50 à 60 % volume/volume de CH₄ et le complément n'est quasiment constitué que de CO₂. Les teneurs en autres gaz sont en effet faibles (par exemple H₂S : 0,02 à 0,25 %). Le biogaz ne nécessiterait donc pas de prétraitement avant valorisation. 95 % du biogaz est transformé en vapeur vendu à une industrie voisine du site, le 5 % restant étant utilisé pour le maintien de la température dans les digesteurs.

■ Pressage de la matière digérée

Après digestion, la matière soutirée des digesteurs est traitée sur filtre-pressé. On en extrait des jus qui sont recyclés, après centrifugation, pour être malaxés avec les ordures entrantes. Le pressat, contenant environ 55 % en masse de matières sèches, est alors dirigé vers la chaîne d'affinage. Le jus est totalement recyclé en amont du digesteur.

■ Affinage

Le pressat est disposé en andains, sous hangar. L'aération, lors de sa manutention, permet une maturation aérobie et un séchage progressif de la matière. Le temps de séjour est d'au moins un mois. L'affinat est ensuite tamisé puis débarrassé des inertes dans un épierreur pour en faire un amendement organique. La production massive d'amendement organique est de l'ordre de 25 à 30 % de la masse des ordures entrantes.

Depuis son ouverture en 1988, l'usine Valorga de Amiens a rencontré des difficultés importantes telles que le problème de l'incinération des refus à fort pouvoir calorifique inférieur (PCI), l'arrêt de la coopération avec Gaz de France (le biogaz étant dorénavant valorisé par production de vapeur vendue aux industriels de la région) et la mauvaise qualité du compost obtenu, ne répondant pas aux critères d'exigence de la norme compost NF U 44-051 [25]. Le principal défaut de cette installation qui aura été une source d'information sur la digestion anaérobie de déchets solides est de traiter un gisement d'ordures ménagères brutes, trop riches en éléments indésirables, nuisibles à la qualité du produit final. La solution principale est la mise en place d'un tri à la source. C'est l'orientation qui a d'ailleurs été choisie sur les deux installations Valorga suivantes : l'usine de Tilburg aux Pays-Bas mise en route en 1994 et qui traite 52 000 tonnes de biodéchets par an, et celle d'Engelskirchen en Allemagne mise en route en 1998 (35 000 t/an). Pour ces deux usines, le tri à la source des biodéchets (déchets alimentaires et d'espaces verts) permet de garantir la production de compost valorisable en

amendement organique, selon les critères imposés par chacun de ces pays. C'est également la même orientation qui a été choisie pour les usines de Fribourg, Allemagne (36 000 t/an, digestion thermophile, 1999) de Genève, Suisse (10 000 t/an, digestion thermophile, 2000). La digestion de biodéchets est illustrée dans le paragraphe suivant avec d'autres procédés existants.

4.7.2 Exemple de digestion anaérobie de biodéchets : l'usine de Brecht, Belgique

Le procédé DRANCO (*Dry Anaerobic Composting*, tableau 9) développé par la société belge Organic Waste System (OWS) est utilisé à Brecht (province d'Anvers, Belgique) pour traiter un mélange de déchets de fruits et légumes, de résidus de jardinage et de vieux papiers [19]. Il existe deux digesteurs tubulaires verticaux, coniques à la base (Brecht I : 800 m³ et Brecht II : 3 150 m³) dont l'homogénéisation de la matière (taux de MS compris entre 25 et 40 %, procédé « sec ») est assurée par une boucle de recirculation de la matière. L'injection de la base vers le haut est assurée par une pompe à ciment.

Mis en service en 2000, le deuxième digesteur permet de traiter 50 000 t/an de déchets fermentescibles et de papiers non recyclés issus du tri à la source et de la collecte séparative des déchets ménagers et de déchets de l'industrie agroalimentaire (voir figure 12). Malgré la qualité du gisement à traiter, des opérations de tri séparatif sont nécessaires avant l'injection des biodéchets dans le digesteur. Le temps de séjour est de l'ordre de 15 jours et la température est maintenue à 55 °C (digestion thermophile, digesteur isolé thermiquement par une couche de 30 cm de laine de roche). La réinjection de la matière est effectuée en mélange avec de la vapeur qui va permettre de maintenir les conditions thermophiles dans le digesteur. La production de biogaz est 100 Nm³/t de déchets. Le biogaz contient 65 % de CH₄. Les eaux résiduelles

Tableau 9 – Fiche technique sur la méthanisation d'ordures ménagères – Usine de Brecht (Belgique), procédé DRANCO

Type de déchets concernés	Biodéchets Applicable sur les ordures ménagères
Capacité	De 20 000 à 80 000 t/an
Dimensions d'un digesteur	De 1 000 à 2 500 m ³
Dimensions du site	200 à 400 m ² pour le traitement de 1 000 t/an
Durée	14 à 28 jours de traitement dans le digesteur 2 semaines d'affinage minimum de la matière pour sa maturation sur plate-forme couverte
Caractéristiques	Digestion anaérobie thermophile avec valorisation du biogaz
Limitation	– Coût d'investissement, de fonctionnement et de maintenance des matériels – Difficile maîtrise de la digestion (mélangeage...) – Qualité environnementale (polluants traces) et sanitaire du digestat – Débouchés pour valorisation des refus et du digestat

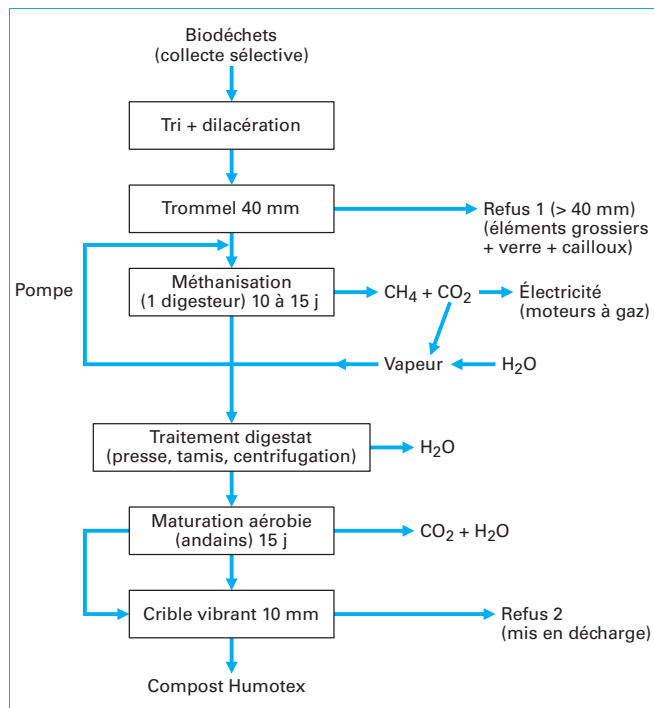


Figure 12 – Diagramme synoptique du procédé DRANCO de méthanisation des biodéchets mis en service à Brecht (Belgique) – Description de Brecht II

sont traitées en station d'épuration. Le bilan matière sur le biodéchet entrant dans l'unité est le suivant :

- conversion en biogaz : 15 % ;
- matière en suspension ou dissoute dans l'eau : 40 % ;
- refus solides : 10 % ;
- production de compost dénommé « humotex » : 35 %.

La société OWS dispose en 2005 d'une dizaine de références d'unités industrielles utilisant le procédé DRANCO, appliqué principalement sur biodéchets (FFOM ou FFOM et déchets de papiers), mais aussi sur ordures ménagères résiduelles (OMR) et déchets mixtes (OMR + biodéchets).

4.7.3 Exemple de digestion anaérobie d'ordures ménagères et de déchets verts : l'usine de Varenne-Jarcy

Démarré en juillet 2003, l'usine de Varennes-Jarcy du SIVOM de la Vallée de l'Yerres et des Sénarts (Essonne) a été conçue pour le traitement de 70 000 t/an d'ordures ménagères résiduelles issues du tri sélectif des emballages et de 30 000 t/an de biodéchets dont déchets alimentaires des ménages, déchets de marché et déchets verts issus des déchetteries. Les biodéchets et les OMR devaient être traités suivant deux filières distinctes, mais basées sur le même principe, et permettant de produire ainsi deux qualités de compost. Les difficultés rencontrées sur la partie digestion lors du démarrage ont conduit l'exploitant à traiter les OMR et les biodéchets en mélange. Le procédé en fonctionnement depuis 2005 est présenté dans la figure 13.

On distingue trois étapes :

- étape n° 1 : prétraitement – conditionnement du déchet avant traitement biologique comprenant des opérations de tris granulométrique, densimétrique et balistique sur les ordures ménagères résiduelles après leur fermentation chaude dans un tube rotatif pendant 2 à 4 jours. Les biodéchets subissent quant à eux une opération de broyage et tri granulométrique sur trommel ;

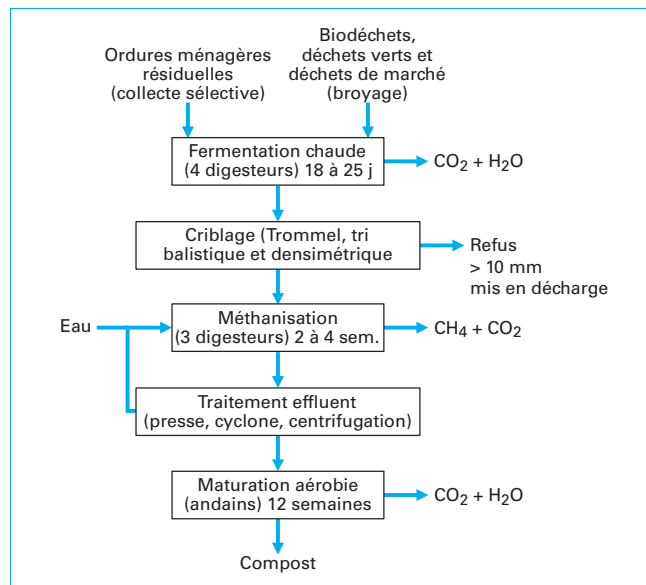


Figure 13 – Diagramme synoptique du procédé Valorga de méthanisation des ordures ménagères et biodéchets mis en service à Varennes-Jarcy (Essonne). Situation de l'usine en 2008

- étape n° 2 : traitement anaérobie (méthanisation) du déchet avec production de biogaz et de digestat ;
- étape n° 3 : traitement aérobie de maturation du digestat issu de la méthanisation.

Le traitement biologique du flux complet d'ordures ménagères résiduelles en tête de procédé est l'une des particularités de l'usine de Varennes-Jarcy. Il permet de biodégrader partiellement la matière organique facilement biodégradable, facilitant ainsi les opérations en aval de tri séparatif des particules solides indésirables.

Le procédé de méthanisation est le procédé Valorga avec méthanisation mésophile (35-40 °C) pendant 2 à 4 semaines dans trois digesteurs (un digesteur d'une capacité unitaire de 4 500 m³ et deux digesteurs de 4 200 m³). Le digestat est centrifugé pour séparer la phase solide (35 à 45 % de teneur en matière sèche) de la phase liquide. La phase solide est envoyée vers un compostage aérobie puis criblée par l'intermédiaire d'un trommel. Le biogaz produit par la fermentation méthanique est utilisé pour produire de l'électricité avant tout destinée à l'autoconsommation.

4.8 Valorisation du biogaz de décharge

Une autre approche pour les déchets solides consiste à récupérer le biogaz formé à partir d'ordures ménagères dans les centres de stockage de déchets. Cette démarche est nécessaire pour des raisons de sécurité (le méthane est explosif), utile pour la protection de l'environnement (le méthane a un indice d'effet de serre environ 20 fois plus élevé que celui du CO₂), et peut donner lieu à une valorisation énergétique si la production est suffisante (ce qui est le cas pour des décharges recevant de 50 000 à 100 000 tonnes de déchets par an) et si les besoins locaux en énergie existent. La technique est déjà utilisée en France et à l'étranger.

Exemple : citons en France le site d'enfouissement de Plessis-Gassot (Val-d'Oise) qui récupère 10 000 Nm³/h de biogaz transformé en électricité pour environ 3 000 tonnes de déchets enfouis par jour.

Sur les 3 000 décharges répertoriées en Europe, le nombre de décharges récupérant le biogaz en Europe était de 450 en 2000, avec une production annuelle de 900 000 TEP [20]. La production d'énergie primaire de biogaz de décharge depuis quelques années avec 2 000 000 TEP valorisées en 2007, dont 161 000 TEP en France.

Le principal mode de valorisation énergétique est la production d'électricité à partir d'un moteur à gaz [20]. Le parc français de centres de stockage équipés pour la valorisation du biogaz est estimé à 5 installations ayant produit environ 20 000 TEP en 2000.

5. Autres traitements

Si le compostage et la méthanisation sont les traitements biologiques les plus utilisés pour les déchets de biomasse, d'autres traitements biologiques sont envisageables, ou peuvent s'appliquer à d'autres types de déchets.

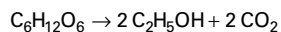
5.1 Fermentations alcooliques

On pourra se reporter utilement aux articles des Techniques de l'Ingénieur traitant de la fermentation, par exemple [J 6 002] [J 6 003]...

Les fermentations alcooliques sont des processus de conversion biologique anaérobie des sucres réalisés essentiellement par des levures. Le type de fermentation le plus largement utilisé est la fermentation éthanolique dans laquelle le produit final est l'éthanol C_2H_5OH . Ce processus est largement utilisé dans l'industrie agro-alimentaire des boissons fermentées (vins, bières, etc.), mais d'autres utilisations industrielles de l'éthanol sont possibles, notamment comme carburant ou produit de base pour l'industrie chimique.

5.1.1 Processus biologique

La production d'éthanol est possible par fermentation directe à partir de biomasses contenant une forte proportion de sucres libres, c'est-à-dire de sucres simples non polymérisés. Le processus peut alors se représenter par la réaction suivante (à partir du glucose) réalisée par des levures en condition d'anaérobiose :



La stœchiométrie de cette réaction montre qu'il est possible de récupérer au maximum 0,51 g d'éthanol par gramme de glucose consommé. Dans la pratique, on en récupère en fait 0,3 à 0,45 g, car une partie du glucose est utilisée par les levures pour la synthèse de leur matériel cellulaire.

Cependant, peu de déchets présentent des caractéristiques permettant une fermentation directe, l'exploitation alimentaire de la fraction riche en sucres étant économiquement plus favorable. En France, seuls les mélasses de l'industrie betteravière, certains déchets de fruits (conserverie) ou les lactosérums peuvent éventuellement être exploités en ce sens. Il faut environ 4 à 5 tonnes de mélasses pour produire 1 tonne d'éthanol.

Exemple : le programme Proalcool au Brésil a démontré la faisabilité de cette démarche à partir de la canne à sucre utilisée comme substrat de départ, l'éthanol produit étant commercialisé comme carburant automobile.

5.1.2 Hydrolyse avant fermentation

Pour la plupart des déchets de biomasse, la teneur en sucres libres est bien inférieure à la teneur en polysaccharides totaux (cellulose, hémicelluloses et, éventuellement, amidons). Il est alors nécessaire de faire subir aux déchets une étape préalable d'hydrolyse permettant de transformer les polysaccharides en sucres libres pouvant être fermentés. L'hydrolyse peut être chimique (acide) ou enzymatique. La cellulose étant un polymère relativement stable, l'hydrolyse acide n'est possible qu'avec des acides forts concentrés à chaud. L'hydrolyse enzymatique nécessite l'emploi simultané ou successif de plusieurs enzymes (cellulases ou amylases en fonction du polymère à hydrolyser, puis cellobiase). L'hydrolyse enzymatique est plus coûteuse, mais le moût obtenu se prête mieux à la fermentation qu'après une hydrolyse acide où il faut neutraliser le moût, en générant une salinité parfois excessive pour les levures.

5.1.3 Distillation du vin de fermentation

Les micro-organismes fermentaires sont inhibés par le produit final de leur métabolisme, à savoir l'éthanol. Il n'est pas possible de produire par simple fermentation des vins dont la teneur en alcool dépasse 15 % volume/volume. Pour obtenir de l'éthanol plus concentré, il est donc nécessaire de compléter le traitement par une étape de distillation. Le mélange eau-éthanol présentant un azéotrope à minimum (à une teneur de 96 % volume/volume environ), il n'est cependant pas possible d'obtenir de l'éthanol pur par simple distillation.

5.2 Traitement de déchets industriels non agroalimentaires

La diversité et la versatilité du monde microbien rendent possibles de nombreux types de traitements pouvant s'appliquer à divers déchets industriels. Il est notamment possible d'exploiter certaines activités microbiennes pour dégrader ou « détoxifier » (c'est-à-dire rendre moins toxiques) des polluants organiques contenus dans des déchets industriels. Mais le recours aux biotechnologies est également envisageable pour traiter des déchets contenant des métaux, afin soit de les extraire, soit de les immobiliser. Sans prétendre à une présentation exhaustive de ce domaine qui relève souvent d'une approche au cas par cas, nous présentons, dans ce paragraphe, les caractéristiques communes de ces traitements et, à titre d'exemples, certains types de traitements existants ou envisageables.

5.2.1 Avantages et inconvénients généraux

Lorsque les traitements biologiques sont applicables, leur avantage principal par rapport aux techniques concurrentes de traitement physico-chimiques (stabilisation...) ou thermiques (incinération...) est généralement lié à un coût moindre, soit au niveau de l'investissement ou du fonctionnement, soit au niveau du posttraitement des « déchets de seconde génération », c'est-à-dire des sous-produits générés par le procédé de traitement lui-même. En effet, les traitements biologiques mettent souvent en œuvre des technologies relativement peu sophistiquées et peu énergivores, utilisent relativement peu de réactifs et génèrent ainsi relativement peu de sous-produits. D'autre part, les traitements biologiques bénéficient souvent d'une image relativement positive auprès du public.

Cependant, un certain nombre d'inconvénients majeurs limitent leur utilisation. Notamment, la durée des traitements biologiques est généralement plus longue que celle des traitements thermiques ou physico-chimiques concurrents. Par ailleurs, les activités microbiennes sont sensibles aux conditions de milieu et peuvent être perturbées voire inhibées par la présence (chronique ou accidentelle) dans le déchet de composés particulièrement toxiques pour les micro-organismes utilisés. Enfin, l'accessibilité des polluants aux micro-organismes est une limite cinétique parfois importante [25], dont l'effet sur la durée du traitement peut être difficilement prévisible, rendant ainsi difficile l'engagement d'un opérateur sur une garantie de résultat en une durée de traitement donnée, qui est pourtant souvent exigée par le client.

5.2.2 Différentes approches

Comme pour les déchets de biomasse, les traitements sont possibles en aérobiose ou en anaérobiose. Dans la plupart des cas, les traitements aérobies, lorsqu'ils sont compatibles avec les objectifs de traitement fixés, sont préférés pour les raisons déjà évoquées au paragraphe 2.4. Les techniques mises en œuvre sont très proches de celles utilisées pour les déchets de biomasse. Pour les traitements aérobies, le traitement en biotterre (ou biopile) est ainsi fréquemment retenu. Il s'apparente au traitement classique de compostage (figure 3), avec cependant des précautions particulières de contrôle (et éventuellement de traitement) des émanations gazeuses. Le terte biologique est donc mis en place dans un local aménagé, ou recouvert d'une couverture étanche plastique. Les eaux de drainage sont également collectées, éventuellement recirculées sur le biotterre, et traitées.

Les micro-organismes utilisés peuvent être indigènes (c'est-à-dire déjà présents dans le déchet à traiter) ou exogènes. Le recours à des micro-organismes indigènes est généralement préféré lorsqu'il est possible, car ces micro-organismes sont déjà adaptés au déchet à traiter. La technique consiste alors à stimuler l'activité de ces micro-organismes pour qu'ils transforment les polluants du déchet de la manière souhaitée par l'opérateur. On parle dans ce cas de « biostimulation », qui peut avoir lieu par chauffage, aération, apport de nutriments divers (source de N et P notamment), ajustement du pH et de la teneur en eau, etc. Le recours à des organismes exogènes est cependant nécessaire dans certains cas (biomasse microbienne du déchet trop faible, polluants particulièrement récalcitrants). On utilise alors l'approche dite de « bio-augmentation » qui consiste à mélanger au déchet un inoculum microbien susceptible de dégrader les polluants qu'il contient. La limite de cette approche réside dans la colonisation effective du déchet par l'inoculum utilisé, qui souvent n'arrive pas à utiliser le déchet comme son biotope (problème notamment de la biodisponibilité des polluants au sein du déchet). Dans certains cas spécifiques, il est possible d'utiliser des micro-organismes génétiquement modifiés pour leur conférer les propriétés souhaitées. Cependant, cette approche est réglementairement limitée aux procédés fonctionnant de manière confinée permettant de garantir la non-dispersion des organismes modifiés dans le milieu naturel.

Nota : le lecteur pourra également se reporter à l'article *Bioremédiation des sols* [J 3 982] des Techniques de l'Ingénieur.

5.2.3 Traitement de déchets industriels organiques

Les micro-organismes ont la capacité de dégrader (partiellement ou totalement, auquel cas on parle de « minéralisation ») de nombreux polluants organiques, parmi lesquels notamment les graisses, les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques, et les composés aliphatiques ou aromatiques chlorés. Ces polluants sont susceptibles d'être rencontrés dans de nombreux déchets industriels solides ou boueux tels que des graisses de déshuileur des stations d'épuration urbaines, des boues de bassins de sédimentation d'effluents liquides, des terres polluées (par suite de fuites ou de déversements), des résidus de traitement du bois, des culots de distillations d'hydrocarbures, etc.

On pourra se reporter aux articles de la rubrique « Sols » (base Environnement), des Techniques de l'Ingénieur, notamment à l'article [G 2 620] *Traitements biologiques des sols*.

Les traitements aérobies sont généralement préférés aux traitements anaérobies notamment pour leur relative rapidité. Cependant, pour certains polluants, un traitement anaérobie ou une combinaison anaérobie/aérobie s'avère plus adaptée.

Exemple : citons le cas des polluants organiques chlorés qui peuvent être déchlorés en anaérobie, puis minéralisés en aérobie.

Dans de très nombreux cas, le traitement biologique doit être associé à des prétraitements et/ou posttraitements mécaniques, physico-chimiques ou thermiques pour être réellement efficace.

5.2.4 Traitement de déchets chargés en métaux

La pollution par les métaux est particulière en ce sens que, contrairement aux polluants organiques, les métaux ne sont pas dégradables. Les traitements envisageables ne peuvent donc s'orienter que vers une dépollution par extraction des métaux du déchet ou une stabilisation par leur immobilisation dans le déchet. Les biotechnologies peuvent répondre à chacun de ces objectifs, par des techniques dites respectivement de « biolixiviation » et de « bio-immobilisation ». Ces techniques restent toutefois encore marginales, voire à l'état de recherche et développement, pour le traitement de déchets.

5.2.4.1 Biolixiviation

La **biolixiviation** repose sur l'utilisation de micro-organismes ayant la capacité de solubiliser des espèces métalliques à partir d'une matrice solide (minerais, déchets, sols).

Le processus est utilisé depuis de nombreuses années à l'échelle industrielle pour l'exploitation de certains minerais appauvris (bio-hydrométallurgie) [26] [27]. Il a été plus récemment étendu au traitement de certains déchets tels que des résidus miniers, des boues de stations d'épuration, ou des sédiments pollués.

Le processus de biolixiviation peut être direct ou indirect [26]. Dans le premier cas, les micro-organismes utilisent dans leur métabolisme certains composés métalliques dont ils modifient la forme chimique en les rendant plus solubles.

Exemple : le cas le plus connu est l'oxydation aérobie de sulfures métalliques quasi insolubles en sulfates solubles par des bactéries du genre *Thiobacillus*. Ce principe est utilisé à l'échelle industrielle pour l'exploitation par biohydrométallurgie de minerais appauvris.

Dans le second cas, ce sont les métabolites libérés par les micro-organismes qui solubilisent les métaux.

Exemple : la bactérie *T. ferrooxidans* est capable d'oxyder le Fe(II) en Fe(III) qui lui-même oxyde les sulfures métalliques en sulfates.

Les bactéries sulfoxydantes comme les thiobacilles oxydent en aérobie le soufre en acide sulfurique qui solubilise les métaux (la solubilité des métaux augmente en règle générale lorsque le pH diminue). Enfin, de nombreux micro-organismes libèrent, en dégradant des substrats organiques notamment en anaérobie, des acides organiques qui peuvent complexer les métaux.

L'approche technique généralement suivie est celle du bioterte. Le déchet est disposé en tas ou en andain sur une couche drainante dont la base est imperméabilisée. Le tas est aéré par insufflation ou aspiration d'air, et arrosé d'une solution aqueuse apportant aux micro-organismes (généralement indigènes) les substances nécessaires à leur métabolisme. Les métaux solubilisés par biolixiviation sont entraînés par la solution de percolation qui est récupérée à la base du tas. Il convient ensuite de traiter le percolat pour en retirer les métaux, généralement par précipitation des hydroxydes ou par voie électrochimique. La filière globale de traitement consiste donc en un transfert des métaux depuis le déchet à traiter vers un sous-produit (type boues d'hydroxydes) où ils sont concentrés.

5.2.4.2 Bio-immobilisation

La **bio-immobilisation** est le processus inverse de la biolixiviation puisqu'elle consiste à exploiter certaines activités microbiennes pour transformer des formes métalliques relativement solubles en formes quasi insolubles. Cette technique vise donc, lorsque l'extraction des métaux est jugée techniquement ou économiquement irréalisable, à stabiliser le déchet en rendant les métaux qu'il contient les moins solubles possibles pour réduire les risques de migration lorsque le déchet sera stocké.

Comme la biolixiviation, la bio-immobilisation peut être directe ou indirecte.

Exemple : la bio-immobilisation directe par réduction bactérienne du Cr(VI) très soluble (et toxique) en Cr(III) quasi insoluble et peu toxique [28].

Plusieurs genres bactériens sont connus pour effectuer cette réduction en aérobie ou en anaérobie.

Exemple : la bio-immobilisation indirecte réalisée par les bactéries sulfatoréductrices qui réduisent en anaérobie les sulfates en sulfures, lesquels précipitent les cations métalliques.