



**TOGETHER**  
*for a sustainable future*

## OCCASION

This publication has been made available to the public on the occasion of the 50<sup>th</sup> anniversary of the United Nations Industrial Development Organisation.



**TOGETHER**  
*for a sustainable future*

## DISCLAIMER

This document has been produced without formal United Nations editing. The designations employed and the presentation of the material in this document do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of the Secretariat of the United Nations Industrial Development Organization (UNIDO) concerning the legal status of any country, territory, city or area or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries, or its economic system or degree of development. Designations such as “developed”, “industrialized” and “developing” are intended for statistical convenience and do not necessarily express a judgment about the stage reached by a particular country or area in the development process. Mention of firm names or commercial products does not constitute an endorsement by UNIDO.

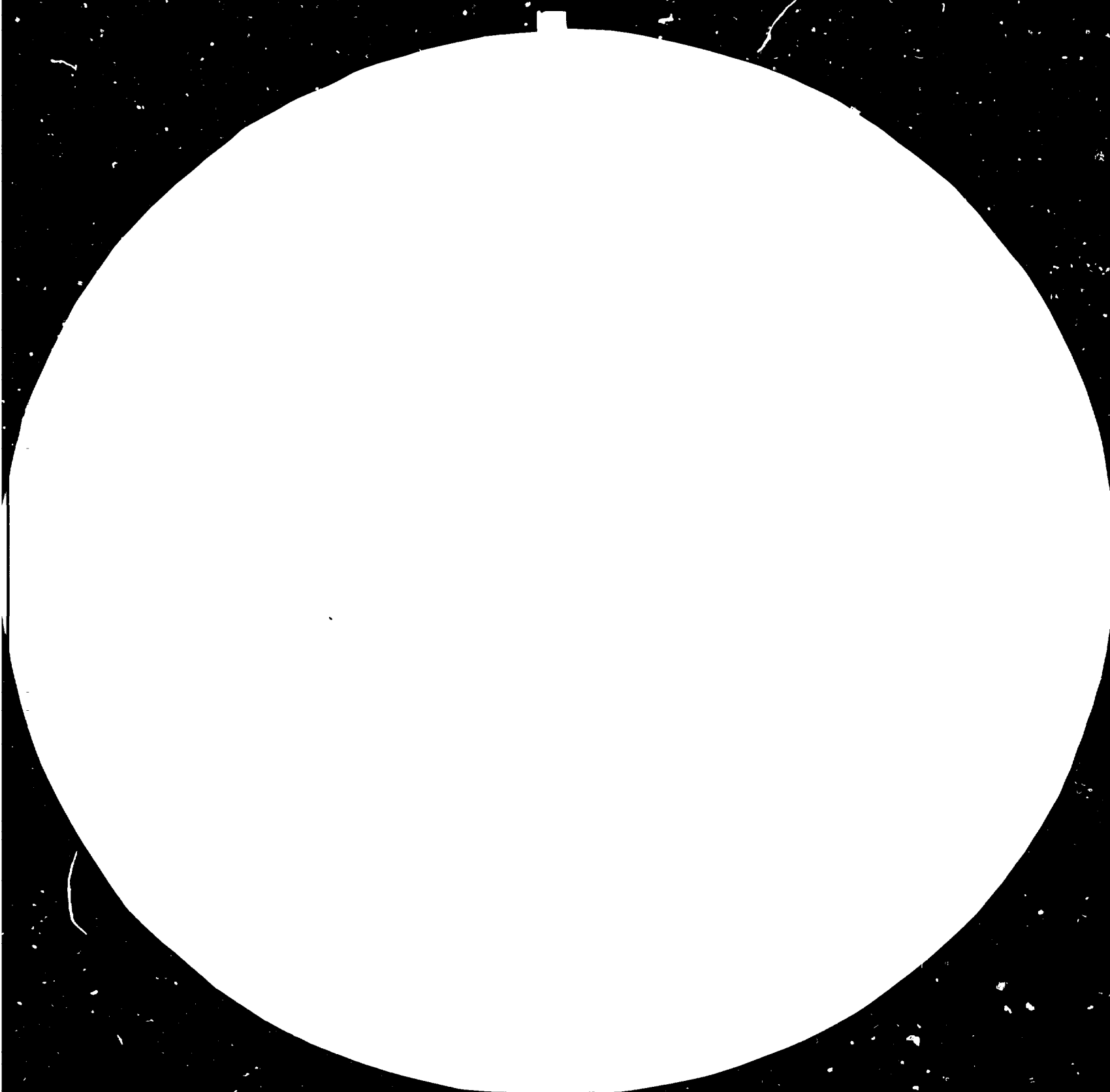
## FAIR USE POLICY

Any part of this publication may be quoted and referenced for educational and research purposes without additional permission from UNIDO. However, those who make use of quoting and referencing this publication are requested to follow the Fair Use Policy of giving due credit to UNIDO.

## CONTACT

Please contact [publications@unido.org](mailto:publications@unido.org) for further information concerning UNIDO publications.

For more information about UNIDO, please visit us at [www.unido.org](http://www.unido.org)





2.8

Resolution test target 2.5, consisting of five vertical bars on the left and five horizontal bars on the right, with the number 2.5 to the right of the vertical bars.

3.2



3.6



4.0



MICROSCOPE RESOLUTION TEST TARGET

NATIONAL BUREAU OF STANDARDS-1963-A

10336-F



ORGANISATION DES NATIONS UNIES  
POUR LE DEVELOPPEMENT INDUSTRIEL

Distr.  
LIMITEE

UNIDO/IO.420  
18 février 1981

FRANCAIS  
Original : ANGLAIS

UTILISATION DES DECHETS ORGANIQUES COMME COMBUSTIBLE  
ET COMME ENGRAIS DANS LES PAYS EN DEVELOPPEMENT \*

par

Clarence G. Golnske et Luis F. Díaz  
Consultants de l'ONUDI

1189

---

\* Traduction d'un texte n'ayant pas fait l'objet d'une mise au point rédactionnelle. Les opinions qui y sont exprimées sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement les vues du Secrétariat de l'ONUDI.

## TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
<b>CHAPITRE 1. INTRODUCTION</b>	<b>1</b>
Définition d'une "nation en développement"	1
Nature des déchets solides dans les pays en développement	1
Importance d'un bon programme de gestion des déchets solides	2
Récupération des ressources	3
Cadre de la présente monographie	5
Bibliographie	6
<b>CHAPITRE 2. STADES PRELIMINAIRES INDISPENSABLES</b>	<b>8</b>
Détermination de la quantité et de la composition des déchets produits	8
Nécessité d'une détermination exacte	8
Méthodes	9
Quantité	9
Composition	12
Analyse granulométrique	15
<b>CHAPITRE 3. UTILISATION DES MATIERES ORGANIQUES COMME ENGRAIS</b>	<b>18</b>
Introduction	18
Utilisation des déchets organiques bruts	19
Préparation	19
Caractéristiques physiques et incorporation au sol	19
Avantages	21
Inconvénients et contraintes	21
Production agricole	21
Dangers pour la santé publique et dégradation de l'environnement	22
Economie	24
Utilisation des déchets compostés	24
Description du produit	24
Méthode d'application	27
Quantité	27
Avantages de l'application de compost au sol	30
Inconvénients	32
Environnement et santé publique	32
Bibliographie	34
<b>CHAPITRE 4. COMPOSTAGE</b>	<b>35</b>
Principes fondamentaux	35
Définition	35
Biologie	36
Inoculations	37
Matières premières - substrat	38
Eléments nutritifs	39
Types et sources	39
C/N	39
Taille des particules	42
Facteurs concernant l'environnement	43
Température	43
pH	44
Aération	44
Teneur en humidité	47

	<u>Page</u>
Surveillance du procédé	49
Déroulement du procédé	49
Hausse et baisse de la température	49
Modifications d'ordre esthétique	50
Modifications moléculaires	50
Paramètres	51
Détermination du degré de stabilité	52
Technologie	55
Principes	55
But de l'équipement	56
Aération	56
Principes directeurs pour le choix de l'équipement et du système	57
Catégories de systèmes	59
Système statique	59
Economie et inconvénients	63
Système du tas retourné	63
Réalisation des tas	64
Disposition des tas	66
Méthodes de retournement	68
Fréquence	68
Équipement	69
Préparation de l'emplacement	71
Une installation d'une capacité de 270 tonnes par jour	74
Economie	76
Inconvénients	76
Systèmes mécanisés	77
Inconvénients économiques	84
Commercialisation et distribution du compost	86
Commercialisation	86
Marché possible	86
Principe fondamental	86
Détermination du prix de vente	87
Création d'un marché	87
Distribution	89
Bibliographie	90

**CHAPITRE 5. HYDROLYSE DE RESIDUS CELLULOSIQUES, PRODUCTION DE PROTEINES  
(D'ORGANISMES UNICELLULAIRES) ET D'ETHANOL**

	92
Introduction	92
Raisons de l'intérêt porté à l'hydrolyse	92
Difficultés dans le cas de nations en développement	93
Principes généraux	94
Types d'hydrolyse	94
Facteurs généraux	95
Hydrolyse acide	95
Technologie	97
Hydrolyse enzymatique	98
Microbiologie et mécanisme	98
Facteurs	99
Prétraitement	101
Technologie	102
Production d'enzyme	105
Hydrolyse	105
Coûts	106

	<u>page</u>
Protéines provenant d'organismes unicellulaires	110
Principes	110
Production indirecte	111
Production directe	113
Collecte du produit	116
Equipement et coûts	117
Production d'éthanol	120
Bibliographie	121
CHAPITRE 6. OBTENTION D'ENERGIE A PARTIR DE DECHETS; EXAMEN DES METHODES	123
Introduction	123
Incinération et production de combustibles à partir des déchets	125
Caractéristiques des combustibles	125
Incinération	125
Production de combustibles tirés des déchets	126
Gazéification	127
Introduction	127
Classement	127
CHAPITRE 7. BIOGAZEIFICATION	130
Introduction	130
Principes	130
Définition	130
Microbiologie	131
Dépolymérisation	133
Stade de formation des acides	135
Stade de formation de méthane	135
Facteurs liés à l'environnement	137
Température	139
Substrat	139
Composition chimique	140
Caractéristiques nutritionnelles de déchets représentatifs	141
Substances toxiques	142
Transfert des produits dissous	146
Fonctionnement	146
Paramètres	146
Production et composition du gaz	147
Destruction de matières volatiles	151
Teneur en acides volatils	151
pH	152
Capacité de tamponnage	152
Remédier au mauvais fonctionnement d'un digesteur	153
Procédés	153
Mélange	153
Chargement	156
Durée de rétention	157
Démarrage d'un digesteur	159

	<u>Page</u>
Conception	160
Généralités	160
Paramètres de la conception	161
Chaleur nécessaire	162
Exemples de digesteurs	165
Modifications possibles	170
Précaution à prendre	170
Matériaux	172
Produits finals	174
Biogaz	174
Composition	174
Enrichissement du biogaz	174
Coûts	176
Observation	179
Résidus	179
Phase liquide	179
Boue	180
Inconvénients	180
Problèmes sanitaires	180
Difficultés techniques et autres	184
Résumé	185
Récupération de gaz des décharges	185
Introduction	185
Volume et composition du gaz	
Systèmes de collecte du gaz	188
Utilisation du gaz	191
Coûts	193
Commentaire	193
Bibliographie	194
CHAPITRE 8. RECUPERATION D'ENERGIE THERMIQUE A PARTIR DE DECHETS	196
Installation de récupération de ressources	196
Réduction de la taille	196
Fonctions	198
Equipement	198
Coûts	203
Classement par l'air	204
Situation actuelle	205
Production de combustible dérivé de déchets (RDF)	
Introduction	205
Caractéristiques et utilisation du RDF	206
Problèmes	206
Présence de contaminants	206
Caractéristiques variables	207
Enrichissement du RDF - pouvoir calorifique	210
Elimination des fines	212
Elimination de l'humidité	212
Perte d'énergie due à l'humidité	213
Elimination des cendres	217
Energie récupérable à partir du RDF criblé ou non	217
Résumé	217



	<u>Page</u>
Incinération	218
Introduction	218
Principes	219
Incinérateurs modulaires	220
Pyrolyse	221
Introduction	221
Principes	222
Technologie	225
Andco-Torrax	225
Monsanto "Landgard"	226
Système "PUROX" de l'Union Carbide	227
Utilisations du gaz produit par pyrolyse	228
Composition et pouvoir calorifique du syngaz	228
Rendement du processus	230
Amélioration de la qualité des systèmes	230
Bibliographie	235

## LISTE DES TABLEAUX

- 1 Quantité et composition des déchets solides provenant des agglomérations (% en poids à l'état humide)
- 2 Grammes d'azote dégagés annuellement par tonne de compost incorporé au sol
- 3 Besoins en NPK de diverses récoltes
- 4 Teneur en azote et C/N de divers déchets et résidus
- 5 Principaux éléments d'équipement pour une usine de saccharification d'une capacité de 9,1 tonnes métriques par jour
- 6 Résumé des coûts en capital d'une usine de saccharification traitant 9,1 tonnes métriques par jour
- 7 Equipement nécessaire pour la production directe de protéines provenant d'organismes unicellulaires
- 8 Flux fondamentaux d'une installation commerciale de taille minimale
- 9 Composition chimique de déchets agricoles et forestiers courants
- 10 Valeurs approximatives de la teneur en azote et du rapport C/N de divers déchets
- 11 Production de biogaz par la digestion de divers déchets
- 12 Production de fumier en termes de NPK équivalent et de production possible de méthane
- 13 Matériaux nécessaires pour un digesteur produisant 2,8 m<sup>3</sup> de gaz par jour
- 14 Propriétés physiques et chimiques du méthane
- 15 Quantités de biogaz nécessaires pour divers usages
- 16 Organismes pathogènes rencontrés dans les excréments humains
- 17 Destruction, pendant la digestion anaérobie, des organismes causant les maladies intestinales
- 18 Propriétés du RDF et du charbon
- 19 Augmentation du pouvoir calorifique du RDF due à l'élimination de l'eau
- 20 Perte d'énergie due à la chaleur non récupérable associée avec la teneur en humidité du RDF
- 21 Comparaison de la valeur comme combustible du RDF criblé ou non criblé
- 22 Composition des gaz fournis par la pyrolyse de déchets solides
- 23 Influence de l'amélioration sur la composition finale et le pouvoir calorifique du syngaz

## LISTE DES FIGURES

- 1 Feuille de données pour une enquête sur les poids
- 2 Exemple de feuille de données pour l'étude de la composition
- 3 Feuille d'analyse granulométrique
- 4 Courbe granulométrique moyenne des déchets bruts
- 5 Schéma de la disposition d'un tas à aération forcée
- 6 Disposition d'un tas pour fournir un système presque continu
- 7 Disposition d'un tas pour retournement à la main
- 8 Retournement mécanique; disposition
- 9 Réarrangement des couches au cours d'un retournement
- 10 "Rototiller"
- 11 Schéma d'une machine à retourner ("Scarab")
- 12 Schéma d'une installation de compostage en tas d'une capacité minimale de 270 t/j
- 13 Installation "Biostabiliseur" Dano
- 14 Schéma du réacteur Metro-Waste
- 15 Schéma du réacteur Fairfield
- 16 Schéma d'un réacteur BAV (système Kneer)
- 17 Inhibition et induction de la synthèse de la cellulase par la cellobiose et le glucose
- 18 Diagramme d'acheminement du procédé d'hydrolyse Rosenbluth-Wilke-Mitra (6)
- 19 Suite des stades de la production indirecte de protéines à partir d'organismes unicellulaires
- 20 Production directe de protéines provenant d'organismes unicellulaires
- 21 Récupération d'énergie à partir de déchets urbains solides
- 22 Influence de la température sur le pourcentage des produits dégagés au cours de la pyrolyse
- 23 Les trois stades de la production de méthane
- 24 Schéma de la fermentation anaérobie de la cellulose, d'après Chan (2)

## LISTE DES FIGURES (suite)

- 25 Stratification dans un digesteur peu actif
- 26 Système de digestion rapide
- 27 Digesteur de la Central Valley
- 28 Générateur de Biogaz d'après Singh (10, 11)
- 29 Disposition de générateur de gaz de fumier et de latrines (13)
- 30 Détail du générateur de gaz (13)
- 31 Générateur de biogaz où celui-ci est stocké dans le digesteur
- 32 Coupe transversale d'un réacteur à écoulement interrompu pour fumier de vaches laitières
- 33 Schéma d'un puits collecteur de gaz pour une décharge (24)
- 34 Module amont de récupération de ressources
- 35 Analyse granulométrique des composants de déchets urbains solides triturés et des fractions lourdes classées par l'air
- 36 Coupe transversale d'un broyeur à marteaux à axe horizontal
- 37 Trommel
- 38 Diagramme simplifié du processus de pyrolyse

- 1 -  
CHAPITRE 1.  
INTRODUCTION

Définition d'une "nation en développement"

L'expression "en développement", appliquée à des nations, concerne en général leur degré d'industrialisation et couvre donc un intervalle assez étendu, allant du minimum à une industrialisation complète. Donc, une nation dite "développée" serait une nation complètement industrialisée.

Avant d'aller plus loin, soulignons que le degré d'industrialisation n'est pas la seule mesure du degré de développement, au véritable sens de ce mot, et n'a peut-être même qu'une importance secondaire. C'est seulement sur le plan technique que l'on peut considérer l'industrialisation comme synonyme de développement; les indices importants sont le statut économique de l'ensemble des habitants et leurs conditions de vie. De plus, il peut y avoir, et c'est le plus souvent le cas, toute une gamme de degrés de développement; dans une même nation : une grande zone urbaine peut avoir un degré d'industrialisation approchant de celui des nations dites développées, tandis que les zones rurales restent non industrialisées. Avec les réserves ci-dessus, l'expression "nations en développement" est employée dans la présente monographie au sens couramment accepté, c'est-à-dire nation en cours d'industrialisation.

Nature des déchets solides dans les pays en développement

Dans les grandes zones urbaines des nations en développement, les déchets solides, en particulier ceux provenant des collectivités, sont très différents de ceux rejetés, aux Etats-Unis d'Amérique et, probablement, dans les zones industrialisées de l'Europe, même par les petites agglomérations. La principale différence est le pourcentage beaucoup plus élevé, dans les nations en développement, de matières organiques, comme le montre le tableau 1, qui présente des informations sur la quantité et la composition des déchets solides provenant des collectivités dans divers pays.

Dans la présente monographie, nous avons cherché, dans chaque section, à couvrir une gamme de situations parallèle à celle des degrés de développement que l'on rencontre dans les nations en développement, sans répétitions inutiles, comme cela pourrait être le cas dans la description d'une technique fondée sur certains principes de base indépendants de l'échelle et du degré de perfectionnement. Ce serait oiseux de répéter ces principes sous des rubriques telles que ville, village et campagne.

### Importance d'un bon programme de gestion des déchets solides

C'est malheureusement un fait que, dans sa hâte d'arriver à un plein développement, une nation non industrialisée néglige souvent la tâche de bien gérer les déchets que produit ce développement. Il en résulte, plus tard, une lourde pénalité sous forme de ressources gaspillées et sous forme de déchets d'un impact extraordinairement défavorable sur l'environnement. Cette pénalité n'est ni évitée ni diminuée par la résolution de faire quelque chose pour les déchets plus tard quand, espère-t-on, le pays sera mieux capable de prendre les mesures appropriées. Elle n'est pas non plus diminuée, si peu que ce soit, par la rationalisation (au sens psychologique) consistant à accorder une priorité plus élevée au développement, c'est-à-dire à l'industrialisation, qu'au maintien ou à l'amélioration de la qualité de l'environnement. En d'autres termes, une bonne quantité de l'environnement est alors considérée comme un luxe. Malheureusement, la nature n'est pas impressionnée par les rationalisations. Plus la qualité de l'environnement se dégrade, plus grand est l'effort nécessaire pour y remédier et cet accroissement n'est pas proportionnel au degré de dégradation, il augmente à un rythme plus voisin d'une progression géométrique. En fin de compte, atteindre un développement complet (une industrialisation complète) est inutile si, entre temps, la qualité de l'environnement est devenue insupportable. En principe, on cherche le développement pour améliorer la situation des citoyens. Comme un environnement vivable est indispensable à leur bien-être, le soin apporté à préserver un bon environnement doit aller de pair avec celui accordé à la réalisation d'un développement complet.

Il est indispensable d'établir un bon programme de gestion des déchets solides, car, comme le montrent les données du tableau 1, la production de déchets est directement proportionnelle au développement de la nation. Ces déchets contiennent des composants qui, s'ils sont rejetés sans discrimination dans l'environnement, peuvent, tôt ou tard, poser de graves problèmes quant à la santé publique et certainement quant à la détérioration de cet environnement. Répétons-le, plus on retarde les mesures nécessaires, plus le problème devient grave et plus il est difficile d'appliquer le remède. D'autre part, les déchets contiennent aussi de nombreuses matières qui, si on les récupère et les traite de façon adéquate, constituent des ressources qui peuvent être utiles.

La fraction organique des déchets solides est importante, à cause de l'impact défavorable qu'elle peut avoir sur la santé publique et la qualité de l'environnement, et parce qu'elle constitue une forte proportion de ces déchets. L'impact défavorable est dû à ce que ces déchets attirent les rongeurs et les vecteurs d'épidémies en leur fournissant le vivre et le couvert. Certains déchets, en particulier les excréments humains, peuvent contenir des micro-organismes pathogènes; il peut en être de même pour le fumier, mais certainement pas au même degré. Quant à la qualité de l'environnement, la dégradation se présente sous forme d'atteintes à la vue et à l'odorat. L'impact sur la santé publique ne se limite pas nécessairement à l'endroit de la décharge, il peut s'étendre à une distance très appréciable de celle-ci.

#### Récupération de ressources

Cette récupération se présente sous deux aspects et peut-être trois. Dans l'état actuel de la technologie, les déchets peuvent être transformés en compost (amendement de sol) ou en méthane (gaz combustible) ou être hydrolysés pour donner du glucose qui, à son tour peut soit fournir de l'éthanol par fermentation, soit servir de matière première pour la production de protéines sous forme d'organismes unicellulaires. De ces trois possibilités, la première a été et est encore la plus employée. La production de biogaz, bien qu'elle soit utilisée depuis de nombreuses années, n'a que récemment commencé à attirer quelque attention comme source possible d'énergie, et seulement depuis qu'il existe une pénurie dans ce domaine. Il faudra surmonter bien des obstacles, surtout d'ordre économique, avant que l'obtention d'éthanol ou de protéines soit réalisée dans la pratique, mais les perspectives sont bonnes pour le biogaz.

Outre les trois conversions - toutes d'ordre biologique - énumérées ci-dessus, on peut aussi employer les déchets organiques comme matière première pour des processus chimiques et thermiques fournissant des gaz et des huiles combustibles. Enfin, ils sont employés directement comme combustible pour produire de la vapeur.

Dans la présente monographie, nous décrivons et exposons dans un ordre biologique, les diverses méthodes signalées ci-dessus.

Pour cela, les questions concernant la production d'engrais et d'aliments sont traitées dans la première moitié de la monographie, celles concernant la

récupération d'énergie dans la seconde. Le chapitre sur l'hydrolyse est intermédiaire puisqu'il s'agit tant de production d'aliments que de récupération d'énergie.

L'exposé des méthodes d'exploitation commence par la description et la discussion d'une série de stades qui doivent précéder la récupération de ressources pour que celle-ci ait quelque chance de succès. Ces stades sont indispensables au succès durable de toute activité de production. Il faut d'abord déterminer la composition de la matière première utilisée, puis non seulement connaître la quantité disponible, mais aussi d'assurer d'une fourniture fiable. Ce serait évidemment de la folie de fonder une opération de taille utile sur une fourniture incertaine de matière première. Il faut aussi que cette dernière soit toujours disponible à un coût raisonnable. En outre, on doit avoir une idée claire des ressources matérielles et humaines dont dispose le producteur de façon à pouvoir déterminer si elles suffisent aux besoins de l'entreprise. Il est clair que, si la main-d'oeuvre est rare et si les ressources matérielles sont minimes, on ne choisira pas un procédé mettant en jeu un équipement complexe, comme ce serait le cas pour l'hydrolyse, tandis que l'obtention de compost serait possible. Cette dernière technique permet à toute nation, si pauvre qu'elle soit, d'adopter une forme de traitement des déchets organiques. Comme on le verra dans la section sur le compost, l'échelle peut aller du cas d'un individu isolé compostant les déchets de son jardin jusqu'à la transformation des ordures ménagères d'une commune. Enfin, mais ce n'est pas le moins important, il faut s'assurer de l'existence, de l'importance et de la continuité d'un marché pour les ressources récupérées. Pour les raisons ci-dessus, la partie technique du présent document commence par un chapitre sur ces stades préliminaires indispensables.

La présente monographie concerne surtout des déchets provenant des agglomérations, depuis le village jusqu'aux grandes villes. Accorder autant d'attention à tous les déchets solides, c'est-à-dire également aux déchets d'origine agricole et sylvicole, exigerait de rédiger une encyclopédie. Néanmoins, ces derniers déchets ne sont pas complètement négligés, en particulier ceux d'origine agricole. Lorsqu'ils peuvent s'adapter à un schéma global, l'attention du lecteur est attirée sur ce point.



Au moment où l'INTRODUCTION s'achève, ajoutons que la question des déchets solides est un problème difficile qu'il ne faut pas rendre plus difficile encore en cherchant des solutions complexes qui exigent une technologie de niveau élevé. Ce point est essentiel au succès d'un système de gestion, en particulier dans les économies à faible niveau technologique. De plus, les auteurs ont observé une tendance excessive à importer dans un pays la technologie d'un autre. Le danger est qu'un niveau de technologie qu'on peut considérer comme faible et d'application facile dans un pays, peut être trop complexe et inacceptable dans un autre. Il en est ainsi non seulement pour les méthodes d'évacuation, mais aussi pour la collecte des déchets et même pour les moyens de stockage. Un exemple en est la tentative faite pour introduire dans les pays en développement l'emploi de camions compacteurs, qui sont utiles pour réduire le volume des déchets (c'est-à-dire pour accroître leur densité apparente); mais cela n'est intéressant que dans les zones où la proportion des matières à faible densité, telles que le papier, est assez importante, environ 40 à 50 % en poids. D'autre part, les données du tableau 1 montrent que, dans les pays en développement, les déchets contiennent peu de papier et beaucoup de matière putrescible qui ont en général une haute teneur en humidité, pouvant atteindre 60 à 80 %; ils ont donc déjà une densité apparente élevée. Dans ces conditions, l'emploi d'un camion compacteur serait tout à fait inutile et, de plus, une complication supplémentaire serait introduite par le manque des pièces détachées nécessaires pour maintenir cet équipement en bon état de marche.

#### Cadre de la présente monographie

Enfin, les auteurs soulignent que cette monographie n'est pas conçue pour servir d'ouvrage de référence ni même de manuel de la gestion des déchets solides; son but est de faire connaître aux personnes chargées de cette gestion et à celles qui y jouent un rôle les possibilités qui existent lorsque la récupération de ressources est considérée comme une partie importante de la gestion. On espère que ce texte leur fournira les informations de base nécessaires pour parvenir à des décisions rationnelles, c'est-à-dire en harmonie avec la situation culturelle, économique et technologique du pays.

Comme les informations contenues dans la monographie sont de nature générale, son utilité concerne la prise de décisions, non la conception technique d'installations implantées dans des endroits déterminés. Quand on arrive à ce stade

de détail, sauf s'il s'agit d'une ferme ou d'un petit village, il faut s'assurer l'aide de professionnels compétents, en particulier lorsque l'échelle de l'opération prévue approche du niveau d'une ville. Dans ce dernier cas, il importe de n'employer que des ingénieurs-conseils qualifiés, c'est-à-dire versés dans le domaine particulier de la gestion des déchets solides, ne se limitant à aucun système ou procédé spécifique et surtout en sympathie avec les besoins particuliers de la communauté qui demande leur aide.

#### Bibliographie

1. Flintoff, F., Management of Solid Wastes in Developing Countries, Publications régionales de l'OMS, série de l'Asie du Sud-Est No. 1, New Delhi, 1976.
2. Kirov, H.Y., Principles of Waste Management, Kingsway Printers Ptg. Ltd., Australia, 1975.
3. Diaz, L.F., Solid Waste Management in Metropolitan Manila, Report to the World Bank, December 1978.
4. Communication personnelle de M. Maung, ONUDI, Vienne, mai 1979.
5. Seldman, N., and F. Ospina, Report to the World Bank Solid Waste Collection and Disposal Project for the Metropolitan Area of Medellin, Columbia, Institute for Local Self-Reliance, Washington, D.C., June 1979.
6. Paraquassi de Sa, F., Solid Waste Management in Rio de Janeiro, Brazil, Unpublished report, West Virginia University, Morgantown, November, 1970.
7. Savage, G.M., Solid Waste Management in Mexico City, Mexico, Report to the Pan American Health Organization. February 1979.
8. Diaz, L.F. et al. Market Potential of Materials and Energy Recovered from Bay Area Solid Wastes, College of Engineering, University of California, Berkeley, March 1976.

Tableau 1. Quantité et composition des déchets solides provenant des agglomérations (% en poids à l'état humide)

Matière	Inde, déchets urbains (1)	Israël (2)	Manille Philippines (3)	Yémen, Aden (4)	Medellin, Colombie (5)	Rio de Janeiro, Brésil (6)	Mexico, Mexique (7)	Nord de l'Europe, déchets urbains (2)	Sydney, Australie (2)	Moyenne des Etats-Unis (8)
Matières putrescibles	75,0	71,3	48,8 <sup>a</sup>	57,0	56,0	47,7 <sup>a</sup>	56,4 <sup>a</sup>	30,0	28,0	23,5
Papier	2,0	24,8	17,0	15,5	22,0	31,5	16,7	27,0	39,0	43,2
Métaux	0,1	1,1	1,5	13,2	1,0	5,9	5,7	7,0	8,0	8,0
Verre	0,2	1,0	5,3	2,6	2,0	4,7	3,7	11,0	14,0	10,8
Matières plastiques, caoutchouc, cuir	1,0	0,8	6,5	2,9	5,0	3,9	5,8	3,0	3,0	0,5
Textiles	3,0	1,0	3,7	6,8	4,0	4,1	6,0	3,0	4,0	4,0
Céramiques, poussières, pierres	19,0	1,8	17,2	2,0	10,0	2,1	5,7	19,0	4,0	10,0
Poids/habitant/jour (g)	414	400	400	460	536	540	680	845	850	1.362

a Y compris de petites quantités de bois.

## CHAPITRE 2

### STADES PRELIMINAIRES INDISPENSABLES ET DETERMINATION DE LA QUANTITE ET DE LA COMPOSITION DES DECHETS

#### DETERMINATION DE LA QUANTITE ET DE LA COMPOSITION DES DECHETS PRODUITS

##### Nécessité d'une détermination exacte

Comme le montrent les chiffres du tableau 1, la quantité et la composition des déchets varient beaucoup d'un pays à l'autre. Cependant, une étude attentive de ces données révèle l'existence de trois tendances générales, malgré de grandes variations. La première, concernant les quantités, suggère que la production de déchets par habitant augmente avec le degré de développement. La seconde concerne la proportion de papier dans les déchets, dont l'augmentation est étroitement liée au degré de développement. Enfin, la quantité de matières putrescibles dans les déchets solides provenant des agglomérations diminue à mesure que le pays se développe; cette tendance est peut-être la plus importante pour la gestion des déchets solides biologiques.

La quantité et la composition des déchets d'origine urbaine varient non seulement d'un pays à l'autre, mais aussi d'une ville à l'autre d'un même pays. La raison en est que les caractéristiques du flux de déchets dépendent de nombreux facteurs; parmi les plus importants, on peut citer le degré d'industrialisation, le développement socio-économique et le climat.

Bien qu'une connaissance approfondie des caractéristiques des déchets soit évidemment une condition préalable nécessaire pour la prise de décisions rationnelles en matière de gestion des déchets solides, il arrive souvent que l'on néglige l'importance de bonnes enquêtes sur leur quantité et leur composition et que l'on se fie à une méthode inexacte, en particulier le comptage des véhicules. Bien que ces comptages, s'ils sont couplés avec des estimations du volume, peuvent donner une idée des quantités rejetées, ils ne fournissent, à proprement parler, que ce que leur nom indique : le nombre de véhicules arrivant à la décharge.

Des enquêtes sur la quantité et la composition sont indispensables pour déterminer les dimensions des éléments clés. Une liste de ces éléments comprendrait en particulier la méthode et la nature du stockage, la forme et la fréquence de la collecte, l'effectif du personnel, les méthodes d'évacuation et le degré de récupération des ressources. Les enquêtes sont utiles non seulement

pour évaluer la situation actuelle, mais aussi pour déterminer les tendances futures. Des enquêtes fréquentes et continues sont donc indispensables à un bon programme de gestion des déchets solides.

Avant de procéder à une enquête sur la quantité ou la composition, il importe de s'assurer que le pillage avant la collecte et les décharges illégales sont éliminés ou tout au moins réduits au minimum.

#### Méthodes

Quantité : On peut employer plusieurs méthodes pour déterminer la quantité des déchets à évacuer. L'exactitude des résultats dépend de la méthode adoptée.

Le seul moyen d'arriver à une estimation exacte de la quantité des déchets est peut-être de peser tous les véhicules chargés de déchets lorsqu'ils arrivent à la décharge. Il faut pour cela un pont-bascule assez grand pour recevoir les véhicules de toute taille. Plusieurs types sont utilisables. Par exemple, un pont-bascule peut être installé de façon permanente ou l'on peut se servir d'une bascule mobile. Les auteurs ont rencontré peu de difficultés dans l'utilisation de bascules de ce dernier type, munies de cellules de charge pouvant être alimentées en courant continu ou en courant alternatif. Il faut bien entendu déterminer aussi le poids du véhicule vide. La figure 1 reproduit, à titre d'exemple, une feuille de données. Pour tenir compte des modifications dues à la saison ou à d'autres facteurs liés à l'époque de l'année, l'enquête doit se faire au moins pendant quatre périodes de deux semaines, réparties dans l'année.

Si les circonstances ne permettent pas de peser chaque véhicule, on peut peser quelques-uns d'entre eux, choisis au hasard. Pour arriver à la quantité totale, on multiplie le poids moyen obtenu par le nombre quotidien de charges. Ces résultats peuvent être moins exacts que si l'on pesait tous les véhicules, mais ils sont cependant meilleurs que si l'on n'effectuait aucune pesée.

La troisième et dernière méthode que nous décrirons est aussi la moins exacte. Elle implique la collecte des données suivantes : 1) densité moyenne des déchets, 2) nombre de charges par jour, 3) volume moyen des charges. Cette dernière quantité est obtenue en mesurant la carrosserie du véhicule. Le poids quotidien total est le produit des trois facteurs, c'est-à-dire la densité multipliée par le volume par le nombre quotidien de charges. Par exemple, si la densité est de  $250 \text{ kg/m}^3$ , le volume moyen des véhicules de  $1 \text{ m}^3$  et le nombre de charges par jour de 100, la quantité totale arrivant à la décharge est de 25 tonnes.



Le degré d'exactitude nécessaire peut parfois être si élevé qu'on ne peut l'obtenir par aucune des trois méthodes ci-dessus. C'est par exemple le cas pour déterminer les besoins en matière de stockage, la capacité nécessaire d'une station de transfert ou le potentiel de récupération de ressources. L'inconvénient des trois méthodes citées est qu'elles ne portent que sur les déchets amenés à une décharge reconnue, à l'exclusion de ceux évacués ailleurs.

Pour mesurer la quantité réelle de déchets produits, on peut multiplier le taux par habitant (par exemple en kg/j) par le nombre d'habitants de la zone étudiée (par exemple agglomération ou nation). Toute tentative d'arriver à un chiffre exact pour le taux par habitant est hérissée de difficultés. Il est clair qu'il serait matériellement et économiquement impossible de mesurer la production de chaque individu, même dans une petite agglomération très organisée. Il faut donc échantillonner à la source. Du point de vue de la possibilité de réalisation et du coût, il vaut mieux ne pas échantillonner à grande échelle, mais appliquer un programme modeste d'échantillonnage par zones, choisies de façon que tous les groupes socio-économiques soient représentés. Chaque ménage participant à l'enquête reçoit un récipient, par exemple un sac en matière plastique, où il place les déchets de la journée. Chaque jour, ces récipients sont collectés, étiquetés et transportés jusqu'à un point central où on les pèse; les poids et d'autres informations, telles que le nombre de personnes constituant le ménage et le niveau social, sont enregistrés. En même temps que l'on collecte les récipients, on distribue des récipients vides. L'idéal serait de collecter les récipients tous les jours et de ne fournir un récipient vide qu'après la collecte du récipient plein.

Pour assurer une pleine collaboration, il faut bien expliquer aux participants la nature du programme d'échantillonnage et sa raison d'être; la personne la plus qualifiée pour cela serait un travailleur social local.

En comparant les chiffres fournis par l'enquête sur les poids à la décharge et ceux se fondant sur la production par habitant déterminée par l'échantillonnage, on peut arriver à une estimation du total des déchets suffisamment exacte pour satisfaire la plupart des besoins, qu'il s'agisse des installations et de l'équipement nécessaires ou de la planification de la gestion.

Composition : Une connaissance complète de la composition des déchets est essentielle pour : 1) choisir le mode de stockage et de transport convenant le mieux à une situation donnée; 2) déterminer les possibilités de récupération de ressources; 3) choisir une bonne méthode d'évacuation; 4) déterminer l'impact sur l'environnement qu'auraient les déchets s'ils étaient mal gérés.

Pour arriver à un tableau raisonnablement exact de la composition des déchets provenant d'une communauté, il y a lieu de procéder à une étude pendant deux semaines quatre fois par an. Pendant ces périodes, on prélève, à la décharge, des échantillons des véhicules de collecte. L'échantillonnage doit porter sur les déchets provenant de toutes les sources (logements, boutiques, bureaux, marchés et industrie légère). Le rapport du nombre d'échantillons de chaque type de déchet au nombre total doit être égal au rapport de la quantité de ce type à la quantité totale. Par exemple, si les logements fournissent dix fois plus de déchets que les boutiques et l'industrie légère réunies, il faut dix fois plus d'échantillons de déchets provenant des logements que de l'ensemble des deux autres sources.

Le poids minimal d'un échantillon doit être de l'ordre de 100 kg. Si l'échantillon est trop petit, il a moins de chances d'être représentatif. D'autre part, l'amélioration de l'exactitude ne suffit pas pour justifier le prélèvement d'échantillons de plus de 100 kg.

Pour réduire les erreurs provenant de la décomposition et de la variation de la teneur en humidité, l'analyse des échantillons doit commencer dans un délai de deux à trois heures après la collecte.

La figure 2 montre, à titre d'exemple, une feuille de données établie pour l'étude, aux Etats-Unis, de la composition. Comme cette feuille est très détaillée, elle peut être modifiée suivant le besoin; dans certains pays, il peut ne pas être nécessaire d'adopter pour le classement toutes les catégories indiquées; par exemple, on pourrait réunir les papiers divers, les journaux et le carton en une seule catégorie. Pour procéder à l'analyse, les déchets présents dans les échantillons sont classés d'après les catégories indiquées et tous les déchets d'une même catégorie sont mis dans un récipient. Le classement achevé, on pèse les récipients pleins, on en déduit le poids du récipient vide pour obtenir le poids net.



Autres caractéristiques physiques

Outre la détermination de la composition, il est vivement recommandé que le programme d'échantillonnage prévoie le dosage de l'humidité, la détermination de la densité apparente et l'analyse granulométrique.

La teneur en humidité est déterminée comme suit : 1. L'échantillon est pesé tel qu'il est reçu, à l'état humide; on le laisse ensuite sécher à l'air jusqu'à ce que sa teneur en humidité soit en équilibre avec celle de l'air ambiant. La teneur en humidité en pourcentage est alors donnée par la formule suivante :

$$\text{Teneur en humidité} = \frac{W_W - W_D}{W_W} \times 100 \%$$

où :  $W_W$  = poids de l'échantillon à l'état humide

$W_D$  = poids de l'échantillon à l'état sec.

On peut mesurer la densité apparente en remplissant de déchets un récipient de volume connu et en le pesant (le récipient doit être constamment secoué pendant le remplissage). On obtient la densité en vrac en divisant le poids net des déchets par leur volume. Le résultat est exprimé en  $\text{kg/m}^3$ .

Figure 2. Exemple de feuille de données pour l'étude de la composition

DATE : \_\_\_\_\_

ECHANTILLON No. : \_\_\_\_\_

CATEGORIE DE DECHET : \_\_\_\_\_

CAMION No. : \_\_\_\_\_

ZONE ETUDIEE : \_\_\_\_\_

ITINERAIRE No. : \_\_\_\_\_

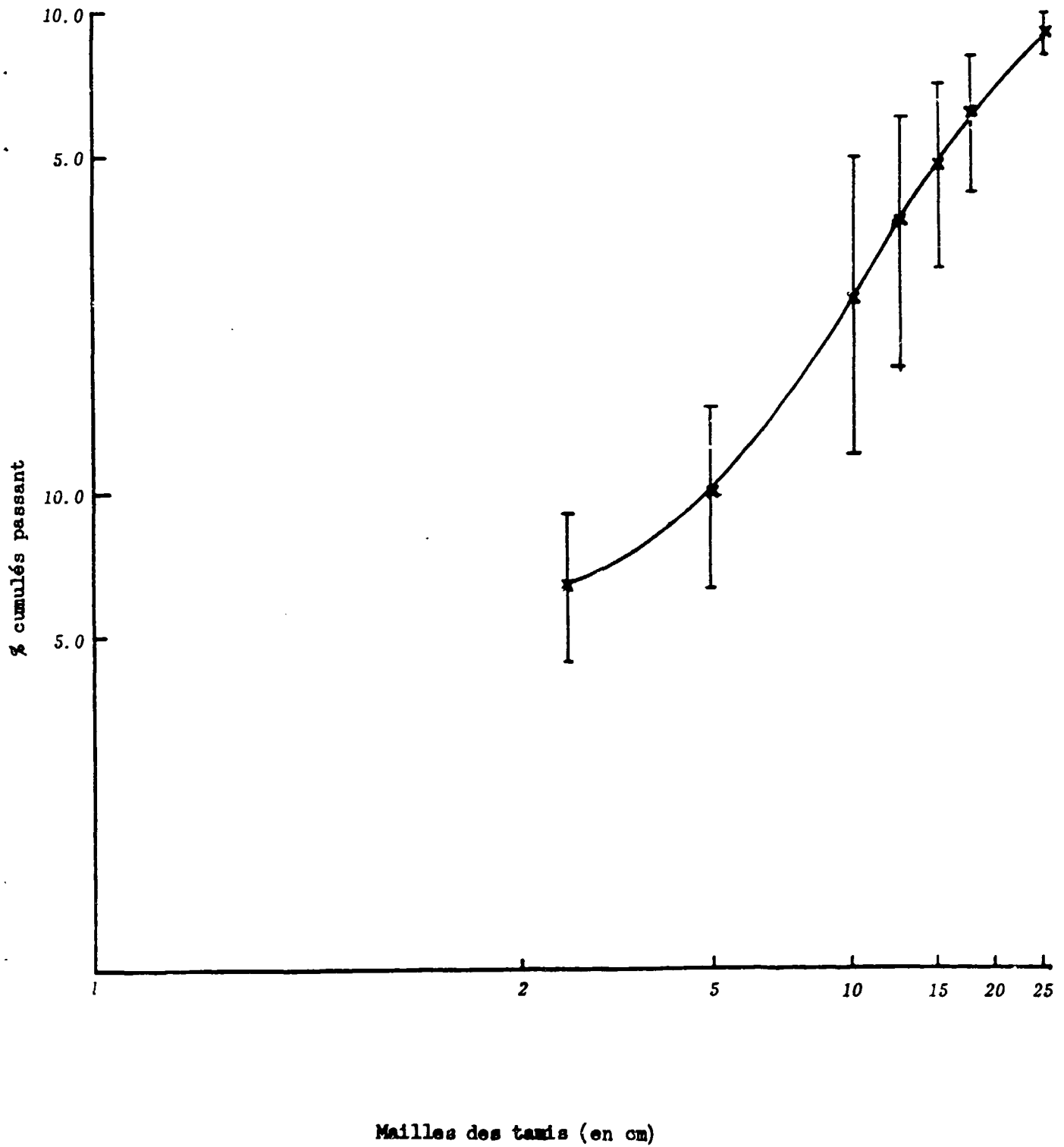
COMPOSANT	POIDS EN KG			POURCENT DU TOTAL
	BRUT	TARE	NET	
Papiers divers				
Journaux				
Carton				
Déchets alimentaires				
Herbe, déchets de jardinage				
Bois				
Textiles				
Os				
Putrescibles divers				
Films de matière plastique, styrène				
Réipients en plastique, polyéthylène				
Cuir, chaussures, caoutchouc				
Gros morceaux de ferraille				
Réipients en acier et en fer-blanc				
Réipients en aluminium				
Autres déchets d'aluminium				
Autres métaux				
Verre				
Terre, plâtre, pierres, etc.				
Matières inorganiques diverses				
TOTAUX				

NOTES : \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

DONNEES ENREGISTREES PAR : \_\_\_\_\_

Analyse granulométrique : On procède par tamisage manuel; les tamis doivent avoir des lumières carrées de 20, 10, 5 et 2,5 cm de côté. L'échantillon doit avoir un poids compris entre 150 et 300 kg. On place les déchets sur le tamis à mailles de 20 cm, que l'on secoue jusqu'à ce que le refus ne passe plus; on enlève celui-ci et on le pèse. Les déchets ayant passé le tamis sont placés sur le tamis à mailles de 10 cm que l'on secoue comme précédemment et l'on répète l'opération pour les deux autres tamis. On pèse les différentes fractions et l'on trace, à partir des chiffres obtenus, une courbe granulométrique; d'ordinaire on porte en abscisses la taille des mailles et en ordonnées les quantités cumulées les traversant. La figure 3 est un exemple de feuilles de données et la figure 4, un exemple de courbe granulométrique.





Mailles des tamis (en cm)  
Figure 4. Courbe granulométrique moyenne des déchets bruts

### CHAPITRE 3.

#### UTILISATION DES MATIERES ORGANIQUES COMME ENGRAIS

##### INTRODUCTION

Bien que les déchets organiques contiennent des éléments nutritifs qui, incorporés au sol, augmentent sa fertilité, leur teneur en azote (N), en phosphore (P) et en potassium (K) n'est pas suffisante pour qu'ils puissent être légalement considérés, dans la plupart des pays, comme des engrais. Par exemple, aux Etats-Unis d'Amérique, un engrais doit contenir au total au moins 6 % de NPK. Toutefois, la principale utilisation des déchets organiques en agriculture n'est pas leur teneur en NPK, mais leur effet bénéfique sur la structure et les autres caractéristiques du sol. Cependant, bien que la valeur en tant qu'engrais puisse être secondaire, il ne faut pas la négliger.

L'application des déchets dépend beaucoup de la forme sous laquelle les éléments nutritifs se rencontrent dans les déchets organiques; il s'agit presque entièrement de molécules organiques, ce qui était à prévoir pour les déchets non traités, mais il en est encore de même dans une large mesure après traitement. Dans le premier cas, les éléments sont surtout liés à du protoplasme de cellules végétales et animales. Avec le temps, il se produit une décomposition, les éléments sont transformés peu à peu en protoplasme microbien et en produits intermédiaires et finals de décomposition, parmi lesquels l'azote ammoniacal est particulièrement important. Le fait que les éléments nutritifs font partie de molécules organiques a pour effet, en pratique, qu'une partie seulement d'entre eux sont disponibles pour les plantes immédiatement après leur introduction dans le sol. On estime que 30 à 35 % seulement de l'azote du compost sont disponibles pour les plantes pendant les premières années suivant l'application, mais, les années suivantes, l'azote, comme les autres éléments, finit par devenir disponible.

Les déchets organiques bruts peuvent être employés soit immédiatement après leur production, soit transformés en compost que l'on applique au sol. L'application directe peut être précédée d'une certaine préparation, telle que la déshydratation ou la fragmentation. Chaque façon de faire a ses avantages et ses inconvénients; ils apparaîtront progressivement dans ce chapitre.

Les déchets organiques pouvant servir d'engrais se divisent en trois grands groupes : débris de culture, déchets animaux et humains <sup>a/</sup> et déchets de la préparation d'aliments, provenant par exemple de conserveries.

#### UTILISATION DE DECHETS ORGANIQUES BRUTS

##### Préparation

La nature et l'étendue de la préparation dépendent d'au moins quatre facteurs : 1. des caractéristiques physiques des déchets; 2. de la possibilité ou de l'impossibilité d'incorporer au sol les déchets dans leur état actuel; 3. du temps écoulé entre la production et l'épandage; 4. de la distance au lieu d'utilisation. Le second facteur est une extension du premier. On pourrait ajouter la densité de la population et la proximité des emplacements de production et d'application.

##### Caractéristiques physiques et incorporation au sol

Parmi les caractéristiques physiques, la taille est l'un des paramètres décisifs dont dépend la possibilité d'une application directe. La taille maximale des particules est celle pour laquelle un déchet peut être manipulé par la machine ou par l'ouvrier qui l'épand sur le sol. C'est la taille au-dessus de laquelle un déchet ne peut pas être complètement recouvert de terre ou ne le peut que grâce à un labour exceptionnellement profond. Cette taille maximale est probablement plus élevée si l'incorporation doit se faire à la main, parce qu'une machine a une tolérance uniforme immuable, tandis qu'un ouvrier peut modifier son labour de façon à s'adapter à la taille des particules - dans des limites raisonnables, bien entendu.

La composition moléculaire d'un déchet influence aussi les dimensions maximales acceptables. Une matière qui se décompose difficilement doit être amenée à une taille plus petite qu'une substance fragile (par exemple des feuilles sèches) ou facilement décomposable. Les morceaux de bois doivent avoir au maximum 1 à 2 cm, tandis que la verdure peut être enterrée sans aucune réduction de la taille. Bien entendu, des tiges de plantes d'une longueur de l'ordre

---

<sup>a/</sup> A cause de graves dangers pour la santé publique, les déjections humaines doivent être traitées de façon que les microbes pathogènes et les parasites soient détruits avant application.

du mètre doivent être coupées en morceaux de 30 cm, surtout pour la commodité de la manutention. Si l'on élimine le papier, il n'est plus nécessaire de fragmenter les déchets bruts, surtout dans les pays peu industrialisés. S'il existe une quantité appréciable de papier, il faut le couper en morceaux ne dépassant pas environ 12 cm.

Enfin, il est à conseiller, pour des raisons d'ordre économique, d'éviter autant que possible la réduction de la taille. En général, si l'on envisage sérieusement l'utilisation directe de déchets bruts, c'est parce qu'une méthode plus complexe est difficile à appliquer dans le cadre des contraintes économiques qui existent dans un pays donné.

La déshydratation est un autre stade préparatoire qui peut être très avantageux. Elle est indiquée lorsque le stockage est de longue durée et lorsqu'il faut transporter les déchets à grande distance. Elle pourrait aussi être nécessaire si les déchets étaient produits, collectés et évacués dans des zones à population assez dense.

La déshydratation est utile parce qu'elle peut provoquer une cessation plus ou moins complète de l'activité des microbes, donc de l'apparition de produits de décomposition malodorants. L'activité microbienne cesse complètement pour une teneur en humidité de 12 % et diminue rapidement lorsqu'on s'approche de ce chiffre. De plus, les déchets déshydratés attirent moins les vecteurs de pathogènes et conviennent moins bien pour leur servir d'aliment et d'abri; il n'en est pas nécessairement de même pour les rongeurs. En outre, la manutention est plus facile et l'écoulement de liquide pendant le stockage et le transport est diminué. La mauvaise odeur et l'attraction de vecteurs pathogènes sont particulièrement importantes dans les zones où la densité de la population est moyenne ou élevée. Le transport est plus facile, non seulement parce que l'écoulement de liquide est réduit, mais parce que le poids et le volume diminuent : la proportion de 85 à 95 pour cent d'humidité qui existe le plus souvent dans la matière vivante est ramenée à 70 à 75 pour cent.

La déshydratation doit se limiter à celle obtenue par séchage à l'air, de préférence au soleil. On peut étaler les déchets sur une surface exposée, ou les placer sur des étagères; les autres procédés sont d'un coût prohibitif, même dans les pays industrialisés.



Enfin, il faut citer une méthode essayée d'abord à Odessa (Texas) et plus tard, en Israël (1). Les résultats ont été mauvais dans le premier cas, mais semblent avoir été très bons dans le second : on a étalé 7,2 tonnes de déchets organiques (au sens technique de déchets provenant de la préparation de denrées alimentaires) sur un terrain vague de 400 m<sup>2</sup> à 19 km de Beersheba et l'on y a semé une plante fourragère à haute teneur en protéines et du blé tendre. Les semences et les déchets ont été recouverts de sable. On a obtenu, sans arrosage, 3,6 tonnes d'aliments pour animaux. D'après l'auteur de l'article, les rendements ont été très bons pendant les années suivantes, sans arrosage ni réensemencement.

#### Avantages

Le premier avantage de l'application directe qui vient à l'esprit est le fait que, en supprimant un stade important de traitement, on réalise une grande économie sur les coûts, puisqu'il n'est plus nécessaire d'acheter et de faire fonctionner le matériel de traitement. Un second avantage est la diminution probable de la perte d'éléments nutritifs qui accompagne inévitablement le traitement, par exemple la perte d'azote ammoniacal pendant le compostage. Si l'on peut utiliser les déchets immédiatement, la superficie de sol nécessaire est fortement diminuée. De plus, compte tenu des contraintes et des inconvénients étudiés dans les quelques alinéas qui suivent, on peut obtenir les avantages d'une incorporation de matières organiques au sol plus vite, meilleur marché et avec moins d'efforts.

#### Inconvénients ou contraintes

Malheureusement, les avantages de l'application de déchets organiques bruts sont très diminués par divers inconvénients, qui portent sur la production agricole, le maintien d'une bonne qualité de l'environnement et la sauvegarde de la santé publique.

Production agricole : Des études européennes ont montré que les déchets composés favorisent nettement mieux la croissance des plantes que les déchets organiques bruts. De plus, l'expérience courante des jardiniers et des cultivateurs montre que, si l'on ne prend pas certaines précautions, l'application de fumier frais peut avoir des conséquences très défavorables sur la production. La gravité des dégâts dépend de la nature du fumier; par exemple les dommages

résultant de l'application de fumier frais de bovins, quoique appréciables, sont loin d'être aussi graves que ceux provenant de l'épandage de fumier de porc ou de pouline. Dans le cas de débris végétaux et de déchets d'origine urbaine, les conséquences ne sont pas tout à fait aussi sérieuses.

Une forme grave est la "brûlure" pouvant suivre l'épandage de déchets bruts frais; elle ressemble à celle qui est la conséquence immédiate d'une trop forte dose d'engrais chimique. On observe des zones nécrotiques sur les bords des feuilles. Dans les cas moins graves, le dommage se manifeste sous forme d'une réduction générale de la croissance des plantes.

La cause de ces phénomènes est le dégagement de concentrations toxiques de gaz ammoniac au voisinage des racines; si cette concentration est assez élevée, les racines sont tuées. Il peut aussi se former des produits de décomposition toxiques. Les chercheurs qui ont observé que la réponse aux déchets bruts ou à un compost incomplètement évolué est inférieure à celle que donne un bon compost sont incapables d'expliquer complètement la différence.

On peut réduire l'influence défavorable sur les plantes en épandant en automne ou en intercalant entre les déchets bruts et la zone des racines une couche de 10 à 20 cm de terre. L'épaisseur de la couche de déchets peut être réduite si l'on admet qu'ils seront proches d'un état satisfaisant de décomposition lorsque les semences auront germé et que les racines des plantules se seront assez allongées pour pénétrer la couche de déchets. Si l'épandage se fait en automne, le délai avant les semailles est insuffisant pour que la décomposition se produise. Bien entendu, dans les régions où il neige en hiver, les éléments eutrophiques peuvent être transportés vers des nappes d'eau au moment de la fonte des neiges. La même possibilité de pollution des nappes d'eau voisines existe dans les régions où il pleut beaucoup pendant la période où les champs sont en jachère.

Dangers pour la santé publique et dégradation de l'environnement : il faut souligner à ce sujet que les inconvénients exposés dans les trois alinéas qui suivent ne s'appliquent qu'aux déchets bruts très périssables par nature et aux déjections humaines et animales. De nombreux types de débris végétaux sont assez stables pour ne pas figurer dans cette catégorie.

Les déchets organiques bruts, s'ils ne sont pas convenablement protégés pendant leur stockage et leur transport, attirent les rongeurs et les vecteurs de pathogènes et leur fournissent des aliments et l'abri. Les rongeurs sont attirés par les déchets végétaux et rarement ou jamais par les fumiers. Par exemple, aux Etats-Unis, on a montré qu'une décharge ouverte contenant des déchets provenant d'une agglomération peut servir de foyer à la diffusion de populations de rats dans une zone circulaire de 8 km de rayon; pour les mouches, la conclusion est à peu près la même. Donc, plus un déchet organique brut provenant d'une agglomération d'un pays en voie de développement ressemble à la fraction correspondante aux Etats-Unis, plus les problèmes concernant les rats et les mouches seront voisins. Le cycle de reproduction des mouches s'accomplit tout entier dans des matières organiques en décomposition. Il est freiné si la teneur en humidité est faible ou si la température est très basse ou très élevée.

Deux autres inconvénients sont de nature esthétique. L'un est la production d'odeurs désagréables. Dans certaines combinaisons de conditions, ces odeurs peuvent être assez intenses pour révolter même le plus résistant des individus. Le second inconvénient est l'aspect désagréable à l'œil des déchets bruts, en particulier ceux provenant de la préparation des aliments.

Les problèmes concernant l'environnement et la santé publique peuvent être résolus en empêchant l'accès d'animaux et de micro-organismes indésirables pendant le stockage et le transport. Sur le champ d'épandage, on peut les résoudre en incorporant les déchets dans le sol aussi tôt que possible après l'épandage.

#### Economie

Si aucune préparation n'est nécessaire, le principal élément de coût avant l'application est celui du transport qui peut constituer l'élément crucial pour une décision d'utiliser ou non un déchet brut. Il ne faut pas oublier que, par suite des coûts de plus en plus élevés du combustible et du taux croissant d'inflation correspondant, la distance maximale économiquement admissible est vite atteinte. Aux Etats-Unis, le coût unitaire du transport par camion est aujourd'hui le double et parfois le triple de ce qu'il était dans les dernières années 60. Dans les autres pays du monde, l'évolution est analogue.

S'il faut stocker les déchets, il faut tenir compte du coût de la construction d'un abri adéquat, qui ne doit pas être très complexe. Couvrir les déchets par un treillage métallique empêche l'accès des rongeurs et des mouches, mais n'évite pas les mauvaises odeurs ni l'aspect inesthétique.

Aux Etats-Unis, les autorités sanitaires sont arrivées à la conclusion que le seul moyen satisfaisant de stocker du fumier de bovins est de le placer dans un réservoir en béton, ce qui évite le ruissellement et le lessivage, ainsi que l'accès des mouches. Il est très probable que cette façon de faire serait trop coûteuse pour des pays en développement. D'autre part, dans ces pays, un stockage prolongé est peu probable. Aux Etats-Unis, le coût en 1979 d'un réservoir en béton serait de l'ordre de 105 à 140 dollars/m<sup>3</sup> s'il est couvert, et de 70 à 105 dollars/m<sup>3</sup> s'il ne l'est pas.

#### UTILISATION DE DECHETS COMPOSTES

##### Description du produit

Des matières bien compostées peuvent être considérées comme un humus; ce dernier mot a été défini par Waksman (2) comme un agrégat complexe de substances amorphes provenant de l'activité microbologique au cours de la décomposition de résidus d'origine végétale et animale. Du point de vue chimique, c'est un mélange hétérogène de substances comprenant divers composés synthétisés par les microbes, des complexes provenant de la décomposition et des matières non décomposées. Les principaux constituants sont donc des dérivés de lignine, de protéines, de certaines hémicelluloses et de celluloses. En tant qu'humus, le compost n'est pas dans un état biochimique statique; donc, si les conditions mésologiques sont adéquates, il subira une nouvelle décomposition due aux microbes et, dans une certaine mesure, à des formes de vie supérieures, telles que les vers de terre et divers insectes, jusqu'à finalement oxydation en sels minéraux, dioxyde de carbone et eau. L'humus, et par conséquent le compost, a une grande capacité d'échange de bases, provoquant le gonflement.

Vers la fin de la phase de traitement, d'ordinaire au moment de l'apparition des champignons microscopiques et des actinomycètes, le compost acquiert une odeur terreuse; cette odeur, tirant un peu vers l'odeur de poussière, reste caractéristique du produit longtemps après la fin du traitement.

L'aspect du compost immédiatement après la fin du traitement dépend beaucoup des caractéristiques physiques des déchets employés, en particulier de leur taille qui est probablement cause de toute similitude d'ensemble entre l'aspect du compost et celui des déchets bruts. Cependant, quelle que soit son origine, le produit est d'une couleur variant du gris foncé au brun foncé. Nous parlons ici de l'aspect immédiatement après la fin du traitement parce que, à moins que la teneur en humidité ne dépasse 15 pour cent, la décomposition se poursuit et l'aspect continue donc aussi à se modifier. L'aspect immédiatement après la fin du traitement est celui du produit "fabriqué", c'est-à-dire l'aspect lorsqu'il est prêt à être distribué aux utilisateurs. Après un stockage prolongé, il se rapproche d'une fine poussière, quelles que soient les matières premières employées. Comme la modification ultérieure de l'aspect est le signe d'une profonde modification des propriétés, toutes les descriptions de la présente section concernent le compost fraîchement obtenu. Si les déchets provenant d'une agglomération contiennent une proportion appréciable de papier, on pourra reconnaître des morceaux de papier dans le produit. Il en est de même pour la paille, le bois et les autres matières difficilement transformables. Cependant, il faut signaler ici que, malgré l'analogie d'aspect (à l'exception du changement de couleur), la nature du produit a changé. Par exemple, les morceaux sont bien plus fragiles qu'avant le compostage et il est beaucoup plus facile de broyer le compost.

On peut modifier beaucoup l'aspect du produit par un tamisage fournissant des particules d'une taille presque unique. Comme les éclats de verre et les morceaux de matière plastique nuisent à l'aspect et, dans une certaine mesure, à l'utilité du produit, il faut les éliminer autant que possible par tamisage.

Bien que le compost ait une certaine valeur en tant qu'engrais, comme nous l'avons déjà dit, sa teneur en azote, phosphore et potassium n'est pas suffisante pour qu'il puisse être légalement considéré comme un engrais dans de nombreux pays, en particulier aux Etats-Unis. Comme l'aspect et les autres caractéristiques, la teneur en NPK du produit varie dans le même sens que celle des matières premières.

Les concentrations en azote (par rapport au poids sec) des déchets provenant d'agglomérations sont couramment les suivants : Etats-Unis, 0,5 à 1 %,

São Paulo (Brésil) et Mexico, environ 2 à 4 pour cent. Le fumier de bovins composté peut contenir de 0,5 à 2,5 pour cent d'azote. Le fumier de porc, le fumier de mouton et la poulina compostés reflètent la forte teneur en azote des fumiers bruts. La teneur en phosphore des composts est en général un peu inférieure à leur teneur en azote. Dans le cas des déchets provenant d'agglomérations, la teneur en potassium du compost est en général bien plus faible, sauf s'il contient des cendres de bois, mais ce n'est pas un inconvénient grave dans les zones où le sol est alcalin.

Le rapport carbone/azote (C/N) diminue pendant le compostage; si l'opération est bien exécutée, il ne dépasse pas 20/1. Le déclin graduel est dû à la perte de C sous forme de dioxyde de carbone formé par le métabolisme.

Le chiffre de 20/1 est critique quant à la production agricole; si le C/N dépasse cette valeur, il est fort possible que les plantes manquent d'azote. Ce déficit est le résultat des activités métaboliques et synthétiques des microbes, d'une part, des besoins des plantes en éléments nutritifs, d'autre part. Le métabolisme et la synthèse de protoplasme sont caractéristiques de toutes les cellules vivantes et se produisent donc inévitablement en présence d'azote disponible. Si la quantité d'azote est insuffisante pour satisfaire les demandes de tous les organismes présents dans le sol, ceux-ci entrent en concurrence pour l'azote disponible; ceux qui l'assimilent le mieux en prennent la plus grande partie aux dépens des organismes moins efficaces qui présentent alors les symptômes du manque d'azote. Comme les bactéries assimilent mieux l'azote que les plantes cultivées, ces dernières souffrent d'un manque d'azote qui se manifeste par de la chlorose et une réduction générale de la croissance.

On peut compenser un C/N trop élevé en appliquant, en même temps que le compost, un engrais azoté. Si le C/N est trop faible, il peut se produire le même type de brûlure que lorsqu'on applique du fumier trop frais, et pour les mêmes raisons; la limite est probablement d'environ 10/1.

A cause de la variabilité des caractéristiques visuelles et nutritives des composts, il est bon d'en préciser la qualité, soit pour une masse unique, soit en subdivisant d'après les différences de cette qualité. Cette façon de faire est recommandée pour une utilisation optimale du produit. Une des

raisons en est que la qualité nécessaire varie suivant l'application envisagée. Par exemple, pour remettre en valeur une terre abîmée par une exploitation minière à ciel ouvert, un compost d'assez médiocre qualité suffit, tandis qu'il faut un produit de très haute qualité pour une exploitation maraîchère.

On peut déterminer la qualité d'après la teneur en NPK, la taille des particules et son degré d'uniformité, la proportion de produits indésirables tels que des débris de verre et de matières plastiques, l'absence de microbes pathogènes et de substances toxiques et, éventuellement, l'âge. Naturellement, un compost exempt de matières indésirables, qui n'offre aucun danger pour la santé publique, dont les particules ont une taille petite et uniforme et dont la teneur en NPK est voisine de celle légalement nécessaire pour un engrais (environ 6 pour cent) serait classé comme de qualité 1. Il conviendrait aux applications les plus difficiles, telles que la production de légumes destinés à la consommation humaine, cuits ou crus.

Nous nous bornons à suggérer les deux qualités inférieures suivantes et leurs spécifications. D'autres normes pourraient être fixées pour des situations particulières au pays où l'on procède au compostage. La seconde qualité (qualité 2) serait un compost dont la taille maximale des particules serait de 3 à 6 cm, supérieure à celle du compost de qualité 1, contiendrait quelques débris de verre et de matières plastiques, aurait un C/N maximal d'environ 20/1 et serait exempt de pathogènes; il conviendrait pour les vergers et les cultures de plein champ. La qualité 3 grouperait les composts ne satisfaisant pas aux spécifications des qualités 2 et 1, qui pourraient être utilisés avec succès, dans la plupart des cas, pour la remise en valeur de terres.

#### Méthode d'application

L'équipement nécessaire à l'application, que ce soit à la machine ou à la main, est la même que pour les matières organiques brutes.

La principale différence est que le produit peut entrer en contact direct avec les plantes et qu'il n'est donc pas nécessaire d'interposer une couche de terre entre la zone des racines et le compost. De plus, celui-ci peut être employé en couverture, comme un paillis, sans aucun danger.

#### Quantité

Le principal facteur qui intervient dans la détermination de la quantité à appliquer est l'équilibre entre la consommation par les plantes des éléments

nutritifs (en particulier NPK) et la quantité apportée par le compost. De ces trois éléments, l'azote est le plus préoccupant. En d'autres termes, la quantité maximale de compost que l'on peut appliquer sans problème est celle qui ne contient pas plus d'azote que la quantité utilisée par les plantes pendant leur croissance. Par exemple, dans le cas du maïs, il faudra ajouter environ 224 kg d'azote par hectare. Si le compost à employer contient 2 pour cent d'azote, le maximum théorique serait d'environ 11 tonnes métriques, mais, comme 35 pour cent seulement environ de l'azote sont disponibles pour les plantes au cours de la première année, on pourrait appliquer environ 30 à 33 tonnes. Il ne faut pas oublier, pour déterminer la quantité employée au cours des années suivantes, que l'azote qui reste finit par devenir disponible pour les plantes : 30 à 35 pour cent au cours de la deuxième année, le reste au cours de la troisième. Le tableau 2 indique les quantités effectivement devenues disponibles au cours de chaque année. La raison du maintien de l'équilibre entre l'azote ajouté et l'azote consommé est que l'azote en excès est oxydé en nitrate par les bactéries du sol; il est alors soluble et peut être lessivé par les eaux souterraines et nuire à la qualité de celles-ci. Le tableau 3 donne les quantités de NPK utilisées par les diverses récoltes.

Tableau 2. Grammes d'azote dégagés annuellement par tonne de compost incorporé au sol

Azote organique dans le compost (%)	Quantité d'azote dégagé (en g/t de compost ajouté)		
	1ère année	2ème année	3ème année
2,0	454	408	408
2,5	544	544	499
3,0	635	635	590
3,5	771	726	680
4,0	862	816	771
4,5	998	952	907
5,0	1.088	1.043	998



Tableau 3. Besoins en NPK de diverses récoltes

Récolte	Rendement (en boisseaux)	Phosphore (en kg/ha)	Azote (en kg/ha)	Potassium (en kg/ha)
Maïs	168	39,2	207	199
	202	49,3	269	223
Maïs vert ensilé	36	39,2	224	227
Soja	56	23,5	289	112
	67	32,5	376	124
Sorgho		45,0	280	186
Blé	67	24,6	140	102
	90	26,9	208	150
Avoine	112	26,9	168	140
Orge	112	26,9	168	140
Luzerne	9	39,2	504	446
Herbe des vergers	7	49,3	336	348
Brome	5,6	32,5	186	236
Fétuque	4	32,5	151	172
Pâturin des prés	3,4	26,9	224	167

Si le compost contient des matières toxiques pour les animaux, pour les plantes ou pour les personnes qui consomment celles-ci, la quantité maximale est déterminée par la concentration de ces substances dans le compost multipliée par le nombre de tonnes pour lequel le maximum admissible serait atteint. Ce maximum est évidemment la différence entre la quantité pour laquelle un dommage se produirait et la quantité déjà présente dans le sol. Le nombre de tonnes par unité de surface s'estime facilement par l'équation

$$x = \frac{y}{z}$$

où x est la quantité totale de compost par unité de superficie (ha), y la quantité maximale admissible (kg) de la substance toxique par unité de surface moins la quantité déjà présente dans le sol et z la concentration de la substance par unité de masse de compost (kg/t).

La concentration dans le sol pour laquelle un élément toxique inhibe la croissance d'une plante ou est dangereuse pour un consommateur de celle-ci dépend de divers paramètres du sol : pH, matières organiques, degré d'aération, structure et capacité d'échange d'ions, ainsi que de la quantité de l'élément en cause absorbée par les plantes. Ces différents facteurs agissent, séparément ou en combinaison, sur la solubilité de la substance toxique, car une plante ne peut assimiler que les matières dissoutes et la substance toxique ne peut être nuisible que si elle est assimilée par la plante, sauf s'il y a destruction des tissus végétaux, comme dans l'action du gaz ammoniac sur les poils des racines. D'autre part, la substance n'est dangereuse pour l'homme que si sa concentration dans la partie comestible de la plante est suffisante. En général, les métaux lourds, toxiques pour les plantes et éventuellement pour l'homme, sont insolubles si le pH dépasse 7,0 (sols alcalins). Le degré de fixation par chélation, échange d'ions ou insolubilisation s'élève quand la quantité de matières organiques présentes dans le sol augmente, quand celui-ci est davantage aéré et quand sa capacité d'échange d'ions s'accroît. L'addition de compost augmente ces trois facteurs et élève par conséquent les limites supérieures acceptables; il faut en tenir compte dans la détermination des quantités maximales applicables. Pour une étude détaillée du problème des métaux lourds, l'ouvrage de Leeper (3) est une excellente référence.

En conclusion, une application généralement acceptable est d'environ 10 tonnes/ha/an ou 20 à 30 tonnes/ha tous les trois ans, sans application pendant les deux autres années. Ces chiffres pourraient être réduits dans le cas de composts obtenus à partir de boues d'égout provenant d'un secteur industriel, de déchets contenant des quantités appréciables de cendres de bois ou de charbon ou d'une concentration en azote exceptionnellement élevée.

#### Avantages de l'application de compost au sol

Ces avantages comprennent ceux indiqués dans la section précédente sur les déchets bruts, notamment l'augmentation de la teneur en NPK du sol, moindre toutefois qu'avec une quantité normale d'engrais chimique. Néanmoins, l'application de compost permet de réduire la quantité d'engrais chimique appliqué plus que proportionnellement à la concentration de NPK dans le compost. En effet, la présence de compost, ou de toute autre matière d'origine animale ou végétale, améliore l'utilisation de NPK d'origine chimique, en fixant dans les cellules des microbes la fraction de l'engrais chimique non utilisé par les plantes; ce NPK se dégage peu à peu à mesure de la mort des microbes. En l'absence de matières organiques, 30 à 35 pour cent de l'azote, 20 à 30 pour cent du phosphore et une moindre proportion de potassium ajoutés sous forme d'engrais chimique sont lessivés hors de portée des racines. Le stockage

du phosphore se fait par l'intermédiaire d'acides organiques synthétisés au cours de la dégradation métabolique des matières organiques. Ces acides forment un complexe avec les phosphates inorganiques du sol et rendent donc le phosphore plus facilement disponible pour les plantes supérieures. Le phosphore et l'azote sont en fait stockés d'une façon particulière à l'humus en ce que la précipitation du phosphore par le calcium est freinée et l'azote, comme nous l'avons dit plus haut, est transformé en protoplasme microbien, ce qui réduit la nitrification, donc protège la qualité des eaux souterraines. Il ne faut pas non plus négliger les oligo-éléments utiles contenus dans le compost; l'application de celui-ci permet de supprimer pratiquement toutes les déficiences en oligo-éléments d'un sol.

Un autre grand avantage de l'utilisation du compost est son influence bénéfique sur la structure du sol, qui est d'une importance comparable à la teneur en éléments nutritifs pour déterminer la productivité. Cette amélioration résulte de la tendance du compost à provoquer l'agrégation du sol qui devient friable et s'émiette; il en résulte une meilleure aération et une plus grande capacité de retenue de l'eau. Comme l'aération et l'humidité sont des facteurs importants du développement des racines, les plantes cultivées dans des sols contenant du compost sont caractérisées par des racines bien développées. Cette agrégation se produit par l'intermédiaire de divers esters de la cellulose formés par le métabolisme des microbes.

Un autre aspect de la possibilité de conservation de l'eau est l'emploi du compost comme couvert; dans ce cas, le compost sert de barrière matérielle à l'évaporation. Son utilité comme couverture est accrue par le fait qu'on peut l'incorporer ensuite au sol où il exerce son influence bénéfique.

Les avantages concernant la chélation et la fixation des métaux lourds ont été exposés dans la section sur la quantité à appliquer.

Un dernier avantage important est la résistance accrue des plantes à de nombreuses maladies. Peu importe qu'elle soit due à une croissance plus vigoureuse grâce à la présence du compost ou à l'apparition d'une réponse immunologique de la plante elle-même. Par exemple, Hortensia a montré qu'en présence d'un compost à base d'écorces de feuillus, on peut obtenir une croissance normale des agrumes dans des sols fortement infestés de nématodes.

### Inconvénients

Comme les inconvénients concernant la production ont été en grande partie traités dans la section sur la quantité à appliquer, la présente section sera consacrée : 1) aux inconvénients touchant le milieu et la santé publique non étudiés précédemment; 2) à ceux liés au transport et à l'application du compost.

Environnement et santé publique : Les principaux effets défavorables possibles sur l'environnement sont ceux dus à une application trop importante, la quantité de matière nutritive dépassant celle utilisée par la plante. Les conséquences ont été décrites à propos de la dose à appliquer.

Les dangers pour la santé publique ne se produisent, comme il a été dit plus haut, que pour les composts à base d'excréments humains ou de boues d'eaux usées d'origine industrielle. On pourrait aussi y ajouter les déchets provenant d'animaux malades, mais peut-être à un moindre degré. Le danger pour la santé publique n'existe que si les microbes pathogènes n'ont pas été exterminés pendant ou après le compostage.

Le compostage n'est pas, en soi, une garantie de destruction de tous les organismes pathogènes. L'opinion contraire courante résulte de la croyance fallacieuse que les hautes températures atteintes pendant ce processus provoquent la destruction de tous les pathogènes contenus dans la masse. En fait, de nombreux facteurs se combinent pour empêcher une destruction complète; il est donc inutile d'établir un tableau des températures provoquant la mort de divers organismes.

Une cause importante de destruction incomplète est la possibilité que toutes les parties, même les plus petites, d'un tas, ne soient pas exposées à une température suffisante. Un seul kilo de matière infestée ou contaminée qui n'a pas été assez chauffée peut contaminer à nouveau tout un tas de compost. De plus, le retournement (décrit dans le chapitre sur le compostage) provoque une recontamination de la partie "stérile" d'un tas par la partie non encore exposée à des températures élevées. Si l'on ne pratique pas le retournement, des températures suffisantes peuvent exister dans tout le tas, mais, même dans ce cas, il peut y avoir des flots de basses températures (voisines de la température ambiante). Néanmoins, malgré ces inconvénients, atteindre des températures bactéricides est une contribution importante à la destruction globale des pathogènes.

Les insuffisances de température sont compensées par d'autres facteurs, dont l'ensemble exige un délai de 1 à 12 mois et, parfois, mais rarement, plus long, pour que la destruction des pathogènes soit relativement complète. Il n'est pas nécessaire que la destruction soit totale. Une réduction à un niveau où les pathogènes cessent de pouvoir provoquer une infection est suffisante. Ces autres facteurs sont la destruction de la source d'alimentation, la concurrence de micro-organismes non pathogènes, l'action d'antibiotiques et un environnement peu favorable. Comme l'habitat normal des pathogènes est le corps humain, les sources de nutrition qu'ils peuvent utiliser sont des composés se trouvant dans ce corps, qui sont assez peu nombreux et rapidement détruits pendant le compostage. S'étant adaptés à l'environnement protégé fourni par le corps de leur hôte, les pathogènes soutiennent difficilement la concurrence des microbes présents dans les matières à composter, dont l'habitat normal est le milieu extérieur, où les pathogènes ne peuvent normalement pas proliférer. De plus, la présence d'actinomycètes et de champignons pendant le compostage normal provoque la production de divers antibiotiques. Par exemple, des espèces de Streptomyces (actinomycètes) et d'Aspergillus (champignons) apparaissent en assez grand nombre pendant le compostage. Tout bien considéré, une année de stockage devrait assurer la destruction de toutes les formes parasites, sauf les plus résistantes, des spores microbiennes (par exemple celles de l'anthrax) et des pathogènes tels que Mycobacterium tuberculosis. Comme tous ces organismes sont très sensibles aux rayons ultraviolets, on peut éliminer les formes résistantes en exposant le compost, en couche mince, au soleil pendant une semaine ou deux; la couche est ratisée tous les jours.

Les difficultés liées au transport et à l'application dérivent presque uniquement du grand volume et de la faible densité du compost sec. Il est clair que le transport d'un produit peu dense coûte plus cher que celui d'un produit dense. Avec un produit peu dense non compacté comme le compost, la capacité en volume du véhicule de transport est atteinte bien avant sa capacité en poids. Pour la même raison, l'équipement nécessaire pour l'épandage doit être volumineux. Ce point peut ne pas avoir d'importance en cas d'épandage à la main, mais, même alors, il faut un plus grand nombre de voyages par

unité de masse de compost. Cependant, ces difficultés ont peu d'importance par rapport aux grands avantages que procure l'emploi du compost.

Après avoir fourni la motivation pour le compostage grâce à une description des nombreux emplois du produit, il reste à donner les informations nécessaires pour mener à bien le processus; c'est le but du chapitre suivant.

#### BIBLIOGRAPHIE

1. Ragen, Naomi, "The Struggle for Israeli's Environment", Hadassah Magazine, Nov. 1979.
2. Wakeman, A.A., Humus (ed. 2), Williams-Wilkins Co., Baltimore, Md. 1938.
3. Leeper, G.W., Managing the Heavy Metals on Land, Pollution Engineering and Technology/6. Marcel Dekker, Inc. New York and Basel. 1978.

## CHAPITRE 4

### COMPOSTAGE

#### PRINCIPES FONDAMENTAUX

Reconnaître l'importance de certains principes de base est une condition préliminaire essentielle pour une évaluation rationnelle de la technologie du compostage et de ses applications. Ignorer ou ne pas respecter ces principes peut conduire à choisir des systèmes peu adéquats à une situation donnée ou d'une conception inutilement complexe et, par conséquent, trop coûteux. Il pourrait arriver qu'on choisisse un système voué à l'échec parce que totalement inadapté à la situation réelle. Ces affirmations sont applicables à tout processus technologique, mais le sont particulièrement au compostage, parce que son fonctionnement est assez facilement troublé sur le plan économique et parce qu'une multitude de prétentions exagérées sont émises soit par des laudateurs trop enthousiastes du procédé, soit par des partisans de certaines méthodes et de certains matériels spécifiques.

#### Définition

L'exposé des principes de base commence par la définition technique suivante du compostage : "Le compostage est la décomposition biologique de déchets d'origine végétale ou animale, dans des conditions régulées, de façon à obtenir un produit suffisamment stable pour pouvoir être stocké sans nuisances et être utilisé dans l'agriculture". Les mots clés de cette définition sont "décomposition biologique", "d'origine végétale ou animale", "dans des conditions régulées" et "suffisamment stable".

Comme le compostage est une décomposition biologique, il a les grands avantages et les inconvénients qui caractérisent normalement les systèmes biologiques. Deux des principaux de ces avantages, par rapport aux systèmes non biologiques, sont un moindre coût de premier établissement et d'exploitation et un impact moins défavorable sur la qualité de l'environnement. Deux inconvénients souvent attribués à ces systèmes sont : traitement lent et résultats toujours imprévisibles. Le traitement est en effet lent, mais un système biologique convenablement utilisé n'est pas plus imprévisible qu'un système non biologique. Si les paramètres sont connus et si l'on ne dépasse pas la capacité prévue, le procédé fonctionnera exactement comme prévu. Un corollaire

de l'expression "décomposition biologique" est que seuls les déchets organiques peuvent être décomposés de cette façon. Il est probable que cette dernière affirmation doit être considérée comme une généralisation car, dans de rares circonstances, certains micro-organismes peuvent attaquer des matières qui ne sont pas d'origine vivante. L'expression "dans des conditions régulées" distingue le compostage de la simple décomposition qui se produit dans une décharge ouverte ou dans un enclos d'embouche. La définition de cette caractéristique se heurte à la difficulté de déterminer ce qui constitue le minimum de régulation qui justifierait la désignation "compostage". Enfin, la condition de "stabilité" a le double but d'assurer que le produit obtenu sera inoffensif et de fournir une base solide pour la comparaison entre méthodes de compostage.

#### Biologie

Les organismes actifs dans le compostage sont pour la plupart des microbes, notamment des bactéries mésophiles et thermophiles et des champignons. Il est commode de grouper les bactéries en bactéries proprement dites et bactéries filamenteuses; parmi ces dernières, les actinomycètes sont les plus importantes; elles apparaissent surtout dans les derniers stades du compostage. Leur apparence et leur prolifération se produisent en même temps que la disparition de la cellulose et de la lignine. Les bactéries capables de fixer l'azote qui peuvent être présentes n'en fixent que des quantités relativement insignifiantes, tant à cause de la lenteur du processus que de l'abondance d'azote fixé disponible dans les déchets.

Si l'on laisse continuer le processus de compostage au-delà du temps minimal nécessaire pour atteindre la stabilisation, une macroflore apparaît dans le tas; elle utilise comme substrat une partie de la microflore et les déchets en décomposition. Dans la macrofaune, les vers de terre (Lumbricus terrestris, L. rubellus, Eisenia foetida) sont peut-être les plus remarquables et certainement les plus utiles. Ils n'apparaissent que lorsque le processus est déjà assez avancé, à moins qu'on ne les introduise délibérément dans le tas, ce qui peut se faire pendant les premiers stades du compostage, et, d'après les partisans de cette méthode, avec des conséquences très favorables.



Les activités des vers de terre au cours du compostage auraient les avantages suivants : 1. Leur alimentation réduit la taille des déchets. 2. Ils dévorent les colonies bactériennes trop âgées, ce qui stimule la croissance de nouvelles colonies. 3. Leurs excrétions contenant de l'azote enrichissent le compost. 4. Le développement des microbes est accru parce que la bactériostase et la mycostase sont éliminées. 5. La pénétration de l'oxygène est favorisée. 6. Des éléments nutritifs minéraux sont ajoutés. 7. L'alimentation des vers influence les interactions entre microflore, protozoaires et nématodes, ce qui augmente les échanges de carbone et d'éléments nutritifs. 8. Le nombre de microbes pathogènes diminue. 9. Les rejets des vers de terre sont analogues à la couche supérieure du sol et sont préférables au compost comme amendement. L'obtention de ces avantages et le degré auquel on les obtient éventuellement varient d'une opération à l'autre. Il est clair qu'il y a aussi des inconvénients et l'on doit surveiller l'évolution avec soin. De plus, les conditions nécessaires pour l'élevage des vers peuvent ne pas être réalisables partout. Néanmoins, la possibilité d'introduire des vers en cours de compostage mérite quelque intérêt.

Inoculations : Il faut beaucoup insister sur le fait que, dans presque tous les déchets, il existe un nombre suffisant des divers microbes nécessaires pour les composter. La seule exception pourrait être un déchet qui, pour une raison ou pour une autre, a été pasteurisé, ou est d'une composition pratiquement homogène. Même dans ce cas, la microflore nécessaire sera sans doute présente, très probablement parce que les déchets auront été contaminés au cours de la manutention.

A cause du grand nombre de groupes de microbes qui entrent en jeu et comme le compostage est une succession dynamique d'interactions microbiennes avec les déchets formant le substrat, ce serait une tâche colossale d'isoler et d'identifier chaque groupe et de déterminer son rôle dans le processus. Ces trois stades, isolation, identification et détermination du rôle, sont tous trois essentiels au développement de microbes inoculés. De plus, ce travail serait difficile même pour un microbiologiste hautement qualifié, et prendrait sans aucun doute beaucoup de temps. D'autre part, une fois les organismes isolés, leur rôle serait incertain à cause de la difficulté qu'entraîne

l'étude de cultures mixtes. Enfin, même si les micro-organismes étaient identifiés et si leur rôle était déterminé, l'aptitude des microbes inoculés à concurrencer les microbes se trouvant déjà dans le compost et à se développer dans ces conditions serait nettement diminuée par suite de l'affaiblissement dû aux conditions nécessaires à la culture des microbes in vitro. En outre, personne n'a pu jusqu'ici démontrer scientifiquement, sans doute possible, aucune efficacité des inoculations dans le compostage. Des affirmations en sens contraire doivent donc être considérées avec un haut degré de scepticisme.

Si, pour l'une ou l'autre de ces raisons, on désire inoculer des microbes, on peut utiliser du fumier de cheval décomposé, du compost fini, ou un sol limoneux riche; ces trois matières contiennent la microflore nécessaire.

Dans le traitement des eaux usées, on préconise souvent une inoculation massive par du compost mûr. Cette inoculation peut prendre la forme d'un recyclage du produit final dans tout le système. L'efficacité de cette façon de faire est discutable.

Comme les microbes sont les agents actifs essentiels du compostage, les paramètres dont dépendent leur prolifération et leur activité sont ceux qui déterminent la rapidité et le degré du compostage. Ils sont tous de nature mésologique, c'est-à-dire concernant les microbes. Les principaux sont la nature du substrat, le rapport carbone/azote (C/N), la taille des particules, les disponibilités en oxygène (aération), la teneur en humidité, la température et le pH; les plus importants pour la conception du procédé sont la nature du substrat et l'aération. Bien que, strictement, C/N, taille des particules, teneur en humidité et pH soient tous des aspects de la nature du substrat, dans le présent contexte, l'expression "nature de" portera essentiellement sur la composition du substrat et sur les disponibilités en éléments nutritifs et en oligo-éléments.

#### Matières premières - substrat

Dans le compostage, ce sont les déchets à composter qui forment le substrat; c'est ce que le lecteur ne devra pas oublier pendant l'exposé qui suit sur les éléments nutritifs. Les déchets doivent contenir tous les éléments nutritifs nécessaires et il est rare que l'addition de produits chimiques comme éléments nutritifs soit nécessaire ou désirable.

Éléments nutritifs : Types et sources - Comme dans le cas des plantes, et en fait, de toute matière vivante, les éléments nutritifs des microbes sont le carbone, l'azote, le phosphore et le potassium. Les oligo-éléments comprennent le cobalt, le manganèse, le magnésium, le cuivre et divers autres. Le calcium est intermédiaire entre les deux catégories, mais son rôle principal est probablement celui de tampon. Bien que tous ces éléments nutritifs puissent être présents en quantité suffisante dans un substrat, ils sont inutiles pour les microbes s'ils ne sont pas sous une forme assimilable pour eux, de même que le carbone de la cellulose n'aurait aucune valeur nutritive pour l'homme qui mangerait un produit cellulosique tel que le papier. Un point important à se rappeler est que la disponibilité est fonction des enzymes dont dispose tel ou tel microbe. Certains groupes de microbes peuvent attaquer, dégrader et utiliser les matières organiques qu'on trouve dans les déchets frais, tandis que d'autres ne peuvent utiliser comme aliments que les produits intermédiaires de décomposition. Il en résulte que la décomposition, et par conséquent, le compostage de déchets, résultent des activités d'une succession dynamique de différents groupes de micro-organismes où l'un de ces groupes prépare pour ainsi dire la voie au groupe qui lui succède.

Un autre aspect de la disponibilité des éléments nutritifs, important pour le compostage, est que certaines molécules organiques résistent très bien à l'attaque des microbes, même de ceux possédant le complexe enzymatique nécessaire. Il en résulte que ces molécules se décomposent lentement, même quand toutes les autres conditions mésologiques sont maintenues au niveau optimal. C'est le cas par exemple pour la lignine (bois) et la chitine (plumes, coquillages, exosquelettes). La cellulose C est inattaquable par la majorité des microbes, bien qu'elle soit facilement disponible pour certains champignons. L'azote est facilement disponible quand il est sous forme de protéines, de peptides ou d'acides-amino, tandis que les petites quantités présentes dans la lignine et la chitine ne le sont que difficilement. Les sucres et les amidons sont facilement décomposés, les graisses un peu moins.

C/N - Du point de vue des besoins des microbes en éléments nutritifs, le C/N des déchets à composter est le facteur exigeant le plus d'attention, car l'expérience montre que, presque sans exception, tous les autres éléments nutritifs sont présents dans les déchets organiques courants, en quantités et dans des rapports adéquats.

Les besoins concernant le C/N sont fonction des différences entre les quantités des deux éléments utilisés par le métabolisme microbien pour obtenir de l'énergie et pour synthétiser de nouvelles cellules. Une quantité appréciable de carbone est oxydée en CO<sub>2</sub> par l'activité métabolique du microbe et une autre est transformée en membranes cellulaires, en protoplasme et en produits stockés. En revanche, l'azote est surtout consommé pour la synthèse du protoplasme. Il faut donc beaucoup plus de carbone que d'azote; le rapport est de l'ordre de 20 à 25 parties de carbone pour 1 d'azote. Le C/N du substrat devrait donc, dans l'idéal, être compris entre ces limites; s'il n'en est pas ainsi, la décomposition, et par conséquent le compostage, sont ralentis. D'autre part, si le C/N est plus faible, il y a beaucoup de chances pour que l'azote soit perdu sous forme de gaz ammoniac et d'azote élément. La raison en est que les organismes transforment l'azote excédant les besoins des microbes en gaz ammoniac, qui peut être volatilisé par suite d'une élévation du pH et de la température.

Si le C/N est trop élevé, on peut y remédier en ajoutant un déchet contenant de l'azote; inversement, s'il est trop faible, on peut ajouter un déchet riche en carbone. Le tableau 4 donne la teneur en azote et le rapport C/N pour divers déchets et résidus.

On peut doser l'azote dans un déchet par la méthode classique de Kjeldahl. Il n'en est pas de même pour le carbone, à cause de la difficulté d'obtenir un échantillon représentatif et de la nécessité d'un équipement d'analyse coûteux et d'une qualification adéquate du chimiste. Heureusement, on peut obtenir une estimation approximative, suffisante pour le compostage, grâce à une formule mise au point pendant les années 60 par des chercheurs néo-zélandais (1) :

$$\% \text{ de carbone} = \frac{100 - \% \text{ de cendres}}{1,8}$$

Des recherches ont montré que les valeurs ainsi obtenues ne s'écartent pas de plus de 2 à 10 pour cent de celles fournies par une analyse plus exacte en laboratoire. Pour le compostage à petite échelle, où l'on ne peut procéder au dosage de l'azote et du carbone, on peut supposer que le C/N sera au moins voisin du niveau voulu si le rapport en volume des déchets frais de couleur verte (ou de déchets provenant de la préparation des aliments, ou de fumier frais) aux déchets secs non verts est d'environ 1 à 4.

Tableau 4. Teneur en azote et C/N de divers déchets et résidus

Déchet	Azote	C/N
Gadoue	5,5 - 6,5	6 - 10
Urine	15 - 18	0,8
Sang	10 - 14	3,0
Déchets d'abattoir		4,1
Fumier de vache	1,7	18
Pouline	6,3	15
Fumier de mouton	3,8	
Fumier de porc	3,8	
Fumier de cheval	2,3	25
Boue d'égout brute	4 - 7	11
Boue d'égout digérée	2 - 4	
Boue activée	5	6
Brins d'herbe	3 - 6	12 - 15
Déchets de végétaux autres que les légumineuses	2,5 - 4	11 - 12
Graminées diverses	214	19
Fanes de pommes de terre	1,5	25
Paille de blé	0,3 - 0,5	128 - 150
Paille d'avoine	1,1	48
Sciure de bois	0,1	200 - 500

Taille des particules : C'est de leur taille que dépend la superficie des particules de déchets exposée à l'attaque des microbes. Il est évident que plus le rapport de la surface à la masse (ou au volume) sera élevé, plus l'attaque par les microbes sera rapide. Donc, théoriquement, plus les particules sont petites, plus vite et plus facilement elles pourront être décomposées. La restriction "théoriquement" se justifie parce que, pour certains résidus végétaux frais, la réduction de la taille des particules les transforme en une masse semblable à une soupe. La taille minimale acceptable est toujours celle permettant d'atteindre et de maintenir la porosité nécessaire pour une bonne aération; le maintien dépend de la résistance structurelle des particules. Avec des matériaux rigides, résistant à l'écrasement, les interstices restent intacts, même pour des particules très petites. Au contraire, les déchets végétaux frais tendent à former une masse compacte, très peu poreuse.

En pratique, la taille optimale dépend de la nature physique des déchets. Si leur structure est rigide et résiste à l'écrasement, les particules doivent avoir une taille comprise entre 15 et 70 mm environ. D'autre part, avec des déchets végétaux frais, la plus grande partie des particules doivent avoir au moins 5 cm et la taille maximale peut atteindre 15 cm ou même plus, suivant que les déchets sont plus ou moins décomposables.

On se pose souvent la question de savoir s'il est nécessaire de réduire la taille de la partie organique des déchets provenant d'agglomérations de pays en développement. En général, c'est nécessaire, mais on peut se demander s'il faut une machine aussi coûteuse qu'un broyeur à marteaux. L'une ou l'autre forme de tambour rotatif pourrait peut-être suffire pour le degré assez faible de fragmentation, de rupture et de macération nécessaire pour des déchets aussi humides et à aussi forte teneur en matières organiques que ceux produits dans les pays en développement.

Une certaine réduction de la taille est indiquée pour les morceaux de bois ou les résidus très fibreux, de façon à ramener leur longueur entre 5 et 10 cm. Cependant, il faut souligner qu'une longueur plus grande ne gênerait pas le processus de compostage en soi, sauf peut-être en rendant la manutention plus difficile. Cela suppose que les branches et les rameaux n'ont pas plus de 1 cm de diamètre ou, s'il s'agit de copeaux, qu'ils n'ont pas plus d'environ

2 cm de largeur et 1 à 5 cm d'épaisseur. Pour des résidus verts frais, tels que Latuca sativa et les fruits de Carica papaya et de Mangifera indica, la réduction de taille nécessaire est très faible.

Cette réduction n'est pas normalement justifiée pour les fumiers, sauf s'ils sont mélangés à une grande quantité de litière. Dans ce cas, la fragmentation serait nécessaire pour la litière, non pour le fumier.

#### Facteurs concernant l'environnement

Le compostage étant un processus biologique, il est très fortement influencé, comme tous les processus biologiques, par l'ensemble des facteurs liés à l'environnement. Les principaux sont la température, le pH, l'aération, l'humidité et le substrat (c'est-à-dire les disponibilités en éléments nutritifs essentiels). Nous ne parlerons pas ici du substrat, étudié dans les paragraphes précédents. L'ensemble des facteurs liés à l'environnement détermine la rapidité et l'étendue de la décomposition. Il est clair que le compostage sera d'autant plus rapide que ces facteurs seront voisins des niveaux optimaux. En dépit de l'emploi du mot "ensemble", le degré auquel la vitesse d'un processus donné peut approcher du maximum possible dépend du facteur qui est le plus loin du niveau optimal. Ce facteur, qui fixe la limite maximale, est appelé, à juste titre, le "facteur limitant".

Température : On a beaucoup discuté les mérites relatifs, pour le compostage, des températures élevées et des températures moyennes. Comme on pouvait s'y attendre, les unes et les autres ont leurs avantages et leurs inconvénients et il est probable que la question de supériorité ne sera jamais tranchée à la satisfaction de tous. En pratique, cette discussion est dans une large mesure académique, car, en l'absence de contre-mesures énergiques, on rencontrera les deux niveaux de température.

Quand la température dépasse 65 à 70°C, les organismes qui le peuvent tendent à former des spores, ce qui est indésirable, parce que le stade de formation des spores est un stade de repos, ce qui réduit donc la vitesse de décomposition. De plus, l'activité des microbes incapables de former des spores est alors fortement inhibée et ils peuvent même être tués. Donc, il faut, si possible, maintenir la température maximale vers 60°C.

pH : En général, le bon fonctionnement de systèmes biologiques exige un pH compris entre des limites assez étroites (par exemple entre 6,5 et 7,5 pour la digestion anaérobie). Cependant, dans le cas du compostage, l'intervalle est si large que l'on rencontre rarement des difficultés dues à un pH trop faible ou trop élevé. Normalement, il diminue quelque peu pendant les premiers stades du processus, pour tomber à 5,0, puis augmente et peut atteindre 8,5. La chute initiale est due à la formation d'acides organiques qui servent de substrat pour les populations microbiennes qui se succèdent.

Comme il est très probable que le pH ne tombera pas à des niveaux inhibant le processus, il est inutile de chercher à tamponner la masse par addition de chaux éteinte; c'est même à éviter parce que cela pourrait accroître la perte d'azote sous forme de gaz ammoniac et d'azote élément dans les derniers stades du processus. Le cas des déchets de fruits pourrait constituer une exception : le pH peut tomber à 4,5 et certains indices montrent que, dans ces conditions, on peut accélérer le compostage (2). Aux niveaux assez élevés de température et de pH que l'on rencontre quand le compostage progresse, l'ion ammonium est volatilisé et l'azote est perdu sous forme de gaz ammoniac quand la masse est aérée. Bien que cette perte existe presque toujours dans le compostage aérobie, elle est accrue par la présence de chaux. Cependant, la chaux améliore l'état physique des déchets compostés, peut-être en partie en absorbant l'humidité.

Aération : A une certaine époque, on a considéré le compostage anaérobie comme une solution de remplacement très admissible du compostage aérobie; le principal avantage qu'on lui attribuait était une réduction de la perte d'azote. Comme les engrais azotés coûtent de plus en plus cher, en argent et en énergie, cet avantage est peut-être assez important aujourd'hui pour entrer sérieusement en ligne de compte. Le second avantage, beaucoup plus douteux, est que le compostage anaérobie est moins coûteux que l'aérobie. La différence est plus apparente que réelle, parce que le temps nécessaire est beaucoup plus long et les déchets doivent être complètement protégés de l'environnement; cette séparation est nécessaire à cause de l'odeur épouvantable caractéristique de la décomposition anaérobie de déchets. Il y a d'autres inconvénients: lenteur de la décomposition, absence de températures élevées, présence de



produits intermédiaires non décomposés et aspect peu engageant du produit. L'absence de températures élevées est surtout importante du point de vue de la santé publique, puisqu'elle réduit beaucoup la destruction des organismes pathogènes. La présence de composés intermédiaires donne en général une mauvaise odeur au compost obtenu.

Le compostage aérobie, bien qu'il puisse augmenter quelque peu la perte d'azote, a l'avantage d'une durée relativement courte, de températures élevées atteintes au cours du processus et de l'absence d'odeurs de putréfaction. Il serait téméraire d'affirmer qu'aucune des odeurs produites au cours du compostage aérobie n'est désagréable pour personne, car il n'existe probablement aucune odeur qui plaise à tout le monde, sauf peut-être celle du limon fraîchement retourné. Comme les avantages du processus en aérobie l'emportent sur ceux du compostage en anaérobie, ils sont adoptés dans presque tous les systèmes modernes.

Les textes publiés suggèrent divers taux d'aération. Cela est dû à ce que les taux nécessaires pour maintenir le fonctionnement du processus dépendent de la nature et de la structure des déchets et de la méthode d'aération. On peut s'attendre que l'oxygène soit nécessaire en plus grande quantité si les déchets en cause se décomposent facilement et si la population microbienne est nombreuse et vigoureuse que lorsqu'il s'agit de déchets se décomposant difficilement et que la population microbienne est peu nombreuse.

Beaucoup de travaux ont tendu à déterminer la quantité d'air nécessaire pour maintenir une masse de déchets en état aérobie. On se heurte à de très grandes difficultés, car les méthodes d'analyse mises au point au fil des années pour les eaux usées sont inapplicables. L'une des premières recherches a été faite par Schulze (3,4), qui a utilisé comme réacteur un tambour rotatif. Il a envoyé de l'air à travers le tambour à un débit donné et a mesuré la teneur en oxygène à la sortie. Cette méthode ne conduisait pas à déterminer la demande totale d'oxygène, mais donnait une indication sur le taux d'absorption de celui-ci. Schulze a trouvé que le quotient respiratoire était égal à l'unité, c'est-à-dire que

$$\frac{\text{CO}_2 \text{ produit}}{\text{O}_2 \text{ consommé}} = 1,0$$

En cherchant à lier l'absorption d'oxygène aux niveaux de certains facteurs météorologiques clés, il a trouvé que plus ces facteurs approchaient du niveau optimal, plus l'oxygène était absorbé rapidement et en grande quantité. Par exemple, il a signalé que l'absorption d'oxygène passait de 1 mg/g de matières volatiles à 30°C à 5 mg/g à 63°C (4). Inversement, l'absorption d'oxygène diminuait quand les conditions liées à l'environnement devenaient plus mauvaises. Les résultats sont très variables - à cause de la variabilité de la composition des déchets solides - comme le montrent les expériences de Chrometzka (5) et de Lossin (6). Chrometzka a trouvé des besoins en oxygène allant de 9 m<sup>3</sup>/g/heure pour du compost mûr à 284 m<sup>3</sup>/g/h pour du compost frais. Lossin a signalé des demandes allant de 900 mg/g/h pour le premier jour du compostage à 325 mg/g/h pour le vingt-quatrième. Regan et Jeris (7) ont trouvé 1,0 mg d'oxygène/g de matières volatiles/h à 30°C avec une teneur en humidité de 45 pour cent, contre 13,6 mg/g à 45°C, avec une teneur en humidité de 56 pour cent. La conclusion à tirer de ces résultats est que l'absorption d'oxygène reflète l'intensité de l'activité microbienne, donc le degré de stabilité des déchets. Par conséquent, il est à prévoir que les besoins en oxygène diminueront après le stade des hautes températures.

Théoriquement, la quantité d'oxygène nécessaire est déterminée par la quantité de carbone à oxyder, mais on ne pourrait calculer ce besoin à partir de la teneur en carbone des déchets, car une proportion inconnue du carbone est transformée en cellules bactériennes et une autre fraction inconnue est de nature si réfractaire que le carbone qu'elle contient est inaccessible aux microbes. Pour un réacteur permettant la mesure du débit de l'air, la valeur proposée par Schulze (3), 562 à 623,4 m<sup>3</sup> d'air/tonne métrique de déchets est aussi bonne que n'importe quelle autre.

La conclusion pratique à tirer de l'exposé ci-dessus est qu'il faut d'abord procéder à des expériences sur les déchets des catégories que l'on prévoit devoir composter pour déterminer les taux d'aération. Avec les tas remués, les résultats seraient en termes de fréquences des retournements; avec des tas non remués et des réacteurs mécanisés, en termes de débits d'air.

Une autre conclusion pratique est que, à moins de faire des efforts héroïques, il est impossible de maintenir en état complètement aérobie aucune

masse de plus d'une tonne. Le but doit être d'aérer au maximum, mais dans les limites des possibilités économiques. Comme les contraintes économiques et, dans une certaine mesure, les contraintes techniques se combinent pour imposer un état non complètement aérobie, les disponibilités en oxygène deviennent, en général, en pratique, le facteur limitant.

On pourrait enrichir le flux d'air entrant par de l'oxygène pur, ce qui accélérerait beaucoup le compostage et, en fait, cette façon de faire a été proposée sérieusement. Techniquement, cela semble attrayant, mais il est fort douteux que les rendements justifient l'augmentation considérable des dépenses.

Teneur en humidité : Comme il a été dit plus haut, la teneur en humidité admissible et la quantité d'oxygène disponible sont étroitement liées. La raison en est que le compostage implique le traitement des déchets à peu près dans l'état où ils sont arrivés, c'est-à-dire une masse de matières solides dont la teneur en humidité est sensiblement la même qu'au moment de leur production. La fourniture d'oxygène aux microbes qui provoquent la décomposition doit donc venir de l'air piégé dans les interstices entre particules de déchets et de la couche d'air ambiant immédiatement au-dessus de la surface de la masse. Donc, si la teneur en humidité est si élevée qu'elle déplace l'air des interstices, un état anaérobie apparaîtra dans la masse. En conséquence, la teneur maximale admissible est celle pour laquelle il reste assez d'air dans les interstices pour fournir assez d'oxygène, mais au-dessus de laquelle l'oxygène devient le facteur limitant. Le mot "admissible" signifie un niveau pour lequel il n'y aura aucune nuisance et le processus évoluera de façon satisfaisante.

La teneur maximale admissible est fonction de la résistance mécanique des matières à composter, c'est-à-dire du degré auquel les différentes particules conservent leur forme originelle quand elles sont mouillées ou comprimées. La compression ne concerne que celle appliquée aux matières de la couche comprise entre le fond et un point situé à peu près au milieu de la hauteur (1,5 à 2 m). Il est clair que plus forte sera la résistance mécanique, plus élevée sera la teneur maximale admissible en humidité. C'est le cas pour les copeaux de bois, la sciure, la paille, le foin, la balle de riz, les feuilles de maïs; quand ces matières prédominent dans le mélange, la teneur en humidité peut atteindre 75 à 80 pour cent. En revanche, si la résistance mécanique des

particules est faible, elles sont déformées (aplaties) par la compression et le volume des interstices est donc réduit. Il en résulte une réduction de l'espace disponible pour l'air et l'eau et la teneur maximale admissible est donc abaissée. C'est en particulier le cas du papier qui, mouillé, perd toute résistance et forme des masses. Pour les mélanges où il prédomine, la teneur maximale admissible n'est que de 55 à 60 pour cent.

Enfin, les matières à composter peuvent avoir une résistance mécanique faible ou nulle, que leur taille ait été réduite ou non. Pour plus de commodité, ces déchets sont qualifiés d'amorphes, c'est-à-dire consistant en particules n'ayant aucune forme définie. C'est le cas des déchets de fruits, des déchets de conserveries, des boues et du fumier ne contenant pas de litière. Dans ce cas, il faut ajouter une matière conservant sa structure quand elle est mélangée avec les déchets amorphes; il peut aussi être utile qu'elle puisse absorber de l'humidité. On peut employer n'importe quelle matière à forte résistance mécanique, ce qu'on peut aussi obtenir en traitant des matières amorphes. Par exemple, la poulaine séchée ou composée acquiert une texture granulaire et les granules, s'ils ne sont pas exagérément mouillés, conservent leur intégrité quand on les mélange avec du fumier frais. En pratique, on réserve une partie du compost obtenu pour l'ajouter au lot suivant(8). Lorsqu'on emploie ce procédé, il est important que la teneur en humidité du mélange ne dépasse pas 60 pour cent.

La teneur en humidité est particulièrement critique dans le cas de compostage avec retournement, mais elle l'est aussi dans les systèmes mécanisés, même avec agitation continue. Presque toutes les masses, quand leur teneur en humidité augmente (jusqu'au point où elles deviennent une bouillie), ont tendance à s'agglutiner, à s'ensâler, à former des boules ou les trois à la fois. La teneur pour laquelle on commence à avoir des difficultés est comparable à la teneur maximale admissible lorsqu'on emploie le retournement; c'est une coïncidence.

Il ne faut pas négliger le cas d'une faible teneur en humidité, celle-ci devenant alors le facteur limitant. Toute activité microbienne cesse au dessous de 12 pour cent. En conséquence, plus la teneur en humidité approche de ce niveau, plus le facteur devient limitant. En pratique, il est bon de maintenir cette teneur au-dessus de 40 pour cent.

## SURVEILLANCE DU PROCÉDE

### Déroulement du procédé

Pour mieux comprendre les principes en cause et pour établir un programme adéquat de surveillance du compostage, il est bon d'exposer la suite des événements qui se produisent lorsque toutes les conditions sont satisfaisantes. Le moment initial est celui où les déchets sont en place, soit en tas, soit dans un réacteur mécanisé. La suite d'événements la plus apparente est l'augmentation, puis la diminution de la température, comme il a été dit plus haut. Une autre séquence évidente est l'évolution de l'aspect.

Hausse et baisse de la température : Normalement, la température des déchets en cours de compostage commence, au bout de peu de temps, à s'élever. Cette élévation est graduelle, mais, si les conditions sont appropriées, l'élévation de la température en fonction du temps est presque exponentielle jusqu'à un plateau vers 65 à 70°C. Suivant le système employé et la nature des déchets, ce plateau dure une à trois semaines; ensuite, la température baisse peu à peu jusqu'à la température ambiante. Dans des conditions non satisfaisantes, ce plateau peut durer beaucoup plus longtemps, mais à un niveau qui peut être plus bas, par exemple 55 à 60°C.

Cette élévation de la température est due à deux facteurs : chaleur générée par les microbes et freinage des pertes de chaleur dû à l'isolation par la masse de compost. Cette dernière n'est possible que si la masse a au moins une certaine valeur critique, sinon la chaleur sera perdue aussi vite qu'elle est produite et le compost restera à la température ambiante. Dans des conditions climatiques analogues à celles de la Californie (climat méditerranéen), la masse critique semble être de l'ordre de un mètre cube; elle est plus élevée dans des climats plus froids, en particulier si les vents sont souvent forts. La chaleur produite par les microbes provient de leur respiration. Les microbes n'utilisent pas complètement l'énergie chimique du substrat et l'énergie perdue se transforme en chaleur. L'élévation de température indique donc l'activité des microbes : plus celle-ci est forte, plus la chaleur dégagée est grande. Le caractère exponentiel de l'élévation de température est dû à la dégradation des composants facilement décomposables, tels que les sucres, l'amidon et les protéines simples. C'est pendant cette période que les populations microbiennes augmentent de façon exponentielle.

Une fois les matières facilement décomposables compostées, lorsqu'il ne reste que les plus réfractaires, l'activité bactérienne diminue et la température baisse. On peut admettre que, lorsque la température est égale, ou supérieure de quelques degrés seulement, à la température ambiante, les composants biologiquement les plus instables des déchets ont été stabilisés et que les déchets sont suffisamment compostés pour le stockage et/ou pour l'utilisation.

Modifications d'ordre esthétique : Si tout va bien, la masse perd son aspect primitif et sa couleur fonce peu à peu; à la fin du processus, elle va du gris foncé au brunâtre. Une autre évolution facile à percevoir concerne l'odeur. Au bout de quelques jours, l'odeur des déchets bruts est remplacée par un ensemble varié d'odeurs qui, suivant que le processus se déroule plus ou moins bien, vont d'une légère odeur de cuisine à une odeur de viande en décomposition. Pendant cette période, on peut aussi percevoir l'âcre odeur du gaz ammoniac; si le C/N des déchets est assez faible et le pH de la masse supérieur à 7,5, la concentration du gaz ammoniac peut être telle qu'elle fait pleurer les yeux et masque les autres odeurs. Finalement, toutes les odeurs, désagréables ou non, sont remplacées par une odeur de terre suggérant du limon fraîchement retourné. La taille des particules tend à diminuer par suite de la décomposition, de l'abrasion entre particules et de la macération. Les fibres ont tendance à se fragiliser et les matières amorphes à devenir quelque peu granulaires.

Modifications moléculaires : Les modifications non perceptibles aux sens sont la "destruction" des matières volatiles, l'accroissement de la stabilité et un phénomène lié aux deux autres, les modifications de structure moléculaire. Comme le compostage est un processus biologique de décomposition, l'oxydation des solides organiques ("volatils") pour donner du CO<sub>2</sub> est une activité importante; une partie de ces solides est donc "détruite". Cette décomposition est régulée, c'est un processus de dégradation, en ce sens que des substances complexes sont ramenées à des formes plus simples. Cette transformation porte principalement sur les molécules facilement décomposables, tandis que celles qui le sont moins ou pas du tout tendent à rester telles quelles. Il y a donc accroissement de la stabilité.

Au cours de la dernière décennie, on a divisé arbitrairement, de plus en plus, le processus en deux stades, le stade de compostage et le stade de maturation. Le premier de ces termes concerne la période d'élévation rapide de la température et peut inclure le début du plateau; le second désigne la plus grande partie du plateau, la période de baisse de la température et au-delà. Cette division est tout à fait arbitraire, puisque le compostage, c'est tout le processus; elle est particulièrement intéressante pour les industriels proposant des systèmes spécifiques, car elle leur permet de parler de "compostage" en deux à trois jours (période de rétention) grâce au système proposé, et de faire à peine allusion à la période de maturation de 30 à 90 jours qui est nécessaire. Parler d'un compostage en un à trois jours est donc susceptible d'induire en erreur. Quand le fournisseur d'un réacteur affirme que, grâce à son appareil, une période de rétention d'un à deux jours suffit, il faut se renseigner sur la période de maturation nécessaire. La raison en est que le compostage, en réalité, n'est pas complètement achevé avant la fin du second stade.

#### Paramètres

On peut choisir dans la description ci-dessus du processus certaines caractéristiques fournissant des paramètres utiles pour surveiller la marche du compostage : l'élévation et l'abaissement de la température, les modifications de l'odeur, de l'aspect et de la texture, la destruction des solides volatils.

Il est à remarquer que l'importance de ces modifications est bien moindre si les déchets contiennent une proportion élevée de matières inertes, c'est-à-dire si la concentration en solides volatils est faible. La boue tertiaire en est un bon exemple.

Si la masse ne commence pas à s'échauffer un jour ou deux après avoir été mise en tas ou placée dans un réacteur, cela indique que quelque chose va très mal. Une cause très probable est un degré d'humidité trop élevé ou trop faible. Si de mauvaises odeurs semblent apparaître, c'est que l'humidité est excessive; si la masse est trop sèche, elle ne dégage aucune odeur. Une autre cause possible est un C/N trop élevé, mais, même dans ce cas, on peut détecter une certaine élévation de la température. Une autre cause possible est un pH trop bas.

Si l'humidité est excessive, on peut y remédier en ajoutant plus de charge volumineuse ou en aérant davantage; l'aération fournit l'oxygène nécessaire et élimine par évaporation l'excès d'humidité. Si, au contraire, l'humidité est insuffisante, il faut évidemment ajouter de l'eau. Si le C/N est trop élevé, on ajoutera des déchets très riches en azote (boues d'égout, poulaine, fumier de porc ou de mouton). Si le pH est trop faible, on ajoutera de la chaux, sans oublier les restrictions signalées dans la section sur le pH.

Une fois le compostage déclenché, toute modification importante de l'un quelconque des paramètres énumérés plus haut est signe d'anomalie. S'il y a une forte baisse brusque de la température pendant la période où elle devrait augmenter de façon exponentielle, c'est qu'il y a un problème qui peut être grave. Dans une masse remuée, cela est dû en général à un excès d'humidité. Dans le cas d'un réacteur, c'est le résultat d'une panne du système d'aération. En cas d'excès d'humidité, le meilleur remède, pour une masse remuée, est de la remuer davantage. Un déclin plus graduel, mais persistant, pendant ce qui devrait être la période d'élévation exponentielle ou le plateau, indique soit une aération inadéquate, soit un manque d'humidité.

L'apparition de mauvaises odeurs est toujours un symptôme d'anaérobie, due à une trop forte humidité ou à une aération insuffisante. Le remède est de fournir plus d'oxygène. L'odorat est donc un excellent moyen de surveiller l'aération. Dans le cas d'un système mécanisé, on peut, en outre, doser l'oxygène dans l'air entrant et dans l'air sortant. Normalement, il doit y avoir un peu d'oxygène dans ce dernier.

Le début d'un déclin persistant de la température malgré des conditions restant optimales (c'est-à-dire s'il n'y a aucun facteur limitant) montre que le processus arrive à sa fin et que le compost est proche de la stabilité. D'après les observations antérieures, on peut admettre que, une fois la température tombée vers 40°C, le compost est assez stable pour être stocké et/ou utilisé.

Détermination du degré de stabilité : En dehors de la baisse finale de la température, aucune méthode d'essai ou d'analyse ne permet de mesurer la stabilité. Une couleur foncée ou une odeur de terre ne suffit pas, parce que ces caractéristiques peuvent apparaître longtemps avant la stabilité.



Pour des raisons évidentes, arriver à un C/N inférieur à 20/1 n'est pas non plus une indication car, dans le cas des fumiers, il peut en être ainsi pour les déchets bruts. Il ne faut pas non plus confondre l'état sec avec la stabilité. Certes, si la teneur en humidité est maintenue au-dessous de 15 à 20 pour cent, l'activité microbienne reste minime et le produit peut avoir l'apparence extérieure de la stabilité, mais, si on le mouille, il n'a plus que le degré de stabilité qu'il avait avant déshydratation. Bien que cela semble évident, certains fabricants proposent sérieusement de considérer la dessiccation comme synonyme de stabilité.

On a proposé un grand nombre de méthodes d'essai, mais toutes ont des inconvénients qui en réduisent beaucoup l'utilité; il semble que toutes pèchent par manque d'universalité. Par exemple, on peut d'ordinaire supposer que toutes les substances ayant une concentration comparable en matières volatiles ont la même stabilité biologique. Cette hypothèse n'est pas nécessairement vraie, car une substance contenant des solides volatils réfractaires à la décomposition est plus stable qu'une autre ayant la même concentration en solides volatils, mais constituée par des composés facilement dégradables.

On a notamment proposé, pour déterminer la stabilité, les méthodes suivantes : baisse finale de la température (9); degré de capacité d'échauffement spontané (10); proportion de matières organiques décomposables et résistantes (11); élévation du potentiel d'oxydo-réduction (12); absorption d'oxygène (13); croissance du champignon Chaetomium gracilis (13) et dosage de l'amidon (14). Dans le premier cas, on se base sur le fait que la chute de température est due à la disparition progressive des matières facilement décomposables. Ce paramètre a l'avantage d'être d'une application universelle; la forme de la courbe de température reste qualitativement la même, quelles que soient les matières compostées.

Une variante, due à Niese, est la mesure de l'aptitude à l'échauffement spontané (10). On prélève des échantillons que l'on met dans des bouteilles de Dewar enveloppées dans plusieurs couches d'ouate. Pour réduire encore la perte de chaleur des bouteilles, on les place dans une étuve. Le degré de stabilité est indiqué par l'élévation de la température. Cette méthode a le même caractère universel que celle consistant à mesurer la chute finale de

température. L'inconvénient est la lenteur; elle peut exiger plusieurs jours. Rolfe et Orsanic mesurent, sur un échantillon représentatif, la quantité de matières décomposables (11). Le principe est que la différence entre la concentration de ces matières dans les déchets bruts et dans les échantillons étudiés indique le degré de stabilité de ceux-ci. Pour cela, les auteurs mesurent la quantité de réactif oxydant utilisée au cours de l'analyse. Comme la stabilité du compost dépend du degré d'oxydation, la quantité de matières oxydables que contient un produit est une mesure de son degré de stabilité. La technique consiste à traiter l'échantillon par du bichromate de potassium en présence d'acide sulfurique; une certaine quantité du bichromate en excès oxyde les matières organiques. La réaction terminée, on titre en retour le bichromate par du sulfate ferreux ammoniacal. La quantité de matières organiques décomposables est donnée par la formule

$$\text{DOM} = m^1 N \left(1 - \frac{T}{S} \cdot 1,34\right)$$

où DOM = quantité de matières organiques décomposables,

$m^1$  = quantité de solution de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  (en ml)

N = normalité du  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ .

La quantité de matières organiques résistantes est égale à la différence entre le poids total perdu lors d'une combustion et la quantité dégradée au cours de l'oxydation par le bichromate.

L'essai de Möller (12) se fonde sur l'existence de microbes pathogènes pour l'homme et de parasites dans des matières incomplètement compostées; ils sont supposés absents dans le produit final. Théoriquement, la présence de matières décomposables rend possible une plus grande activité microbienne, donc une augmentation de l'absorption d'oxygène qui, à son tour, réduit le potentiel d'oxydo-réduction. Quand la minéralisation de la masse augmente, ce potentiel s'élève. D'après Möller, la stabilité a été atteinte si le potentiel d'oxydo-réduction du centre de la masse est inférieur de moins de 50 millivolts à celui de la zone superficielle. Cet auteur ne donne aucune méthode applicable au cas des réacteurs mécanisés, où il n'y a pas de division en zones. Un important inconvénient est le manque d'exactitude de l'essai et sa sensibilité à divers facteurs qui viennent le troubler.

Obrist (13) s'appuie sur l'influence qu'exerce le degré de stabilité du substrat sur le taux de croissance du champignon C. gracilis et sa production de sporophores. D'après lui, la croissance du champignon dépend de la nature chimique de l'ensemble des déchets. L'essai consiste à cultiver le champignon sur un milieu nutritif solide auquel a été incorporé un échantillon pulvérisé du compost; ensuite, on incube pendant 12 jours à 37°C, puis on compte les sporophores. D'après Obrist, plus le degré de stabilisation sera élevé, moins il y aura de sporophores. Cette méthode a deux inconvénients : la longue durée de l'essai et, ce qui est plus grave, la nécessité des services d'un mycologue qualifié.

L'essai à l'amidon semble avoir un assez grand nombre d'adeptes. D'après Lossin (14), il repose sur l'hypothèse qu'on trouve toujours de l'amidon dans un déchet et que sa concentration diminue quand le degré de stabilisation augmente. Lossin dit qu'on trouve dans les déchets trois catégories de glucides : sucres, amidon et cellulose. Comme il était à prévoir, pendant le compostage, les sucres disparaissent d'abord, puis l'amidon et enfin la cellulose. Lossin estime que, puisque la dégradation de l'amidon est relativement facile et que tous les déchets en contiennent, pour qu'un compost soit jugé stable, il ne doit plus contenir d'amidon. Le dosage est fondé sur la formation d'un complexe amidon-iode dans un extrait acidifié du compost. L'essai doit être conduit avec soin, car il est facile d'arriver à de faux résultats. Ici encore, l'inconvénient est l'impossibilité de fixer des valeurs d'application universelle.

#### TECHNOLOGIE

La technologie du compostage comprend la préparation des déchets, le compostage proprement dit, la détermination et l'amélioration de la qualité du produit final. Les stades préparatoires sont la réduction de la taille et le classement, qui ont été traités dans une autre section de la présente monographie; nous nous occuperons donc seulement ici du compostage et de la préparation du produit.

#### Principes

Avant de discuter les divers principes fondamentaux de la technologie du compostage, il faut répéter et souligner un principe absolument essentiel, qui est probablement plutôt une mise en garde. Ce principe, ou cette mise en garde,

est que toute installation de compostage (il en est de même pour toute autre forme de traitement dépassant quelques tonnes par jour) doit être conçue par un ingénieur, ou une personne du niveau ingénieur, connaissant à fond non seulement la gestion des déchets solides, mais aussi les aspects théoriques et pratiques du compostage. Souvent, c'est faute d'avoir respecté ce principe que, dans des pays en développement, des tentatives se sont malheureusement soldées par des échecs.

But de l'équipement : Dans le compostage, comme dans tout système biologique, le but de l'équipement est toujours de fournir un milieu optimal pour les microbes, et cela dans le cadre des possibilités économiques. Pour le compostage, on sait que le facteur mésologique le plus important est la disponibilité en oxygène, c'est-à-dire l'aération.

Aération - Comme il a été dit dans la section "Teneur en humidité", la source d'oxygène pour les micro-organismes est la couche d'air qui enveloppe plus ou moins chaque particule. L'oxygène éliminé de cet air est remplacé par le dioxyde d'azote dégagé par les microbes; l'oxygène contenu dans l'enveloppe finit par disparaître et, si elle n'est pas remplacée par une enveloppe d'air contenant une proportion normale d'oxygène, l'état anaérobie s'installe rapidement. Le but de l'équipement d'aération est donc de renouveler l'environnement gazeux à un rythme tel qu'il y ait toujours de l'oxygène disponible. Cela peut se faire de trois façons, dont deux consistent à déplacer les particules et à les exposer ainsi à de nouvelles quantités d'air; dans le troisième cas, les particules restent immobiles et c'est l'enveloppe gazeuse qui est déplacée.

Le déplacement des particules peut se faire par culbutage ou par agitation. Dans le culbutage, on soulève les particules, puis on les laisse tomber; l'enveloppe gazeuse se renouvelle pendant la chute. Il est clair que cela doit se faire sans compacter le produit. On peut obtenir ce résultat en remuant le compost, comme il est exposé dans la section consacrée à ce sujet. Dans les systèmes mécaniques (voir section "Systèmes mécaniques"), plusieurs moyens sont employés. Dans certains procédés, on laisse simplement tomber la masse d'un étage à un autre ou d'un convoyeur à un autre; dans d'autres, la matière est introduite dans un cylindre tournant muni à l'intérieur de palettes. Dans les systèmes employant l'agitation, le mouvement est surtout latéral et le culbutage est pratiquement inexistant.

Si les particules restent stationnaires, la couche d'air est constamment diluée ou remplacée par un courant d'air artificiel, d'où l'expression "aération forcée", désignant ces systèmes. L'efficacité de la méthode dépend de la répartition égale de l'air dans toutes les parties du tas et de l'absence d'obstacles à son mouvement.

#### Principes directeurs pour le choix de l'équipement et du système

Il existe certains principes directeurs qui permettent le plus souvent de ne pas entreprendre des projets inévitablement voués à l'échec ou se révélant inutilement onéreux. Les principes directeurs proposés ici sont le résultat de trois décennies d'expérience et d'observations de première main.

Le premier, extrêmement important, est que, pour donner de bons résultats, un système de compostage ne doit pas être trop complexe. Il se base sur l'idée que la complexité et l'efficacité d'un procédé ne sont pas interdépendantes. En fait, pour le compostage, une complexité excessive conduit bien trop souvent à une grossière inefficacité.

Le second principe directeur est particulièrement applicable aux nations en développement, bien qu'il ne manque pas d'intérêt non plus pour les nations industrialisées : le système choisi doit être adaptable aux conditions économiques et à celles concernant la main-d'oeuvre du lieu d'implantation. Le bon sens dit qu'un système complètement automatisé ne convient pas à un pays non industrialisé souffrant d'un taux élevé de chômage et d'une pénurie de devises étrangères, d'autant qu'un système simplifié, employant beaucoup de main-d'oeuvre, conviendrait beaucoup mieux. Le plus souvent, dans un pays non industrialisé, une installation complexe devient rapidement inutilisable, faute de personnel qualifié et de pièces de rechange. Le public peut être préservé par un abri adéquat, quoique simple, des nuisances que pourrait entraîner le recours à un système simple à faible niveau technologique.

Le troisième principe directeur est plutôt une série de mises en garde; il est particulièrement applicable aux systèmes (clos) hautement mécanisés, mais aussi à l'individu moyen dans sa vie privée et aux entreprises publiques. La première mise en garde est de considérer avec pas mal de scepticisme les prétentions exagérées d'un fournisseur. A un niveau inférieur, il faut se rappeler que le vendeur d'un système ou d'un élément d'équipement n'insistera évidemment pas sur ses points faibles, et en soulignera les avantages.

Dans le cas du compostage, les prétentions tendent à se décoller de la réalité au sujet de l'accélération du procédé, de l'augmentation de l'efficacité et de la fourniture d'un produit supérieur. Par exemple, des durées de compostage d'un jour, ou même de six jours, sont clairement exagérées. Même avec des déchets très putrescibles et une aération assez efficace, le compostage exige au minimum 12 à 14 jours. En examinant les prétentions avec soin, on voit qu'il s'agit d'un séjour bref dans le réacteur, suivi d'une longue période de stockage en tas. La division très inégale des durées de rétention correspond à la tendance, signalée plus haut, à diviser le processus de compostage en un stade de compostage et un stade de maturation. Quand on examine les prétentions concernant la rapidité, on ne peut s'empêcher de remarquer une corrélation entre le coût élevé du réacteur et la brièveté du temps annoncé pour le compostage. Il est clair que la prétendue augmentation de rapidité a surtout pour rôle de ne pas décourager l'acheteur éventuel et ne correspond à aucune supériorité intrinsèque du réacteur. Il est important d'avoir présent à l'esprit le temps total annoncé pour le "stade de compostage" et le "stade de maturation". En général, comme on le verra dans les sections suivantes, le temps éventuellement gagné en perfectionnant le matériel ne suffit pas à justifier l'augmentation importante des coûts correspondants.

Le meilleur moyen d'évaluer un système donné est de le faire observer en fonctionnement par une personne connaissant à fond le compostage et d'inspecter le produit directement, le jour même de sa production. Les échantillons conservés pour inspection ultérieure ne sont pas vraiment représentatifs, puisqu'ils bénéficient d'un stockage prolongé et d'une certaine déshydratation, cette dernière dissimulant l'instabilité. L'observateur doit très bien connaître le compostage de façon à pouvoir détecter les déficiences et les pièges possibles qui pourraient échapper à une personne inexpérimentée et même à un ingénieur non spécialisé.

Quant à la quantité du produit, des procédés de compostage bien conduits, qu'ils soient simples ou complexes, donnent des produits de qualité comparable, pourvu, bien entendu, que les déchets bruts soient de nature et de composition comparables. Il ne faut pas oublier qu'on peut améliorer le produit par un traitement ultérieur.

Il y a lieu ici d'attirer l'attention sur le fait que, théoriquement, on pourrait dessiner un réacteur pouvant fournir du compost dans les délais annoncés, même par les fournisseurs les plus optimistes, mais, malheureusement, le coût en capital et le coût d'exploitation seraient prohibitifs. On pourrait, par exemple, transformer les déchets en une bouille extrêmement fine que l'on traiterait par les méthodes classiques de boue activée utilisées pour les eaux usées.

En résumé, il ne faut jamais oublier que, le compostage, étant un processus biologique, a les inconvénients de tous les systèmes biologiques. Par exemple, comme il a été dit plus haut, sa rapidité et son étendue sont limitées par les caractéristiques génétiques des micro-organismes et ne peuvent être accrues par aucun perfectionnement de l'équipement.

#### Catégories de systèmes

Il existe deux catégories, d'après le degré de mécanisation, mais avec un chevauchement considérable entre les deux : ce sont les procédés en tas et les procédés mécaniques (mécanisés, en vase clos). Il faut cependant signaler que les systèmes en tas peuvent être mécanisés dans une large mesure et même être en partie en vase clos. Ces systèmes se subdivisent en statique et remué.

Système statique : On souffle de l'air de bas en haut à travers la masse ou l'on aspire de haut en bas, d'où l'expression "aération forcée". Dans les deux cas, les déchets à composter restent en place.

Ce système a été proposé et essayé dans les dernières années 50 (15), mais il a peu attiré l'attention jusqu'aux années 70. La principale raison de ce renouveau d'intérêt était l'utilité de l'application de la méthode au compostage des boues d'égout, bien que Senn (8) l'ait appliquée avec succès au compostage du fumier de vaches laitières. Le système appliqué aux boues d'égout est la méthode Beltsville - ainsi appelée du nom de l'endroit où elle a pris naissance (16), aujourd'hui bien connue. Il s'agit essentiellement d'aspirer d'abord l'air de haut en bas à travers la masse, puis, au bout d'un certain temps, de le souffler de bas en haut. Pendant la première période, l'air n'est pas rejeté directement dans l'atmosphère, mais envoyé à travers un tas de compost sûr ou d'autres matières organiques stables" pour le désodoriser. La figure 5 montre schématiquement la disposition d'un tas aéré.

Les principaux stades sont les suivants : si l'on a besoin d'une charge (par exemple, pour de la boue d'égout ou pour du fumier sans litière), on mélange celle-ci aux déchets. que l'on empile ensuite en tas allongé. Le troisième stade est le processus de compostage, et le quatrième, le tamisage du produit obtenu pour récupérer la charge réutilisable. Les cinquième et sixième stades sont respectivement la maturation et le stockage.

Pour réaliser le tas, on procède comme suit : on place sur le sol une boucle de tuyau perforé de 10 à 15 cm de diamètre, orientée longitudinalement et placée sous ce qui sera le bord du tas. Pour éviter un court-circuit de l'air, l'extrémité des tuyaux est à environ 2 à 3 cm des extrémités du tas. Le tuyau perforé est relié au ventilateur par un tuyau non perforé. Ensuite, on étale sur toute la surface une couche de charge ou de compost mûr, dont le but est de faciliter le mouvement et la distribution uniforme de l'air pendant le compostage; elle absorbe aussi l'excès d'humidité et réduit donc les suintements. Ensuite, on empile les déchets à composter, conformément à la figure 5, c'est-à-dire de façon que la section droite soit à peu près triangulaire. Le tas terminé a environ 4,6 m de large et 2,3 m de haut; sa longueur est indéterminée.



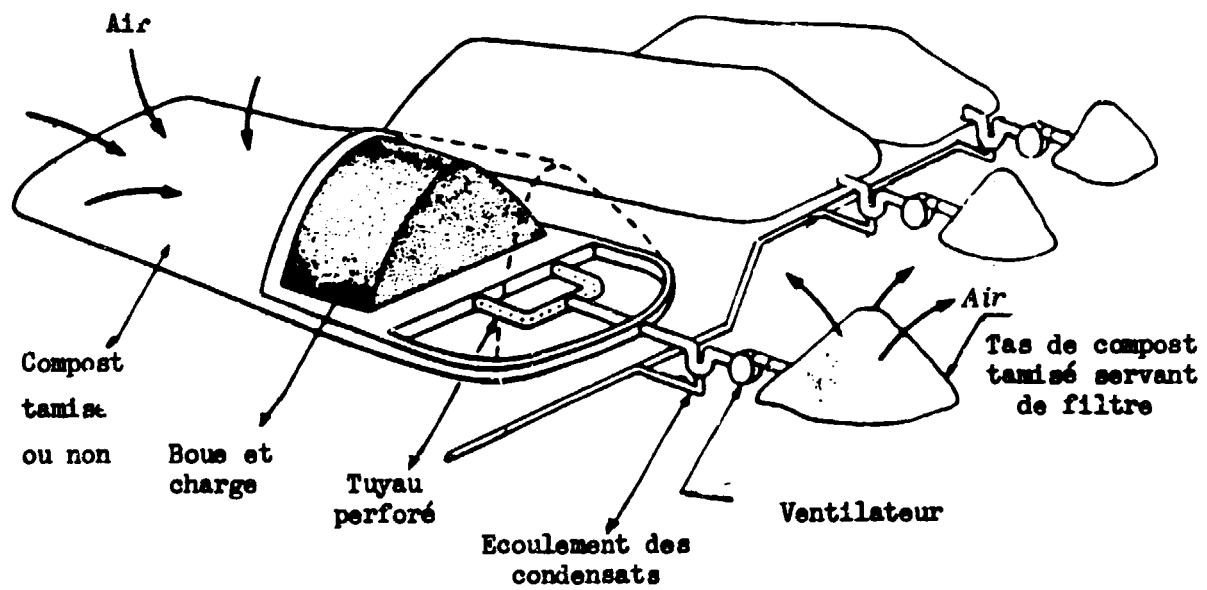


Figure 5. Schéma de la disposition d'un tas à aération forcée.

Enfin, tout le tas est recouvert d'une couche de compost mûr d'une épaisseur de 30 cm s'il est tamisé, de 40 cm s'il ne l'est pas. Son rôle est d'absorber les mauvaises odeurs provenant de la masse et d'assurer que des températures élevées régneront dans toute cette masse, ce qui permettra une destruction plus complète des microbes pathogènes. L'expérience montre qu'il n'est pas nécessaire pour maintenir l'aérobic, d'envoyer constamment de l'air à travers le tas. Par exemple, d'après une étude sur un tas de 17 m d'environ 73 tonnes métriques de boue, on a constaté qu'il suffisait d'un débit de  $16 \text{ m}^3/\text{h}$  pendant 5 à 10 minutes à intervalles de 15 minutes. Ce chiffre se fondait sur un besoin d'environ 4 litres/seconde/tonne de boue (poids sec). Il est à remarquer que ces chiffres n'ont qu'une valeur d'indication. Pour chaque opération, il faut déterminer par l'expérience le débit d'air nécessaire, qui dépend de diverses variables.

La teneur en humidité est particulièrement importante dans le cas de l'aération forcée : comme la porosité est un élément clé, les interstices doivent être exempts d'eau. Une teneur comprise entre 40 et 55 pour cent est satisfaisante.

L'air sortant du tas traverse un petit tas de forme conique, formé de préférence de compost mûr. A Beltsville, ces tas avaient en général environ 2,5 m de diamètre et 1,2 m de haut. Pour être efficaces, ils ne doivent pas contenir plus de 50 pour cent d'eau.

A Beltsville, la boue à composter (environ 22 pour cent de matières solides) est mélangée avec une charge constituée par des copeaux de bois, dans le rapport d'un volume de boue pour deux volumes de charge. Le compostage prend deux à trois semaines; ensuite, on démolit le tas et on tamise le compost. Si la charge doit être recyclée, les mailles du tamis doivent être assez petites pour retenir les particules de charge et assez grandes pour laisser passer le compost. Comme il est difficile de tamiser du compost humide, ce travail ne doit pas se faire pendant les jours de pluie.

Lorsqu'on doit composter de grandes quantités, on peut employer un tas "à aération étendue". Le premier jour, on réalise un tas comme indiqué ci-dessus, mais la couche épaisse de compost mûr ne recouvre que les deux extrémités et l'un des côtés, l'autre côté n'étant que légèrement couvert pour

éviter le dégagement d'odeurs désagréables. Le deuxième jour, on pose contre le côté exposé de la pile, une deuxième boucle de tuyau perforé qu'on recouvre de compost mûr et l'on empile comme le premier jour. On continue ainsi pendant 28 jours. Le premier tas est enlevé après 21 jours, le deuxième le lendemain, et ainsi de suite. Un important avantage de cette méthode est une réduction très appréciable de la superficie nécessaire : elle est de l'ordre de 1 hectare pour 7 à 11 tonnes de boue (poids sec). L'estimation de 7 t/ha tient compte de la superficie nécessaire pour la collecte du ruissellement, pour le stockage et pour l'administration.

Economie et inconvénients - La méthode du tas statique est peut-être la moins coûteuse, en particulier lorsque le volume de matière première est trop grand pour être manutentionné à la main, même dans un pays où le chômage est chronique et certainement là où la main-d'oeuvre est rare et coûteuse. Les raisons de ce faible coût sont claires : peu de manutention et un équipement assez bon marché.

Il est difficile de donner une évaluation d'application générale du coût en capital, parce qu'il dépend de l'emplacement. Pour les coûts en matériaux et les coûts d'exploitation, il faut, pour composter un mélange de boue et de copeaux, environ 40 dollars par tonne (dollars de 1978), dont environ 8 dollars pour les copeaux.

Malheureusement, la méthode ne convient pas à toutes les matières premières et à toutes les conditions. Par exemple, elle fonctionne au mieux, et peut-être seulement, pour les matières premières de taille relativement uniforme, les particules ne dépassant pas 4 à 5 cm dans aucun sens. La forme granulaire est la meilleure. De trop grosses particules et une taille trop variable conduisent à une distribution et à un mouvement non uniformes de l'air dans le tas, d'où des courts-circuits et des poches de décomposition en anaérobie.

Système du tas retourné : C'est la méthode traditionnellement associée au compostage. L'expression "retournée" ou "retournement" s'applique à la méthode d'aération, qui consiste à démolir et reconstituer un tas, avec de nombreuses variantes de détail. Il faut cependant remarquer que le retournement a d'autres buts que fournir l'aération; par exemple, il assure

l'uniformité de l'aération en plaçant, à un moment ou à un autre, tous les déchets dans la zone intérieure du tas, particulièrement active. Il peut servir, dans une certaine mesure, à réduire la taille des particules. La perte d'eau qu'il accélère peut être un avantage ou un inconvénient, suivant que la teneur en humidité est trop élevée ou trop faible. D'autre part, le moment où l'on procède au retournement est tout à fait indiqué pour ajouter de l'eau si nécessaire.

Réalisation des tas - Le tas doit avoir une section transversale, à peu près triangulaire, mais, dans certains cas, il faut la modifier en fonction des circonstances. Par exemple, pendant des périodes sèches et venteuses, un tas aplati est préférable, parce qu'on réduit ainsi le rapport surface/volume; en outre, le volume de la zone chaude est plus élevé. D'autre part, l'aplatissement de la partie supérieure est un inconvénient par temps humide, parce que l'eau est absorbée au lieu d'être rejetée. Quand le retournement est fait mécaniquement, la forme obtenue est celle donnée par la machine.

En principe, le tas doit avoir environ 1,8 m de haut. Si le retournement doit se faire à la main, sa hauteur doit être à peu près la taille moyenne des ouvriers. De toute façon, il ne doit pas être plus élevé que la hauteur facilement atteinte avec l'outil utilisé. Un autre facteur limitant la hauteur est la tendance des matières empilées à se tasser. Avec le retournement mécanique, la hauteur dépend de la machine employée; généralement, elle est, comme pour le retournement manuel, de 1,8 m environ.

La largeur du tas est une question de commodité. En effet, la diffusion de l'air dans le tas n'est qu'un facteur secondaire de la satisfaction de la demande d'oxygène. Avec le retournement manuel, une largeur d'environ 2,5 m semble convenir. Dans le cas du retournement mécanique, elle dépend du type de machine; elle est d'ordinaire de 3 à 4 m.

La longueur du tas est indéterminée. Par exemple, la longueur d'un tas de 180 tonnes métriques, de section triangulaire, d'une hauteur de 1,8 m et d'une largeur de 2,5 m serait d'environ 48 m. On peut réaliser un système presque continu en ajoutant chaque jour des déchets bruts à une extrémité du tas, comme indiqué dans la figure 6, et en enlevant à l'autre extrémité le compost stable.

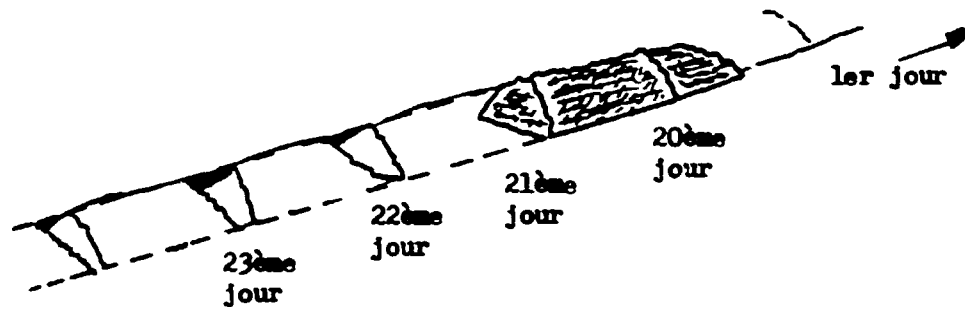


Figure 6. Disposition d'un tas pour fournir un système presque continu.

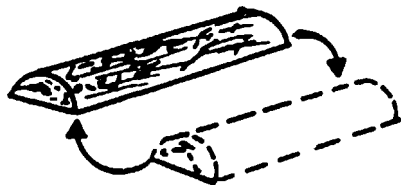


Figure 7. Disposition d'un tas pour retournement à la main

Disposition des tas - Cette disposition dépend des possibilités d'accès de l'équipement. Quelle qu'elle soit, elle doit permettre de suivre l'évolution des quantités ajoutées, jour par jour, jusqu'à achèvement du compost.

Un autre point à ne pas oublier est l'espace nécessaire pour retourner, que ce soit à la main ou mécaniquement, la quantité ajoutée quotidiennement. Dans le cas du retournement à la main, la superficie totale nécessaire est au moins deux fois et plutôt 2,5 fois celle du tas. Ce chiffre se déduit du mode de retournement, comme indiqué par le diagramme de la figure 7. Quand le second retournement se produit, le tas revient à son emplacement originel. Cette nécessité d'un double espace pour chaque addition quotidienne continue jusqu'à ce que la stabilité soit atteinte.

Dans le cas de retournement mécanique, l'espace nécessaire dépend de la machine. Certains détruisent le tas et le reconstruisent immédiatement derrière elles. Pour cela, la machine est conçue de façon soit à chevaucher le tas, soit à le démolir en passant son contenu par-dessus la cabine, derrière la machine, à mesure qu'elle avance. L'espace occupé par une machine de ce genre est peu supérieur à celui du tas; il faut seulement y ajouter l'espace nécessaire pour les manoeuvres.

D'autres machines reconstituent le tas à côté de sa position originelle (figure 8); l'espace nécessaire est donc à peu près le même qu'avec le retournement à la main.

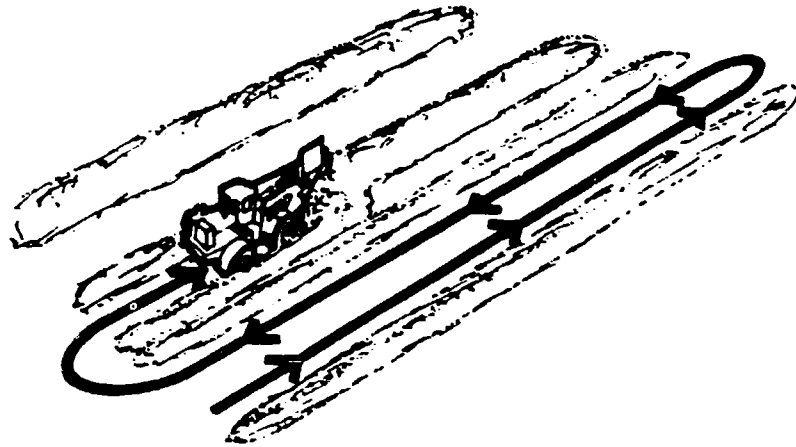


Figure 8. Retournement mécanique; disposition.

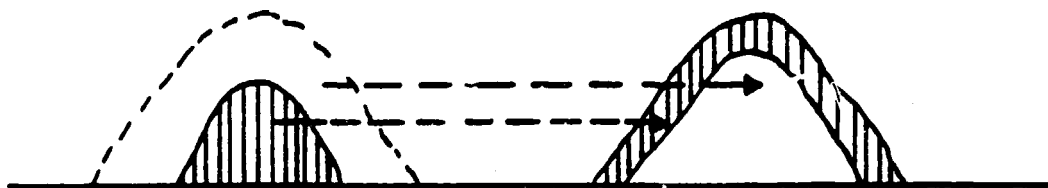


Figure 9. Réarrangement des couches au cours d'un retournement.

Méthodes de retournement - L'outil le plus commode pour le retournement manuel est la fourche. A ce sujet, il ne faut pas oublier certaines choses : théoriquement, en reconstituant le tas, on devrait placer à l'intérieur les matières provenant des couches externes (figure 9), mais comme, en pratique, cela n'est pas toujours commode, il faut que pendant le cycle de compostage, chaque partie soit à un moment ou à un autre à l'intérieur du tas. Si on ne peut y arriver, comme c'est le cas avec le retournement mécanique, on peut compenser cet inconvénient en retournant plus souvent, c'est-à-dire deux ou même trois fois par jour. Enfin, lorsqu'on reconstitue le tas, il faut, comme on l'a fait au départ, éviter de tasser les matériaux.

Fréquence - En dernière analyse, la fréquence des retournements dépend du rapport entre les disponibilités en oxygène et la demande. En pratique, cette fréquence est un compromis entre le besoin et la possibilité économique - et dans une certaine mesure technique - de le satisfaire. La nature des matières traitées (en particulier, leur résistance mécanique et leur teneur en humidité) joue un rôle important pour déterminer la fréquence des retournements. D'autres facteurs dont il faut tenir compte, en dehors de l'efficacité du retournement, sont la destruction des microbes pathogènes et l'uniformité de décomposition. Un facteur souple est la rapidité de décomposition désirée par l'opérateur. Un compostage rapide exige des retournements très fréquents, parce que, dans une certaine mesure, la rapidité du compostage est directement proportionnelle à la fréquence des retournements. Plus les matières sont sèches et plus les particules sont fines, moins fréquents devront être les retournements.

D'après l'expérience des auteurs (9, 17), si la charge est formée de paille, de balle de riz, de foin, de feuilles sèches, de copeaux de bois ou de sciure et si la teneur en humidité est d'environ 60 pour cent au moins, il suffit, pour obtenir un compostage rapide, de retourner le troisième jour après la réalisation du tas originel, puis tous les deux jours, jusqu'à un total d'environ quatre retournements; ensuite, il suffit d'un retournement tous les quatre ou cinq jours. Le même programme est applicable si la charge est constituée de papier (par exemple, les déchets urbains des Etats-Unis), pourvu que la teneur en humidité ne dépasse pas 50 pour cent.



Si la masse dégage de mauvaises odeurs, elle est en état d'anaérobie et un retournement supplémentaire est donc nécessaire. D'ordinaire, cette situation est déclenchée ou rendue plus précoce par la présence de trop d'humidité. Les odeurs disparaîtront vite si l'on fait passer la fréquence du retournement à une fois par jour au moins, ce qui favorise l'évaporation.

Equipement - Comme il a été dit plus haut, l'outil de choix pour le retournement manuel est la fourche.

Parmi les machines, celle qui convient le moins pour les retournements est le buteur (bulldozer). Non seulement, l'agitation est insuffisante, mais il y a en fait compression. La chargeuse à benne frontale est un peu supérieure, mais elle est inefficace en capacité de retournement et l'aération est insuffisante. Bref, avec l'une ou l'autre de ces deux machines, il est presque inévitable que de mauvaises odeurs apparaissent.

Un rototiller (voir figure 10) est tout à fait satisfaisant pour les petites opérations. On démolit le tas, on étale les matières sous forme d'une couche de 30 à 60 cm d'épaisseur, puis on fait passer le rototiller à travers cette couche dans les deux sens. Il faut éviter que l'opérateur marche sur les déchets remués et les tasse. A cause de la faible capacité du rototiller et de la nature de sa manipulation, son usage est limité aux petites opérations.



Figure 10. "Rototiller"

Il existe sur le marché diverses machines spécifiquement conçues pour retourner les déchets, sauf une exception, Brown Bear, conçue pour combler des fossés. Ces machines sont plus ou moins efficaces et plus ou moins durables. La liste qui suit est un échantillon de machines fabriquées et vendues aux Etats-Unis. Ce sont la Scarab<sup>a</sup>, la Cobey Composter<sup>b</sup>, la Terex<sup>c</sup>, et la Brown Bear<sup>d</sup>. Une autre machine, la Barber-Greene<sup>e</sup> a été mise au point dans les premières années 60. Les auteurs de la présente monographie ignorent si elle est encore disponible. Une autre machine qui est venue à leur connaissance est Bühler Co. Compo-STAR 4000<sup>f</sup> fabriquée en Allemagne de l'Ouest.

Bien que la Brown Bear soit probablement la machine la plus solide de celles énumérées ci-dessus, elle est moins efficace que les autres pour l'aération. Les machines de fabrication américaine peuvent traiter environ 1.000 tonnes de compost frais par heure. Pour Compo-STAR, la capacité n'était pas indiquée dans la brochure dont ont disposé les auteurs. On peut avoir une idée de la conception générale de ces machines d'après le schéma de la figure 11. Les coûts (1978) vont d'environ 65.000 dollars pour la Brown Bear à environ 125.000 dollars pour la Cobey.

Préparation de l'emplacement - Les tas doivent, pendant les stades actifs du compostage, c'est-à-dire pendant la période où ils doivent être retournés, reposer sur une surface revêtue, pour les raisons suivantes : 1) faciliter, ou même rendre possible, la manutention des matières; 2) permettre de prendre les mesures voulues en cas d'écoulement de liquide; 3) empêcher les larves de mouches de s'échapper. En résumé, l'hygiène et la manutention des matières sont les deux facteurs essentiels. Pour de petits tas retournés à la main,

- 
- a. Scarab Manufacturing and Leasing, Inc. White Deer (Texas).
  - b. Cobey Composter, Division of Eagle Crusher Co., Inc. Route No. 2, Gordon (Ohio).
  - c. Terex, Terex Division of General Motors, Gudson (Ohio). Il est possible que sa fabrication ait été arrêtée.
  - d. Brown Bear, Roscoe Brown Corp., Lenox (Iowa).
  - e. Barber-Greene, Jennison Machinery Co., San Francisco (Californie).
  - f. Bühler-Miag, Ltd., Brunswick (R.F.A.).

le revêtement peut être formé de gravier ou de pierraille tassés; si ce n'est pas possible, il faut au moins tasser fortement le sol. Bien entendu, dans ce dernier cas, les pluies éventuelles posent un problème. Le revêtement est particulièrement essentiel si on emploie une machine. Les machines sont assez lourdes et ne peuvent donc bien fonctionner que sur un sol ferme. On peut employer aussi pour le revêtement le bitume et le béton.

Il faut prendre les mesures voulues pour collecter le liquide qui pourrait s'écouler, qui a une odeur extrêmement mauvaise et pourrait poser des problèmes. Dans les régions désertiques, les tas doivent être protégés du vent pour réduire les pertes d'eau par évaporation. Dans les régions à précipitations modérées à fortes, les tas doivent être protégés de la pluie, sinon il est fort probable qu'il y aurait absorption d'une quantité excessive d'humidité.

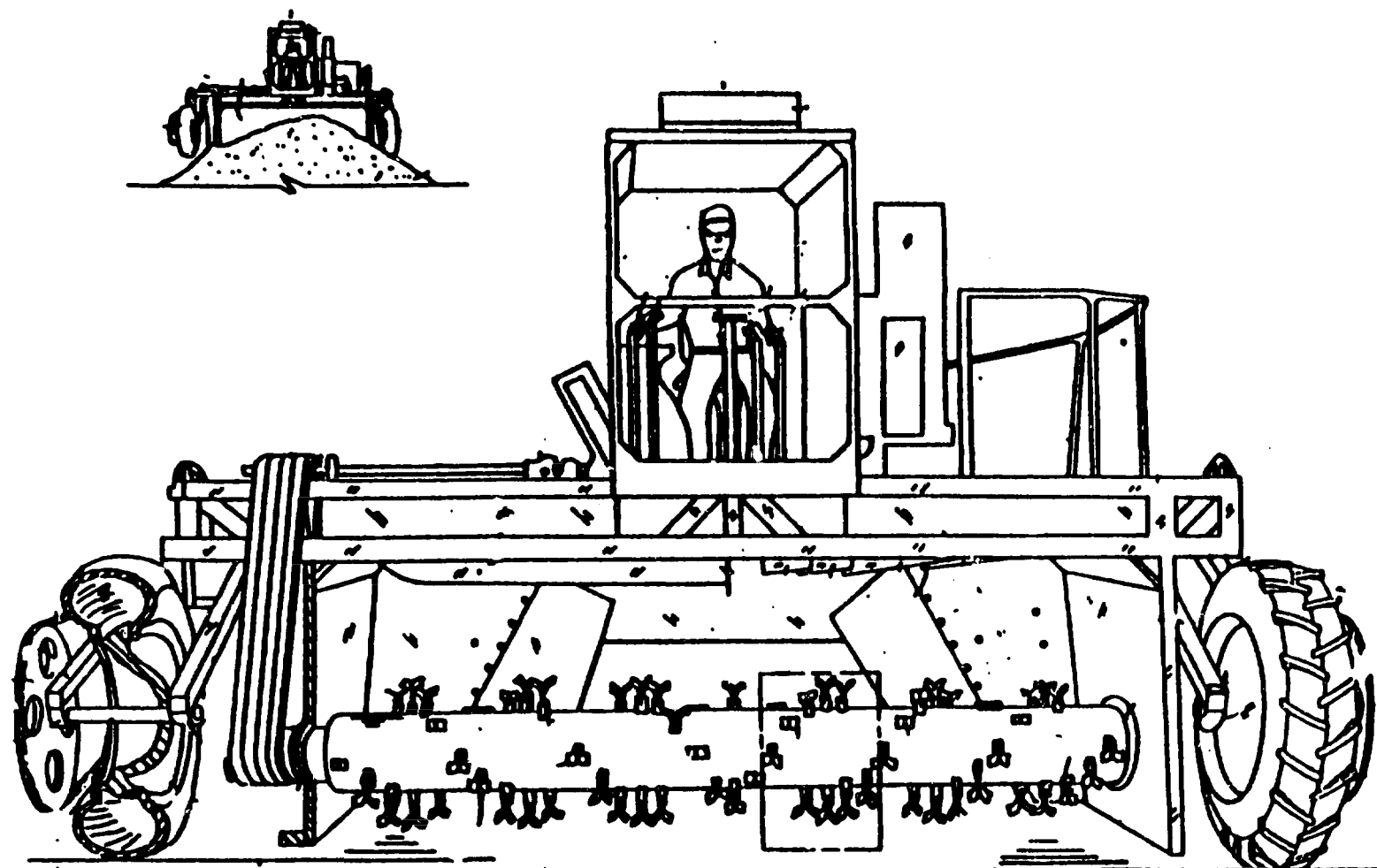
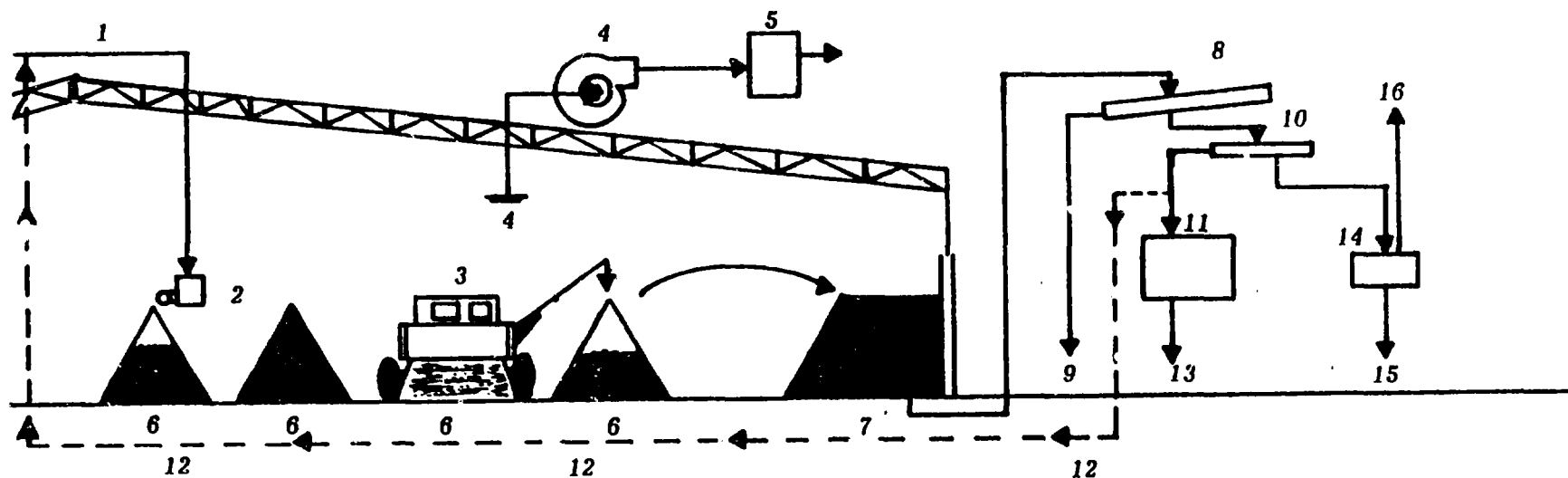


Figure 11. Schema d'une machine à retourner (Scarab)

Une installation d'une capacité de 270 tonnes par jour - La figure 12 est un schéma théorique. Avant de commencer la description de cette machine, il est à remarquer qu'elle n'est recommandée que si le débit est d'au moins 270 tonnes métriques par jour; pour des chiffres inférieurs, la machine et son fonctionnement seraient trop coûteux à cause des déséconomies d'échelle. Le diagramme de la figure 12 ne demande que peu d'explications. Comme on le voit, l'installation est abritée et la ventilation est conçue de façon que l'air rejeté puisse traverser un filtre ou une flamme pour éliminer les mauvaises odeurs éventuelles. Le retournement se fait mécaniquement. Les matières en voie de maturation sont indiquées à l'intérieur de l'abri, mais elles pourraient aussi bien être à l'extérieur. Le refus du tamis 8 est surtout formé de matières plastiques, que l'on élimine immédiatement. Celui du tamis 10 peut soit être recyclé au début du processus, soit fragmenté. Les particules de matières plastiques, à cause de leur faible densité, d'une forme surtout à deux dimensions et d'une taille dépassant le plus souvent celle des mailles du tamis 8, se concentrent dans le refus de celui-ci. Le produit de la coupeuse secondaire (No. 11) contient les morceaux de verre, surtout de petites particules à arêtes arrondies; il est donc de moins bonne qualité que celui fourni par le tamis 14. Ce dernier est souvent appelé aux Etats-Unis "stoner", mot qui désigne un tamis où l'on applique le principe du lit fluidisé.



- |  |   |
|--|---|
| 1. Déchets fragmentés et classés.  | 9. Tamis  |
| 2. Courroie transporteuse conçue de façon que les tas aient une hauteur prédéterminée. | 10. Tamis   |
| 3. Machine à retourner, pouvant être télécommandée.                                    | 11. Broyeur à marteaux                            |
| 4. Ventilateur   | 12. Recirculation du rejet                        |
| 5. Filtre désodorisant   | 13. Compost fin, contenant des morceaux de verre. |
| 6. Matières en cours de compostage actif.  | 14. Tamis (type "stoner").                        |
| 7. Compost en cours de maturation.   | 15. Compost fin exempt de morceaux de verre.      |
| 8. Rejets (surtout des matières plastiques).   | 16. Ventilateur, filtre à air.                    |

Figure 12. Schéma d'une installation de compostage en tas d'une capacité minimale de 270 t/j.

**Economie** - Elle dépend des circonstances, de la quantité de matières traitées et du degré de mécanisation du procédé; les variations sont donc considérables et il est difficile de généraliser. Les opérations complexes sont évidemment plus coûteuses que celles ne mettant en jeu qu'un faible volume de déchets, qu'il est facile de traiter à la main. D'autre part, le compostage en tas, avec ou sans retournement, est certainement bien moins cher que le compostage mécanisé (en vase clos).

Dans le cas de la méthode du tas retourné appliquée à grande échelle, il est probable que la principale dépense nécessaire pour le compostage (à l'exclusion du broyage et du classement) concerne la machine. Nous avons indiqué dans la section précédente les coûts d'un échantillon représentatif de machines; nous ne chercherons pas à estimer le coût de la construction d'un abri, qui varie énormément d'un lieu à l'autre; il suffira de dire que l'abri peut être assez sommaire, bien que, si l'opération doit se faire dans une zone à population très dense, il faille prévoir la désodorisation de l'air qui en sort (cf figure 12). Il est difficile d'arriver à des chiffres définitifs en se fondant sur les indications publiées aux Etats-Unis, car extrêmement peu d'entre elles sont fiables; celles concernant les fumiers et les boues d'égout vont de 20 à 40 dollars par tonne (1978-79).

**Inconvénients** - Le principal inconvénient des tas retournés concerne probablement l'hygiène; bien entendu, cela ne s'applique qu'au traitement d'excréments humains ou de résidus provenant d'animaux hôtes d'organismes pathogènes pour l'homme. Deux caractéristiques des tas retournés peuvent poser un problème : 1. la température n'atteint pas dans tout le tas le niveau légal pour les pathogènes; dans les couches superficielles, cette température peut même être optimale pour eux. 2. Le retournement provoque la recontamination de matières stérilisées par des matières non stériles des couches superficielles, où la température n'a pas atteint un niveau suffisant. Toutefois, un retournement répété finit par réduire la population d'organismes pathogènes à un niveau tel qu'elle n'est plus source d'infection; cette situation est atteinte au moment où le compost est prêt pour le traitement final et l'utilisation.



Les odeurs désagréables deviennent un inconvénient si les retournements sont mal faits ou trop rares; de toutes façons, certaines odeurs apparaissent obligatoirement, mais il en est ainsi pour tout système impliquant la manutention et le traitement de déchets, qu'il s'agisse d'un tas statique, d'un tas retourné ou d'un compostage mécanisé. La période où ces odeurs sont vraiment désagréables est celle des stades préparatoire et actif du compostage et c'est donc seulement pendant ces périodes qu'il y a lieu de prendre des mesures en conséquence. Signalons que le seul fait d'atteindre des températures élevées ne signifie pas l'absence d'odeurs désagréables.

On a souvent reproché au système du tas retourné sa moindre rapidité, et par conséquent la nécessité d'un espace plus étendu, par rapport au compostage mécanisé, prétendument plus rapide. Nous avons montré plus haut qu'il n'en était rien et nous ne le répétons ici que pour y insister. A ce sujet, il faut souligner que la rapidité n'est un avantage que lorsque la superficie disponible est limitée et que l'on se sert d'un réacteur. S'il n'en est pas ainsi, cet avantage disparaît. De plus, dans ces conditions, on peut réduire l'intensité et la fréquence des retournements; la raison en est qu'un tas intact de compost dégage fort peu d'odeurs; c'est surtout pendant le retournement qu'elles peuvent apparaître. Il faut souligner cependant que cette réduction de la fréquence et de l'intensité n'est sans danger que s'il n'y a aucune habitation dans un rayon de 500 mètres.

Systemes mécanisés : A première vue, les types de réacteurs sur le marché semblent être légion (dans la présente section, le terme "réacteur" désigne l'unité ou le groupe d'unités où se produit ce qu'on appelle le stade actif du compostage). En fait, cette variété est plus apparente que réelle, car chacun de ces types s'écarte de façon plus ou moins légère de quelques types généraux. A peu ou pas d'exceptions près, ils sont conçus avec l'espoir de fournir l'aération optimale et tous permettent d'ajouter de l'eau en cas de besoin. Tous emploient un ou plusieurs des procédés suivants : 1) aération forcée; 2) mélange; 3) culbutage. L'aération forcée est d'ordinaire utilisée quand les matières traitées forment une couche dans une auge, sauf le réacteur Fairfield-Hardy, où l'air est envoyé d'un serpentín perforé. Le mélange est réalisé en distribuant les matières traitées sur une série d'étages et en y

faisant tourner une ou plusieurs lames. Le culbutage peut se faire en faisant tomber les matières d'un niveau à un niveau inférieur (d'un convoyeur à un autre ou d'un étage à un autre) ou en les plaçant dans un tambour rotatif dont l'intérieur est muni d'ailettes horizontales (par exemple, le réacteur Dano).

Nous donnons ci-dessous quelques exemples, pris au hasard, de systèmes existant sur le marché au moment où nous écrivons. On trouvera une liste et une description plus complètes dans la référence 18.

L'appareil Dano n'est pas seulement typique des systèmes à tambour rotatif; c'est aussi peut-être le plus connu des appareils mécaniques. Bien que la société Dano ait fait faillite, ses brevets ont été vendus et sont utilisés sous licence. L'élément principal du système est un long tambour presque horizontal, de 3 m ou plus de diamètre, tournant à environ 2 t/m. La durée de rétention varie de un à trois jours (dans les deux exploitations de São Paulo, au Brésil, elle est de trois jours). Après cette brève, le produit est loin d'être complètement stabilisé; le mode d'emploi prévoit donc un séjour en tas d'un mois au moins.

D'après la nature et la composition des déchets produits à Mexico, à São Paulo, à Manille et dans les autres grandes villes des pays en développement, la fragmentation ne serait pas nécessaire avec un réacteur Dano, bien qu'il soit recommandé d'éliminer d'abord les morceaux de verre et de métaux. La raison en est que la petite quantité de papier présente dans les déchets macère dans le tambour. Les autres matières volumineuses sont récupérées et une très faible quantité atteint le flux de déchets.

La figure 13 est un schéma d'une installation Dano typique. Les tambours Dano sont excessivement coûteux : 6 millions de dollars en 1978.

D'autres versions du réacteur à tambour sont le tambour à tamis de Bühler Brother Ltd., le système Ruthner et les systèmes PIM-BIAS (18).

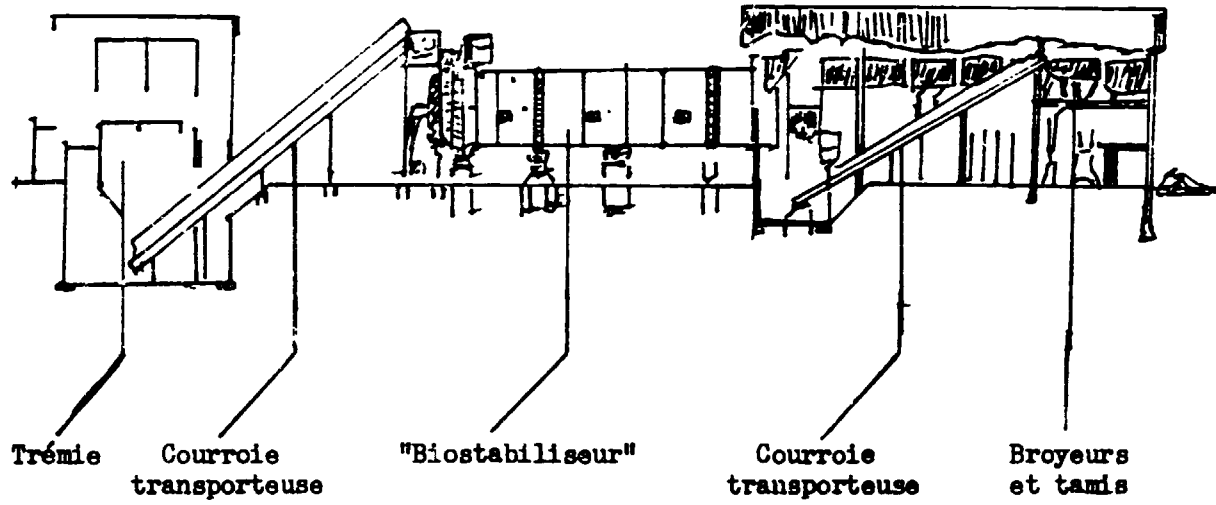


Figure 13. Installation "Biostabiliseur" Dano.

Le système "Naturizer" est un exemple de culbutage entre étages. Deux silos verticaux ont chacun trois étages. Les déchets broyés ou autrement traités sont introduits par une courroie transporteuse à l'étage supérieur du premier silo, où ils restent pendant 24 heures, puis ils tombent à l'étage moyen; pour que ce soit possible, les planchers sont formés d'auges en forme de V placées côte à côte; il est possible de les renverser pour faire tomber les matières premières traitées à l'étage immédiatement inférieur. Celles-ci restent 24 heures dans chacun des deux étages inférieurs, puis on les envoie à une coupeuse secondaire et ensuite, à l'étage supérieur du second silo, où le processus à trois stades est répété. La période totale de rétention est donc de six jours. A la sortie du second silo, le produit est mis en tas et on le laisse mûrir pendant un à deux mois.

Le système Metro-Waste combine l'aération forcée et le culbutage. Ce dernier est obtenu au moyen d'une courroie sans fin mobile; l'air est envoyé à travers les plaques perforées constituant le fond des auges ou réservoirs et traverse les matières qui y sont contenues (figure 14). L'"agiloader" de la figure est la courroie sans fin mobile. Les déchets broyés tombent dans les auges et l'air est envoyé à travers la masse. L'agiloader traverse la masse environ une fois par jour. D'après les brochures du fabricant, la durée de rétention est de six jours. Ensuite, le produit reste en tas pendant un à deux mois.

Les présents auteurs estiment que l'aération forcée est inutile au système Metro et qu'on obtiendrait une meilleure aération en faisant passer plus souvent l'agiloader. Le Metro-Waste pourrait alors être considéré comme un compromis entre le compostage en tas et le compostage mécanique (en vase clos). Il est moins complexe que les systèmes mécanisés et les matières traitées sont plus confinées que dans le compostage en tas. Contrairement à beaucoup de compromis qui semblent perdre les avantages des systèmes dont ils dérivent, le Metro-Waste paraît avoir plusieurs des avantages du compostage en tas et du compostage mécanique.

Le réacteur Fairfield Hardy (appelé dans ce qui suivra le digesteur Fairfield) est un exemple d'aération forcée combinée avec le mélange. Cet appareil consiste en un réservoir cylindrique ouvert, muni d'une série de serpentins supportés par une traverse fixée à une structure centrale pivotante (figure 15). La traverse et les serpentins qui y sont fixés tournent lentement et, en même temps, les serpentins, perforés aux bords, tournent sur eux-mêmes. L'air passant par les perforations traverse les matières traitées à mesure que les vis la traversent. La durée de rétention varie; si elle est inférieure à deux ou trois semaines, le compost doit être mis en tas pour le stabiliser.

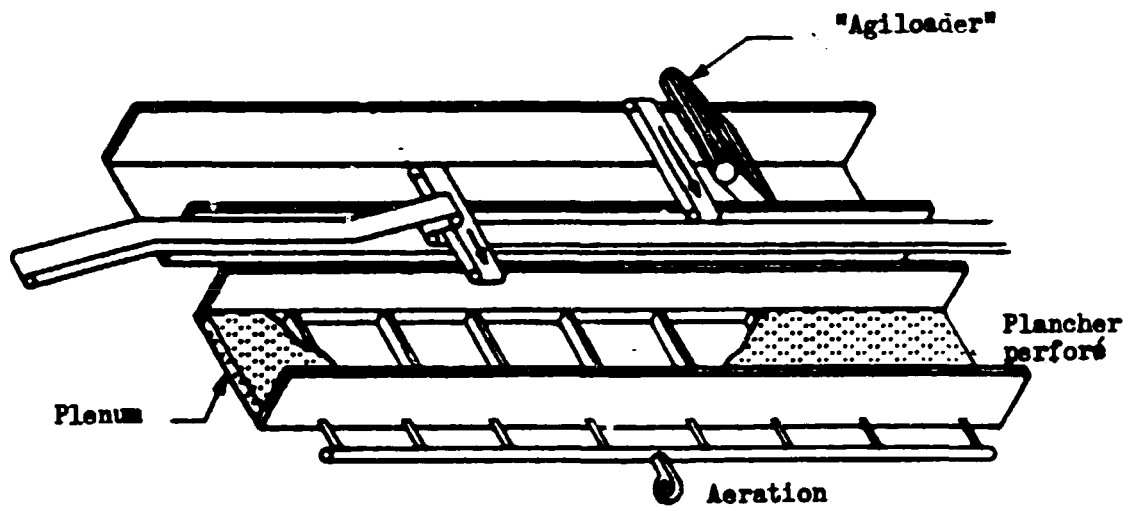


Figure 14. Schéma du réacteur Metro-Waste

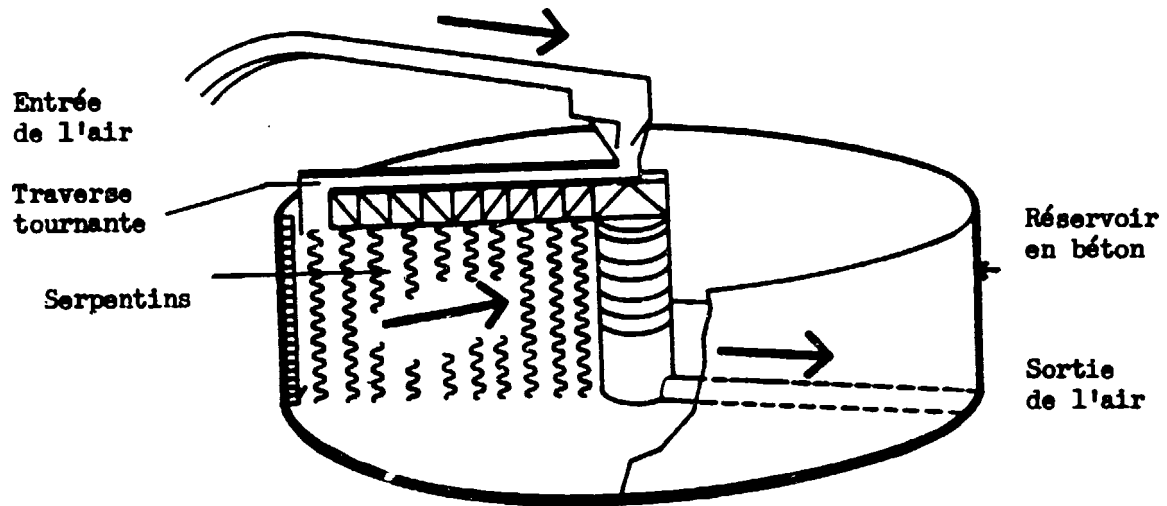


Figure 15. Schéma du réacteur Fairfield.

Le réacteur BAV (ou BIAV), quelquefois appelé "Système Kneer", est une autre variante de la combinaison aération forcée-mélange. C'est un silo bas muni d'une vis spécialement conçue pour enlever le produit "fini" du bas du réacteur (figure 16). Les déchets à composter sont introduits par le sommet et le produit "fini" est extrait du fond. L'air est envoyé uniformément dans tout le réacteur. La vis du bas sert à déplacer le compost vers le centre; elle tourne autour de son axe et la traverse tourne autour du centre de façon à y amener le compost de la périphérie. Un problème que l'on rencontre souvent dans le fonctionnement de cet appareil est la tendance des matières traitées à passer par-dessus la vis. La durée de rétention est de l'ordre de 14 jours. Jusqu'ici, ce réacteur a surtout été employé pour composter des fumiers.

Inconvénients économiques - Du point de vue économique, les systèmes mécanisés sont très inférieurs au compostage en tas. Les coûts sont égaux et parfois supérieurs à ceux de l'incinération. Dans les premières années 70, aux Etats-Unis, le coût en capital était de l'ordre de 15.000 à 20.000 dollars par tonne de capacité quotidienne et les coûts de fonctionnement, de 10 à 15 dollars par tonne. Compte tenu des ravages de l'inflation, les coûts actuels pourraient facilement être le triple de ces chiffres. Lorsqu'on étudie les coûts et les efforts que nécessite un système mécanisé spécifique, il est à remarquer que les publications des fabricants ont tendance à réduire le coût apparent en sous-estimant l'équipement et la main-d'oeuvre nécessaires. Les autres facteurs à examiner lors d'une évaluation comparative d'un système mécanisé ont été traités dans la section "TECHNOLOGIE - Principes". Il y a lieu d'attirer ici l'attention sur la généralisation suivante, très généralement applicable : "Ce n'est que dans des circonstances très particulières et très inhabituelles que l'on peut gagner quoi que ce soit en remplaçant le compostage en tas, avec ou sans retournement, par un système mécanisé". Même dans des circonstances spéciales et inhabituelles, on pourrait peut-être obtenir d'aussi bons résultats avec un système du type de celui de la figure 12.



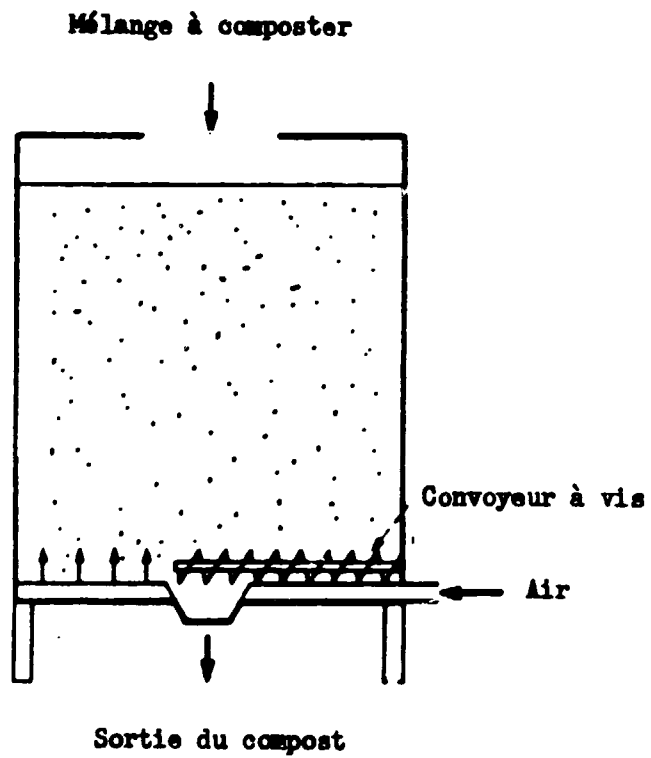


Figure 16. Schéma d'un réacteur BAV (système Kneer)

## COMMERCIALISATION ET DISTRIBUTION DU COMPOST

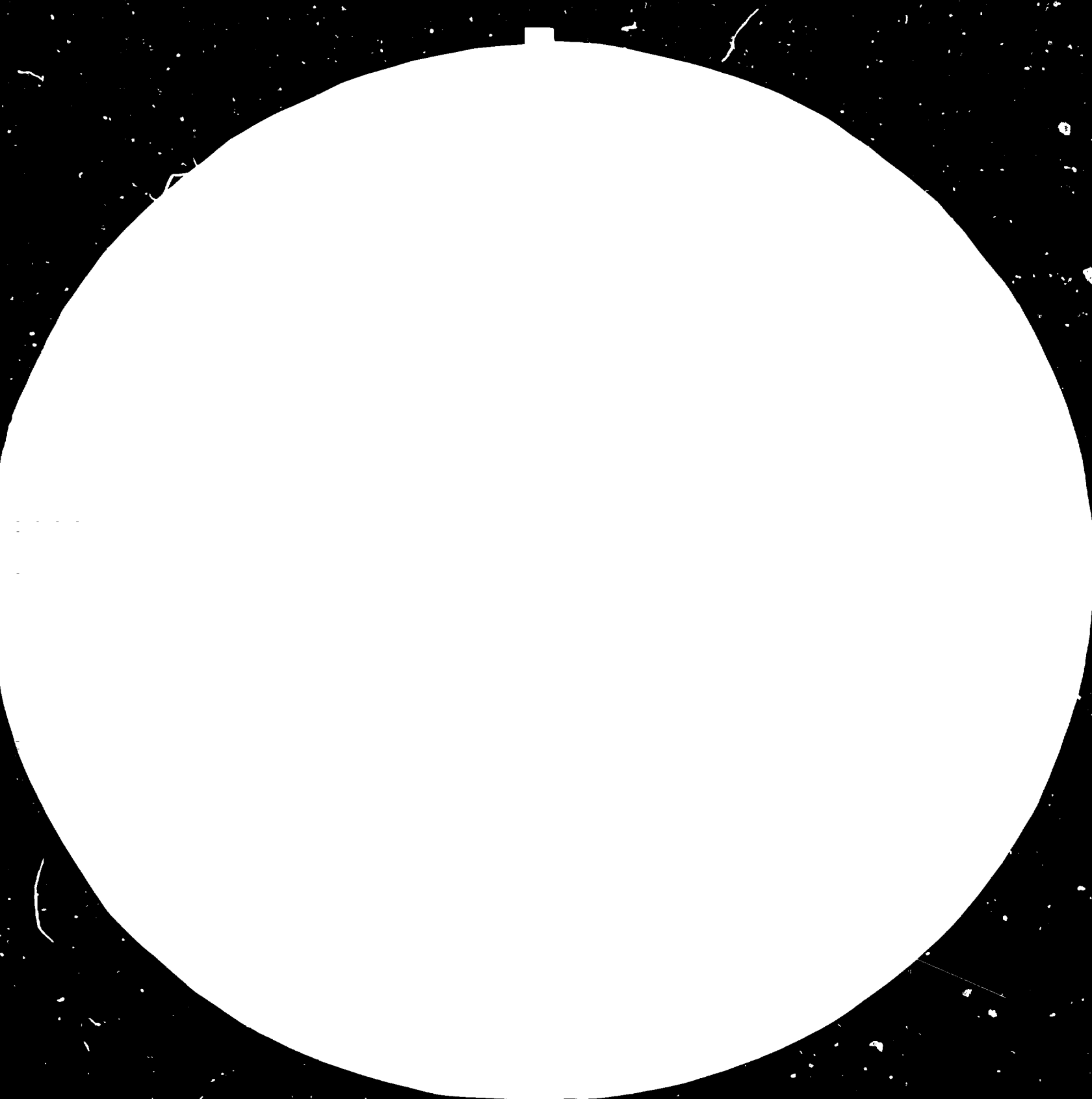
### Commercialisation

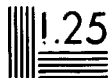
Marché possible : Le marché possible d'un produit dépend de deux éléments, son utilité intrinsèque et les individus qui en éprouvent le besoin, réel ou imaginaire. Le compost est surtout utile en agriculture, secondairement dans la remise en valeur de terres. Comme la nature de cette utilité est expliquée et étudiée à fond dans le chapitre "Utilisation des matières organiques comme engrais", il n'y a pas lieu ici de s'étendre davantage sur ce point.

Dans ces conditions, la taille du marché est fonction de la ou des catégories d'activités agricoles pouvant utiliser le compost et le marché sera d'autant plus étendu que le nombre de ces catégories sera plus grand. Bien qu'on puisse subdiviser l'agriculture de diverses façons, il est commode de le faire en cultures de plein champ, cultures sarclées, arboriculture et cultures de fleurs et plantes d'ornement. Les cultures de plein champ sont surtout les céréales, telles que le maïs, le blé et le riz et les aliments de base, comme les pommes de terre et le taro. Les plantes sarclées comprennent les légumes (carottes, tomates, raves). L'arboriculture est la production de fruits (au sens large des botanistes) ou de produits des arbres. Les cultures de plein champ, qui couvrent la plus grande superficie, devraient fournir le principal marché, mais, en fait, il n'en est rien. Les raisons de la lenteur avec laquelle s'est développé le marché du compost pour les cultures de plein champ vont de la difficulté de s'en procurer ou d'un prix de vente inacceptable à une aversion d'origine culturelle ou autre, en passant par une indifférence due à l'ignorance de l'utilité de ce produit.

Principe fondamental - Un principe fondamental d'une étude de la commercialisation du compost est qu'il n'est pas nécessaire que cette activité soit lucrative pour être considérée comme un succès. En effet, tout débit monétaire raisonnable est contrebalancé par une série impressionnante de crédits, dont deux sont particulièrement remarquables : l'un est le coût d'une autre façon satisfaisante d'évacuer les déchets; comme il a été dit plus haut, le compostage permet de stabiliser les déchets d'une façon peu coûteuse et n'ayant cependant aucune influence défavorable sur l'environnement. Le second crédit important est le fait que des éléments nutritifs rejetés sont transformés en un

84.01.05  
AD.85.03





MICROGRAPHY RESOLUTION TEST TARGET

NATIONAL BUREAU OF STANDARDS-1963-A

produit qui est une source d'éléments nutritifs pour les plantes et qui améliore la qualité des sols.

En résumé, le seul critère valide pour juger du succès ou de l'échec d'une opération spécifique de compostage n'est pas sa rentabilité, mais le fait qu'elle atteigne ses buts pour un coût non prohibitif et sans avoir d'influence indésirable sur l'environnement.

Détermination du prix de vente - A peu d'exceptions près, l'agriculture est une activité économiquement marginale et la marge devient d'autant plus petite que l'échelle d'exploitation diminue. Ce fait doit sous-tendre toutes les autres considérations pour déterminer le prix de vente d'un compost. Le cultivateur moyen ne peut se permettre que des dépenses extrêmement faibles pour des engrais, qu'il s'agisse d'engrais chimiques ou de compost. Donc, les autorités, à l'échelon local et à l'échelon national, doivent tenir compte des objectifs nationaux pour fixer le prix du compost; s'ils tiennent compte de la production de denrées alimentaires de façon continue et adéquate, ils doivent comprendre que maintenir, et même améliorer, la qualité du sol est absolument indispensable. Renvoyer les matières organiques dans le sol satisfait à cette condition et le faire sous forme de compost améliore les résultats. La conclusion de ce raisonnement est que le prix de vente du produit doit être établi compte tenu d'une importante subvention gouvernementale.

Il en est de même pour l'utilisation du compost en vue de remettre des terres en valeur; dans ce cas, le compost devrait être gratuit ou, tout au plus, vendu à un prix minime. Comme il s'agit d'ordinaire d'une entreprise publique, on ne devrait rencontrer aucune difficulté à suivre ce principe pour fixer le prix du produit.

Bien entendu, le prix du compost qui n'est destiné ni à des cultures vivrières ni à la remise en valeur de terres, mais à des fins ornementales, doit être fixé en fonction de ce que l'acheteur accepte de payer, sauf s'il s'agit de parcs publics et autres zones de loisirs.

Création d'un marché : Dans de nombreux pays en développement, créer un marché pour le compost signifie souvent surmonter l'inertie et les préjugés et obtenir une prise de conscience de la part des utilisateurs possibles. Tout cela peut se faire par un programme portant sur l'éducation d'un côté, l'art

de vendre, de l'autre. C'est facile à réaliser dans des pays comme le Mexique, où il existe déjà un programme de vulgarisation : des spécialistes sont chargés, sous l'égide du Gouvernement, de conseiller et de guider les cultivateurs, à l'échelon local. Leurs services sont particulièrement précieux du fait que, étant proches des cultivateurs, leurs avis ont plus de chances d'être acceptés. De plus, les vulgarisateurs arrivent à comprendre tous les problèmes des cultivateurs, ici encore - chose très importante - à l'échelon local.

Un programme proposé pour une coopérative agricole de la région de Toluca (Mexique) peut servir de modèle. (Il faut souligner que le programme proposé comprenait à la fois le compostage et l'utilisation du produit par les fermiers). La méthode employée était fondamentalement la même que pour l'introduction de toute autre innovation. Dans le cas du compost, il s'agissait de persuader les leaders locaux de l'essayer sur leurs fermes. (Les leaders sont certains cultivateurs qui ont fait preuve d'une grande habileté pour la culture et pour conduire leurs affaires et qui sont donc particulièrement estimés par leurs collègues). Le plan prévoyait que du compost serait fourni gratuitement aux leaders pendant la première année; guidés par les vulgarisateurs, ils procéderaient à l'essai d'une façon aussi scientifique que les conditions le permettraient. Ces conditions étaient choisies de façon à montrer à quel degré: 1) le compost peut fournir le NPK nécessaire; 2) l'eau d'irrigation est mieux utilisée parce que, grâce au compost, le sol peut mieux la retenir; 3) l'augmentation des rendements obtenus est attribuable uniquement à l'addition de compost. Une caractéristique importante du programme de Toluca était l'absence d'une parcelle-témoin, où le compost aurait été la seule source de NPK. La raison en était que, à cause de la pénurie de terres, un cultivateur hésiterait beaucoup à courir le risque d'obtenir un rendement inférieur à la normale en se servant d'un produit non essayé. Une fois les leaders convaincus de l'utilité du compost, il est facile de persuader leurs voisins.

L'Ecole supérieure d'agronomie de l'Etat a aussi mis en oeuvre un projet de démonstration permettant d'étudier l'utilité du compost de façon plus complète et plus scientifique que ne peuvent le faire les fermiers.

Bref, la meilleure méthode d'éduquer les cultivateurs et de leur "vendre" le compost est la démonstration. Le fermier moyen suspecte les avis d'étrangers ou n'y ajoute guère foi; c'est seulement par une démonstration qu'on peut le convaincre. Chose intéressante, dans le programme proposé pour la région de Toluca, il était prévu de vendre le compost, au moins à un prix symbolique, à cause de ce trait du caractère humain qui fait qu'on accorde une valeur plus élevée aux choses qu'il faut payer.

Distribution : La distribution peut poser un problème difficile si les coûts de transport deviennent trop élevés. La question se pose donc de savoir s'il vaut mieux une production centralisée ou une production répartie. Dans le premier cas, on réalise des économies d'échelle, mais les frais de transport augmentent aussi. Inversement, avec des installations très dispersées, on perd du côté des économies d'échelle, mais on gagne du côté des frais de transport. Il importe de signaler que, dans le compostage, les économies d'échelle ne dépendent pas toujours seulement de la taille, surtout lorsque tout le travail est fait à la main. Toutefois, dans la plupart des nations en développement, il y a quelques agglomérations, ou au moins une, qui produisent assez de déchets pour justifier un compostage à assez grande échelle.

Si les installations de compostage sont réparties, le meilleur moyen de distribution serait probablement que l'utilisateur vienne chercher le produit là où il est fabriqué, puisque la distance ne serait pas trop grande. En revanche, dans le cas d'une grande installation centralisée, la zone de chalandise s'étend au-delà des fermes voisines et il faut donc créer un système de distribution, c'est-à-dire des points de vente. Le problème de la propriété se pose alors : si le compost est acheté, distribué et vendu par une entreprise privée, c'est à elle de résoudre le problème de la distribution, tandis que si la propriété reste entre les mains des autorités publiques, la distribution incombe au Gouvernement. La préférence pour l'un ou l'autre est une question de principe et sort donc du cadre de la présente monographie.

Quant aux mécanismes de distribution, ils dépendent des conditions particulières à chaque pays et sortent donc aussi du cadre de cette monographie.



BIBLIOGRAPHIE

1. "Second Interim Report of the International Committee on Utilization of Organic Wastes", New Zealand Engineering, 6, numbers 1-12, November-December, 1951.
2. "Composting Fruit and Vegetable Refuse : Part II", in Investigations of Composting as a Means for Disposal of Fruit Waste Solids, Progress Report, National Canners Assoc. Research Foundation, 1133-20th St., N.W., Washington, D.C. August 1964.
3. Schulze, K.F., "Rate of Oxygen Consumption and Respiratory Quotients During the Aerobic Composting of Synthetic Garbage", Compost Science, 1:36 (Spring 1960)
4. Schulze, K.F., "Relationship Between Moisture Content and Activity of Finished Compost", Compost Science, 2:32 (Summer 1964).
5. Chrometska, P., "Determination of the Oxygen Requirements of Maturing Composts", International Research Group on Refuse Disposal, Information Bulletin 33 (Aug. 1968).
6. Lossin, R.D., "Compost Studies : Part III. Measurement of the Chemical Oxygen Demand of Compost", Compost Science, 12:12-31 (Mar.-Apr. 1971).
7. Regan, R.W. and J.S. Jeris, "A Review of the Decomposition of Cellulose and Refuse", Compost Science, 11:17 (Jan.-Feb. 1970).
8. Senn, C.L., "Role of Composting in Waste Utilization", Compost Science, 15(4):24-28 (Sept.-Oct. 1974).
9. Goluske, C.G., Composting, Rodale Press, Inc., Emmaus, Pennsylvania, 1972.
10. Niese, G., "Experiments to Determine the Degree of Decomposition of Refuse by Its Self-Heating Capability", International Research Group on Refuse Disposal, Information Bulletin 17, May 1963.
11. Rolle, G. and E. Orsanic, "A New Method of Determining Decomposable and Resistant Organic Matter in Refuse and Refuse Compost", International Research Group on Refuse Disposal, Information Bulletin 21, Aug. 1964.
12. Möller, F., "Oxidation-Reduction Potential and Hygienic State of Compost from Urban Refuse", International Research Group on Refuse Disposal, Information Bulletin 32, Aug. 1968.
13. Obrist, W., "Enzymatic Activity and Degradation of Matter in Refuse, Digestion : Suggested New Method for Microbiological Determination of the Degree of Digestion", International Research Group on Refuse Disposal, Bulletin 24, Sept. 1965.
14. Lossin, R.D., "Compost Studies", Compost Science, 11:16 (Nov.-Dec. 1970).
15. Wylie, J.S., "Progress Report on High-Rate Composting Studies", Engineering Bulletin, Proceedings of the 12th Industrial Waste Conference, Series No. 94 (May 13-15, 1957).

16. Epstein, E., G.B. Willson, W.D. Burge, D.C. Mullen and N.K. Enkiri, "A Forced Aeration System for Composting Wastewater Sludge", Journal Water Pollution Control Federation, 48(4):688 (Apr. 1976).
17. Golueke, C.G. and P.H. McGahey, Reclamation of Municipal Refuse by Composting, Tech. Bulletin No. 9, Sanitary Engineering Research Laboratory, Univ. of California, Berkeley, June 1953.
18. Dean, R.B., "European Manufacturers Display Systems at Kompost '77", Compost Science, 19(2):18-22 (Mar.-Apr., 1978).

## CHAPITRE 5

### HYDROLYSE DE RESIDUS CELLULOSIQUES; PRODUCTION DE PROTEINES (D'ORGANISMES UNICELLULAIRES) ET D'ETHANOL

#### INTRODUCTION

##### Raisons de l'intérêt porté à l'hydrolyse

L'intérêt pour l'hydrolyse s'est manifesté dès les années 40 (1) et fut particulièrement marqué pendant les années 50 et les premières années 60; ensuite, il déclina jusqu'aux dernières années 60, où il reprit (2, 3, 4). La raison de cet intérêt était, au départ, que l'hydrolyse joue un rôle essentiel comme premier stade de certaines méthodes de conversion de déchets cellulosiques, en particulier de déchets de bois, en organismes unicellulaires fournissant des protéines. A cette époque, les activités étaient concentrées sur l'utilisation de sucres (pentoses et glucose) formés au cours de l'hydrolyse des déchets de bois; on s'occupait aussi quelque peu du traitement de déchets de papier. La nécessité de l'hydrolyse est due à ce que les organismes cultivés comme sources de protéines ne peuvent se nourrir du carbone des molécules de la cellulose. Il s'agit de la levure Candida (ou Torula) utilis, qui se développe rapidement, est un excellent aliment pour le bétail et probablement pour l'homme, mais qui, comme la plupart des levures, ne peut utiliser comme source de carbone qu'un sucre.

La raison du récent renouveau d'intérêt pour l'hydrolyse des déchets cellulosiques est assez simple : c'est le premier stade, et il est essentiel, de la conversion de ces déchets en éthanol, source d'énergie (5, 6, 7). Les utilisations possibles de l'éthanol pour produire de l'énergie sont bien connues, il n'y a pas lieu de les traiter davantage ici.

L'hydrolyse est nécessaire comme premier stade de la production d'éthanol à partir de déchets cellulosiques parce que le carbone de la molécule de cellulose est inaccessible aux levures (Saccharomyces cerevisiae), provoquant la fermentation alcoolique, qui ne peuvent tirer leur carbone que d'hexoses et de quelques pentoses, tandis que la cellulose est une molécule complexe, formée d'environ 3.000 unités glucose et d'un poids moléculaire approximatif de 500.000. Ces unités glucoses ne sont fermentescibles par Saccharomyces que si la molécule de cellulose est hydrolysée, c'est-à-dire décomposée en unités

glucose. La molécule de cellulose est insoluble dans l'eau, l'alcool, l'éther, le chloroforme et les autres solvants organiques; ce fait est un autre facteur important du point de vue de l'utilisation par les micro-organismes, parce que les éléments nutritifs ne peuvent entrer dans une cellule microbienne qu'à l'état dissous. L'hydrolyse complète de la molécule de cellulose exige une ébullition prolongée dans HCl dilué.

Dans les nations en développement, les résidus agricoles seraient la principale source de cellulose; très peu de cellulose serait disponible sous forme de papier, puisque celui-ci est récupéré tel quel et utilisé directement.

#### Difficultés dans le cas de nations en développement

Deux caractéristiques restreignent beaucoup l'utilité de l'hydrolyse pour les pays en développement : d'une part, le procédé est coûteux, d'autre part, il exige un équipement complexe d'une utilisation difficile. La première source de dépenses est la préparation des déchets, dont le degré de pureté doit être très supérieur à celui qu'exigent les autres procédés de conversion. L'une des raisons en est le fait important qu'un ou plusieurs contaminants pourraient inhiber Saccharomyces, d'où une production réduite d'éthanol. Il pourrait arriver aussi que la croissance d'autres micro-organismes soit encouragée aux dépens de celle de Saccharomyces, ce qui donnerait des produits de dégradation indésirables.

Un autre élément qui contribue à rendre l'hydrolyse coûteuse est la nécessité d'une réduction poussée de la taille des particules; on n'est pas tout à fait d'accord sur le chiffre idéal, mais on peut sans aucun doute admettre qu'elle est moindre que pour les autres formes de conversion de déchets.

Les conditions exigées par le processus lui-même contribuent à le rendre coûteux et complexe. Une forme d'hydrolyse met en jeu des produits chimiques, l'énergie thermique et la pression. L'emploi d'énergie thermique diminue appréciablement l'énergie totale récupérée. De plus, comme la température est très critique, il faut une instrumentation précise. Le recours à la pression oblige à consommer de l'énergie et à employer des réacteurs coûteux. Une autre forme se sert de cultures pures, avec addition d'éléments nutritifs pour les micro-organismes. Une culture ne peut être pure que dans un milieu stérile ou aseptique, ce qui nécessite l'emploi de la chaleur. De plus, on ne

peut maintenir cet état de stérilité qu'avec un matériel perfectionné pour la culture et pour la surveillance. Les éléments nutritifs sont ceux des engrais chimiques, l'azote, le phosphore et le potassium, qui coûtent de plus en plus cher et sont de plus en plus difficiles à se procurer.

Un dernier facteur limitant a aujourd'hui une importance particulière : c'est le fait que le produit obtenu, le sucre, est déjà surabondant sur les marchés mondiaux. Cependant, le sucre qui est actuellement excédentaire est du saccharose, tandis que l'hydrolyse de la cellulose fournit du glucose. Néanmoins, Saccharomyces utilise tout aussi bien l'un que l'autre. Un facteur qui pourrait réduire cet inconvénient est le fait que, malgré l'abondance du sucre sur le marché, sa valeur monétaire n'est pas négligeable. Il faut donc procéder à une analyse pour déterminer s'il vaut mieux obtenir du sucre par hydrolyse d'un déchet ou l'acheter sur le marché libre.

Il faut souligner que ce qui précède ne s'applique qu'à l'hydrolyse de déchets cellulosiques, et non à la fermentation de sucres ou d'amidons de déchets pour donner de l'éthanol, ni à la culture d'une biomasse contenant des sucres et des amidons, pour servir de substrat à une fermentation alcoolique.

Comme les applications possibles de l'hydrolyse dans les nations en développement sont actuellement nulles ou tout au plus restreintes, la présente section, "Hydrolyse de résidus cellulosiques", est de faible étendue, son but principal est de fournir une connaissance générale du processus et de compléter la couverture, par la présente monographie, des diverses méthodes de récupération de ressources actuellement disponibles.

## PRINCIPES GÉNÉRAUX

### Types d'hydrolyse

Les diverses méthodes d'hydrolyse, parfois appelée saccharification, peuvent se diviser en deux grandes catégories, l'hydrolyse acide et l'hydrolyse enzymatique. On pourrait y ajouter un troisième type, bien qu'il constitue une intégration de l'hydrolyse enzymatique et de la fermentation alcoolique. Les deux groupes sont très différents, puisque l'un est un processus physico-chimique, tandis que l'autre est strictement biologique. Il y a eu de nombreuses discussions sur la supériorité de l'un ou de l'autre, mais ce serait sortir du cadre de cette monographie que de trancher les disputes.

### Facteurs généraux

Il existe un facteur général, commun à l'hydrolyse acide et à l'hydrolyse enzymatique, qui est très important et joue un rôle considérable quant à la possibilité pratique d'employer un déchet cellulosique spécifique; il s'agit des proportions relatives des deux régions que l'on peut distinguer dans la structure des molécules de cellulose, la région cristalline et la région amorphe (ou paracristalline). La première est très dense et il existe donc d'importantes forces internes d'attraction, tandis que, dans la région paracristalline, l'orientation est plus aléatoire. Le degré élevé d'ordre qui existe dans la première la rend plus résistante à l'hydrolyse que le reste. Donc, plus élevé sera le rapport de la cellulose cristalline à la cellulose paracristalline dans un déchet, plus il sera difficile à hydrolyser. Un autre facteur important est le rapport surface/masse des particules du déchet. Comme il a été dit ailleurs, la rapidité de réaction augmente avec ce rapport. En d'autres termes, plus la particule est petite, plus la réaction, qu'elle soit physique ou biologique, sera rapide. Ce facteur est particulièrement important pour l'hydrolyse. Un troisième facteur de grande importance est la présence de substances associées, dont la principale est la lignine, qui masque souvent la molécule de la cellulose et la rend donc moins vulnérable à une attaque chimique ou enzymatique. La lignine elle-même est extrêmement difficile à dégrader.

### Hydrolyse acide

La plupart des recherches faites sur ce sujet ont porté sur des déchets de bois; dans la suite de cette section, les nombres et les valeurs indiqués concernent le bois. Toutefois, les principes en jeu sont valables pour l'hydrolyse acide de tous les déchets.

L'hydrolyse acide consiste essentiellement à soumettre la fraction cellulosique d'un déchet à un traitement dont les éléments essentiels sont une suspension acidifiée, un milieu aqueux, une température et une pression élevées. Dans le cas du bois, la réaction est :

cellulose du bois  $\rightarrow$  sucres  $\rightarrow$  produits de décomposition.

Lorsqu'on cherche à obtenir de l'alcool, on arrête la réaction au stade sucres. Le bois contient environ 70 à 80 pour cent de glucides et 20 à 30 pour cent de lignine. Celle-ci n'est pas hydrolysée.

Outre les facteurs généraux cités plus haut, les facteurs clés de l'hydrolyse acide sont le rapport liquide/solide, la concentration de l'acide et la température. L'hydrolyse est d'autant plus rapide que le rapport liquide/solide est élevé, mais, en pratique, ce rapport a une limite supérieure parce qu'il faut établir un compromis entre le gain de rapidité et l'augmentation du coût de l'équipement et des coûts d'exploitation, puisqu'un rapport plus élevé implique des volumes plus grands. La limite pratique semble être dix parties de liquide pour une de solide. Le rendement en sucre augmente avec la température et la concentration de l'acide. Pour ce dernier paramètre, la limite supérieure dépend du coût de l'acide et du degré de corrosion qu'il provoque. Si l'on ne peut pas récupérer l'acide, des concentrations élevées entraînent de fortes dépenses pour les matières premières, mais cette récupération n'est pas facile. L'expérience montre qu'une concentration de 0,5 pour cent en acide sulfurique semble assurer une hydrolyse suffisamment rapide et ne pas coûter trop cher. On peut compenser l'effet d'une concentration et d'un rapport liquide/solide plus élevé en portant la température à 200°C.

Saeman (1) a montré que l'hydrolyse de la cellulose cristalline du bois est une réaction du type  $A \xrightarrow{K_1} B \xrightarrow{K_2} C$ . Les équations de ces réactions sont :

$$\frac{dC_A}{dt} = K_1 C_A$$

et

$$\frac{dC_B}{dt} = K_2 C_B K_1 C_A$$

où  $C_A$  = concentration de la cellulose,

$C_B$  = concentration du sucre,

$K_1$  = constante de la réaction transformant la cellulose en sucre,

$K_2$  = constante de la réaction transformant le sucre en produits de décomposition,

$t$  = temps.

$$K_1 = P_1 e^{-\Delta H/RT} \quad i \ 1,2$$

Fagan et ses collègues (2) ont trouvé que le modèle établi par Seaman pour le bois s'appliquait presque exactement pour l'hydrolyse de la cellulose du papier, bien que les constantes soient différentes. Ils ont montré expérimentalement que la vitesse de la réaction pouvait s'exprimer comme suit :

1.) Décomposition de la cellulose (A  $\longrightarrow$  B)

$$r_1 = 28 \times 10^{19} C^{1,78} \exp(-45,1000/RT) C_A,$$

où C = concentration de l'acide (pourcentage en poids)

$C_A$  = concentration de la cellulose (poids du sucre potentiel résiduel par unité de poids de bouillie); et

2.) Décomposition du glucose (B  $\longrightarrow$  C)

$$r_2 = 4,9 \times 10^{14} C^{0,55} \exp(-32,800/RT) C_B$$

où  $C_B$  est la concentration du sucre (poids de sucre par unité de poids de bouillie). Cette concentration dépend du temps, de la température et de la concentration de l'acide.

Technologie : L'hydrolyse acide se fait en continu ou en discontinu. Dans ce dernier cas, on n'emploie qu'un seul réacteur, où se passent tous les stades de l'hydrolyse. En continu, on utilise plusieurs réacteurs, mais, en général, les stades du processus sont à peu près les mêmes : hydrolyse, vaporisation éclair, neutralisation et centrifugation. La principale différence est la conception du réacteur, qui est composé d'une série de tubes, suivis chacun d'une presse à vis. Le rôle du premier réacteur est d'hydrolyser seulement l'hémicellulose. On recueille les sucres formés en envoyant la décharge du réacteur dans la presse à vis. Les sucres se trouvent dans la décharge liquide de celle-ci; la pulpe est réacidifiée et envoyée dans un second et un troisième réacteurs qui hydrolysent l'alphacellulose.

Du point de vue économique, le fonctionnement en discontinu convient mieux pour une petite opération, le maximum semblant être de l'ordre de 113 tonnes métriques, avec deux installations de 72 tonnes/jour, utilisant les mêmes réservoirs de stockage et peut-être la même centrifugeuse. L'exposant de la relation capacité-coût serait voisin de 1,0 (3).



Le rendement en sucres est d'environ 35 à 45 pour cent de la quantité de cellulose traitée, soit 2.540 à 3.266 kg pour une installation de 72 tonnes métriques par jour. Les coûts d'exploitation, d'après les chiffres publiés en 1969 (3) seraient de l'ordre de 0,14 à 0,21 dollar/kg, suivant la taille de l'installation. Il est très probable que ces estimations sont très optimistes, tant pour les coûts de la préparation que pour ceux du processus lui-même.

#### Hydrolyse enzymatique

Microbiologie et mécanisme : Comme il a été dit plus haut, l'hydrolyse enzymatique se fait par voie biologique, c'est-à-dire au moyen d'enzymes synthétisées par des micro-organismes. On cherche donc à porter au maximum la production d'enzyme. Dans le cas présent, l'enzyme désirée est la cellulase. Les micro-organismes varient beaucoup quant à leur aptitude à dégrader la cellulose, et chaque groupe a son propre système particulier d'enzymes. Certains microbes produisent des cellulases ne pouvant hydrolyser que les dérivés solubles de la cellulose, tandis que d'autres fournissent des cellulases pouvant hydrolyser même la cellulose caractéristique du coton, cristalline à environ 70 pour cent. Les chercheurs qui ont étudié les degrés d'efficacité des divers systèmes de cellulases les ont divisés en deux groupes,  $C_1$  et  $C_x$ . On appelle parfois l'enzyme  $C_1$  "facteur d'affinité". Elle produit de l'anhydroglucose linéaire à partir de la cellulose du coton et d'autres celluloses contenant une forte proportion de cellulose cristalline. Les chaînes linéaires sont ensuite hydrolysées par l'enzyme  $C_x$  pour donner des glucides solubles, d'ordinaire la cellobiose et le glucose.

Les groupes de micro-organismes qui hydrolysent la cellulose diffèrent beaucoup par leur aptitude à produire les enzymes  $C_1$  et  $C_x$ . Comme le stade initial est le plus lent et dépend de l'enzyme  $C_1$ , il détermine la vitesse d'hydrolyse des formes résistantes de cellulose. On a donc fait des recherches poussées pour découvrir les micro-organismes les plus actifs dans la synthèse des cellulases du type  $C_1$ ; on a reconnu que le plus efficace était Trichoderma reesei (auparavant, viride). Il semble être le seul champignon dont les cellulases soient très actives sur la cellulose cristalline et qu'on puisse cependant cultiver dans les conditions techniquement nécessaires; il est donc d'ordinaire choisi dans les projets d'installations.

L'emplacement sur la molécule où se produit une hydrolyse enzymatique quelconque dépend des groupes de micro-organismes et des catégories de systèmes d'enzymes. Cependant, l'hydrolyse enzymatique de la cellulose se produit en général en dehors de la cellule microbienne, parce que la plupart des cellulases sont de nature extracellulaire. Chez certaines bactéries hydrolysant la cellulose, telles que les cytophages, le système enzymatique est lié à la membrane. Dans ce cas, l'hydrolyse dépend de l'établissement d'un contact intime entre la cellulose et la membrane. Dans certains groupes, la cellulase est toujours présente et est synthétisée continuellement; dans d'autres, cette synthèse est induite et doit donc être déclenchée par l'un ou l'autre facteur externe. La synthèse de la cellulase est induite par la présence de cellobiose (agent réducteur).

Facteurs : Les principaux facteurs sont ceux décrits dans la section "Facteurs généraux" et dans la présente section à propos des stades de pré-traitement.

La concentration de l'agent inducteur (cellobiose) et celle du produit d'hydrolyse (glucose) sont particulièrement importantes pour la synthèse de la cellulase. Si la concentration de la cellobiose dépasse un niveau critique, 0,5 à 1,9 pour cent, l'activité est inhibée. L'activité des champignons est d'ordinaire assurée, parce qu'on trouve en général dans la cellulose de petites quantités de cellobiose. Il serait futile d'ajouter de la cellobiose à une culture pour faciliter la synthèse de la cellulase, mais la création simultanée d'une situation inhibant la croissance favoriserait la synthèse de la cellulase. Cette formation est aussi inhibée en présence de fortes concentrations de glucose. La figure 17 schématise la relation entre l'inhibition et l'induction, d'une part, les substances présentes, d'autre part.

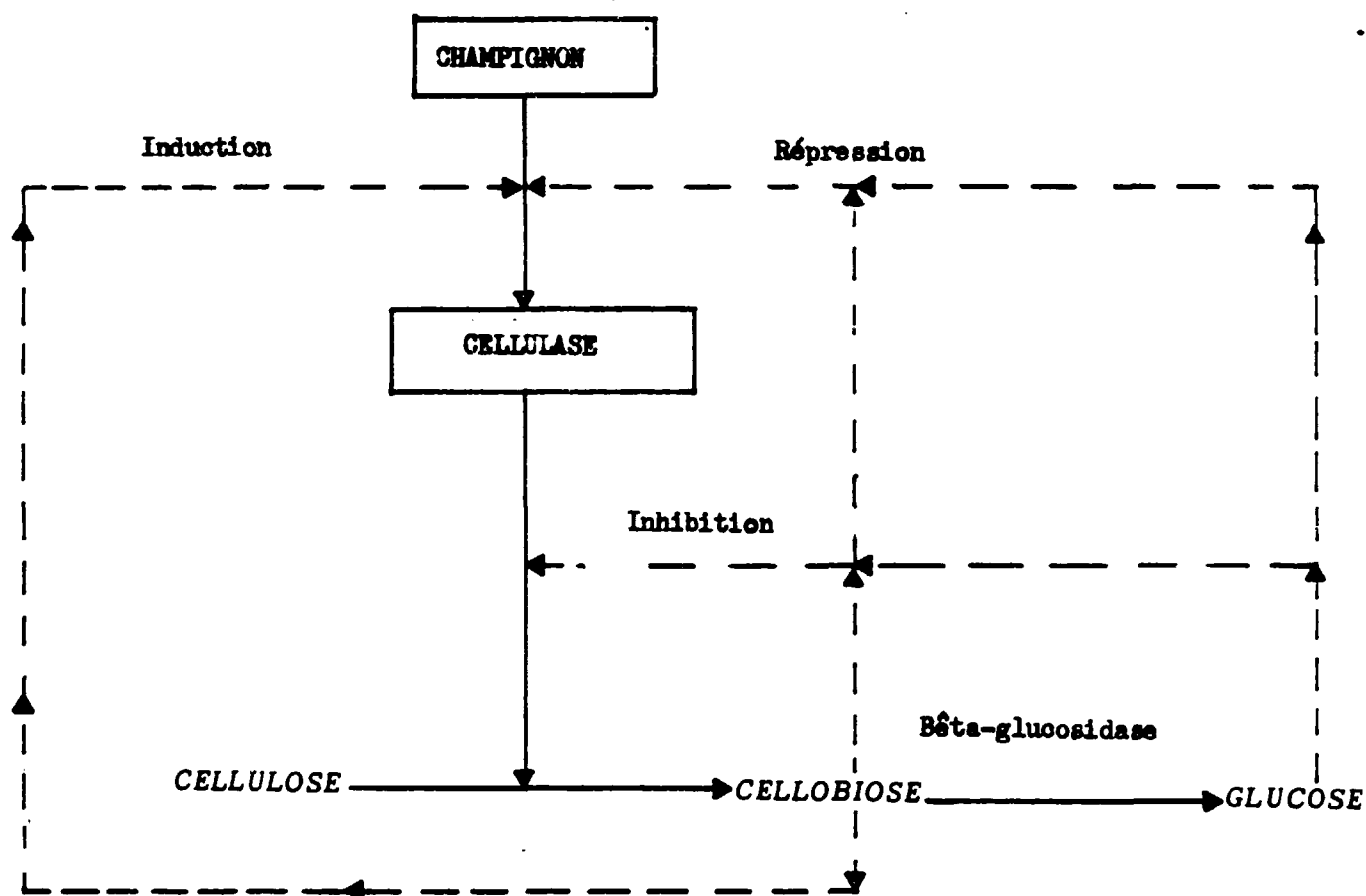


Figure 17. Inhibition et induction de la synthèse de la cellulase par la cellobiose et le glucose

Spano et al. (7) signalent que la concentration des sucres réducteurs produits par l'hydrolyse enzymatique augmente avec la concentration des matières solides dans le substrat. Par exemple, disent-ils, pour produire un sirop de sucre à 122 mg/ml (11 pour cent), à partir de papier traité par compression, la charge dans le réacteur devrait être de 25 pour cent et le rapport entre l'enzyme et le substrat de 10 unités internationales par gramme. (Il se fait qu'avec ce rendement, la concentration en sucres réducteurs est assez élevée pour permettre en pratique la production directe d'éthanol par fermentation, sans stade intermédiaire de concentration des sucres).

Prétraitement - Le prétraitement a quatre objectifs : 1) réduire la cristallinité de la cellulose; 2) briser la structure physique de la lignine; 3) réduire le degré moyen de polymérisation de la cellulose; 4) atteindre les trois objectifs précédents pour un coût raisonnable. Pour cela, on peut employer un, deux ou trois des moyens suivants : réduction de la taille des particules, chauffage et, peut-être, traitement chimique. On suppose que le déchet cellulosique a été séparé des autres déchets et débarrassé de contaminants dans la mesure où le permet la rentabilité. Un broyage accompagné d'un chauffage à une température de 218°C rend plus accessible la surface interne de la cellulose et modifie la structure de celle-ci grâce à l'oxydation qui se produit pendant le chauffage.

On peut chauffer la cellulose dans un sécheur à chaleur indirecte, qui est préférable à un four rotatif. D'une part, un sécheur permet des vitesses de gaz convenant à une matière comme la cellulose, qui est légère et se transforme rapidement en poussière, tandis qu'avec le chauffage direct, la vitesse du gaz doit être relativement élevée, parce que le gaz chaud est le fluide caloporteur. D'autre part, le chauffage indirect permet de maintenir plus facilement la stérilité.

Callihan et Dunlap (4) proposent, comme méthode de prétraitement, le contact avec un alcali tel que la soude, caustique, de façon à provoquer un gonflement, ce qui, de plus, solubilise en partie la lignine et rend donc la cellulose plus réceptive à l'action enzymatique. Si ce traitement par un alcali est suivi par une période d'oxydation à l'air, la cellulose est en partie dépolymérisée et la proportion de cellulose cristalline est réduite.

Parmi les nombreuses méthodes qu'ils ont étudiées, Spano et ses collaborateurs ont préféré l'exposition à la vapeur et la compression entre deux rouleaux. La vapeur agit sous pression, à une température de 195 à 200°C, pendant 15 à 30 minutes, sur des déchets humides. Ils ont constaté que la réactivité des déchets d'origine agricole et des résidus de feuillus augmentait, mais que celle des déchets urbains (aux Etats-Unis) diminuait de 40 pour cent.

La compression entre deux rouleaux de papier journal, pendant six à dix minutes, augmentait nettement le taux d'hydrolyse enzymatique et les rendements en sucres. Des recherches ultérieures ont montré que le traitement était également efficace avec tous les types de déchets celluloseux. Dans le cas du papier journal, la compression consommait moins de 0,60 kWh/kg; un autre avantage était d'accroître la densité apparente au point de permettre d'hydrolyser des bouillies à 20 à 30 pour cent.

Technologie - La technologie de l'hydrolyse enzymatique est encore embryonnaire dans une large mesure, en particulier pour les déchets urbains. Nous donnons ici, à titre d'exemple, le procédé proposé et exploré par Rosenbluth et Wilke (5) et par Wilke et Mitra (6).

Procédé Rosenbluth-Wilke-Mitra (Procédé RWM) - Ce procédé a quatre particularités : 1) deux stades de fermentation : dans le premier stade, il y a une rapide croissance de champignons sur du glucose; dans le second stade, on introduit de la cellulose pure pour provoquer la synthèse d'enzymes. 2) Pour favoriser la croissance des cellules, le champignon est cultivé sur un milieu bon marché formé de superphosphate et d'huile Proflo.

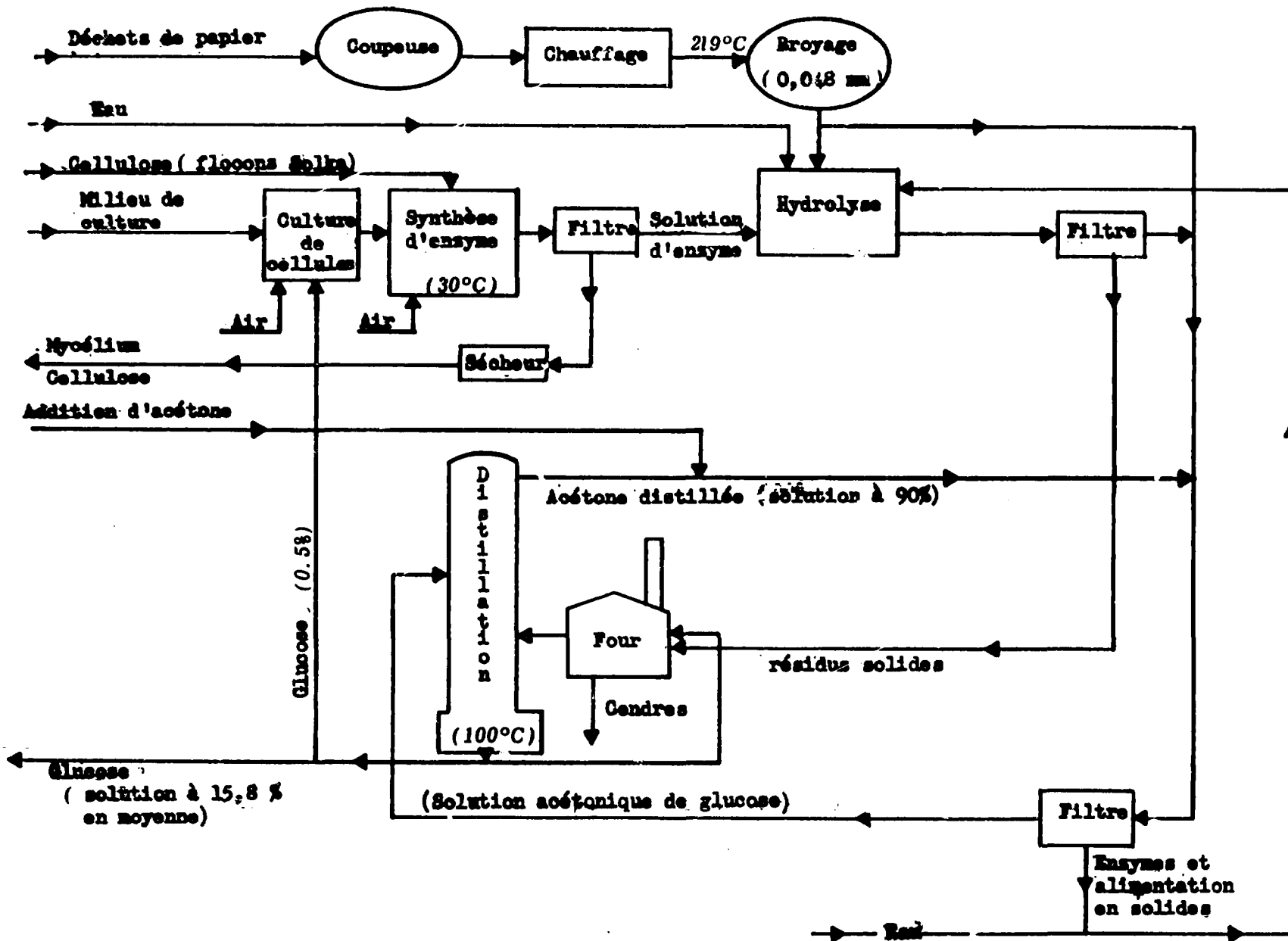


Figure 18. Diagramme d'acheminement du procédé d'hydrolyse Rosenbluth-Wilke-Mitra (6)

3) Une précipitation par l'acétone permet de récupérer les enzymes, que l'on peut réutiliser. 4) Les déchets non hydrolysés sont brûlés pour fournir la chaleur nécessaire au procédé. La figure 18 donne le diagramme d'acheminement. Comme on voit, le procédé comprend plusieurs stades, les cinq principaux étant: 1) préparation des déchets, 2) production de l'enzyme, 3) hydrolyse, 4) collecte du glucose produit; 5) séchage du résidu.

Pour la préparation des déchets bruts, on emploie un milieu de culture servant à nourrir les champignons, qui est ensuite stérilisé. En même temps, les déchets cellulosiques sont soumis au traitement préliminaire. Un bon milieu de culture est celui recommandé par Mandel et Weber (8) : phosphate monopotassique, 2 g/l; sulfate d'ammonium, 4 g/l; urée, 0,3 g/l; sulfate de magnésium heptahydraté, 0,3 g/l; sulfate ferreux heptahydraté, 1,4 mg/l;  $\text{CoCl}_2$ , 2 mg/l. Le milieu de culture est en suspension dans l'eau. On peut se servir de glucose comme source de carbone au début d'un cycle, mais l'avantage obtenu en accélérant la croissance des champignons grâce à la présence de glucose est contrebalancé par l'existence d'une période intermédiaire entre la fin de la croissance active (lorsque le glucose originel a disparu), et le début de la synthèse d'enzyme. L'introduction de peptone protéase augmente la production de cellulose. Le pH du milieu de culture est ajusté à 5,0 après stérilisation.

Cette stérilisation peut se faire soit en discontinu dans des réservoirs, soit en continu par injection de vapeur ou échange de chaleur. On préfère en général cette dernière solution parce qu'on récupère plus de chaleur et qu'il faut moins de temps pour chauffer et refroidir le milieu de culture.

La vapeur vive est injectée dans le milieu de culture, dont la température atteint presque immédiatement  $140^{\circ}\text{C}$ ; ensuite, on le refroidit rapidement en l'envoyant par une soupape dans une chambre à vide. Si l'on utilise l'échange de chaleur, méthode recommandée par Webb (9) et par Aiba (10), on peut employer un échangeur à plaques combiné à un échangeur à châssis et à une section de rétention. Le milieu de culture brut est introduit dans un échangeur de chaleur où sa température s'élève au contact des plaques, traversées à contre-courant par le milieu de culture chaud provenant de la section de rétention; il passe ensuite dans le second échangeur où sa température atteint

140°C après contact avec des plaques chauffées à la vapeur, puis dans la section de rétention où il cède une certaine quantité de chaleur au milieu de culture brut. Enfin, il est refroidi à 29°C.

Production d'enzyme : Elle se fait en deux stades : d'abord, croissance du champignon et synthèse de l'enzyme, puis séparation de l'enzyme sous forme de solution. Pour le premier stade, on emploie l'appareillage industriel classique. Les conditions à satisfaire sont : température, 29°C; pH, 5,0; aération et agitation adéquates. Le taux de dilution est de l'ordre de 0,2 par jour. En fait, le premier stade est lui-même subdivisé en deux périodes, la première étant consacrée à une production maximale d'organismes, la seconde à la synthèse de l'enzyme. Pendant la période de croissance rapide, le taux de dilution est de 0,2 /h. Le milieu de culture est celui recommandé par Wilke et Mitra : 0,3 pour cent de superphosphate, 0,05 pour cent d'huile Proflo, 0,5 pour cent de glucose et les oligo-éléments essentiels. La synthèse de l'enzyme commence quand on introduit de la cellulose pure, vers la fin de la première période.

Pour séparer l'enzyme, on dispose de trois méthodes : l'ultracentrifugation et la précipitation soit par le sulfate d'ammonium, soit par l'acétone. Cette dernière est la seule utilisable en pratique, car l'ultracentrifugation est trop coûteuse et la précipitation par le sulfate d'ammonium est inacceptable parce qu'il est impossible de séparer le réactif du glucose. Toutefois, la précipitation par l'acétone pose aussi des problèmes, notamment la perte de 14 pour cent de l'activité enzymatique chaque fois que l'on réutilise la solution d'enzyme.

On élimine au filtre-pressé la cellulose non hydrolysée et le matériel cellulaire, que l'on peut sécher pour obtenir un aliment pour le bétail.

Hydrolyse : - Pendant le stade d'hydrolyse, les déchets cellulosiques prétraités sont en suspension dans la solution d'enzyme produite au cours du premier stade. La cellulose s'hydrolyse pour donner des sucres, sous l'influence catalytique de l'enzyme.

D'après Wilke et Mitra, la suspension de papier broyé doit avoir, au moment de son introduction dans le réacteur, une concentration en matières solides de 11,5 pour cent. La réaction dure 40 heures. On maintient une asepsie relative en portant la température à 50°C. L'effluent hydrolysé traverse un filtre



rotatif sous vide à précouche et l'on brûle les résidus solides pour obtenir la vapeur et la chaleur nécessaires à la distillation de l'acétone (voir figure 18). La solution d'enzyme filtrée est envoyée au système de récupération d'enzyme. L'acétone venant de l'appareil distillatoire, additionnée d'une petite quantité supplémentaire, est ajoutée à la solution aqueuse d'enzyme et de glucose, dans le rapport volumétrique de 2/1, ce qui provoque une précipitation presque complète des protéines. La précipité peut contenir jusqu'à 85 pour cent de l'activité enzymatique originelle; il est récupéré au filtre-pressé. L'enzyme récupérée est renvoyée à l'hydrolyse et le filtrat passe aux colonnes de distillation de l'acétone. Comme il a été dit plus haut, la chaleur nécessaire pour les colonnes de distillation et la vapeur consommée par le sécheur de mycélium sont fournies par la combustion du résidu solide. La distillat est de l'acétone à 90 pour cent; la solution de glucose restant après la distillation n'en contient qu'une trace. On renvoie environ 1 pour cent de la solution de glucose au premier stade de fermentation et les 99 pour cent restants, qui sont une solution à 5 à 6 pour cent de sucre réducteur constituent le produit final de l'installation.

Coûts : Aucune grande installation de ce genre n'est à présent en service; il est donc presque impossible d'arriver à des valeurs des coûts; les chiffres que l'on peut obtenir sont très incertains. Ceux figurant dans la documentation publiée semblent extraordinairement optimistes, car certains d'entre eux sont égaux ou inférieurs au prix de vente du saccharose produit par les méthodes classiques. Dans l'état actuel de perfectionnement du processus, ce serait dépasser les limites de la crédulité que d'accepter telles quelles des estimations de ce genre. Les chiffres invraisemblablement faibles sont souvent dus à ce qu'on a sous-estimé le coût de la fragmentation et qu'on n'a pas tenu dûment compte des dépenses nécessaires pour séparer les déchets cellulosiques des autres. Cette séparation doit être telle que les déchets n'inhibent pas les processus biologiques et ne gênent pas la manutention. Par exemple, une substance bactéricide ou fongicide imprégnée dans les déchets ou souillant l'extérieur peut gêner beaucoup la croissance des organismes et par conséquent, nuire à la synthèse de l'enzyme. Si un stade de nettoyage est nécessaire, le coût du traitement augmente en conséquence.

Nous indiquons ci-dessous, afin de donner quelque idée des coûts nécessaires pour réaliser et exploiter une installation d'hydrolyse enzymatique, les estimations de Rosenbluth et Wilke (5), qui concernent une installation hypothétique traitant, par jour, 9,1 tonnes métriques de cellulose et produisant environ 318 kg (poids à sec) de mélange mycélium-cellulose et 8.310 kg de glucose sous forme d'un sirop à 5,3 pour cent. Les listes de la référence 6 sont reprises dans les tableaux 5 et 6. Les chiffres de ces tableaux ne comprennent pas le coût de la récupération de l'acétone, ni la valeur de la chaleur récupérée.

Tableau 5. Principaux éléments d'équipement pour une usine de saccharification d'une capacité de 9,1 tonnes métriques par jour (5)

	Taille ou capacité	Coût non installé <sup>a/</sup>	Coût installé <sup>a/</sup>
Cuves à fermentation (4)	197 m <sup>3</sup>	240.000	276.000
Cuve à hydrolyse	263 m <sup>3</sup>	67.500	77.600
Filtre 1	2,23 m <sup>2</sup> surface	21.000	27.000
Filtre 2	8,36 m <sup>2</sup> surface	37.000	48.000
Filtre à air	0,22 SCMS	3.000	4.000
Coupeuse	454 kg/hr	10.000	12.500
Réchauffeur	454 kg/hr	14.600	18.600
Broyeur	817 kg/hr	25.000	31.250
Sécheur 1	13,9 m <sup>2</sup> surface	12.200	14.700
Sécheur 2	118 m <sup>2</sup> surface	58.000	70.000
Echangeur de chaleur 1	7,9 m <sup>2</sup>	3.000	3.300
Echangeur de chaleur 2	4,7 m <sup>2</sup>	2.400	2.640
Echangeur de chaleur 3	18,6 m <sup>2</sup>	4.500	4.950
Echangeur de chaleur 4	2,8 m <sup>2</sup>	1.800	1.980
Compresseur d'air	0,234 SCMS <sup>b/</sup>	10.500	13.500
Réservoir à milieu de culture (2)	37,9 m <sup>3</sup>	32.400	36.900
Moteurs des cuves à fermentation (4)	10 hp	4.200	8.400
Moteur de la cuve à hydrolyse	20 hp	1.500	3.000
Moteurs de la fourniture de milieu de culture (2)	5 hp	1.500	3.000
Dispositif d'alimentation en matières solides	817 kg/hr	750	850
Convoyeurs à vis (2)	454 kg/hr	10.400	11.400
Pompes centrifugeuses (3)	189/litre/min	2.025	2.235

<sup>a/</sup> Dollars de 1969.

<sup>b/</sup> SCMS = Standard cubic meters per second  
= m<sup>3</sup>/s, le volume étant ramené à 0°C et 760 mm Hg

Tableau 6. Résumé des coûts en capital d'une usine de saccharification traitant 9,1 tonnes métriques par jour (5)

	Coût en \$ (1969)	Pourcentage
1. Traitement préliminaire de la cellulose	219.000	11,1
Fragmentation		
Chauffage		
Broyage		
2. Production d'enzyme	1.036.000	52,6
Fermentation		
Stérilisation de l'air et du milieu de culture		
Système de fourniture du milieu de culture		
3. Hydrolyse de la cellulose	245.000	12,4
4. Recyclage de la cellulose et récupération du produit	470.000	23,9
Filtration		
Séchage		
Total	<u>1.970.000</u>	<u>100,0</u>

## PROTEINES PROVENANT D'ORGANISMES UNICELLULAIRES

### Principes

Pour la production de protéines provenant de micro-organismes, la lignée ou l'espèce de microbes préférable est celle dont le produit peut satisfaire, en tout ou en partie, les besoins alimentaires, idéalement des êtres humains et, à défaut, du bétail. Une bonne composition de l'aliment n'est que l'une des conditions à satisfaire. Il faut aussi qu'il soit techniquement et économiquement possible de le cultiver. Cette dernière condition réunit diverses conditions constitutives, dont les moindres ne sont pas que l'organisme croisse rapidement et vigoureusement et que sa culture n'exige que des unités relativement simples et des éléments nutritifs bon marché (par exemple, des engrais chimiques). Il vaut mieux, mais ce n'est pas indispensable, que l'organisme puisse être cultivé en culture ouverte, ou tout au moins en culture enrichie. La situation la moins désirable, qui serait à la limite de la rentabilité, serait que l'organisme soit cultivé en culture pure, donc en milieu stérile.

La raison pour laquelle ces trois types de culture sont plus ou moins désirables devient évidente lorsque l'on considère leur nature. Dans une culture ouverte, on ne fait aucun effort particulier pour exclure des organismes contaminants. Une culture enrichie est analogue à une culture ouverte, mais l'on crée et l'on maintient des conditions favorisant la croissance de l'organisme désiré, aux dépens des autres; on donne à l'organisme recherché un avantage dans la concurrence. Dans le cas des cultures pures, les organismes contaminants sont exclus puisque l'on crée et l'on maintient la stérilité. Une suspension non contaminée de l'organisme choisi est inoculée dans un milieu stérile contenu dans une chambre stérile hermétiquement close. Tout aliment fourni pendant la croissance des organismes est stérilisé et introduit dans la culture dans des conditions telles que la stérilité soit conservée.

L'organisme qui se rapproche le plus des conditions ci-dessus est la levure Candida utilis, parfois appelée Torula utilis, qui croît très rapidement, peut accepter des conditions mésologiques variées et utiliser diverses sources de carbone, dont les pentoses. Des études poussées ont montré que c'était un bon aliment pour les êtres humains et les animaux. Bien que sa production en masse exige la stérilité, celle-ci ne doit pas être aussi parfaite que pour une culture

strictement pure. Les bactéries du genre Cellulomonas et les autres bactéries sont de moins bons candidats. Les protéines provenant des bactéries ne sont pas particulièrement désirables comme aliments à cause de leur haute teneur en acide nucléique. De plus, certains groupes de bactéries contiennent des endotoxines. Enfin, il est possible que certains aliments d'origine bactérienne provoquent des réactions allergiques chez les êtres humains qui les manipulent ou les consomment. En outre, la taille bien moindre des bactéries les rend bien plus difficiles à recueillir que les levures. En conséquence, la production de protéines à partir d'organismes unicellulaires a été axée sur les levures, en particulier sur Candida utilis.

On peut cultiver l'organisme désiré sur les sucres produits par hydrolyse, ou directement sur les déchets cellulosiques, évitant ainsi le stade de l'hydrolyse. La première méthode est appelée production indirecte, la seconde production directe.

#### Production indirecte

Nous décrivons dans cette section la culture de C. utilis; la figure 19 représente la suite des stades de production.

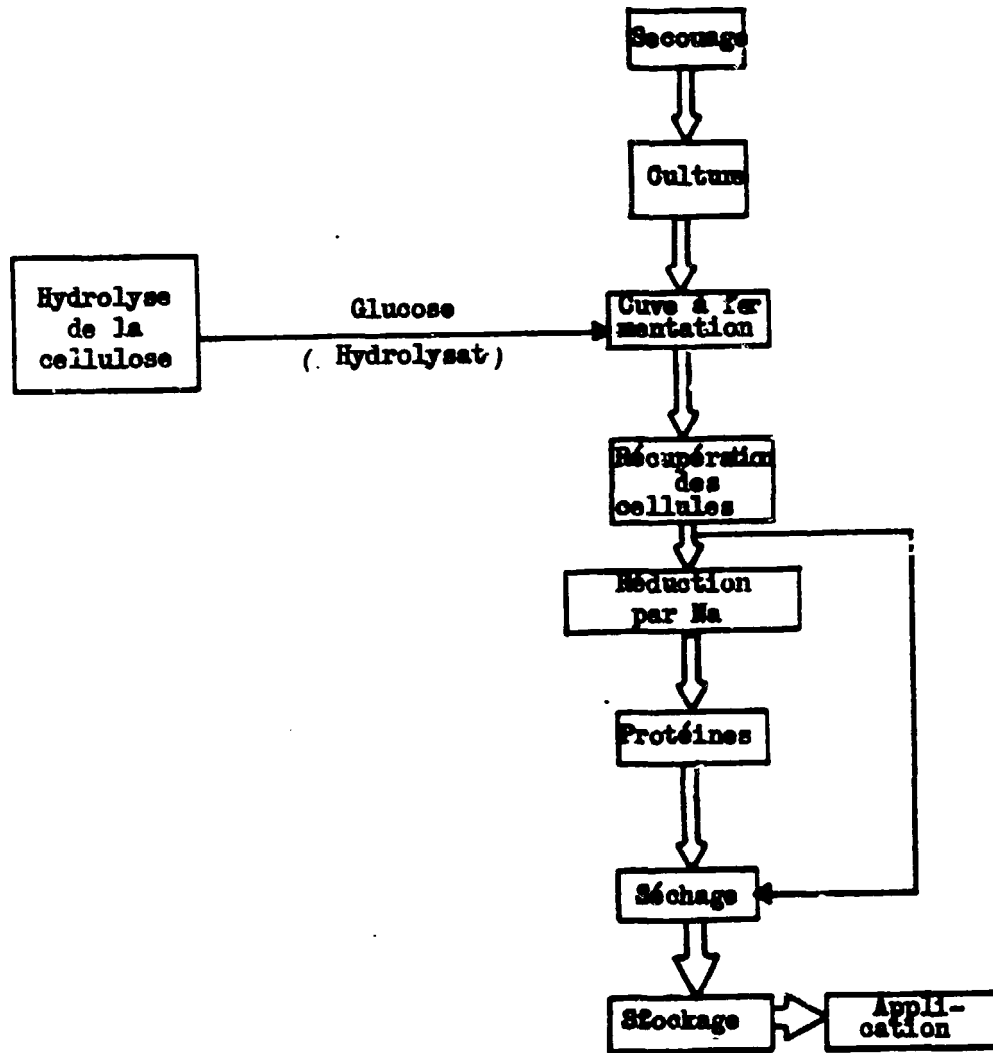


Figure 19. Suite des stades de la production indirecte de protéines à partir d'organismes unicellulaires

Comme les sucres produits par l'hydrolyse ne fournissent que le carbone nécessaire à la levure, il faut lui fournir les autres éléments nutritifs : l'azote sous forme d'un composé ammoniacal, le phosphore à l'état de phosphate, le potassium par du sulfate ou de l'hydroxyde, enfin le soufre par du sulfate de potassium ou du calcium. Des traces de magnésium et de fer sont nécessaires si ces oligo-éléments ne sont pas déjà présents dans l'eau contenue dans les déchets. Les quantités des éléments ci-dessus sont proportionnelles à celles présentes dans la cellule de levure, qui contient en moyenne 44,6 pour cent de carbone, 8,5 pour cent d'azote, 1,1 pour cent de phosphore, 2,2 pour cent de potassium et 0,6 pour cent de soufre. Dans de bonnes conditions de culture, le rendement doit être de 45 à 55 pour cent de la quantité de sucre consommée (3).

On cultive les organismes à une température comprise entre 20 et 35°C, dans des conditions hautement aérobies. L'agitation est constante et nécessaire. Pour maintenir l'aérobie, il faut normalement fournir environ 1,02 kg d'oxygène par kg de masse cellulaire produit. La quantité d'air nécessaire pour cela dépend du taux de transfert d'oxygène de l'air au bouillon de culture. A l'échelle industrielle, un taux d'environ 120 millimoles d'oxygène, soit 3,84 g, absorbés par litre/heure, est rentable. A ce taux, on peut prévoir un rendement de 3,84 x 100/105, soit 3,66 g de levure par l/heure.

Si la levure est produite de façon continue, le taux de production dépend de la concentration en cellules et du taux de dilution qui, quand il s'agit de levure, est le rapport du taux d'alimentation en milieu de culture au volume de la cuve à fermentation (durée de rétention hydraulique). Avec des matières premières non diluées, la concentration maximale en cellules sera égale à la teneur en sucre de l'hydrolysate (en g/l) multipliée par le rendement de l'utilisation du sucre.

#### Production directe

La plupart des travaux sur ce sujet ont porté sur la bagasse. Les organismes sont cultivés directement sur de la cellulose non hydrolysée; ils doivent donc être capables d'hydrolyser celle-ci. On a étudié la production de deux groupes d'organismes satisfaisant à cette condition : ce sont ceux déjà cités, la levure C. utilis et les bactéries Cellulomonas flavigena et C. uda; il faut y ajouter Myrothecium verrucaria, étudiée par Updegraff (11).



L'étude d'Updegraff a été faite à l'échelle du laboratoire (cuve à fermentation de 14 litres); il a cultivé M. verrucaria sur du papier journal broyé dans un broyeur à boulets. Ce papier a une composition très voisine de celle du bois, 40 à 80 pour cent de cellulose, 20 à 30 pour cent de lignine et 10 à 30 pour cent d'hémicellulose et de xylosanes. Le rendement obtenu était de 1,42 g/l, contenant environ 9,0 pour cent de protéines brutes.

Parmi les études à l'échelle de l'usine pilote sur la culture de C. utilis, on peut citer celles de Nyiri (12) et de chercheurs des Natick Laboratories de l'armée des Etats-Unis, au Massachusetts (13). Le diagramme d'acheminement du procédé de Nyiri, qui est représentatif de ces systèmes, est reproduit dans la figure 20. Les éléments nutritifs utilisés pour le milieu de culture sont les mêmes que pour l'hydrolyse, à des concentrations identiques. Comme le montre la figure, les déchets sont soumis à un traitement préliminaire pour modifier la structure de la cellulose avant leur introduction dans le système de croissance. L'exemple de la bagasse montre bien son importance : il fait passer la teneur en glucides solubles d'environ 2 pour cent à près de 18 pour cent, la proportion de cellulose cristalline tombant de près de 50 pour cent à 10 pour cent.

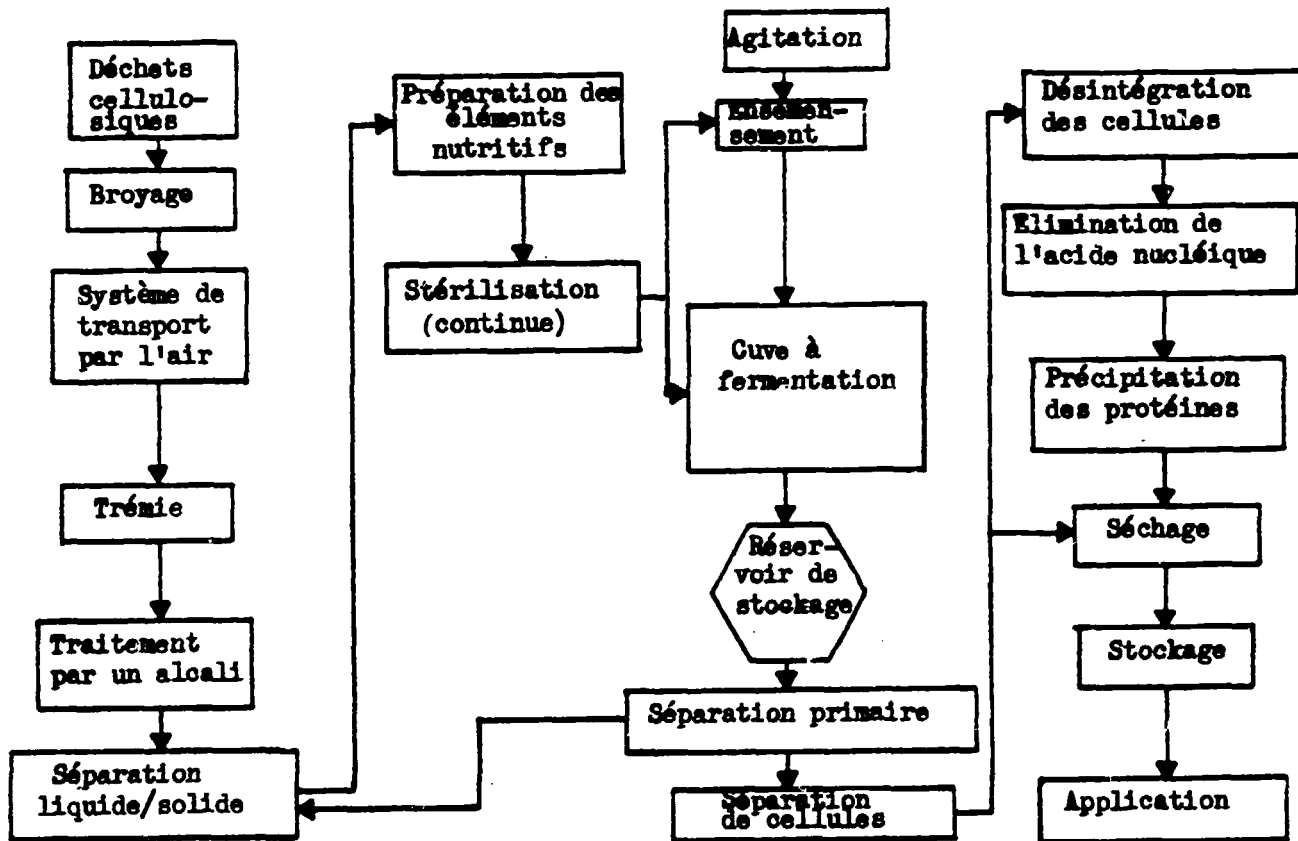


Figure 20. Production directe de protéines provenant d'organismes unicellulaires

Callihan et Dunlop (4) ont fait des études à l'échelle de l'usine pilote sur la bagasse, les bactéries étant C. flavigena et C. uda. On peut résumer ainsi leurs observations et leurs conclusions : 1) pour permettre une attaque bactérienne appréciable, la bagasse doit subir un traitement préalable en milieu alcalin; 2) pour un rendement de 75 pour cent de la cuve de fermentation en continu, environ 26 pour cent seulement de la bagasse sont transformés en masse de cellules, bien qu'une proportion pouvant atteindre 90 pour cent puisse avoir été solubilisée; 3) on peut utiliser des engrais et des produits chimiques de qualité technique comme source d'éléments nutritifs; 4) la masse cultivée met 3,2 à 3,7 heures pour doubler de volume; 5) la densité maximale des cellules en culture pure est de 1,66 g (poids sec)/l. Dans une culture mixte de Cellulomonas et d'Alcaligenes faecalis, la teneur en cellules est de 6,24 g/l; 6) le produit contient environ 50 à 55 pour cent de protéines brutes et les différents amino-acides sont fort bien équilibrés. La composition de la protéine (% en poids) est la suivante : arginine, 9,21; histidine, 2,30; isoleucine, 4,75; leucine, 11,20; lysine, 6,84; méthionine, 1,86; phénylalanine, 4,36; tyrosine, 2,67; thréonine, 5,37 et valine, 10,71.

Srinivasin (14) cite, entre autres, les inconvénients suivants de la conversion directe : 1. Les micro-organismes à obtenir doivent être capables de dégrader facilement la cellulose et d'utiliser les produits de dégradation comme substrat. 2. On ne peut employer, sans modification, la fermentation classique en culture submergée.

Collecte du produit : On peut collecter les cellules de levure par dépôt, par filtration et par centrifugation. La première méthode n'est pas utilisable en pratique, à cause de la faible vitesse de sédimentation des cellules de levure, environ  $1,1 \times 10^{-5}$  cm/s. D'autre part, la filtration est impossible, à cause de la tendance des filtres à se colmater. La centrifugation paraît donc le seul moyen possible. En pratique, une bonne méthode semble être d'employer trois centrifugeuses en série. Le concentrat solide de la première centrifugeuse est lavé pour éliminer les contaminants en le suspendant dans de l'eau et en faisant passer la suspension à travers la deuxième centrifugeuse. On lave à nouveau les solides fournis par celle-ci et l'on envoie la seconde suspension dans la troisième centrifugeuse; les solides qui en proviennent

sont prêts pour le séchage et le traitement final en vue de stockage ou d'utilisation.

Equipement et coûts : Le tableau 7 énumère les principaux éléments d'équipement nécessaires pour la production commerciale, tant par la méthode directe que par la méthode indirecte, de protéines provenant d'organismes unicellulaires, par le système qu'a proposé Nyiri (12). Il contient aussi une colonne de nombres indiquant le rapport du coût de chaque élément au coût total. Il est intéressant de remarquer que le pourcentage le plus élevé correspond à l'ordinateur (matériel et logiciel). Le tableau 8 donne les flux fondamentaux pour les plus petites tailles des deux catégories, d'après les chiffres suggérés par Nyiri et évalués, au 31 décembre 1974, l'investissement nécessaire à une installation produisant 3.000 t/an à environ 4 millions de dollars pour la production directe, 6.100.000 pour la production indirecte, les coûts d'exploitation s'élevant respectivement à 0,24 dollar/kg et 0,30 dollar/kg (poids à sec) de masse cellulaire.

Tableau 7. Equipement nécessaire pour la production directe de protéines provenant d'organismes unicellulaires (2)

	Production directe (base 500 litres)	Pourcent du coût total	Production indirecte (base 1.200 litres)	Pourcent du coût total
Ligne de prétraitement	6 unités	18	5 unités	15
Système de stérilisation	2 unités	3	2 unités	3
Ligne de production d'enzyme	-	-	5 unités <sup>a</sup>	11
Ligne de fabrication de sirop	-	-	4 unités	3
Ligne de cellules (métabolites)	2 unités <sup>b</sup>	22	2 unités <sup>c</sup>	11
Ligne de récupération des cellules	2 unités	5	2 unités	5
Récupération des protéines	3 unités	7	3 unités	6
Séchage-distillation	1 unité	10	1 unité	10
Instruments-interface		15		18
Ordinateur (matériel et logiciel)		20		18
Total		100		100

a Cuve d'ensemencement de 350 litres; cuve de fermentation de 1.200 litres; deux réservoirs de stockage; système d'ultrafiltration.

b Cuve d'ensemencement de 100 litres; cuve de fermentation de 500 litres.

c Cuve d'ensemencement de 550 litres; cuve de fermentation de 1.200 litres.

Tableau 8. Flux fondamentaux d'une installation commerciale de taille minimale (12)

	Production directe (tonnes)	Production indirecte (tonnes)
Consommation de matières premières (année; jour; heure) (da/dt)	8.100; 27; 1,12	17.000; 57; 2,37
Production d'intermédiaires (année; jour; heure) (dX/dt)	—	6.000; 20; 832 kg
Production de cellules (année; jour; heure)	1.200; 4; 116,4 kg	1.200; 4; 166,4kg
Débit liquide pour les cellules (moyenne horaire)	20.000 <sup>a</sup>	20.000 <sup>a</sup>
Masse moyenne de cellules	25 g/litre	25 g/litre

<sup>a</sup> En admettant une perte de 20 pour cent au cours de la récupération.

## PRODUCTION D'ETHANOL

On s'intéresse de plus en plus à la possibilité de transformer l'énergie chimique contenue dans les déchets celluloseux en énergie de l'alcool, moins à la production de protéines à partir d'organismes unicellulaires. La transition est assez simple puisque la production de protéines et celle d'éthanol supposent l'une et l'autre l'hydrolyse de la cellulose. Comme l'intérêt pour la production d'éthanol à partir de cellulose est relativement récent, les publications sur ce sujet étaient extrêmement rares au moment où nous écrivions cette monographie. Le peu de communications disponibles étaient dans une large mesure spéculatives et il faut en tenir compte pour les interpréter. La même restriction s'applique à l'exposé qui va suivre.

Il est à remarquer que la mise en garde qui précède s'applique seulement à la production d'éthanol à partir de déchets celluloseux solides. La technologie de la fermentation alcoolique de substrats autres que les déchets celluloseux est bien au point et il existe une documentation publiée abondante. Même en ce qui concerne les déchets celluloseux, la rareté et l'incertitude des publications s'appliquent davantage à la préparation des déchets et à leur hydrolyse qu'à la fermentation de l'hydrolysate. On ne peut guère douter que la technologie classique de la fermentation ne convienne pas à la fermentation des sucres provenant de l'hydrolyse.

La production d'éthanol implique essentiellement la culture de la levure Saccharomyces cerevisiae, en anaérobie, sur des sucres produits par hydrolyse. On peut cultiver cette levure en aérobie ou en anaérobie, mais l'anaérobie est indispensable pour que la levure produise de l'éthanol.

D'après Wilke et Mitra (6), S. cerevisiae fait facilement fermenter les sucres produits par l'hydrolyse, avec un rendement de 83 pour cent de la quantité théorique. D'après ces auteurs, la quantité brute d'énergie correspondant à la conversion du papier journal en éthanol est de 47 pour cent pour l'hydrolyse et de 37 pour cent pour le passage à l'éthanol. Les rendements nets sont respectivement 34 et 24 pour cent. Dans leur estimation le crédit pour la chaleur perdue inutilisée porte sur la valeur brute, indiquant le rendement qui serait atteint si toutes les matières solides utilisées étaient converties.

Wilke est arrivé à des coûts de production intéressants, bien que les bases de ses estimations soient très spéculatives et peut-être invraisemblablement basses en termes de coûts des composants (15) (les valeurs qui suivent sont en dollars de 1973). Il a supposé que le glucose fabriqué par hydrolyse reviendrait à 0,025 dollar/kg et que 80 pour cent pourraient fermenter. A partir de ces hypothèses, il arrive à un coût de production de 0,11 dollar/litre d'alcool absolu, sans tenir compte d'aucun crédit pour le dioxyde de carbone, qui est un sous-produit de la production d'éthanol par fermentation.

Les estimations de Spano et al. (7) sont plus récentes (1979) et certainement plus réalistes. Elles indiquent, pour la production d'éthanol à partir de déchets urbains, à l'échelle industrielle, un coût de l'ordre de 0,32 dollar/l, dont 0,035 dollar/l pour l'achat du substrat provenant des déchets urbains. La production d'enzyme représente 37,5 pour cent du coût total, le stade de fermentation alcoolique 22,6 pour cent, le traitement préliminaire 18,4 pour cent, le substrat 10,8 pour cent et l'hydrolyse 10,7 pour cent. L'investissement total nécessaire pour une usine pouvant produire par an 94 millions de litres d'alcool à brûler à 95 pour cent serait de 65.142.000 dollars.

Cette usine consommerait par an 495 millions de tonnes de déchets celluloseux, dont 75 pour cent hydrolysables. On emploierait  $5 \times 10^{12}$  unités internationales de cellulase pour transformer en sucre fermentescible 45 pour cent de ce substrat. Les sucres seraient sous forme d'un sirop à 10 pour cent et la levure les transformerait en éthanol, avec un rendement de 40 pour cent. On suppose que l'usine fonctionnerait 24 h/j et 330 j/an, à un coefficient d'utilisation de la capacité de 0,9.

#### REFERENCES

1. Saeman, J.F., "Kinetics of Wood Saccharification", Ind. and Engineering Chemistry, 37(1):43 (Jan. 1945).
2. Fagan, R.D., H.E. Grethein, A.O. Converse, and A. Porteus, "Kinetics of Acid Hydrolysis of Cellulose Found in Paper", Environmental Science and Technology, 5(6):545 (June 1971).
3. Moller, F.H., Conversion of Organic Solid Wastes into Yeast : An Economic Evaluation, report prepared for the Bureau of Solid Waste Management by IONICS, Inc. under contract PH86-87-204, U.S. H.E.W. (Presently, U.S. EPA), 1969.



4. Callihan, C.D. and C.E. Dunlap, Construction of a Chemical-Microbial Pilot Plant for Production of Single-Cell Protein from Cellulosic Wastes, report SW-24c, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio, 1971.
5. Rosenbluth, R.F. and C.R. Wilke, Comprehensive Studies of Solid Waste Management : Enzymatic Hydrolysis of Cellulose, SERL report no. 70-9, Sanitary Engineering Research Lab., Univ. of Calif., Berkeley, Dec. 1970.
6. Wilke, C.R., and G. Mitra. "Process Developmental Studies on the Enzymatic Hydrolysis of Cellulose", paper presented at the National Science Foundation Special Seminar, Cellulose as a Chemical and Energy Source, Univ. of Calif., Berkeley, June 26, 1974.
7. Spano, Leo, T. Tassinari, D.D.Y. Ryu, A. Allen, and M. Mandels, "Enzymatic Hydrolysis of Cellulose to Fermentable Sugar for Production of Ethanol", In Proceedings of the Biogas and Alcohol Seminar, Chicago, Ill., Oct. 1979 (The J.G. Press, Inc., Box 351, Emmaus, Pa. 18047).
8. Mandels, M. and Weber, J., "The Production of Cellulases for Specific Purposes", Paper presented at the Cellulase Symposium, American Chemical Society Fall Meeting, Atlantic City, N.J., Sept. 11, 1968.
9. Webb, F.C., Biochemical Engineering, Van Nostrand, London, 1964.
10. Aiba, S., A.E. Humphrey, and N.F. Mills, Biochemical Engineering, Academia Press, Inc., N.Y., 1965.
11. Updegraff, D.M., "Utilization of Cellulose from Waste Paper by Myrothecium verrucaria", Biotechnology and Bioengineering, 13:77-9 (1971).
12. Nyiri, L.K., "Processing of Cellulosic Materials by Biological Means : An Economic Evaluation of Biosynthesis Systems and Processes", Paper presented at the International SITRA Symposium on Enzymatic Hydrolysis of Cellulose", Hammeenlinna, Finland, March 13-14, 1975.
13. Mandels, M. Lihontz, and Hystrom, J., "Enzymatic Hydrolysis of Waste Cellulose", Paper presented at 8th Cellulose Conference, SUNY, Syracuse, N.Y., May 19-23, 1975.
14. Srinivasin, V.R., "Single Cell Protein from Cellulosic Wastes", Paper presented at Cellulose Solid Waste Seminar, Environmental Control Admin., Cincinnati, Ohio, March 24-25, 1969.
15. Wilke, C.R., and Mitra, G., "Process Developmental Studies on the Enzymatic Hydrolysis of Cellulose", Paper presented at the National Science Foundation Special Seminar, "Cellulose as a Chemical and Energy Source", Univ. of Calif., Berkeley, June 26, 1974.

## CHAPITRE 6

### OBTENTION D'ENERGIE A PARTIR DE DECHETS; EXAMEN DES METHODES

#### INTRODUCTION

Depuis les années 1970, la plupart des nations du monde ont souffert de la pénurie croissante de combustibles fossiles, ce qui a stimulé la recherche d'autres sources d'énergie, qui, à son tour, a conduit à reconnaître le rôle possible des déchets urbains dans ce domaine. ( Comme cette monographie traite surtout des déchets urbains, les sections sur la récupération d'énergie sont axés sur ceux-ci). La reconnaissance du potentiel énergétique des déchets urbains n'est pas surprenante, car ils peuvent fournir des quantités appréciables d'énergie, mais ce potentiel varie , car les déchets diffèrent quant à la quantité d'énergie qu'ils peuvent fournir et à la plus ou moins grande facilité de son obtention.

On peut obtenir de l'énergie de nombreuses façons. La figure 21 est un schéma des diverses méthodes et une liste des types de combustibles que l'on peut obtenir. Comme on le voit, la récupération d'énergie peut se faire avec ou sans traitement. Dans ce dernier cas, on brûle les déchets à peu près sous la forme qu'ils avaient au moment de leur production. Pour le traitement, on peut employer une ou plusieurs des méthodes reprises dans la figure. Le présent chapitre traite de l'incinération et de la production de combustibles tirés de déchets (RDF). Les autres méthodes sont exposées dans d'autres sections.

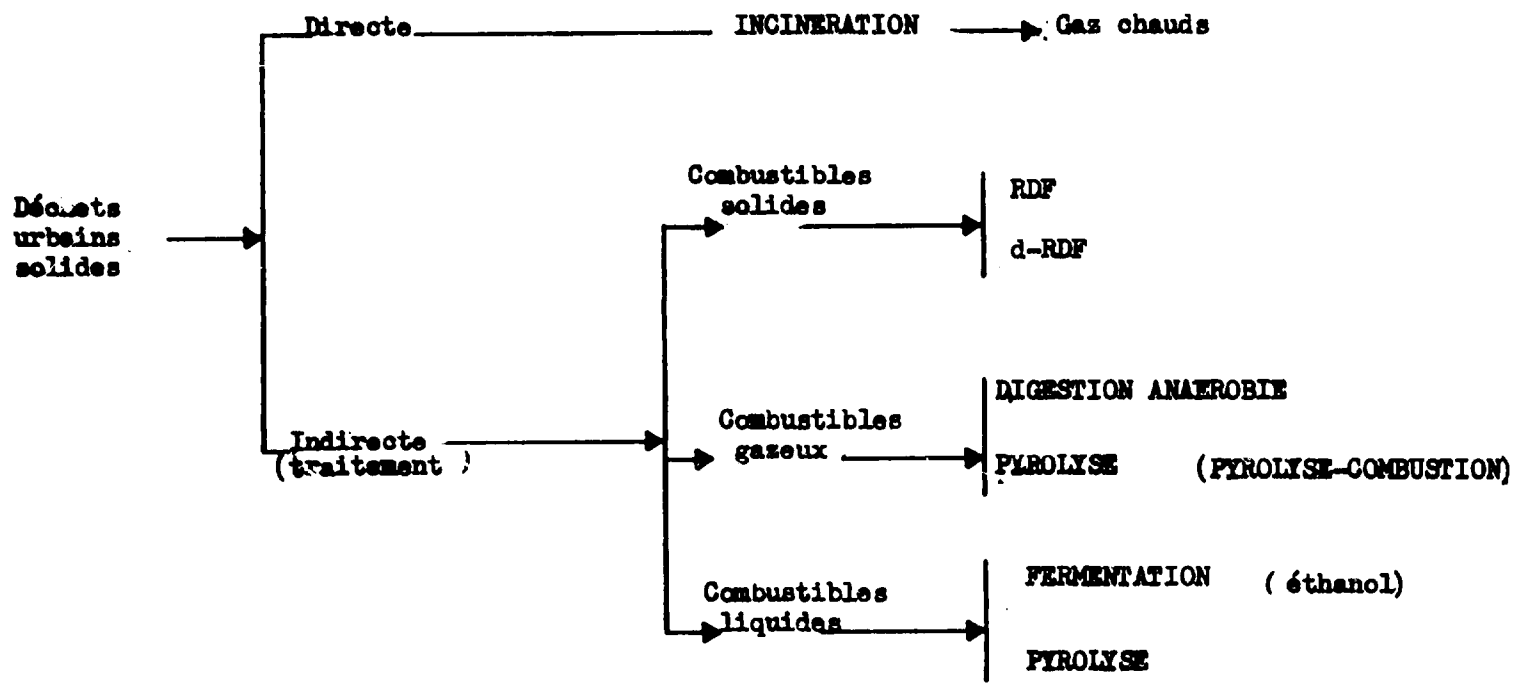


Figure 21. Récupération d'énergie à partir de déchets urbains solides.

Quelle que soit la méthode, le traitement est en principe précédé d'une fragmentation, d'un classement par l'air, d'un tamisage et d'une séparation magnétique. Le principal objectif du traitement est de séparer les matières organiques combustibles du reste des déchets.

## INCINERATION ET PRODUCTION DE COMBUSTIBLES A PARTIR DES DECHETS

### Caractéristiques des combustibles

Dans le cas de la conversion directe, la valeur des déchets dépend essentiellement de leur teneur en énergie ou pouvoir calorifique. Les éléments chimiques qui fournissent la plus grande partie de ce pouvoir sont surtout le carbone et l'hydrogène. D'autre part, la valeur des déchets comme combustible est réduite s'ils contiennent beaucoup d'humidité et d'éléments non combustibles.

La valeur des combustibles tirés des déchets et la chaleur que peut fournir l'incinération de ceux-ci dépendent dans une large mesure de leur composition. Par exemple, pour les déchets putrescibles, il faut réduire leur teneur en humidité, relativement élevée, avant de pouvoir les brûler. Cela exige de l'énergie que l'on peut soit prélever sur celle fournie par la combustion des déchets, soit obtenir en brûlant en même temps des combustibles fossiles. Les chiffres du tableau 1 montrent que les déchets urbains obtenus dans une nation en développement contiennent d'ordinaire 50 à 70 pour cent en poids de matières putrescibles, tandis que les quantités de papier et de matières plastiques atteignant la décharge sont assez faibles. Cela conduit à la conclusion que l'incinération et, d'une façon générale, les traitements thermiques, peuvent ne pas être applicables dans un pays où l'industrie est encore peu développée. Ces formes de récupération ne sont donc que citées en passant dans la présente monographie.

### Incinération

L'incinération de déchets non traités se pratique dans le monde entier, en particulier dans les pays européens où elle est en usage depuis plusieurs décennies. Le moyen le plus simple et le plus grossier est la combustion en plein air. Par suite des modifications successives de la technologie et des préoccupations mésologiques, la combustion a été de plus en plus assujettie à certaines conditions. Au début, on brûlait surtout pour réduire le volume des matières à évacuer; plus tard, on a employé les gaz chauds produits par la combustion pour obtenir de la vapeur.

L'incinération des déchets bruts a ses avantages et ses inconvénients. Deux principaux avantages se présentent à l'esprit, en particulier pour les grandes villes à population dense, où l'on manque d'énergie et d'espace : ce sont la génération de vapeur et la réduction de volume. D'autre part, il y a un inconvénient sérieux : la production de particules et de chlorures qui polluent l'air. La présence dans les déchets urbains de chlorure de sodium et de matières synthétiques contenant du chlore peut provoquer la formation d'acide chlorhydrique. En outre, la pollution est source de cendres volantes et d'eaux usées. Un autre inconvénient important est que cette façon de faire ne permet pas de récupérer des quantités appréciables de ressources.

#### Production de combustibles tirés des déchets

Cette opération semble simple; elle est fortement déterminée par le choix de l'équipement et la place de celui-ci dans l'ensemble du processus. Bien que l'équipement d'ordinaire utilisé dans les installations existantes puisse avoir fait ses preuves dans d'autres industries (industrie extractive, sylviculture), il faut se rappeler que les déchets urbains bruts diffèrent énormément des matières premières employées par les autres industries. On a souvent négligé ce point, en particulier aux Etats-Unis, ce qui a posé divers problèmes. Ce n'est que récemment que quelques exploitants et ingénieurs ont commencé à reconnaître la nécessité, dans le cas particulier des déchets, d'une connaissance approfondie des paramètres concernant chaque élément d'équipement. Cette nécessité d'une connaissance spécialisée s'étend aux caractéristiques physiques et chimiques des déchets.

Il est clair que le bon fonctionnement d'une installation produisant un combustible exige impérieusement un bon prétraitement, dont la principale fonction est de séparer les composants combustibles des non combustibles. Pour produire un combustible solide, il faut apporter une attention particulière au foyer dans lequel il sera brûlé. Par exemple, pour faciliter la manutention, le stockage et le transport, il peut être nécessaire, dans certains cas, de produire un combustible densifié.

La fabrication d'un combustible à partir des déchets comprend d'ordinaire un classement par l'air, séparant les composants combustibles, plus légers, des non combustibles, plus lourds. Malheureusement, de petites particules

inorganiques (verre, sable, aluminium) passent dans la fraction combustible et posent de graves problèmes de fonctionnement du foyer; il faut donc les éliminer. D'autre part, de petites particules de matières putrescibles (déchets alimentaires et déchets d'abattoir) passent dans la partie combustible et, à cause de leur teneur en humidité, d'ordinaire élevée, réduisent le pouvoir calorifique du combustible. Pour éviter ces deux inconvénients, il est vivement recommandé d'éliminer les composants indésirables au moyen de cribles rotatifs.

## GAZEIFICATION

### Introduction

En matière de gestion des déchets solides, on appelle gazéification la conversion des déchets en combustible gazeux; cette expression est employée même si l'énergie récupérée n'est pas tout entière sous cette forme. Dans certains procédés, la fraction sous forme de gaz combustible peut même être très inférieure à celle sous forme solide et/ou liquide. Comme, ainsi qu'il a été exposé dans des chapitres ultérieurs, la gazéification peut être complexe et coûteuse, on ne devrait l'employer que dans certains cas spéciaux, par exemple si l'on a besoin de gaz comme matière première de génie chimique pour réaliser des processus qui exigent l'emploi d'un combustible gazeux et, bien entendu, si les circonstances excluent le recours au gaz naturel.

### Classement

On peut gazéifier de façon biologique ou non biologique. Dans le premier cas, on utilise les activités collectives de groupes d'organismes facultativement ou obligatoirement anaérobies pour convertir 30 à 40 pour cent de l'énergie présente dans la fraction biodégradable des déchets en l'énergie chimique du méthane. Ce processus, bien connu, est d'ordinaire appelé "digestion anaérobie", fermentation méthanique" ou "biogazéification". En général, ce dernier terme est employé dans la documentation publiée, dans un sens plus étendu, tandis que la digestion anaérobie est considérée comme impliquant l'emploi de réacteurs spécialisés et l'adoption d'un processus bien défini. Comme la biogazéification se produit partout dans la nature quand les conditions adéquates sont réunies, il n'est pas étonnant qu'elle se produise dans une décharge. Ce dernier phénomène, quoique bien connu depuis de nombreuses années, n'est utilisé que depuis peu de temps. Il a donc été repris dans la figure 21.

Les procédés non biologiques sont de nature thermo-chimique; ils permettent de transformer les composants combustibles, tant non biodégradables que biodégradables. La proportion de l'énergie ainsi récupérée peut donc être plus élevée que pour les systèmes biologiques. La gazéification non biologique, plus couramment appelée pyrolyse, est essentiellement la distillation fractionnée des matières organiques contenues dans les déchets en l'absence totale ou partielle d'oxygène. Les produits finals sont des gaz, des liquides (huiles et goudrons) et des solides (résidu charbonneux). Le degré de gazéification, en termes de pourcentage de gaz dans les produits finals, est surtout fonction de l'élévation de la température et, dans une certaine mesure, de la pression. Les séries de courbe de la figure 22 donnent un exemple de l'influence de la température. Comme les températures les plus élevées qui y sont indiquées dépassent celles atteintes au cours d'une stricte pyrolyse (c'est-à-dire en l'absence complète d'oxygène), il faut, pour les atteindre, agir en l'un ou l'autre point du processus. On peut, par exemple, faire brûler une partie du courant gazeux en admettant une petite quantité d'oxygène, de sorte que le processus global comprend deux stades : une pyrolyse stricte suivie d'une combustion limitée, ce qui a conduit à la mise au point de processus du type pyrolyse-combustion. Chose intéressante, avant que la récupération d'énergie, et par conséquent la pyrolyse, ne deviennent deux termes frappant l'imagination, les processus appelés aujourd'hui "pyrolyse-combustion" étaient rangés sous la rubrique générale "incinération à haute température". Il arrive que l'on réserve le mot gazéification pour la pyrolyse-combustion, le sens du mot pyrolyse étant restreint au cas de la pyrolyse en l'absence complète d'oxygène.

La biogazéification, tant sous forme de digestion anaérobie que sous forme de traitement d'une décharge, est étudiée dans le chapitre 7, les deux méthodes thermiques (c'est-à-dire non biologiques), dans le chapitre 8. On trouvera aussi dans ce dernier des descriptions et des discussions de la fragmentation et du classement automatique des déchets, de la production de combustibles à partir de déchets, de l'incinération et de la gazéification.

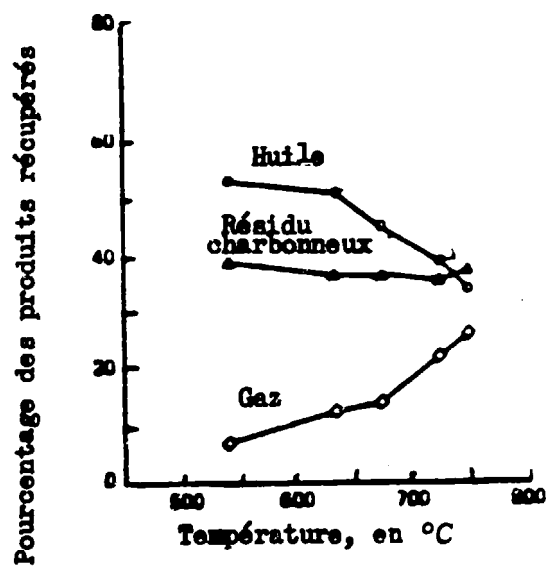


Figure 22. Influence de la température sur le pourcentage des produits dégagés au cours de la pyrolyse



## CHAPITRE 7

### BIOGAZEIFICATION

#### INTRODUCTION

Après le compostage, la biogazéification a suscité, au cours de ces dernières années, une grande attention de la part des pays en développement, en particulier de ceux où les sources d'énergie fossile sont rares ou même inexistantes. L'intérêt provient du fait que le traitement biologique des déchets organiques permet d'obtenir un gaz combustible, le méthane. Il en est résulté une prolifération de projets de biogazéification.

Les systèmes proposés aux nations en développement étaient conçus avec l'espoir que le processus pourrait être réalisé avec peu ou pas de matériel perfectionné et en employant des matières premières "indigènes" pour réaliser les structures de confinement nécessaires. Jusqu'ici, une très faible proportion seulement de ces nombreux projets sont réalistes et ont de bonnes chances de fonctionner comme l'espère leur auteur, mais un nombre appréciable effleurent seulement le réalisme et tiennent peu compte des principes biologiques, non plus que des principes de la construction.

Parallèlement à la multitude de projets, on a vu augmenter le nombre d'installations de biogazéification qui se trouveraient dans les pays en développement, et ce nombre augmente avec chaque répétition d'un même rapport. Bien qu'en effet, un assez grand nombre d'installations aient été construites, il y a peu de preuves à l'appui des chiffres publiés. De plus, trop souvent, les rapports passent sous silence le nombre appréciable d'échecs.

Nous espérons pouvoir procéder dans la présente section, "BIOGAZEIFICATION", à une évaluation réaliste de l'utilité de ce procédé et de son rôle comme source pratique d'énergie. Nous exposons et discutons les principes du processus - concernant la biologie, la construction et le fonctionnement - qui jouent un rôle important dans l'évaluation. Nous étudions ensuite l'état actuel du processus, ses avantages et ses inconvénients.

#### PRINCIPES

Définition : suivant les auteurs, la biogazéification peut aussi être appelée "fermentation méthanique", "production de méthane" ou "digestion anaérobie". Toutes ces expressions conviennent dans une certaine mesure; la réserve

"dans une certaine mesure" est due à ce qu'aucune de ces quatre expressions n'est exclusive, car elles sont aussi employées pour des processus qui peuvent n'avoir aucun rapport avec la production de méthane. Par exemple, divers processus biologiques dégagent du gaz, mais ce gaz peut être uniquement du dioxyde de carbone. "Fermentation méthanique" signifie littéralement fermentation du méthane, c'est-à-dire destruction de ce gaz par une fermentation microbienne. La digestion anaérobie ne dégage pas nécessairement de méthane. Néanmoins, ces trois expressions sont justifiées par l'usage, en particulier faute d'un terme préférable. Dans le présent document, elles sont utilisées indifféremment et l'on peut accepter, comme dans la langue courante, que la biogazéification (fermentation méthanique, digestion anaérobie) soit définie comme la décomposition biologique de matières organiques d'origine biologique, en anaérobie, avec production concomitante essentiellement de méthane, et secondairement, d'autres gaz, dont le principal est le dioxyde de carbone. Les deux caractéristiques qui distinguent le processus ainsi défini d'autres décompositions biologiques sont "en anaérobie" et "avec production de méthane". Dans le présent document, les matières organiques en cause sont des déchets solides.

#### Microbiologie

La microflore en jeu dans le processus global de biogazéification est très variée. On a souvent cherché à identifier les groupes principaux, mais aucune de ces tentatives n'a été couronnée d'un succès complet. Les raisons de cet échec partiel sont de même nature que celles indiquées dans la section sur le compostage et il n'y a donc pas lieu d'y revenir ici.

On convient de considérer la biogazéification comme se faisant en deux stades très étroitement liés et interdépendants : la phase acide (phase de formation d'acide) et la phase de production de méthane (phase méthanogène, phase méthane). D'après certains chercheurs, il serait plus exact, quand le substrat est un déchet (1), de diviser le processus en trois stades, les deux stades indiqués ci-dessus étant précédés par un stade de dépolymérisation. Du point de vue microbiologique, cela semble plus exact. En revanche, une division en deux stades simplifie la description et les références et elle est la plus employée dans les publications. De plus, la division en stade acide et stade méthanogène se justifie si l'on conçoit le processus en termes de formation et

de non-formation de méthane. Les deux (ou trois) stades sont distincts en ce qu'ils se suivent dans le temps et en ce que les réactions et la composition de la microflore sont différentes. Si l'on admet la division en trois stades, la dépolymérisation ouvre la voie au stade de formation d'acide qui, à son tour, fournit les matières premières pour le stade de formation de méthane. Les trois stades sont donc interdépendants, parce que le processus global repose sur le maintien d'un équilibre assez critique entre leurs activités respectives. Tout déséquilibre réduit le rendement du processus global et peut conduire à inhiber totalement l'activité des microbes, donc à supprimer la production de méthane. En pratique, la division traditionnelle en deux phases est plus apparente qu'une division en trois phases. Quand une nouvelle culture a démarré ou, comme on dit couramment, "quand un digesteur est mis en route", la suite des réactions facilement observables est un déclin graduel du pH (stade de la formation d'acide) suivi par une élévation, également graduelle, et, ultérieurement, par la production d'un gaz riche en méthane.

Un point important est que, dans un digesteur fonctionnant en continu <sup>\*/</sup> ou presque en continu, les deux (ou trois) stades coexistent, car chaque quantité de déchets ajoutée doit traverser les deux (ou trois) stades successivement. Comme la culture fonctionne en continu, on ajoute des déchets frais avant que le contenu du digesteur ait complètement traversé tous les stades : une partie peut être au stade de formation d'acide, une autre partie en train de passer de ce stade au stade de production de méthane et ainsi de suite. Comme tous les stades se produisent simultanément, les acides sont utilisés par les méthanogènes au fur et à mesure de leur synthèse. En conséquence, il ne devrait pas se produire

---

<sup>\*/</sup> Une culture continue est une culture où l'on ajoute continuellement du substrat frais, en retirant une quantité équivalente. En pratique, si cela se fait à intervalle d'un ou de deux jours, l'expression de fonctionnement en continu est justifiée. Dans une culture en discontinu, le digesteur est rempli de déchets auxquels on peut avoir ou non ajouté un inoculum; ensuite, on n'ajoute ni ne retire rien avant la fin du processus.

d'accumulation durable d'acide et seule la phase de production de méthane est manifeste, puisque le gaz quitte la culture et est recueilli.

Pendant la stade de dépolymérisation, les déchets subissent l'action d'un groupe de micro-organismes facultatifs qui provoquent l'hydrolyse enzymatique des polymères, donnant des monomères solubles, qui deviennent le substrat du stade ultérieur, le stade de formation d'acide. Les produits de dégradation solubles provenant du premier stade sont transformés en acides organiques à chaîne courte, surtout en acide acétique. Il se forme aussi une certaine quantité de dioxyde de carbone. Les acides organiques servent de substrat aux bactéries agissant au cours du dernier stade, le stade de production de méthane. Les méthanogènes, qui sont strictement anaérobies et ne peuvent donc pas supporter l'oxygène de l'atmosphère, produisent du méthane de deux façons, soit par la fermentation d'un acide organique, tel que l'acide acétique, donnant du méthane et du dioxyde de carbone, soit en réduisant le dioxyde de carbone en méthane grâce à l'hydrogène ou au formiate produits par d'autres bactéries. La figure 23 montre les interrelations des trois stades. Les produits finals sont du méthane, du dioxyde de carbone, des traces d'autres gaz et un résidu stable.

Dépolymérisation : Les populations bactériennes en cause sont surtout celles dont les systèmes enzymatiques sont capables d'hydrolyser les molécules complexes des particules intactes de déchets. Ce sont principalement des glucides et, en moindres quantités, des lipides et des protéines. Les glucides sont représentés surtout par la cellulose et les autres composants des fibres des plantes, tels que la lignine et l'hémicellulose. Le groupe de bactéries qui les hydrolysent doit donc être capable d'hydrolyser ces trois groupes de composés. Comme presque tous les résidus sont composés surtout de cellulose, il est clair que l'activité cellulolytique est le paramètre le plus important de la réduction de déchets complexes en substances organiques solubles.

Comme dans divers autres systèmes de traitement biologique des déchets, la dégradation de la cellulose (ou des lipides et des protéines) est nettement plus rapide avec une colonie mixte de bactéries qu'avec une culture pure, ce qui, de plus, solubilise en partie la lignine, la cellulose devenant donc plus sensible à l'action des enzymes.

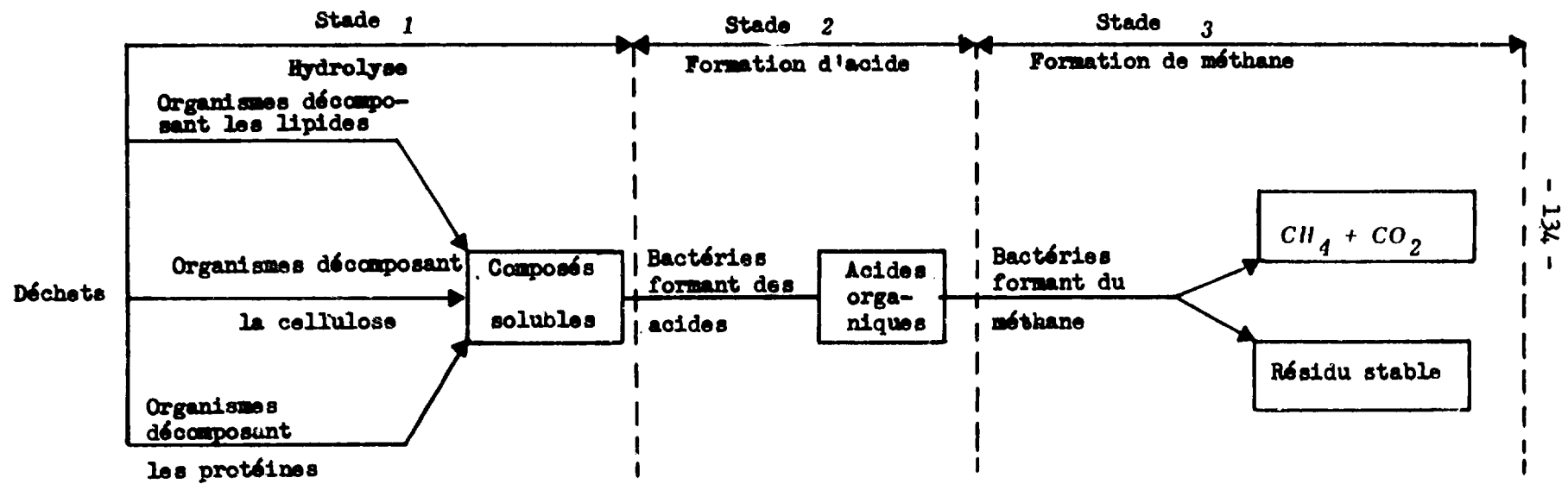
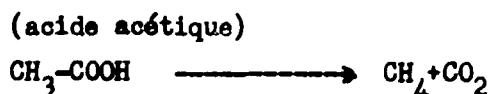


Figure 23. Les trois stades de la production de méthane

La raison en est la potentialisation qui se produit lorsque différentes espèces de microbes sont actives à la fois; cela peut être dû à ce que les bactéries hydrolysant la cellulose éliminent les sous-produits des autres formes.

Stade de formation d'acides : Les composants dégagés par l'hydrolyse au cours du stade de dépolymérisation (stade 1) servent de substrat pour les organismes formant des acides au cours du deuxième stade. Les acides ainsi formés comprennent, outre l'acide acétique déjà cité, les acides propionique, valérique et lactique. En tant que groupe, les organismes formant les acides croissent vigoureusement et supportent des conditions mésologiques très variées. Cette caractéristique est peut-être une fonction collective de la diversité des espèces, non une tolérance exceptionnelle d'aucune espèce en particulier. Le résultat est qu'il est rare que la lente croissance des microbes formant des acides constitue le facteur limitant dans un système de production de méthane en marche, mais ils peuvent être un facteur limitant de grande importance d'un autre point de vue : lorsque la synthèse d'acides organiques qu'ils réalisent n'est pas contrebalancée par l'utilisation de ces acides par les méthanogènes, et dans une certaine mesure, par d'autres organismes. Dans ce cas, les acides s'accumulent au point que le pH atteint un niveau fortement inhibiteur.

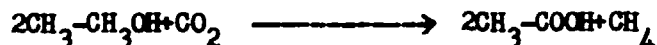
Stade de formation de méthane : Pendant ce stade, les méthanogènes convertissent les acides gras à chaîne courte, le dioxyde de carbone et l'hydrogène, en dioxyde de carbone et méthane. Ce dernier gaz est produit par des réactions de deux types, soit une réaction de fermentation atteignant les acides gras à chaîne courte et certains alcools, soit une réaction de respiration où l'hydrogène, le dioxyde de carbone et certains composés organiques simples sont oxydés en anaérobie. L'oxydation est couplée avec une réduction du dioxyde de carbone en méthane. La figure 24 donne un schéma de l'ensemble du processus, tel qu'il a été mis au point par Chan (2). Bien que ce schéma concerne la décomposition de la cellulose, les structures des flux sont aussi applicables aux autres composés. Les réactions de fermentation dans la conversion des acides et des alcools sont des types suivants :



(alcool méthylique)



Un exemple de la production de méthane par respiration est l'oxydation incomplète de l'alcool en acide acétique, couplée avec la réduction du dioxyde de carbone en méthane par Methanobacterium omelianski :



La réduction du dioxyde de carbone par l'hydrogène moléculaire est :



En tant que groupe, les méthanogènes croissent lentement et exigent des conditions de nutrition et des conditions mésologiques assez précises. Ils ne peuvent utiliser comme éléments nutritifs que des composés organiques simples; dans la digestion des déchets, ils dépendent donc des activités des stades 1 et 2 qui leur fournissent des éléments nutritifs sous une forme utilisable. Outre le carbone, ils ont besoin d'azote qu'ils ne peuvent obtenir que par l'ammoniaque provenant de la dégradation de composés organiques azotés.

Les méthanogènes sont beaucoup plus sensibles aux principaux facteurs mésologiques que les bactéries formant des acides, surtout en ce qui concerne le pH, qui doit être compris entre 6,5 et 7,5, l'optimum étant 7,0, tandis que, pour les bactéries formant des acides, le minimum est 4,5 ou 5,0, le maximum 7,5 ou même 8,0. Une autre différence importante est la sensibilité des méthanogènes à l'oxygène atmosphérique; ils sont exclusivement anaérobies et des traces d'oxygène inhibent leur croissance. Des composés très oxydants, tels que les nitrites ou les nitrates, peuvent même également l'inhiber. D'autre part, la plupart des bactéries formant des acides sont des anaérobies facultatives, c'est-à-dire que la présence d'oxygène n'inhibe pas leur croissance.

On peut résumer l'importance pratique de ce qui précède en termes de possibilité pour les principaux groupes microbiens de faire apparaître des facteurs limitant la vitesse. Le premier est la conversion de cellulose insoluble, par des extracellulases en glucides solubles, ainsi que la solubilisation de composés organiques azotés complexes. Le second est la conversion de ces glucides, par des bactéries formant des acides, en acides gras de faible poids moléculaire. Le troisième est la conversion des acides, par les méthanogènes,

en méthane et dioxyde de carbone. Comme ce stade est le dernier et comme les méthanogènes sont à croissance lente, le troisième facteur, conversion en méthane, est en général considéré comme limitant la vitesse de l'ensemble du processus.

• Facteurs liés à l'environnement

• Les facteurs mésologiques qui déterminent le processus de digestion sont les mêmes que pour tous les autres processus biologiques, mais, pour la digestion anaérobie, les principaux sont la température, le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et le substrat. Le maintien d'un faible potentiel d'oxydo-réduction est essentiel à un fonctionnement en continu. Nous avons déjà signalé l'effet désastreux de toute élévation de ce niveau due à la présence d'oxygène ou de tout composé fortement oxygéné. Nous avons également souligné, dans une section précédente, l'importance du maintien d'un pH adéquat, compris entre 6,5 et 7,5.



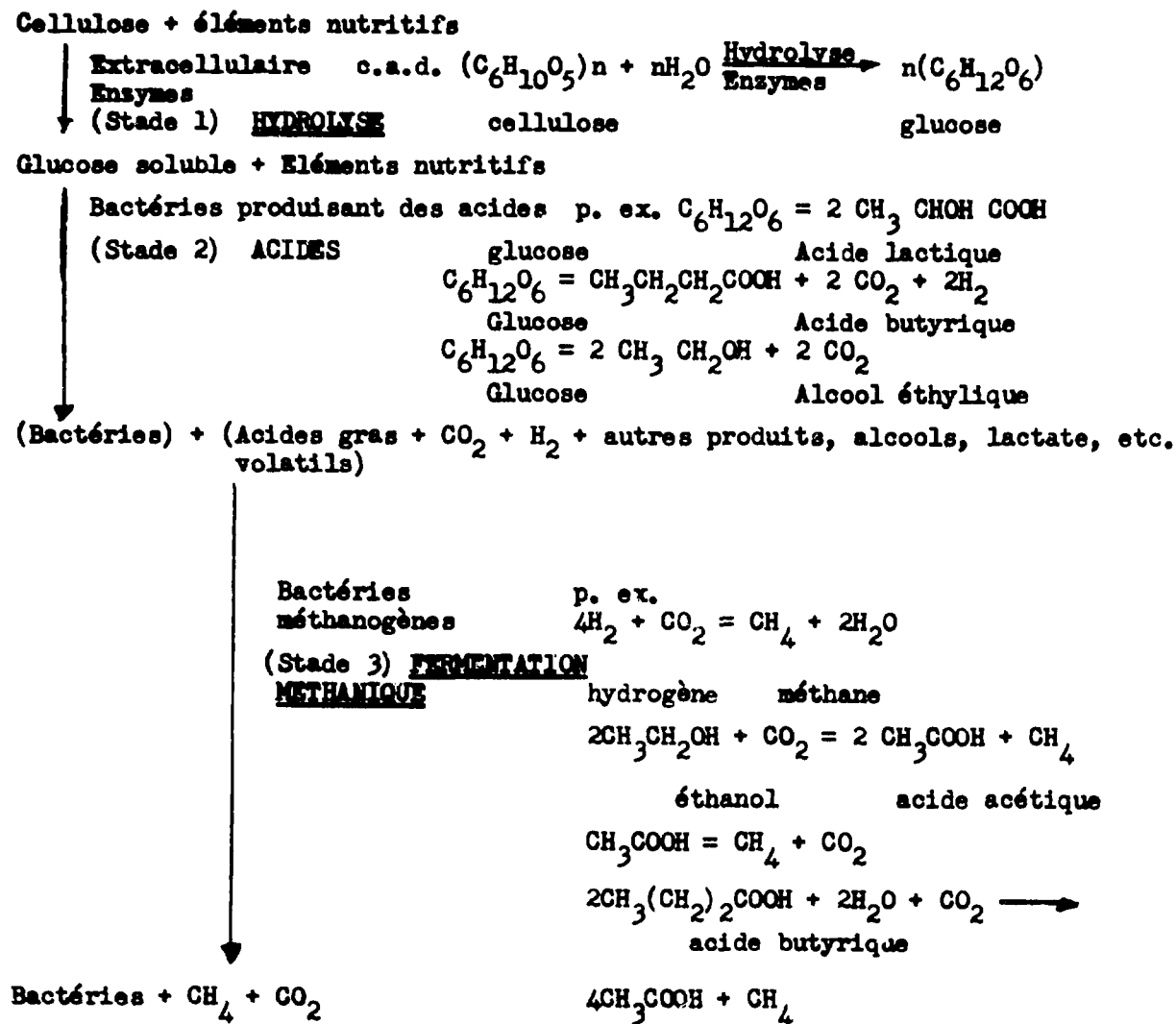


Figure 24. Schéma de la fermentation anaérobie de la cellulose, d'après Chan (2).

Température : La température a une influence directe sur la vitesse de digestion mesurée par la quantité de gaz produite et la quantité de solides volatils convertis. L'un et l'autre augmentent parallèlement à la température jusqu'à environ 38 à 42°C. Au-delà, la vitesse commence à diminuer graduellement jusqu'à 45°C, puis très rapidement ensuite. Toutefois, vers 50°C, on constate une remontée qui continue jusqu'à un second plateau à 55°C, puis une chute verticale au-delà de 65°C.

Il ne faut pas négliger un point important : une culture adaptée à croître à des températures moyennes, 5 à 42°C, bouillira rapidement si elle est exposée à des températures élevées, c'est-à-dire 45°C et plus. Une culture thermophile doit être créée, soit par enrichissement, soit par adaptation. Donc, pour faire fonctionner un digesteur dans ces conditions, il faut soit se servir d'une culture thermophile existante, soit en créer une, ce qui prend beaucoup de temps et dépend de la présence aléatoire d'une lignée "sauvage" de thermophiles dans la culture initiale. On peut créer une culture thermophile de deux façons : soit exposer une culture ordinaire à une température graduellement croissante, commençant à 35°C pour atteindre, en 30 jours, 50 à 55°C. L'autre procédé est plus brutal : la température est élevée d'un seul coup. Au début, la culture semble tuée, mais, si l'on n'y touche pas, le digesteur finit par reprendre une certaine activité. Dans cette méthode, toutes les bactéries obligatoirement mésophiles sont tuées et quelques bactéries thermophiles (obligatoirement ou facultativement) subsistent; leur nombre augmente peu à peu jusqu'à ce que la densité voulue de population soit atteinte.

Le temps nécessaire pour créer une population microbienne thermophile doit être une importante considération lorsqu'on décide pour ou contre son emploi. Si une culture mésophile échoue pour l'une ou l'autre raison, il est plus facile d'en créer une nouvelle qu'une culture thermophile. Une objection plus sérieuse est la quantité supplémentaire d'énergie nécessaire pour maintenir une température nettement plus élevée. Il faut comparer le gain possible en production de gaz et destruction de matières volatiles, ainsi que le raccourcissement de la période de rétention avec l'augmentation de l'énergie consommée.

Substrat : Les déchets à digérer forment le principal substrat de la culture microbienne. L'expression "principal" est employée parce que certains

déchets peuvent être déficients en un ou plusieurs éléments indispensables à la nutrition des microbes. Dans ces conditions, il faut soit ajouter un autre déchet contenant les éléments manquants, soit fournir une source inorganique appropriée, ce qui est rare, quand ce ne serait qu'à cause de la dépense exigée.

On peut considérer le substrat sous deux aspects, éventuellement trois : ses caractéristiques physiques, sa composition chimique et sa biodégradabilité. Strictement, cette dernière est en partie fonction de la composition chimique, c'est-à-dire de la structure moléculaire des composants. Dans ce qui suivra, nous appellerons le substrat "matières premières".

Les deux principales caractéristiques physiques des matières premières sont la taille des particules et la teneur en humidité. Comme il a été dit dans la section sur le compostage, la vitesse d'attaque par les bactéries dépend en partie du rapport surface/masse; plus ce rapport est élevé, plus la dégradation est rapide. Ce paramètre est surtout important pour les déchets provenant des agglomérations et pour les déchets agricoles particulièrement fibreux. En revanche, pour les déchets très putrescibles et pour les déchets de la préparation des aliments, la taille des particules peut être plus élevée. On peut ajouter directement, sans inconvénient, du fumier de bocins ou de la poulaine, pourvu qu'ils ne soient pas mélangés de litière. La teneur en humidité doit être telle que les matières premières soient sous forme de bouillie. L'expérience indique qu'une teneur en matières solides de 5 à 10 pour cent (soit 90 à 95 pour cent d'eau) convient; si cette teneur est trop élevée, le mélange est imparfait, ce qui a les conséquences nuisibles que nous décrirons plus loin. Si elle est trop faible, le volume du digesteur doit être plus grand, et, à cause de la dépense qu'il exige, la taille du digesteur peut être le facteur dont dépend la rentabilité ou la non-rentabilité.

Composition chimique - Deux idées viennent à l'esprit à ce sujet : la composition élémentaire des matières premières et la structure des molécules qui les contiennent.

L'ensemble des éléments nécessaires pour le bon fonctionnement de la digestion anaérobie est le même que pour tout autre système biologique. Les principaux éléments nutritifs sont l'azote, le carbone et le phosphore; les oligo-éléments sont, comme d'ordinaire, le sodium, le cobalt, le manganèse et divers

autres métaux. En général, aucun problème ne se pose au sujet des oligo-éléments lorsque l'on travaille sur des déchets.

Des difficultés peuvent surgir quand il y a un déséquilibre entre les teneurs en carbone et en azote des matières premières. En d'autres termes, un rapport carbone azote (C/N) approprié est indispensable au bon fonctionnement continu d'un digesteur. Si le C/N est trop élevé, les acides s'accumulent avec une chute concomitante de la production de méthane. Il semble que les microbes formant des acides assimilent mieux l'azote que les méthanogènes. Si le C/N est trop bas, la quantité d'azote ammoniacal formée est supérieure à celle assimilable par les méthanogènes et l'ammoniaque atteint des concentrations toxiques pour les microbes. Le niveau adéquat dépend en partie du substrat. Si celui-ci est facilement ou assez facilement dégradé, le maximum de C/N est de l'ordre de 25/1 à 30/1; si la plus grande partie résiste à la dégradation bactérienne, le C/N peut atteindre 35/1 ou même 40/1. Comme exemples de déchets réfractaires, on peut citer le bois et les autres déchets ligneux, la balle de riz et la paille.

Le bois est dégradé si lentement que, à moins de traitement préliminaire par la chaleur, la pression et un acide ou un alcali, la digestion anaérobie devient, en pratique, impossible. A cause de leur tendance à flotter, le bois, la paille, la balle de riz et les autres déchets peu denses ne constituent pas une bonne matière première pour la digestion. En pratique, ces déchets accroissent la formation d'écume qui pose divers problèmes dans la digestion anaérobie. Le papier se dégrade facilement, sauf le papier journal, parce que les fibres cellulosiques qu'il contient sont en partie masquées par de la lignine, très résistante à l'attaque des microbes.

Caractéristiques nutritionnelles de déchets représentatifs - Nous décrivons ici les caractéristiques chimiques et autres de certains déchets représentatifs pour aider à décider si un projet de biogazéification est réalisable ou non. On peut, grâce aux informations du tableau 9, juger si les résidus agricoles et forestiers les plus courants sont biodégradables ou non. On peut déterminer le degré plus ou moins grand de digestibilité des déchets figurant dans ce tableau en comparant les rapports entre constituants solubles dans l'eau, d'une part, lignine et cellulose, d'autre part. Plus ce rapport est élevé, plus la digestion est facile. Le papier étant presque uniquement constitué de cellulose et de

lignine, ne serait normalement digestible que lentement, ce qui est en effet le cas du papier journal, mais les autres formes de papier sont digérées assez vite en présence d'une source appropriée d'azote. Le tableau 10 donne la teneur en azote et le rapport C/N pour divers déchets.

Substances toxiques - Ce terme peut s'interpréter de diverses façons, depuis des substances qui, de par leur nature, sont létales ou fortement inhibitrices pour tous les microbes, jusqu'à celles qui n'exercent une inhibition qu'au-dessus d'une certaine concentration critique, dépendant de la substance et du groupe microbien. Parmi ces dernières, figurent les substances nécessaires, à l'état de traces, au bien-être de la population microbienne.

Tableau 9. Composition chimique de déchets agricoles et forestiers courants (3)

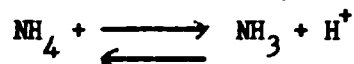
	Jeunes tiges de seigle	Paille de blé mûr	Fanes de soja	Fanes de luzerne	Jeunes tiges de maïs	Tiges de maïs plus mûr	Jeunes aiguilles de pin	Vieilles aiguilles de pin	Feuilles de chêne vertes	Feuilles de chêne mortes
					(pour cent de déchets séchés à l'air)					
Graisses et cire	2,35	1,10	3,80	10,41	3,42	5,94	7,65	23,92	7,75	4,01
Constituants solubles dans l'eau	29,54	5,57	22,09	17,24	28,27	14,14	13,02	7,29	22,02	15,32
Hémicelluloses	12,67	26,35	11,08	13,14	20,38	21,91	14,68	18,98	12,50	15,60
Cellulose	17,84	39,10	28,53	23,65	23,05	28,67	18,26	16,43	15,92	17,18
Lignine	10,61	21,60	13,84	8,95	9,68	9,46	27,63*	22,68*	20,67*	29,66*
Protéines	12,26	2,10	11,04	12,81	2,61	2,44	8,53	2,19	9,18	3,47
Cendres	12,55	3,53	9,14	10,30	7,40	7,54	3,08	2,51	6,40	4,68

\* La haute teneur en lignine est en partie un artefact dû au mode de dosage.

Tableau 10. Valeurs approximatives de la teneur en azote et du rapport C/N de divers déchets (4,5)

	N total (% du poids sec)	C/N
<u>Déchets d'origine animale</u>		
Urine	15-18	0,8
Sang	10-14	3
Déchets de poisson	6,5-10	5,1
Déchets d'abattoir	7-10	2
Pouline	6,3	-
Fumier de mouton	3,8	-
Fumier de porc	3,8	-
Fumier de cheval	2,3	25
Fumier de vache	1,7	18
Fumier de ferme (moyenne)	2,15	14
<u>Gadoue</u>	5,5-6,5	6-10
<u>Déchets d'origine végétale</u>		
Foin	4,0	12
Herbe coupée (moyenne)	2,4	19
Pourpier	4,5	8
Amarante	3,6	11
Chiendent	2,6	19
Luzerne	2,4-3,0	16-20
Algues	1,9	19
Paille coupée	1,1	48
Déchets de phormium	1,0	58
Paille de blé	0,3	128
Sciure de bois pourrie	0,25	208
Sciure de bois brute	0,1	511
<u>Déchets d'origine domestique</u>		
Déchets de préparation d'aliments	2,2	25
Fain	2,1	-
Fanes de pommes de terre	1,5	25
Papier	néant	-
<u>Rebut</u>	0,8-2,0	25-60

La présence de matières toxiques pour les méthanogènes se remarque en premier, simplement parce que leur production de gaz tombe, tandis que l'effet est moins apparent, même s'il est aussi intense, lorsque la toxine inhibe les bactéries formant des acides ou les bactéries hydrolysantes. Parmi les toxiques pour les méthanogènes, on peut citer, parmi les plus courants, l'ammoniaque, l'ion ammonium, les sulfures solubles et les sels solubles de métaux tels que le cuivre, le cadmium, le zinc et le nickel. Diverses substances organiques peuvent aussi avoir un effet défavorable. L'ammoniaque devient toxique lorsque la concentration de l'azote ammoniacal total dépasse 1.500 à 3.000 mg/l, pour des pH supérieurs à 7,4 et l'ion ammonium à des concentrations dépassant 3.000 mg/l d'azote ammoniacal total, quel que soit le pH. L'ammonium peut être en équilibre avec le gaz ammoniac dissous, suivant l'équation :



Le pH détermine le degré de toxicité de l'ammoniac et de l'ammonium à cause de son influence sur l'équilibre entre les deux formes, qui est déplacé vers la gauche pour un faible pH; l'inhibition commence à se manifester pour une concentration de 3.000 mg/l. Si le pH est élevé, l'équilibre est déplacé vers la droite et l'inhibition peut commencer dès 1.500 mg/l. Néanmoins, il ne faut pas oublier que l'azote ammoniacal est l'une des substances indispensables à la nutrition des microbes.

Les sulfures solubles deviennent toxiques lorsque leur concentration approche 50 à 100 mg/l; les sels métalliques solubles le deviennent dès que leur concentration dépasse quelques ppm.

Les sels de sodium, de potassium, de calcium, de magnésium et des autres métaux alcalins et alcalino-terreux ont une action stimulante pour certaines concentrations, inhibante pour d'autres. La toxicité est fonction du métal contenu. Le sodium est stimulant pour des concentrations de 100 à 200 mg/l; les chiffres correspondants sont 200 à 400 mg/l pour le potassium, 100 à 200 mg/l pour le calcium et 75 à 150 mg/l pour le magnésium. L'action inhibitrice se manifeste quand la concentration approche de 3.500 mg/l pour le sodium, 2.500 mg/l pour le potassium et le calcium, et 1.000 mg/l pour le magnésium.

Comme les substances ne peuvent avoir d'effets toxiques qu'à l'état dissous, toute méthode les rendant insolubles aura un effet favorable. Par exemple,



on peut réduire une concentration exagérée d'un sulfure soluble en modifiant le pH ou en précipitant par addition d'un métal lourd, mais ce dernier procédé a l'inconvénient de réduire la valeur de la boue pour l'agriculture. Inversement, si les microbes sont empoisonnés par une concentration exagérée de métaux lourds, on peut y remédier par l'addition d'un sulfure soluble. Les métaux lourds complexés peuvent, jusqu'à une concentration de 100 mg/l, ne pas gêner l'activité de la culture. Dans ce cas, il faut avoir soin de n'ajouter que la quantité de sulfure nécessaire pour précipiter les métaux lourds. Un autre point, sans rapport avec le développement de la culture, est que les métaux précipités deviennent partie intégrante de la boue et il faut tenir compte de ce fait pour son évacuation.

Transfert des produits dissous - Finney et Evans (6) suggèrent un autre facteur limitant, la vitesse de transfert des métabolites, et autres produits dissous, de la phase liquide à la phase gazeuse. Ils considèrent que, lorsque la durée de rétention biologique est raccourcie, c'est-à-dire lorsque la période de développement est abrégée, les différentes cellules bactériennes doivent augmenter parallèlement leur rythme de reproduction, d'où production accrue de gaz et nécessité d'éliminer les métabolites du voisinage des cellules. Il peut y avoir une inhibition due à un transfert insuffisant de la phase liquide à la phase gazeuse si les différentes bactéries sont entièrement entourées d'une paroi de bulles, gênant la diffusion vers les espaces intracellulaires du substrat, ce qui se produirait pour une concentration très élevée de celui-ci. On peut éviter cela par une agitation vigoureuse de la culture, par exemple par un mélange énergique et continu.

#### FONCTIONNEMENT

On peut étudier cette question de deux points de vue, et peut-être de trois : les paramètres, les méthodes et les mesures correctives. Strictement, ces dernières font partie des méthodes, puisqu'il s'agit des moyens employés pour surmonter une difficulté.

#### Paramètres

Les principaux paramètres d'après lesquels on apprécie le fonctionnement d'un digesteur sont la production et la composition du gaz, la vitesse et le degré de destruction des solides volatils, l'alcalinité, la teneur en acides

volatils et le pH. Bien qu'une fourchette de valeurs pour ces paramètres ait été déterminée pour la digestion des boues d'égout, ces chiffres ne sont pas toujours applicables directement à la digestion des déchets solides, surtout à cause des différences de composition chimique et de structure physique entre ces deux catégories de déchets. Dans certains cas, les valeurs des paramètres considérés comme correspondant à un fonctionnement optimal sont celles concernant le milieu; c'est le cas du pH et de l'alcalinité. Dans d'autres cas, les paramètres mesurent le rendement du digesteur en termes de destruction et de conversion des déchets traités; on peut citer comme exemple la production de gaz et la destruction de matières volatiles.

Production et composition du gaz : la production de gaz est un paramètre qui indique à la fois l'état d'une culture et le rendement du digesteur. On l'exprime d'ordinaire en termes de volume de gaz produit par unité de masse de matières traitées, soit la masse totale, soit celle des solides volatils (organiques). Dans le premier cas, c'est utile pour prédire directement la production totale de gaz à partir de déchets donnés. La production de gaz par unité de masse des solides volatils traités est un bon paramètre de fonctionnement, puisque tous les déchets traités sont ramenés à un dénominateur commun et que les solides volatils sont les seuls solides transformés en gaz. On peut calculer par unité de solides volatils traités ou de solides volatils détruits. La seconde forme est probablement préférable parce que l'on mesure ainsi le degré auquel la culture utilise des solides volatils qui y sont introduits. La production de gaz par unité de masse du total des solides dépend à la fois de cette efficacité et de la teneur des déchets solides en solides volatils.

Le volume de gaz à prévoir par unité de masse de matières volatiles est fonction, non seulement de la nature du déchet, mais aussi de la période de rétention et d'autres caractéristiques du fonctionnement. Dans le cas de boue d'égout brute, le rendement est de 0,374 à 0,454 m<sup>3</sup>/kg de solides; pour les autres déchets, voir tableaux 11 et 12. Il est à remarquer que les rendements indiqués dans ces tableaux se rapportent à la quantité totale de matières solides; les rendements par kg de solides volatils seraient donc plus élevés. Aux Etats-Unis, les déchets provenant des agglomérations donnent un rendement presque égal à celui de la boue d'égout, mais, comme le C/N est très élevé,

55 et plus, il a fallu ajouter une source d'azote pour que la digestion se fasse sans difficultés. Dans les nations moins industrialisées que les Etats-Unis, on devrait obtenir à peu près la même quantité de gaz qu'avec de la boue d'égout brute. Le taux de production à employer comme paramètre pour la digestion d'un déchet donné est celui caractéristique de la culture lorsqu'elle a atteint son état de régime. Au début d'une nouvelle culture, la production de gaz, d'abord presque nulle, augmente jusqu'à un certain point, puis plafonne; ensuite, toute baisse brusque, ou lente mais régulière, indique que la culture ne fonctionne pas bien.

La production de gaz est un paramètre particulièrement utile parce qu'on l'apprécie facilement et parce qu'elle répond immédiatement à toutes les conditions défavorables. Rappelons, comme il a été dit ailleurs dans cette monographie, que, pour presque tous les systèmes biologiques, on constate une fluctuation quotidienne de presque tous les paramètres, même quand on a atteint l'état dit de régime, mais ces fluctuations sont faibles et il n'y a pas d'écart permanent. Ces fluctuations sont dues à ce qu'il est pratiquement impossible de maintenir à un niveau constant tous les paramètres touchant le fonctionnement et l'environnement. En revanche, un déclin régulier pendant quatre à cinq jours pourrait être considéré comme l'indication d'une anomalie. D'autre part, une chute importante et brusque du rendement est le signe d'un danger imminent pour la culture. Le rendement en gaz, en tant que paramètre, n'est pas tout à fait indépendant de sa composition. Le composé intéressant est le méthane; sa proportion dans le gaz produit dépend de la composition des déchets traités et, évidemment, de la condition des organismes méthanogènes. En général, plus la teneur en glucides des déchets sera élevée, plus le rapport entre le méthane et le dioxyde de carbone sera voisin de l'unité. Lorsqu'on traite des boues d'égout brutes, la proportion de méthane peut atteindre 65 pour cent. Au début du développement d'une culture, le gaz éventuellement produit est surtout composé de dioxyde de carbone, mais, comme nous l'avons déjà dit, la teneur en méthane augmente peu à peu jusqu'à ce qu'on arrive à un chiffre à peu près constant. Donc, une baisse régulière de la teneur en méthane signale une difficulté. En résumé, un déclin persistant de la production de gaz joint à une chute du pourcentage de méthane est une preuve positive de l'existence de conditions inhibant la culture.

Tableau II. Production de biogaz par la digestion de divers déchets <sup>a/</sup>

	Biogaz/unité de poids de solides secs (m <sup>3</sup> /kg)	Temp. (°C)	Teneur en CH <sub>4</sub> du gaz (%)	Durée de rétention (jours)
Fumier de bovins	0,20-0,33	11,1-31,1	-	-
Pouline	0,31-0,56	32,6-50,6	58-60	9-30
Fumier de porcins	0,49-0,76	32,6-32,9	58-61	10-15
Fumier d'ovins	0,37-0,61	-	64	20
Fourrages verts	0,5	-	-	29
Feuilles de betteraves sucrières	0,5	-	-	11-20
Algues	0,32	45-50	55	13-20
Gadoue	0,38	20-26	-	21
Déchets urbains (E.U.) <sup>b/</sup>	0,31-0,35	35-40	55-60	15-30

<sup>a/</sup> D'après la référence 1.

<sup>b/</sup> Rendement par kg de solides volatils introduits. Données non tirées de la référence 1.

Tableau 12. Production de fumier en termes de NPK équivalent et de production possible de méthane \*

	Production de déchets (kg/j/animal)	Méthane (msm/j/animal)	NPK		
			N (kg/an/animal)	P (kg/an/animal)	K (kg/an/animal)
<b>Bovins</b>					
Boeufs de boucherie	38	1,19	32	15	40
Vaches laitières	52	1,58	64	29	79
Remplacement	34	1,02	21	10	27
<b>Porcins</b>					
Truies (136 kg)	14	0,51	15	8	5,4
Nourrains (68 kg)	7,3	0,25	7,7	4,1	2,7
Porcelets (27 kg)	3,6	0,14	4,1	1,8	1,4
<b>Volailles (par 1.000 têtes)</b>					
Poulets	28	0,74	64	27	23
Pondeuses	118	3,11	499	403	222
Dindes	134	3,42	245	195	109
Chevaux	17	0,48	45	17	35

a/ D'après la référence 7.

Destruction de matières volatiles : Comme la digestion est une décomposition, certaines matières volatiles seront "détruites". (Bien que l'expression "transformées en gaz et matières stables ou inertes" soit plus exacte, nous employons ici le mot "détruites"). Comme le taux et l'importance de la destruction dépendent de la dégradabilité du substrat, il faut tenir compte de ce fait pour interpréter un écart par rapport à l'état de régime. Par exemple, si le taux de destruction a été de l'ordre de 50 à 60 pour cent pour du fumier de porcins, il peut fort bien être moindre si, un jour, on remplace ce fumier par du fumier de bovins. On peut s'attendre à un taux atteignant 60 à 70 pour cent pour les déchets provenant de la préparation des aliments, de 30 à 40 pour cent quand du papier journal est la principale source de carbone. Outre la dégradabilité, la température et la durée de rétention jouent un rôle. Il faut tenir compte de ces trois paramètres lorsqu'on évalue les variations du taux de destruction des matières volatiles.

Teneur en acides volatils : Ces acides ne constituent un facteur limitant que lorsqu'ils abaissent le pH au point d'inhiber les méthanogènes. La concentration nécessaire pour cela dépend de l'aptitude de la culture à jouer un rôle de tampon. Par exemple, après une adaptation adéquate, les méthanogènes peuvent prospérer pour des concentrations en acides volatils atteignant 10.000 mg/l, tandis que, si la culture est mal tamponnée, la concentration inhibitrice peut tomber à 200 à 300 mg/l. Le paramètre significatif est donc la constance de la concentration en acides volatils, non le fait qu'elle a une valeur spécifique.

En général, l'existence d'une inhibition se manifeste par une augmentation des acides volatils, comme il est à prévoir, puisque les organismes formant ces acides sont moins sensibles à des conditions défavorables. D'après certains manuels sur la digestion des boues, une concentration d'acides volatils de 2.000 mg/l est fatale pour les méthanogènes, mais ce n'est pas toujours exact. Considérer une concentration spécifique, ou une fourchette étroite de concentrations, comme optimale, donne une fausse impression de sécurité; on tend à ne considérer comme dangereux aucun accroissement de la concentration en acides, tant qu'elle ne dépasse pas 2.000 mg/l. En fait, une fois l'état de régime établi - ce qui peut correspondre à une concentration de seulement 200 mg/l - tout accroissement persistant peut être considéré comme une indication de danger.

On exprime d'ordinaire la concentration des acides volatils en mg/l d'acide acétique. Les méthodes de dosage figurent dans tous les manuels sur l'analyse des eaux usées. L'emploi de cette concentration comme paramètre a l'inconvénient des efforts et de l'équipement nécessaires pour le dosage.

pH : Comme les méthanogènes sont inhibés lorsque le pH s'écarte de l'intervalle, assez étroit, 6,5 à 7,5, et comme c'est une manifestation de la formation d'acides volatils, on peut considérer le pH comme un paramètre opérationnel. Comme il a été dit à propos de la concentration des acides volatils, le pH dépend aussi de la plus ou moins grande capacité de la culture à agir comme tampon, ce qui réduit l'utilité du pH comme paramètre. La culture pourrait fort bien être sur la voie d'une inhibition complète avant qu'on puisse constater une variation appréciable du pH. L'utilité de ce paramètre dépend dans une large mesure de la rapidité avec laquelle il réagit à des variations significatives de la situation d'ensemble de la culture.

Capacité de tamponnage : En pratique, dans le traitement des eaux usées, on désigne souvent la capacité de tamponnage sous le nom d'alcalinité, puisque l'alcalinité sert à mesurer la capacité de tamponnage des milieux de culture dans l'intervalle de pH voisins de la neutralité. L'alcalinité du milieu est sa capacité d'accepter des protons. Elle dépend de sa teneur en hydroxydes, carbonates et bicarbonates; ce dernier paramètre est le plus important parce qu'il joue le rôle principal dans la capacité de tamponnage.

En génie sanitaire, on détermine habituellement l'alcalinité en titrant par une solution titrée d'un acide minéral fort aux points successifs d'équivalence en bicarbonates et en carbonates, que l'on peut déterminer par électrométrie ou par colorimétrie. La méthode figure dans presque tous les manuels de chimie analytique, par exemple dans Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (3). L'utilité du résultat de ce dosage est douteuse. On a objecté que l'analyse classique ne fournit pas toutes les informations nécessaires pour le bon fonctionnement d'un digesteur. Le dosage classique de l'alcalinité au pH 4,0 couvre environ 80 pour cent de l'alcalinité acétique et de l'alcalinité pertinente en bicarbonate. La difficulté est que le tamponnage par l'acétate n'est efficace que pour des pH compris entre 3,4 et 5,75, bien au-dessous des niveaux tolérables pour les méthanogènes. On peut obtenir

l'alcalinité au bicarbonate en soustrayant l'alcalinité acétique de l'alcalinité totale. L'alcalinité au bicarbonate nécessaire pour maintenir un pH de 7,0 dépend de la teneur en dioxyde de carbone du gaz produit. Par exemple, si ce gaz en contient 25 pour cent, l'alcalinité au bicarbonate nécessaire serait de l'ordre de 2.000 mg/l; si cette teneur était comprise entre 50 et 53 pour cent, il faudrait une alcalinité de 4.000 mg/l. Normalement, dans des digesteurs bien gérés, l'alcalinité totale, mesurée en acide acétique, va de 1.500 à 5.000 mg/l.

Remédier au mauvais fonctionnement d'un digesteur : Si les valeurs des différents paramètres indiquent que la situation est devenue mauvaise et que, par conséquent, le digesteur fonctionne moins bien, il faut prendre certaines mesures. Bien entendu, avant cela, il faut déterminer la ou les causes du trouble de fonctionnement; Sinon, on ne traitera que les symptômes en négligeant les causes. Par exemple, élever un pH par simple addition de chaux ou par tamponnage laisse intactes les causes du déclin. De plus, si l'on ne prend pas les précautions voulues, la chaux peut donner au fond du digesteur un précipité analogue à du ciment. On peut aussi élever le pH en ajoutant de l'ammoniaque, ce qui est très efficace, mais dangereux. Comme il a été dit plus haut, au-dessus d'une assez faible concentration, l'ammoniaque est très toxique pour les microbes. On peut encore améliorer l'alcalinité au bicarbonate de sodium, mais, pour les petites opérations, on peut être très gêné par son coût et par la difficulté éventuelle de s'en procurer.

Tant qu'on n'a pas décidé du remède à adopter, le mieux est de ne plus alimenter le digesteur, sinon la difficulté ne ferait que s'accroître. Il n'y a aujourd'hui aucun programme défini pour faire redémarrer un digesteur devenu complètement inactif. Quand on le peut, le meilleur moyen est d'éliminer la culture et d'en créer une autre, ce qui est assez facile pour un petit digesteur, mais, quand on opère à grande échelle, pour des déchets urbains, par exemple, la situation est presque désespérée et, d'autre part, les règlements sont très sévères au sujet de la décharge sans restrictions du contenu d'un digesteur.

#### Procédés

Mélange : Le mélange, ou l'agitation, est d'une importance capitale pour le bon fonctionnement d'un digesteur. Il fait toute la différence entre la digestion rapide et la digestion lente classique. Avec certains substrats, tels que



les matières fibreuses, il est indispensable pour le bon fonctionnement continu. Par exemple, en Inde, on a signalé, non officiellement, qu'un grand nombre des échecs étaient attribuables en partie à un mélange inadéquat. Le mélange permet d'écartier du voisinage immédiat des différentes cellules les déchets provenant du métabolisme et le milieu de culture appauvri en éléments nutritifs que l'on peut alors remplacer par un milieu de culture normal.

Une autre fonction importante du mélange est d'empêcher la sédimentation; si l'on ne touche pas à une culture contenue dans un digesteur, elle se sépare en quatre couches (voir figure 25).

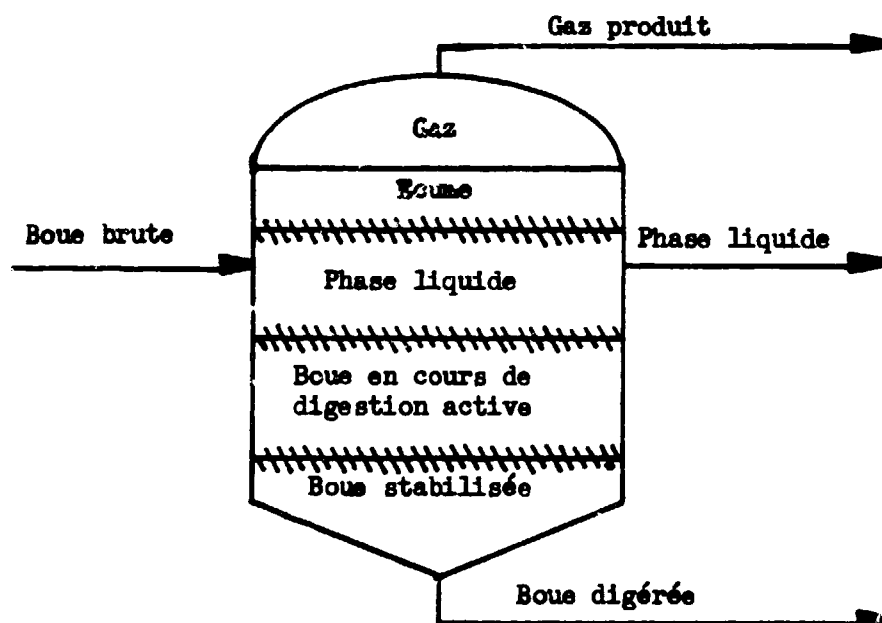


Figure 25. Stratification dans un digesteur peu actif

Comme on le voit sur la figure, la phase liquide est surmontée d'une couche d'écume, formée surtout de matières peu denses, telles que bois, plumes, paille, balles de céréales et quelques particules inertes fines soulevées par une masse mousseuse de phase liquide; son épaisseur peut varier de 5 à 30 cm ou plus. La mousse est formée de bulles de phase liquide, qui sont assez stables à cause de la haute tension superficielle de cette phase. Cette couche d'écume réduit l'efficacité du fonctionnement parce qu'elle piège des matières dégradables qu'elle isole de la zone active de digestion. Dans le cas des matières fibreuses et des particules de faible densité dont nous venons de parler, il peut y avoir, dans la couche d'écume, une assez forte accumulation de matières digestibles. Le rendement de la conversion en énergie diminue donc puisque l'énergie contenue dans les matières ainsi accumulées reste inutilisée. Un second effet indésirable d'une épaisse couche d'écume est de gêner des opérations telles que la collecte de gaz, la recirculation et les mélanges à petite échelle. Enfin, une partie du volume du digesteur reste inutilisée, ce qui diminue donc la capacité efficace de celui-ci.

L'agitation peut réduire, sinon supprimer, la formation d'écume. Plus la tendance à la formation d'écume sera forte, plus l'agitation doit être vigoureuse. Si la phase liquide n'a qu'une viscosité modérée et si les déchets en digestion ne sont pas très riches en matières fibreuses ou peu denses, il suffit de recirculer le liquide ou le gaz contenu dans le digesteur. Dans le premier cas, on soutire le liquide à la base et on l'introduit au-dessus de la culture par aspersion. Pour le gaz, on fait l'inverse : on le prélève dans la chambre à gaz et on l'introduit à la base de la culture. L'agitation est réalisée par les bulles qui montent en traversant la culture.

Si la tendance à la formation d'écume est forte et si celle-ci est persistante, le seul moyen est l'agitation mécanique, qui peut se faire de diverses façons, se ramenant toutes à la rotation d'une ou plusieurs palettes dans la suspension de culture. Leur disposition et leur emplacement peuvent varier. Pour des digesteurs dont le volume ne dépasse pas un ou deux mètres cubes, on peut faire tourner les palettes à la main. Pour de plus grandes tailles, il vaut mieux une commande mécanique. Dans les deux cas, c'est-à-dire pour des digesteurs jusqu'à 3 à 4 m<sup>3</sup> de capacité, une agitation continue n'est pas nécessaire;

l'idéal serait une ou deux fois par jour, bien qu'on puisse tolérer de temps à autre un arrêt d'un jour ou deux.

Théoriquement, plus l'agitation est vigoureuse, mieux cela vaut pour l'activité de la culture, mais l'agitation, de par sa nature, provoque la formation d'écume, surtout dans le cas de la recirculation. Il faut donc rechercher un équilibre entre l'aptitude de l'agitation à briser la couche d'écume et sa tendance à en favoriser la formation.

Chargement : La quantité et le rythme de chargement sont des facteurs déterminants de la quantité d'énergie récupérée à partir des déchets et de l'efficacité d'utilisation de la capacité du digesteur. Trop charger provoque une baisse de la quantité d'énergie récupérée et, éventuellement, la cessation complète de toute activité des microbes et la destruction de ceux-ci. Dans ce cas, on dit en argot de métier que le digesteur est "collé" ("stuck"). D'autre part, si le chargement est inférieur au niveau que permet la capacité du digesteur, la capacité de celui-ci n'est pas utilisée efficacement, d'où une perte d'argent per suite de la taille exagérée de ce dernier. Dans ce cas, le pourcentage d'énergie récupéré peut être supérieur, mais le principe des rendements décroissants peut avoir pour effet que cet accroissement d'énergie ne justifie pas les efforts supplémentaires.

Comme pour presque tous les paramètres et presque toutes les méthodes d'utilisation, le chargement dépend de la nature du substrat et du degré auquel les conditions de fonctionnement sont voisines de l'optimum. On peut l'exprimer soit en unités de matières solides volatiles introduites par unité de capacité du digesteur par unité de temps (d'ordinaire le jour), ou en solides totaux par unité de capacité du digesteur par unité de temps. La première façon de faire a l'avantage de l'uniformité et d'un certain degré d'universalité, parce que le pourcentage de solides volatils varie avec la nature des déchets; c'est ce mode de calcul qui a été adopté dans le présent exposé. Tous les chiffres se rapportent au poids à sec des solides.

Les taux de chargement appropriés dépendent de la nature des déchets. En général, s'ils sont facilement biodégradables, le chargement (en termes de solides volatils) est moindre, parce que la proportion de matières directement disponibles pour les organismes, en particulier ceux formant des acides, est

plus élevée. En revanche, les matières organiques réfractaires sont moins facilement disponibles pour les micro-organismes et les chargements peuvent donc être sans inconvénients un peu plus élevés. Par exemple, pour une période de rétention de 20 à 30 jours, dans le cas de boue d'égout brute, le taux de chargement est de l'ordre de 1,4 à 2,6 kg/m<sup>3</sup> de volume de digesteur/jour, tandis qu'avec un mélange 1/1 de cette boue et de déchets organiques riches en papier, comme ceux produits aux Etats-Unis, le chargement peut atteindre 3,2 kg/m<sup>3</sup>. Pour la bouse de vache, les taux indiqués vont de 1,17 à 5,29 kg/m<sup>3</sup>/j (1); le chiffre de 3,76 kg/m<sup>3</sup>/j (durée de rétention, 17 jours) semble être un bon compromis. Les taux indiqués pour la gadoue vont de 1,04 à 2,23 kg/m<sup>3</sup>/j (1). Les chiffres les plus élevés convenaient pour pays chauds; dans les climats tempérés, on peut adopter une valeur de l'ordre de 1,6 kg/m<sup>3</sup>/j. Pour un taux de génération de gadoue de 0,056 kg/personne/jour, chaque mètre cube de digesteur pourrait traiter, chaque jour, des excréments de 28 personnes.

Durée de rétention : L'expression "durée de rétention" ne s'emploie que pour les cultures continues. Dans ce cas, on peut adopter une durée de rétention pour la population microbienne (solides en suspension) et une autre pour la phase liquide, mais on peut aussi adopter la même durée pour les deux. La durée de rétention de la phase liquide seule ou des deux phases réunies est appelée la période de rétention hydraulique. On peut l'exprimer sous la forme  $t = \frac{V}{v}$ , où t est la durée de rétention, V le volume de la culture et v le débit par unité de temps. Dans les grands digesteurs, on adopte en général la période hydraulique de rétention et elle convient certainement mieux pour les digestions anaérobies en petites quantités.

La double période de rétention convient particulièrement si la masse microbienne constitue la grande majorité des solides déposables, ou si la croissance des microbes est si rapide que le recours à la durée de rétention hydraulique conduirait à une consommation d'eau excessive. D'autre part, avec une culture à croissance rapide, la vitesse de consommation des éléments nutritifs peut être telle qu'elle justifie une durée de rétention plus courte.

Le traitement des eaux usées par la méthode des boues activées est un exemple de système aérobie avec durée de rétention microbienne et hydraulique distinctes. Un argument contre la double durée de rétention est le supplément

de manutention nécessaire et le danger d'exposer les méthanogènes à l'oxygène de l'air. Une autre raison pourrait être la lenteur du dépôt et une assez forte concentration de fines inertes; dans ce cas, les fines inertes s'accumuleraient graduellement sans qu'il y ait une recirculation concomitante des microbes. Dans la suite de cette section, nous ne parlerons donc que de la période hydraulique de rétention commune aux deux phases.

Le choix de la durée de rétention est important pour diverses raisons. Si elle est trop longue, la capacité du digesteur n'est pas utilisée efficacement et il est plus grand que nécessaire. D'autre part, une durée excessive peut avoir pour effet que la population bactérienne dépasse le stade de la multiplication exponentielle; en d'autres termes, l'âge moyen de la population microbienne est tel que l'activité des organismes a dépassé la période de pointe.

D'autre part, si la période de rétention hydraulique est trop courte, la multiplication des bactéries peut être trop lente pour compenser celles déchargées dans l'effluent du digesteur; la culture finit par être "lessivée". Même si la culture parvient à se maintenir, la population ne suffit pas pour réaliser la conversion d'énergie voulue et on ne récupère pas toute l'énergie potentiellement disponible.

D'après les deux derniers alinéas, il est clair que le temps idéal de rétention est le temps permettant de maintenir la population microbienne, en particulier celle des méthanogènes, dans la phase de croissance exponentielle; la plus grande partie de l'énergie récupérable des déchets est alors convertie en énergie chimique sous forme de méthane. La durée appropriée dépend de divers facteurs opérationnels et mésologiques, ainsi que de la composition du substrat. Plus les conditions sont voisines de l'optimum et plus le déchet est facilement décomposable, plus courte peut être la période de rétention. La limitation ultime, toutes conditions étant optimales, est l'apport génétique des bactéries. Dans la digestion anaérobie, c'est l'apport génétique des méthanogènes qui oblige à avoir des périodes de rétention qui se comptent en semaines, non en heures.

Malheureusement, mais c'est bien compréhensible, la tendance est à raccourcir exagérément les durées de rétention. Par exemple, aux Etats-Unis, certains parlent de durées de rétention ne dépassant pas 5 à 10 jours pour la digestion

de déchets urbains. On peut concevoir qu'une certaine production de gaz puisse être obtenue avec des durées de rétention aussi courtes, mais il est certain qu'on ne récupérerait pas toute l'énergie transformable. Pour les déchets produits par une agglomération américaine normale, une durée de 15 jours serait probablement satisfaisante et une durée de 30 jours pourrait être inutilement longue. D'autre part, des chercheurs travaillant sur de la cellulose pure (qualité pour réactif) mise en suspension dans un milieu contenant les quantités voulues d'aliments nutritifs, ont constaté que la digestion pouvait se faire en cinq jours.

Démarrage d'un digesteur : Les méthodes de création d'une culture varient surtout en fonction de la taille de l'opération prévue. Dans le cas d'un petit digesteur, moins de 1 à 2 mètres cubes, on charge de déchets et on ajoute une "amorce" ("starter") formée de 5 à 10 kg de sol riche en matières organiques décomposées ou, si on peut en disposer, 15 à 20 litres de boue prélevés dans une masse d'eau stagnante ou dans un marais. L'idéal serait d'employer de la boue d'un digesteur fonctionnant déjà de façon satisfaisante; dans ce cas, il faut le diluer pour amener la proportion de solides vers 5 pour cent. Lors de la concentration, il faudrait en ajouter assez pour qu'ils représentent à peu près 10 pour cent du volume total du digesteur. Faute des "amorces" ci-dessus, il faut compter sur le temps, puisqu'une culture doit se former à partir des organismes présents dans les déchets.

Un grand digesteur démarre peu à peu de la même façon qu'un petit, mais une différence se présente si l'on dispose d'eau d'égout, ce qui pourrait être le cas dans une région très urbanisée d'une nation en développement. Dans ce cas, on remplit complètement le digesteur d'eau d'égout et, au bout d'environ une semaine, on commence à ajouter des déchets, mais à un taux réduit, pendant une trentaine de jours ou jusqu'à ce que la production de gaz indique l'existence de la quantité voulue de méthanogènes. Si l'on dispose de boues en cours de digestion, on en introduit environ 10 pour cent du volume final, puis on remplit d'eau d'égout. On commence immédiatement à charger, mais d'après le volume de la boue, et non d'après le volume total. Par exemple, si le volume de la boue est de  $10 \text{ m}^3$  et le taux de charge prévu  $2 \text{ kg/m}^3/\text{jour}$ , avec une période de rétention de 20 jours, on introduira le premier jour 20 kg de solides volatils

contenus dans  $0,5 \text{ m}^3$  de suspension. Le second jour, ces chiffres passeront à  $2 \text{ kg} \times (10 + 0,5 \text{ m}^3)$  contenus dans  $0,525 \text{ m}^3$  de suspension. Le chargement augmente donc régulièrement tous les jours, tant en termes de matières solides qu'en termes de volume, jusqu'à ce qu'on atteigne l'équivalent de la capacité totale, c'est-à-dire au bout de 20 jours.

En général, on n'éprouve aucune difficulté à créer les populations voulues d'hydrolyseurs et d'organismes formant des acides. Si des problèmes se posent, ils porteront sur les méthanogènes. A cause de la différence des taux de développement, il faut prendre soin de ne pas laisser tomber trop bas le pH de la culture en développement; au-dessous de 6,5, il faut arrêter complètement le chargement; on peut recommencer dès que la production de gaz commence ou reprend, suivant le cas.

## CONCEPTION

### Généralités

Les trois méthodes de digestion employées pour le traitement des eaux usées (classique, rapide et par contact) sont également applicables aux déchets solides. Il faut probablement mieux n'utiliser la méthode rapide que pour les grandes opérations, mais nous en parlons quelque peu ici parce qu'elle peut trouver sa place dans la gestion des déchets de grandes métropoles, comme il en existe dans de nombreux pays en développement. La différence avec la gestion classique est que le procédé comprend deux stades et exige deux digesteurs en série, comme le montre le schéma de la figure 26. Le premier digesteur est consacré au stade actif; son contenu est vigoureusement agité et la période de rétention est assez brève, quelques jours. L'effluent de ce digesteur passe dans le second, où la culture est maintenue au repos. Une certaine digestion s'y produit cependant, mais le principal rôle de cette unité est de servir de chambre à décantation; son contenu se sépare en couches comme indiqué par la figure 26. Dans la méthode par contact, les deux périodes de rétention, microbienne et hydraulique, décrites plus haut, entrent en jeu. Le processus fonctionne à peu près comme pour la boue activée, sauf que, pour obtenir du méthane, le système est constamment maintenu en anaérobie complète. Nous avons signalé plus haut les raisons pour lesquelles ce procédé n'est pas indiqué pour les petites opérations.

Paramètres de la conception

Ce sont : 1) la quantité de déchets à digérer; 2) le volume des déchets mis en bouillie à ajouter chaque jour, ainsi que la période moyenne de rétention; 3) les quantités de produits finals (gazeux, liquides, solides) produits chaque jour et leur gestion; 4) le cas échéant, le moyen employé pour chauffer et faire circuler l'eau utilisée pour élever et maintenir la température de la culture.

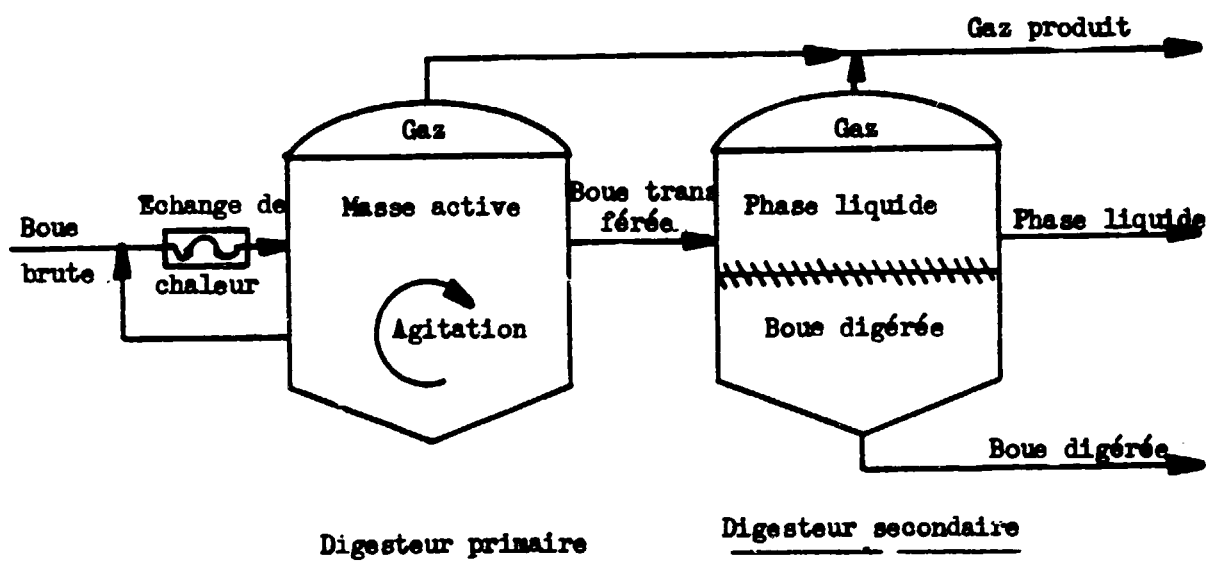


Figure 26. Système de digestion rapide



Le volume nécessaire pour un digesteur dépend de la quantité de déchets à traiter par jour, de leur teneur en humidité, de la concentration des solides volatils, du taux de chargement, de la teneur en matières solides de la bouillie et de la période de rétention. Lorsqu'on dispose des moyens nécessaires pour doser les solides volatils, on peut calculer le volume minimal des digesteurs en divisant par le taux de chargement désiré la quantité de solides volatils à recevoir par jour (9). Par exemple, si les solides volatils (SV) des déchets (par exemple, du fumier) à recevoir chaque jour s'élèvent à 1.200 kg et si le taux de chargement désiré est 3 kg SV/m<sup>3</sup>/jour, le volume minimal du digesteur serait de  $\frac{1.200}{3}$  soit 400 m<sup>3</sup>. Il faut souligner que ce chiffre est un minimum. On doit prévoir une "hauteur libre" et tenir compte des ajustements nécessaires pour concilier les besoins de la dilution avec ceux concernant la durée de rétention. Le volume nécessaire pour le réservoir à gaz est fonction de la quantité de déchets traités par jour multipliée par la quantité de gaz produite par unité de déchets introduite. Ce dernier, à son tour, dépend des nombreux facteurs énumérés plus haut. Puisque le gaz sera utilisé de façon régulière, le volume nécessaire pour le réservoir peut être très inférieur à la quantité produite, de l'ordre éventuellement de 50 pour cent.

#### Chaleur nécessaire

Dans les climats tempérés et froids, une certaine chaleur est nécessaire pour maintenir le processus de digestion à un niveau d'activité pratiquement acceptable. Le moyen le plus facile pour chauffer le contenu du digesteur est peut-être d'y faire circuler de l'eau chaude dans un serpentin. Dans le cas d'un grand digesteur, la plus grande partie de la chaleur nécessaire sert à élever la température des déchets introduits au niveau requis pour le fonctionnement. Cette chaleur est proportionnelle au débit massique d'entrée et à la différence de température entre ces déchets et le contenu du digesteur, relation qui peut s'exprimer par la formule

$$HI = SC (T_1 - T_0)$$

- où
- S = le flux de déchets en kg/h,
  - C = la quantité de chaleur contenue (Cal/kg- °C)
  - T = la température de la culture
  - T<sub>0</sub> = la température du flux de déchets (en °C)
  - HI = la chaleur nécessaire (Cal/h).

Les autres pertes de chaleur sont dues à la convection et au rayonnement vers l'atmosphère ambiante et à l'évaporation de l'eau du courant gazeux. Dans une grande opération, l'énergie perdue par convection et rayonnement est faible par rapport à celle nécessaire pour chauffer les déchets introduits et l'on peut la compenser en isolant le digesteur. Cependant, à mesure que le volume du digesteur diminue, l'importance des deux pertes se rapproche et l'on peut, là encore, isoler le digesteur. Quand celui-ci est souterrain, le sol environnant sert d'isolant, mais la protection n'est qu'au niveau de sa température.

Bien entendu, si l'on chauffe au moyen d'eau chaude circulant dans un serpentin, ou de toute autre façon, il faut pour cela dépenser de l'énergie. Dans ce cas, une excellente source d'énergie est, comme on le sait, le soleil. Il existe plusieurs appareils permettant de chauffer l'eau de cette façon; voir, par exemple, la figure 27. Cette installation est une variante des alambics solaires utilisés par les premiers chercheurs pour transformer les eaux saïées en eau distillée. L'élément principal est un panneau incliné, à dos noir, sur lequel l'eau coule lentement et s'échauffe au fur et à mesure. L'eau chauffée est recueillie dans une auge à la base du panneau, d'où on l'envoie aux serpentins du digesteur. Bien entendu, le panneau est placé face au soleil. La quantité d'énergie solaire recueillie par unité de surface du collecteur dépend de diverses variables, mais une estimation très grossière, pour les pays tempérés, est d'environ 300 kWh/m<sup>3</sup>.



Figure 27. Digesteur de la Central Valley

### Exemples de digesteurs

Cette partie de l'exposé est axée sur le dessin d'assez petits digesteurs, c'est-à-dire de moins d'un mètre cube à quelques mètres cubes. La raison en est que, pour des raisons de sécurité, les grosses unités doivent être construites en matériaux durables et d'après des plans établis avec soin conformément aux règles techniques, comme on le fait pour les digesteurs anaérobies destinés au traitement des boues d'égout. La documentation publiée fournit d'abondantes informations sur ce point.

On trouve dans cette documentation (10-18) de nombreux projets de petits digesteurs. Faute d'espace, nous n'en décrivons ici qu'un petit nombre, en commençant par l'un de ceux mis au point à la Gobar Gas Research Station en Inde, décrit de façon très détaillée par Rom Bux Singh (10, 11, 12). La figure 28 en est un schéma. Comme on le voit, la plus grande partie du digesteur est au-dessous du niveau du sol et il est conçu pour chauffer la culture par un serpentín submergé parcouru par de l'eau chaude. L'unité de la figure 28 peut atteindre une production de  $9,5 \text{ m}^3/\text{j}$  de gaz.

Parmi les plus anciennes descriptions de digesteurs, on peut citer celle publiée par Gotaas en 1956 (13). Les figures 29 et 30 sont des croquis de deux de ces conceptions. Dans la première, un digesteur de fumier est aussi relié à deux latrines. La figure 30 représente un détail du digesteur. Ces plans étaient conçus pour des digesteurs installés et fonctionnant dans des fermes françaises et allemandes à l'époque où il a écrit sa monographie, en 1955 et 1956. Une caractéristique intéressante est la connexion entre latrines et digesteur. Un collecteur de gaz séparé était nécessaire.

Une troisième conception est celle mise au point pour la Chine continentale (14) (voir figure 31). Le schéma que nous donnons s'explique de lui-même. Il faut remarquer que le gaz est stocké dans la chambre située au-dessus de la culture. Comme le couvercle est fixe, la pression augmente tant que la production de gaz continue. Bien entendu, la pression réelle dépend du taux d'utilisation du gaz et de celui de sa production.

Un défaut des figures 29 et 31 est l'absence d'un système d'agitation. Dans le digesteur Gobar (figure 28), l'agitation semble réalisée en recirculant la culture.

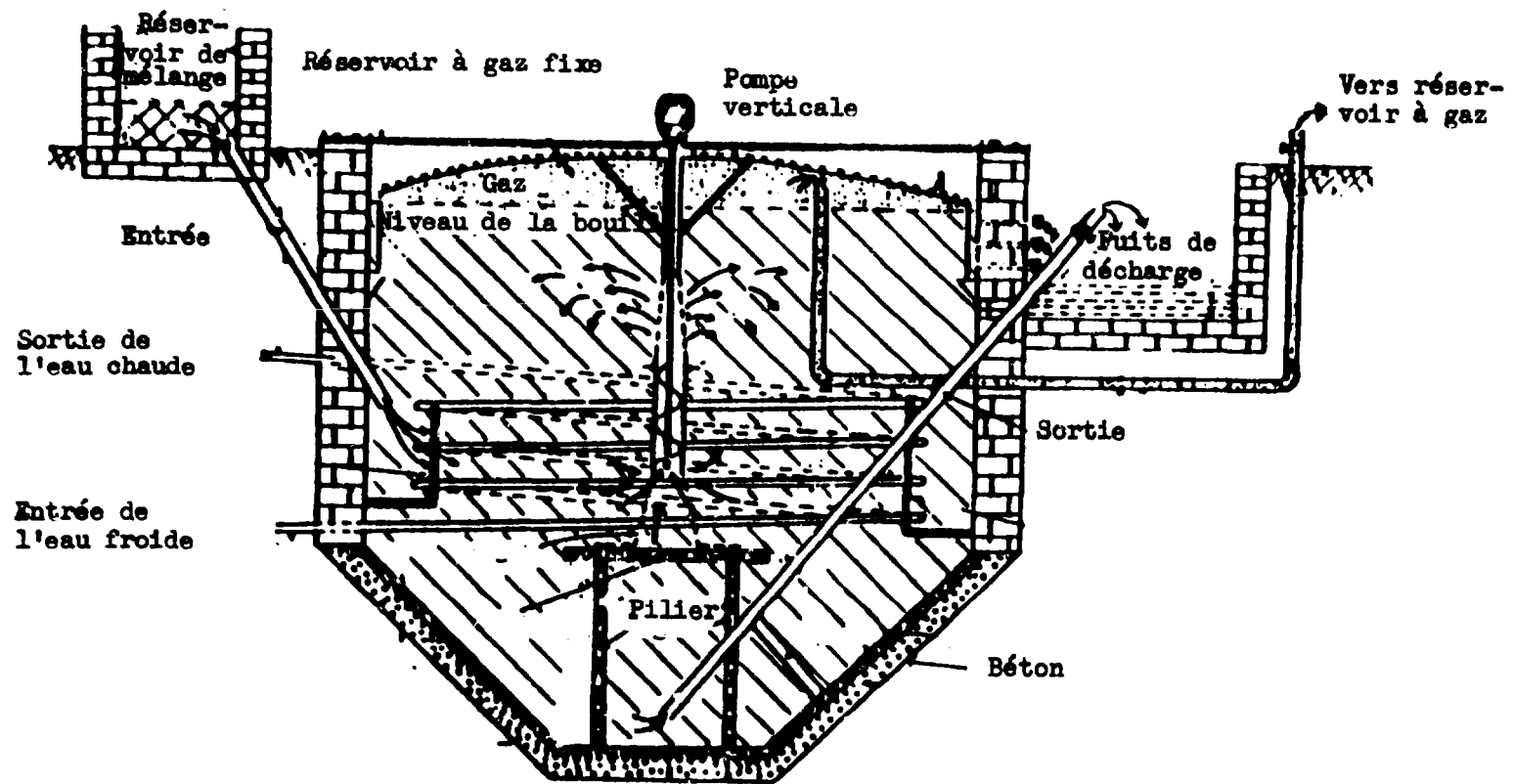


Figure 28. Générateur de biogaz d'après Singh (10, 11).

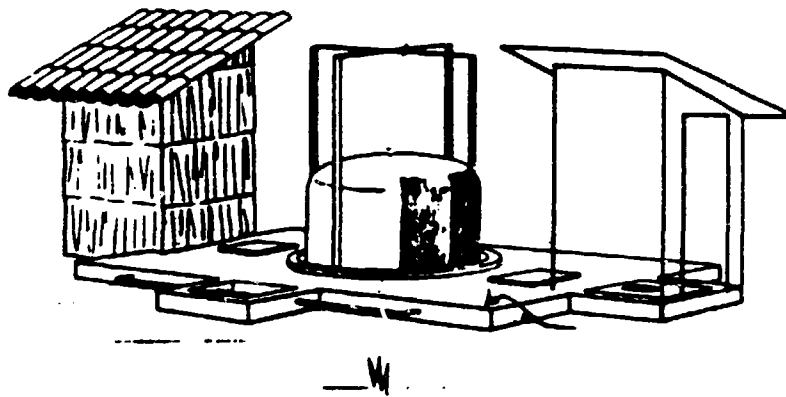


Figure 29. Disposition de générateur de gaz de fumier et de latrines (13)

Cadre et mur suivant  
le goût de l'utilisateur

La tuyauterie de gaz  
est fermée quand le  
digesteur n'est pas  
en service

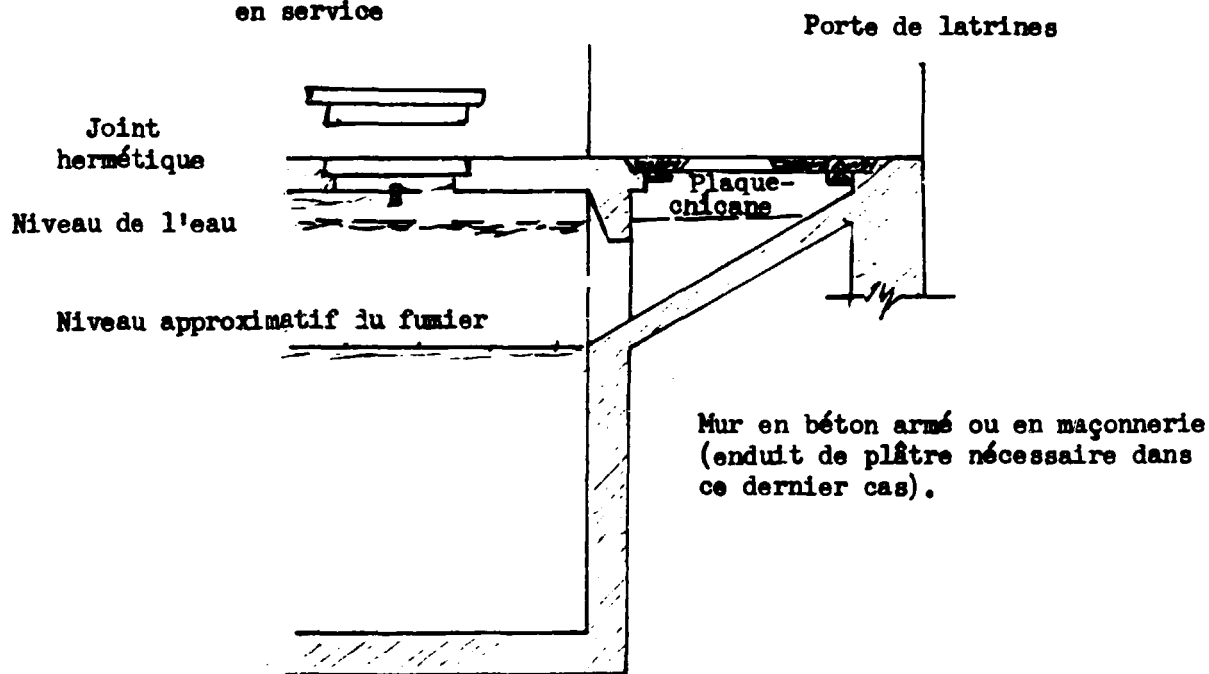


Figure 30. Détail du générateur de gaz (13)

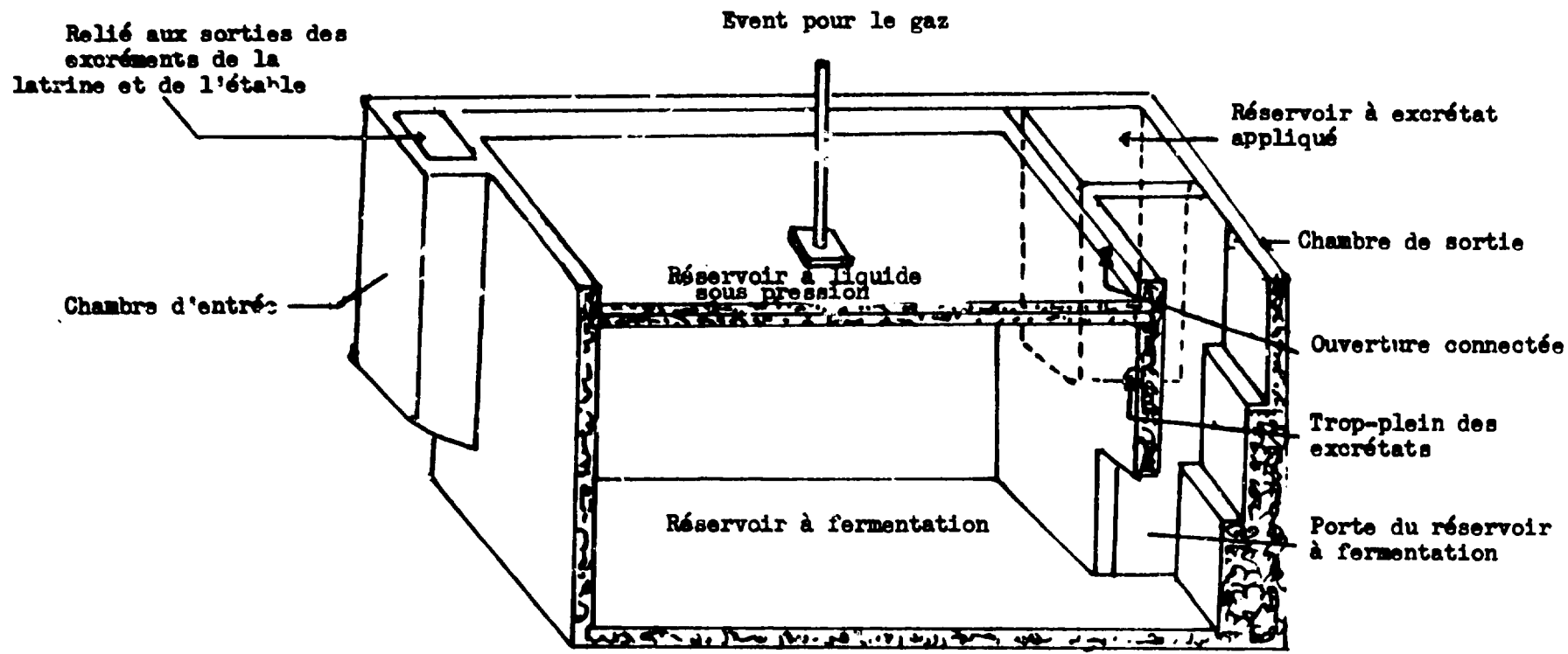


Figure 31. Générateur de biogaz où celui-ci est stocké dans le digesteur



### Modifications possibles

Une variante des conceptions précédentes consiste à adapter d'autres types de récipients pour les utiliser comme digesteur. Par exemple, on peut modifier ainsi des réservoirs en acier destinés au stockage, par exemple, de l'eau. Dans ce cas, un stade très important consiste à revêtir l'intérieur du récipient d'une matière résistant à la corrosion par les acides organiques formés au cours de la digestion. Deux ou trois installations de ce genre ont été proposées pour digérer du fumier dans de petites opérations (4 ou 5 m<sup>3</sup>) dans des fermes des Etats-Unis (15).

On continue avec la même ardeur à mettre au point des digesteurs utilisant des matériaux bon marché d'origine locale. Une méthode qui semble attirer beaucoup d'attention consiste essentiellement à creuser un trou et à le revêtir d'un mur en matériau indigène, puis d'une matière imperméable telle qu'un film de plastique. Bien entendu, il faut prévoir la fermeture du puits, la collecte et le stockage du gaz. Un grave inconvénient de ces procédés simplifiés est la difficulté de trouver une matière adéquate pour le revêtement. Les films de plastique peuvent être imperméables, mais il n'est pas sûr que cette imperméabilité se maintiendra. Certains acides organiques modifient lentement les propriétés mécaniques des matières plastiques. Un exemple de méthode simplifiée est le réacteur pour 65 vaches laitières, à écoulement interrompu, mis au point et étudié par des chercheurs de l'université Cornell (16); d'après eux, les résultats obtenus ne le cèdent en rien à ceux d'un réacteur avec agitation complète (schéma figure 32). D'après un bilan énergétique établi par les mêmes chercheurs, la production nette d'énergie a été, pour le cas de 100 vaches, 600.000 kcal/j, pour 500 vaches 3.219.000 kcal/j. Les coûts par million de kcal, en dollars de 1979, allaient de 21,55 dollars pour 25 vaches à 9,60 dollars pour 500.

Précaution à prendre : Quels que soient la conception, les matériaux et le type de structure, la digestion anaérobie entraîne toujours un danger, lié à l'accumulation de méthane, qui donne un mélange détonant avec l'air pour des concentrations de méthane pouvant tomber à 5 pour cent. En conséquence, aucune flamme nue ne doit être tolérée au voisinage d'un digesteur ou d'une unité de stockage de gaz.

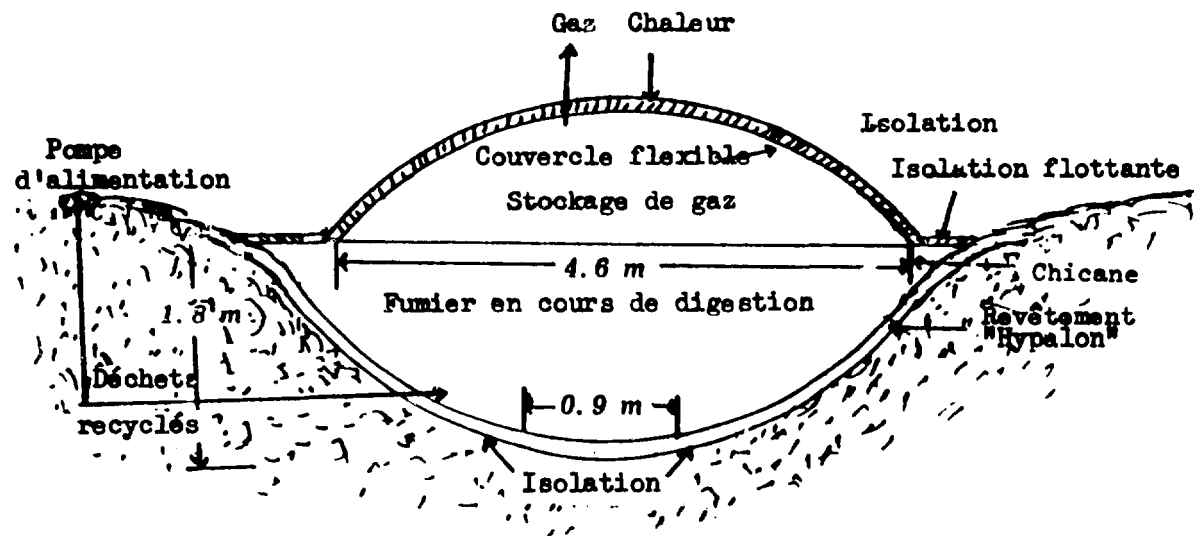


Figure 32. Coupe transversale d'un réacteur à écoulement interrompu pour fumier de vaches laitières

### Matériaux

Le type et la quantité des matériaux varient évidemment avec la taille et la nature de l'installation. Le manque d'espace ne nous permet pas de donner une liste détaillée et nous ne présenterons donc ici qu'un seul exemple. C'est une liste établie par Singh (10, 11) qui portent sur les matériaux nécessaires pour un digesteur de 2,8 m<sup>3</sup> de gaz par jour (tableau 13). A partir de cette liste, on peut avoir une certaine idée de la nature et des quantités des matériaux nécessaires pour des digesteurs du type proposé par Singh, par les chercheurs de l'Institut Gabor en Inde, par les premiers chercheurs européens d'après la description de Gotaas et par les habitants de la République populaire de Chine.

Tableau 13. Matériaux nécessaires pour un digesteur produisant 2,8 m<sup>3</sup> de gaz par jour (10, 11).

	Quantité
Ciment	40 sacs <sup>*/</sup>
Sable	8,5 m <sup>3</sup>
Briquillons	2,84 m <sup>3</sup>
Briques	7.500
Tambour en tôle d'acier doux No. 12 ou 14 de 1,5 m de diamètre et de 1,2 m de haut, ouvert en bas	
Cornière en acier doux pour la structure et le guide du réservoir de gaz	30 m
Tuyauterie alcaline d, 12,5mm de diamètre	15 m
Raccords de tuyauterie alcaline, coude et douilles de 25 mm et raccords de 12,5 mm	3 chacun
Treillis métallique No. 80	0,093 m <sup>2</sup>
Accessoires divers	
Peinture (émail)	3,8 litres

<sup>\*/</sup> Il s'agit vraisemblablement du "sack" américain de 100 livres  
40 "sacks" = 1.814 kg (N.d.t.)

## PRODUITS FINALS

### Biogaz

Composition : La composition du gaz produit par la digestion anaérobie a été étudiée dans la section sur les paramètres. Il suffira de répéter ici que le principal composant est le méthane (55 à 65 pour cent), suivi du dioxyde de carbone (34 à 44 pour cent). Les autres gaz sont l'hydrogène sulfuré, l'azote et la vapeur d'eau. Le gaz tel qu'il est produit a un pouvoir calorifique de 18.630 à 26.080 kilojoules/m<sup>3</sup>. Il peut servir comme combustible, pour des appareils de chauffage ou pour des moteurs à combustion interne. Dans ce dernier cas, l'hydrogène sulfuré peut provoquer une corrosion considérable.

Le tableau 14 donne les propriétés physiques et chimiques du méthane particulièrement intéressantes pour son utilisation. Le tableau 15 donne une indication sur les quantités de biogaz qu'il faudrait produire dans une petite installation pour obtenir l'énergie nécessaire à certaines applications. Le tableau 14, qui énumère les rendements en gaz fournis par la digestion de divers déchets, indique les quantités de déchets à digérer pour obtenir le gaz nécessaire pour les divers usages du tableau 6.

Enrichissement du biogaz : Sauf pour les cas simples de chauffage de locaux et de cuisine domestique, le biogaz doit être enrichi avant utilisation, en particulier s'il doit alimenter un moteur à combustion interne. Il en est de même si le gaz doit être injecté dans un réseau de distribution existant. La raison en est que la qualité, la teneur et la composition journalières du gaz de décharge sont très différentes de celles du gaz naturel. Un inconvénient est le pouvoir calorifique du biogaz, qui peut varier de 7.450 à 22.350 kJ/m<sup>3</sup>, contre un minimum de 37.260 kJ/m<sup>3</sup> pour le gaz naturel. Un autre inconvénient de ce gaz est sa teneur en humidité, qui peut tomber à 5 pour cent, mais peut aussi atteindre la saturation. Il peut y avoir des teneurs indésirables en hydrogène sulfuré et la teneur en oxygène varie beaucoup. Si cette dernière est trop élevée, on a un mélange détonant. Les valeurs des paramètres précédents peuvent varier de quantités atteignant 50 pour cent d'un jour à l'autre et d'une saison à l'autre. D'autres inconvénients sont les teneurs appréciables en dioxyde de carbone et en azote, qui abaissent le pouvoir calorifique.

Il existe plusieurs méthodes d'enrichir le biogaz; on peut en employer une ou plusieurs. Toutes sont relativement coûteuses et exigent un équipement spécial. Elles vont d'une simple déshydratation à une élimination complète de l'eau, du dioxyde de carbone et de l'azote. La déshydratation peut accroître le pouvoir calorifique d'environ 10 pour cent; accompagnée de l'élimination du dioxyde de carbone et de l'hydrogène sulfuré, elle fait passer cette valeur de 22.360 à 26.000 kg/m<sup>3</sup>.

On peut déshydrater par gravité, par filtration, par des solvants spéciaux (polyéthylèneglycol), par des tamis moléculaires, par chauffage, par refroidissement, au moyen d'air ou de réfrigérants. Parmi ces procédés, l'emploi de tamis moléculaires est à la fois très efficace et relativement bon marché. Ces tamis sont des alumino-silicates cristallins, présentant des cavités en nid d'abeilles reliées entre elles par des pores d'un diamètre variant de 3 à 100 angströms. A cause des charges polaires très localisées qui les caractérisent, ils adsorbent fortement les composés polaires ou polarisables. De plus, ce sont de loin les meilleurs absorbants.

Tableau 14. Propriétés physiques et chimiques du méthane

Formule chimique	CH <sub>4</sub>
Poids moléculaire	16,042
Point d'ébullition sous 760 mm	-161,49°C
Point de congélation sous 760 mm	-182,48°C
Pression critique	47,363 kg/cm <sup>2</sup>
Température critique	-82,5°C
Densité	
à l'état liquide, à - 174°C	0,415
à l'état gazeux, à 25°C sous 760 mm	0,000658
Volume spécifique à 15,5°C et sous 760 mm	1,47 l/gm
Pouvoir calorifique à 15,5°C et sous 760 mm	38.130,71 kJ/m <sup>3</sup>
Air nécessaire pour la combustion m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	0,27 m <sup>3</sup>
Limites d'inflammabilité	5 à 15 pour cent en volume
Indice d'octane	130
Température d'ignition	650°C
Equation de combustion	CH <sub>4</sub> + 2O <sub>2</sub> → CO <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> O
O <sub>2</sub> /CH <sub>4</sub> pour une combustion complète	3,98 en poids
O <sub>2</sub> /CH <sub>4</sub> pour une combustion complète	2,0 en volume
CO <sub>2</sub> /CH <sub>4</sub> pour une combustion complète	2,74 en poids
CO <sub>2</sub> /CH <sub>4</sub> pour une combustion complète	1,00 en volume

Tableau 15. Quantités de biogaz nécessaires pour divers usages <sup>a/</sup>

Utilisation	Spécification	Quantités de gaz nécessaire m <sup>3</sup> /h	Référence No.
Cuisine	Brûleur de 5 cm	0,33	8
	Brûleur de 10 cm	0,47	8
	Brûleur de 15 cm	0,64	8
	Brûleur de 5 à 10 cm	0,23-0,45	15
	par personne et par jour	0,34-0,42 <sup>+</sup>	15
Eclairage au gaz	par manchon	0,07	15
	par manchon	0,07-0,08	8
	Lampe à 2 manchons	0,14	8
	Lampe à 3 manchons	0,17	8
Moteur à essence ou moteur Diesel <sup>b/</sup>	Converti en biogaz, par hp	0,45-0,51	15
Réfrigérateur	par m <sup>3</sup> de capacité	0,98	8
	par m <sup>3</sup> de capacité	1,20	15
Couveuse artificielle	par m <sup>3</sup> de capacité	0,5-0,6	8
	par m <sup>3</sup> de capacité	0,5-0,7	15
Gasoline	1 litre	1,33-1,87 <sup>c/</sup>	15
Gazole	1 litre	1,50-2,07 <sup>c/</sup>	15
Eau bouillante	1 litre	0,11 <sup>d/</sup>	8

<sup>a/</sup> Adapté de Singh (10, 11)

<sup>b/</sup> Pour un rendement de 25 pour cent.

<sup>c/</sup> Volume absolu de biogaz nécessaire pour fournir l'équivalent énergétique de 1 litre d'essence ou de gazole.

<sup>d/</sup> Volume absolu de biogaz nécessaire pour l'ébullition complète de 1 litre d'eau.



Le triéthylèneglycol (TEG) est très employé pour la déshydratation des gaz à cause de son excellente stabilité thermique et chimique, de sa faible tension de vapeur, de sa grande solubilité et de son coût modéré. Quand le gaz entre, il est comprimé, un tambour tournant élimine les contaminants volumineux. Après compression et refroidissement pour enlever la plus grande partie de l'eau, le gaz entre dans une tour d'adsorption-séparation à TEG. Les liquides libres contenus dans le flux gazeux sont éliminés dans la partie inférieure de la tour et le flux passe dans la partie supérieure ou partie absorbante, où il entre en contact avec du triéthylèneglycol placé sur des plateaux à dôme à barbotage.

En couplant ce système avec un laveur à carbonate de potassium chaud, on peut éliminer à la fois l'eau, le dioxyde de carbone et l'hydrogène sulfuré.

S'il suffit d'éliminer ce dernier, on peut y arriver facilement en faisant passer le gaz par un laveur sec contenant un mélange d'oxyde ferrique et de copeaux de bois. Un boisseau (35,2 l) de ce mélange suffit pour éliminer 3,7 kg de soufre. On le régénère par exposition à l'air : le sulfure ferrique formé au cours du lavage est transformé en oxyde ferrique et soufre élément.

Le gaz enrichi peut être utilisé sur place pour produire de l'électricité ou être injecté dans un réseau de distribution. Dans le premier cas, on peut se servir du gaz pour alimenter un moteur Diesel ou une turbine à gaz. Sa pression relative doit être d'environ  $0,35 \text{ kg/cm}^2$  pour le moteur Diesel, de  $10,6 \text{ kg/cm}^2$  pour la turbine.

Coûts - Le coût de l'enrichissement du biogaz variera non seulement d'une installation à l'autre, mais aussi d'un pays à l'autre, et augmentera certainement avec le temps, à cause de l'inflation; nous donnons cependant ici quelques coûts d'ensemble pour servir de base à une étude de rentabilité. Aux Etats-Unis, en 1976, pour un débit de gaz brut de  $28.300 \text{ m}^3/\text{j}$ , déshydrater et compresser à  $30,5 \text{ kg/cm}^2$  de pression relative coûtait environ 1,30 dollar par kJ. Le gaz ainsi traité avait un pouvoir calorifique de  $16.767 \text{ kJ/kg}$  et contenait 7 pour cent d'eau. Pour le même débit, ramener à 7 pour cent la teneur en eau du gaz brut, éliminer le dioxyde de carbone et l'hydrogène sulfuré et porter la pression relative à  $30,5 \text{ kg/cm}^2$  coûterait 2,17 dollars par million de kJ. Ce gaz avait un pouvoir calorifique de  $22.356$  à  $26.080 \text{ kJ/m}^3$ . Les hypothèses admises étaient un coefficient d'utilisation de la capacité de 85 pour cent,

une vie de 10 ans pour la décharge et de 20 ans pour l'équipement, un rendement de l'investissement de 12 pour cent. Il est à remarquer que la compression représenterait au moins la moitié des coûts.

Observation - A cause du coût et de la complexité de l'équipement et des opérations nécessaires, l'enrichissement du biogaz pour l'amener à la qualité du gaz de distribution ne serait pas recommandable dans les pays en développement. La seule exception, qui se présenterait rarement, serait le cas où les déchets provenant d'une grande zone urbaine hautement développée seraient évacués dans une décharge sanitaire digne de ce nom ou dans un digesteur en anaérobiose bien conçu et bien exploité. Dans presque tous les cas, il serait plus pratique de brûler le gaz sur place et d'utiliser immédiatement la chaleur.

#### Résidus

Les principaux résidus d'une digestion anaérobie exigeant l'une ou l'autre forme de gestion ou de traitement sont la phase liquide et les solides pouvant se déposer. La phase liquide, comme il a été dit plus haut, est la phase essentiellement liquide d'une culture en repos d'un digesteur (cf. figure 31). C'est la couche comprise entre l'écume et la boue. Cette dernière expression est couramment appliquée à la fois aux solides qu'elle contient et à l'ensemble de ces solides et de la phase liquide. D'autre part, certains subdivisent la couche solide en deux, la boue en voie de digestion et la boue inactive. Dans ce qui suivra, nous n'appliquerons le mot "boue" qu'à la boue proprement dite, considérée comme une couche unique.

Phase liquide : C'est une suspension très concentrée de particules solides de dimension colloïdale, de cellules bactériennes et de solides dissous. Les matières non vivantes qu'elle contient sont, du point de vue biologique, très instables. On ne peut donc évacuer la phase liquide dans l'environnement sans risquer un impact très défavorable.

Dans un digesteur en fonctionnement, une grande partie de la phase liquide est recyclée; si l'on adopte le procédé à deux stades, le recyclage se fait au premier des deux digesteurs. Cette façon de faire est particulièrement utile à cause de la quantité appréciable de microbes en suspension dans cette phase et à la concentration non négligeable d'éléments nutritifs inutilisés. La phase liquide non recyclée peut utilement être étalée sur le sol avec la boue.

Boue : La teneur en matières solides de la boue sortant du digesteur est assez faible, en général d'environ 5 à 10 pour cent. Elle peut être appliquée au sol telle quelle ou partiellement déshydratée; la meilleure méthode pour cela, dans le cas des nations en développement, est l'égouttage et l'évaporation sur une couche de sable. La teneur en eau d'une boue bien digérée étalée sur une couche de sable bien sec tombe à 15 à 20 pour cent en une semaine ou deux si le temps est sec et ensoleillé. Pendant la saison des pluies, les couches doivent être protégées de celles-ci.

La nature de la boue dépend beaucoup de celle des déchets traités; en général, la boue ressemble extérieurement au produit qu'on aurait obtenu par compostage anaérobie des déchets. Il en est de même pour les caractéristiques chimiques, sauf que la teneur en azote de la boue est un peu supérieure à celle du compost. Il est même à conseiller, en général, de composter la boue avant de l'appliquer au sol, en particulier si les déchets digérés contiennent des excréments humains. A cause de ces ressemblances, la boue peut être utilisée en agriculture à peu près de la même façon que les produits formés par compostage des déchets. Cependant, il y a lieu de respecter certaines contraintes concernant la santé publique; voir à ce sujet l'exposé sur la santé publique dans la section suivante.

#### INCONVENIENTS

Les inconvénients de la production de biogaz sont de quatre grandes catégories, sanitaire, technique, socio-économique et organisationnelle; les deux dernières sont les plus importantes.

#### Problèmes sanitaires

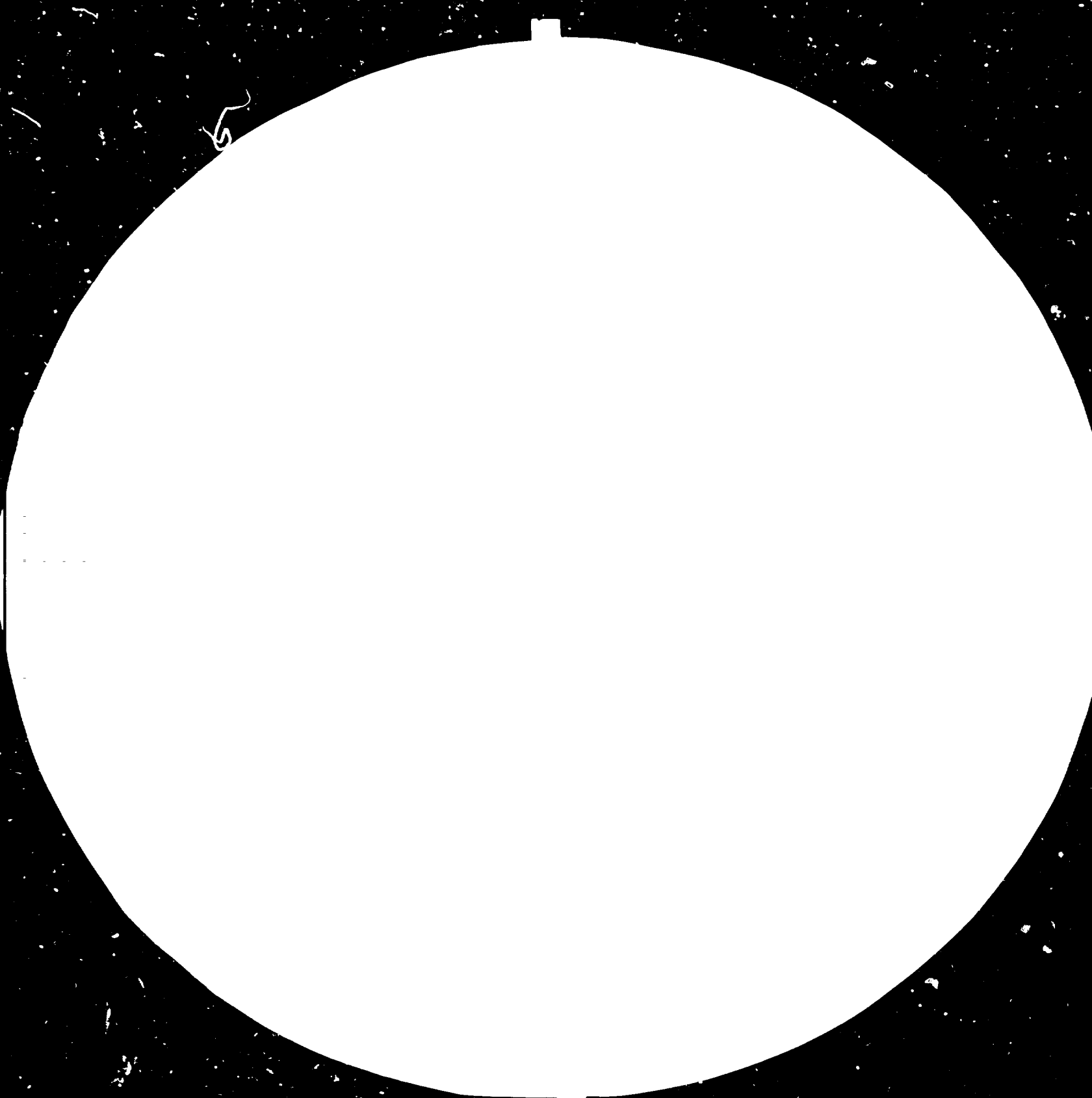
Ils se posent surtout lorsque les déchets à digérer contiennent des excréments humains. Dans le présent exposé, le mot "excréments" comprend les excréments fraîchement collectés, les gadoues, le contenu des fosses septiques, les boues d'égout brutes et toute autre matière pouvant contenir des excréments humains. La raison de cette difficulté est le fait que les excréments contiennent probablement des organismes pathogènes, particulièrement nombreux dans les pays chauds, surtout là où l'hygiène publique laisse beaucoup à désirer. La liste du tableau 16 donne une idée des catégories de microbes pathogènes.

Tableau 16. Organismes pathogènes rencontrés  
dans les excréments humains

Catégorie	Maladie	Organismes (quand ils sont identifiés)
Virus	Hépatites infectieuses Gastroentérites Maladies respiratoires	adénovirus réovirus entérovirus (poliovirus)
	Poliomyélite	
Bactéries	Fièvre typhoïde Salmonellose	<u>Salmonella typhosa</u> <u>Salmonella</u> spp. (en particulier <u>S. paratyphi</u> , <u>S. schottmueleri</u> )
	Dysenterie bacillaire (shigellose)	<u>Shigella</u> spp.
	Choléra	<u>Vibrio cholerae</u>
	Tuberculose	<u>Mycobacterium tuberculosis</u>
Protozoaires	Amibiase (dysenterie amibienne)	<u>Entamoeba histolytica</u>
Vers parasites	Ascaris	<u>Ascaris lumbricoides</u>
	Oxyure	<u>Oxyuris vermicularis</u>
	Trichine	<u>Trichuris trichiura</u>
	Taenia	<u>Taenia saginata</u>
	Ankylostomes	<u>Ancylostoma duodenale</u> <u>Necator americanus</u>

84.01.05

AD.85.03





2.8



3.2



4.0



MICROCOPYED BY PERIODICALS SERVICE COMPANY

NATIONAL ARCHIVES AND RECORDS ADMINISTRATION

Les organismes pathogènes présentent surtout deux catégories de dangers, liés à la manutention d'excréments ou de déchets en contenant et à la consommation de plantes cultivées sur des terres fumées avec des excréments. La première cause touche beaucoup moins de personnes que la seconde; on peut réduire ce danger en imposant des mesures sanitaires, notamment une hygiène personnelle soignée des travailleurs; malheureusement, les moyens de maintenir le degré d'hygiène désirable manquent le plus souvent; dans ce cas, il faut au moins éviter un contact effectif entre les déchets et les travailleurs.

Il est à remarquer que, si les excréments humains sont de beaucoup la principale source d'organismes pathogènes dans les déchets à digérer, ils ne sont pas la seule. Les déchets d'origine animale et les produits animaux peuvent en contenir, par exemple des leptospires, des parasites et même des spores d'anthrax. Les dangers pour l'hygiène publique pouvant provenir de l'emploi dans l'agriculture des résidus de digesteurs appartiennent à deux catégories : 1) ceux provenant de la présence d'organismes pathogènes et 2) ceux dus à la présence de métaux lourds. Comme il a été dit dans les alinéas précédents, les organismes pathogènes ne posent de problèmes que lorsque des excréments humains figurent parmi les déchets introduits dans le digesteur. La destruction de ces pathogènes dans le digesteur est assez poussée, mais n'est pas complète, comme le montrent les données du tableau 9. La destruction augmente avec la température et la durée de la période de rétention. Du fait de cette destruction incomplète, il faut n'utiliser que peu la boue pour la production de plantes sarclées à manger crues ou non pelées. Des études ont montré que, dans un digesteur maintenu à une température moyenne, la destruction du virus de la poliomyélite peut être d'au moins 98 pour cent (19); les chiffres correspondants sont pour Salmonella ssp et S. typhosa, 82 à 92 pour cent; pour les kystes parasites (à l'exclusion d'Ascaris), 99 à 100 pour cent et pour Ascaris, 90 pour cent (19-21); on trouvera des données plus complètes dans le tableau 17.



Tableau 17. Destruction, pendant la digestion anaérobie, des organismes causant les maladies intestinales

	Température (°C)	Durée de rétention (en jours) <sup>a/</sup>	Destruction (%)	Référence
<u>Poliovirus</u>	35	2	98,5	16
<u>Salmonella</u> ssp.	22-37	6-20	82-96	17
<u>Salmonella typhosa</u>	22-37	6	99	17
<u>Mycobacterium tuberculosis</u>	30		100	
<u>Ascaris</u>	29	15	90	17
Kystes parasitaires	30	10	100 <sup>b/</sup>	18

a/ Durée de séjour dans le digesteur

b/ Non compris Ascaris.

On peut détruire les organismes pathogènes contenus dans la boue par le compostage, qui est donc recommandé dans toutes les opérations où les excréments humains servent de matière première.

Les métaux lourds ne peuvent être source de difficultés que dans le cas de déchets industriels; ces difficultés et les moyens de les pallier sont exposés dans la section "Utilisation des déchets organiques comme engrais". Une référence très utile à ce sujet est l'ouvrage de Leeper (22).

#### Difficultés techniques et autres

Les trois dernières catégories de difficultés énumérées plus haut ont été fort bien étudiées par Prakasam, dans son mémoire "Application of Biogas Technology in India" (23). Ces inconvénients sont ceux décelés au cours d'une enquête sur les générateurs de biogaz en Inde. Parmi les principaux problèmes techniques, figurent la corrosion des réservoirs à gaz, l'usure des diverses pièces telles que le tuyau-guide du réservoir de gaz et des tuyaux couples, la fissuration des parois du digesteur et en particulier, la faible production de gaz pendant l'hiver. Parmi les problèmes socio-économiques, il énumère :

- 1) les dépenses appréciables nécessaires pour la construction des générateurs, ce qui les rendait inaccessibles aux fermiers pauvres;
- 2) le travail considérable nécessaire pour collecter la bouse dans les champs;
- 3) le manque d'espace pour installer des générateurs dans les parties pauvres d'un village;
- 4) dans certains villages, la pénurie d'eau pour la mise en bouillie des déchets;
- 5) les préjugés contre la connexion entre les latrines et un générateur et, chose plus fondamentale, la répugnance des cultivateurs à utiliser une latrine;
- 6) l'absence d'éducation des paysans pauvres quant aux avantages de la biogazéification.

Prakasam suggère que l'on pourrait réduire ces six difficultés par des installations à plus grande échelle.

Les personnes interrogées par Prakasam ont suggéré trois moyens d'atténuer les problèmes techniques et socio-économiques : 1) service après-vente une fois les générateurs installés et en service; 2) contacts fréquents avec des services compétents pour conseils techniques; 3) création d'un mécanisme assurant une fourniture régulière et fiable de matières premières et de pièces détachées; 4) réduction des formalités nécessaires pour obtenir des prêts ou des subventions; 5) activités de vulgarisation, démonstrations régulières et contacts personnels avec des techniciens du biogaz.

### Résumé

On pourrait fort bien clore cet exposé sur la production de méthane par digestion anaérobie en citant le dernier alinéa du mémoire de Prakasam :

"Les résultats de l'enquête ci-dessus mettent en relief les problèmes que pose l'application sur le terrain des générateurs de biogaz. Ceci montre une fois de plus que, bien que les aspects scientifiques de la génération du biogaz soient bien connus et qu'on puisse introduire dans les villages des modèles bon marché (par exemple, en éliminant le réservoir à gaz, comme dans le cas du générateur chinois), il faut encore de grands efforts pour s'attaquer aux problèmes d'ordre socio-économique et d'ordre organisationnel, qu'il faut résoudre assez vite si l'on veut améliorer de façon significative, grâce au biogaz, la situation des villages indiens quant à l'énergie et quant aux engrais".

### RECUPERATION DE GAZ DES DECHARGES

#### Introduction

Dans le monde entier, la recherche forcénée actuelle de sources d'énergie s'est parfois portée vers des endroits inattendus; par exemple, on a espéré utiliser le méthane des décharges, produit par la décomposition des déchets. Cet espoir repose sur une base solide, car on sait depuis longtemps que des poches de méthane commencent à se former dans les décharges lorsqu'elles sont remplies depuis quelques mois. Cette formation a été et est encore considérée comme l'un des dangers liés aux décharges, en particulier les décharges sanitaires, où les déchets en décomposition sont presque complètement enfermés par une couche imperméable de terre.

Ce méthane provient de la digestion anaérobie des matières organiques contenues dans les déchets enterrés. Les principes biologiques sont les mêmes que ceux décrits sous la rubrique PRINCIPES. Les différences avec la digestion classique concernent davantage la nature des réponses de l'environnement que le processus lui-même. Par exemple, contrairement à ce qui se fait dans la digestion anaérobie classique, les déchets ne sont pas traités pour en préparer la digestion et les matières inorganiques ne sont pas éliminées. De plus, ces déchets ne sont pas en suspension dans un milieu liquide ni agités de façon régulière et continue. Enfin, on ne cherche pas à les maintenir à une

température optimale pour la gazéification. Par suite de ces différences, le taux de production du méthane et l'importance de la fraction des matières organiques convertie en méthane sont bien moindres que dans un digesteur conçu spécialement. Les méthodes d'estimation de production du gaz ne sont donc que partiellement applicables dans le cas des décharges. En général, on peut admettre sans erreur que la quantité de méthane effectivement obtenue à partir d'une décharge sera très inférieure au volume théorique que président les méthodes existantes.

L'observation finale est que, à moins que la décharge ne soit spécialement conçue pour le confinement et la collecte ultérieure du gaz, on sera en général désappointé par la faiblesse du rendement.

#### Volume et composition du gaz

Outre la nature des déchets enterrés, les deux facteurs qui influencent le plus le taux de production du gaz et le degré de conversion des matières organiques en méthane sont la température et la teneur en humidité. Un intervalle optimal de températures pour la fermentation anaérobie mésophile est de 30 à 40°C, plus la température de la décharge en est proche, plus élevée est l'activité des bactéries, donc plus rapide est la production de gaz. Donc, dans les régions tropicales, la température ne sera pas un facteur limitant pendant toute l'année, tandis que, dans les régions tempérées et les régions froides, la température peut tomber en hiver assez bas pour ralentir sérieusement la production de gaz, surtout au-dessous d'environ 20°C.

C'est surtout dans les régions arides du monde que l'autre facteur principal, la teneur en humidité, devient limitant. En général, tous les aspects de la production de gaz s'améliorent quand la teneur en humidité augmente, jusques et y compris la saturation; d'autre part, le manque d'humidité joue un rôle de plus en plus inhibiteur au-dessous d'environ 40 pour cent. Comme il a été dit plus haut, toute activité biologique cesse au-dessous de 12 pour cent. Toutefois, on a signalé une production satisfaisante de gaz dans des décharges avec une teneur en humidité inférieure à 40 pour cent. Néanmoins, la production de gaz est en général meilleure quand la teneur en humidité augmente, pourvu que d'autres facteurs ne jouent pas un rôle limitant.

Dans une décharge, le taux de production du gaz est maximal au départ, puis diminue avec le temps. La cinétique de la production de gaz dans une décharge est encore inconnue. Bowerman (24) parle de nombreuses matières, en particulier la cellulose, qui ont été trouvées pratiquement non modifiées quand on a enlevé le contenu d'une décharge. Il affirme donc qu'il est difficile de prédire une production continue de gaz à un certain débit.

On dispose de diverses méthodes pour estimer grossièrement le rendement possible en méthane. Comme nous l'avons signalé dans l'introduction, il ne faut pas oublier que, quelle que soit la méthode, l'estimation sera loin d'être précise parce que toutes les méthodes supposent que les conditions restent relativement constantes, ce qui n'est pas le cas dans une décharge. Par exemple, ce serait faire preuve d'un optimisme injustifié de supposer que toutes les matières organiques seront décomposées par la fermentation méthanique. Même dans cette fermentation, une proportion appréciable du carbone contenu dans les déchets est destinée à donner, par le métabolisme des microbes, du dioxyde de carbone. Cependant, une très faible proportion de ce dioxyde peut servir de source de carbone pour les méthanogènes.

Compte tenu des restrictions ci-dessus, on peut cependant, grâce à l'expérience acquise au fil des années, obtenir une très grossière approximation du volume de gaz que pourra fournir une quantité donnée de matières volatiles; le maximum pourrait être de l'ordre de  $0,374 \text{ m}^3$  (ramené à  $0^\circ\text{C}$  et  $760 \text{ mm}$ ) par kg de matières organiques solides volatiles. Dans la région de Los Angeles, on a récupéré environ  $47 \text{ m}^3$  de gaz par tonne de déchets (23). Les rendements publiés varient de  $0,006$  à  $0,047 \text{ m}^3$  (ramené à  $0^\circ\text{C}$  et  $760 \text{ mm}$ ) de méthane par kg de déchets tels qu'ils sont reçus, c'est-à-dire à l'état humide (24, 26). Les valeurs ci-dessus concernent la période d'activité maximale, c'est-à-dire normalement cinq ans environ après la création de la décharge. Dans ce cas, comme le souligne Bowerman (24), "Il est difficile de concilier ces résultats (sic) avec l'opinion de nombreux chercheurs; d'après eux, la période d'activité rentable d'une décharge peut durer 15 à 25 ans".

La quantité de gaz produit que l'on peut effectivement tirer de la décharge, c'est-à-dire la quantité de gaz récupérable, dépend beaucoup de trois paramètres : 1) perte de gaz avant qu'on ne commence à le récupérer;

2) perte de gaz à travers la masse de couverture (éventuelle) et les côtés de la décharge; 3) la quantité de gaz qui reste après qu'on a arrêté la récupération à cause de la rentabilité insuffisante lorsque la production se ralentit au bout de quelques années.

Le gaz peut passer dans l'environnement par convection et par diffusion moléculaire. Le débit de convection dépend du gradient de pression. La diffusion moléculaire est la migration du gaz des régions à forte concentration vers celles à concentration plus faible. Si les déchets compactés et le sol qui les entoure sont très perméables, le gaz se déplace sous l'influence du gradient de pression. Le méthane qui se déplace ainsi devient, s'il n'est pas collecté, une cause de danger d'incendie pour le voisinage. En outre, le dioxyde de carbone qui accompagne le méthane peut se dissoudre dans les eaux souterraines qui deviennent une solution diluée d'acide carbonique, au détriment de leur qualité.

Le volume de gaz récupérable augmente parallèlement à la profondeur de la décharge, à cause des pertes par gradient de pression et par diffusion moléculaire. L'augmentation dépend aussi, bien entendu, de l'accroissement correspondant du volume, c'est-à-dire de la masse, des matières déposées.

Une fois la décharge remplie, il est d'ordinaire impossible d'influencer le débit et le volume du gaz produit, qui dépendent de la nature des déchets enterrés, de l'âge de la décharge, de la méthode d'exploitation et des conditions climatiques. La collecte n'est possible que si le sol au-dessus, au-dessous et à côté de la décharge est imperméable. Chercher à compenser des conditions climatiques défavorables ne serait pas à recommander, ni du point de vue de la rentabilité, ni du point de vue de l'économie d'énergie.

#### Systemes de collecte du gaz

Quand la récupération du méthane est prévue pour une nouvelle décharge couverte, celle-ci doit présenter certaines caractéristiques, dont certaines s'appliquent à toutes les décharges et d'autres seulement aux cas où l'on veut récupérer le gaz. Comme il a été signalé plus haut, une condition d'ordre général est que la décharge soit hermétiquement séparée de la terre et de l'eau qui l'environnent et, autant que possible, de l'air qui la surmonte. L'installation d'un système de collecte de gaz serait plus ou moins particulière au cas

de la récupération. Ce système consisterait d'ordinaire en puits collecteurs cuvelés, pénétrant jusqu'au fond de la décharge, et garnis de gravier. Dans la partie en contact avec le contenu de la décharge, les cuvelages sont perforés. Pour résister à l'affaissement appréciable et non uniforme qui se produit dans les décharges sans que cela provoque une solution de continuité dans les cuvelages, les divers segments qui les constituent sont à raccords télescopiques (schéma figure 33).

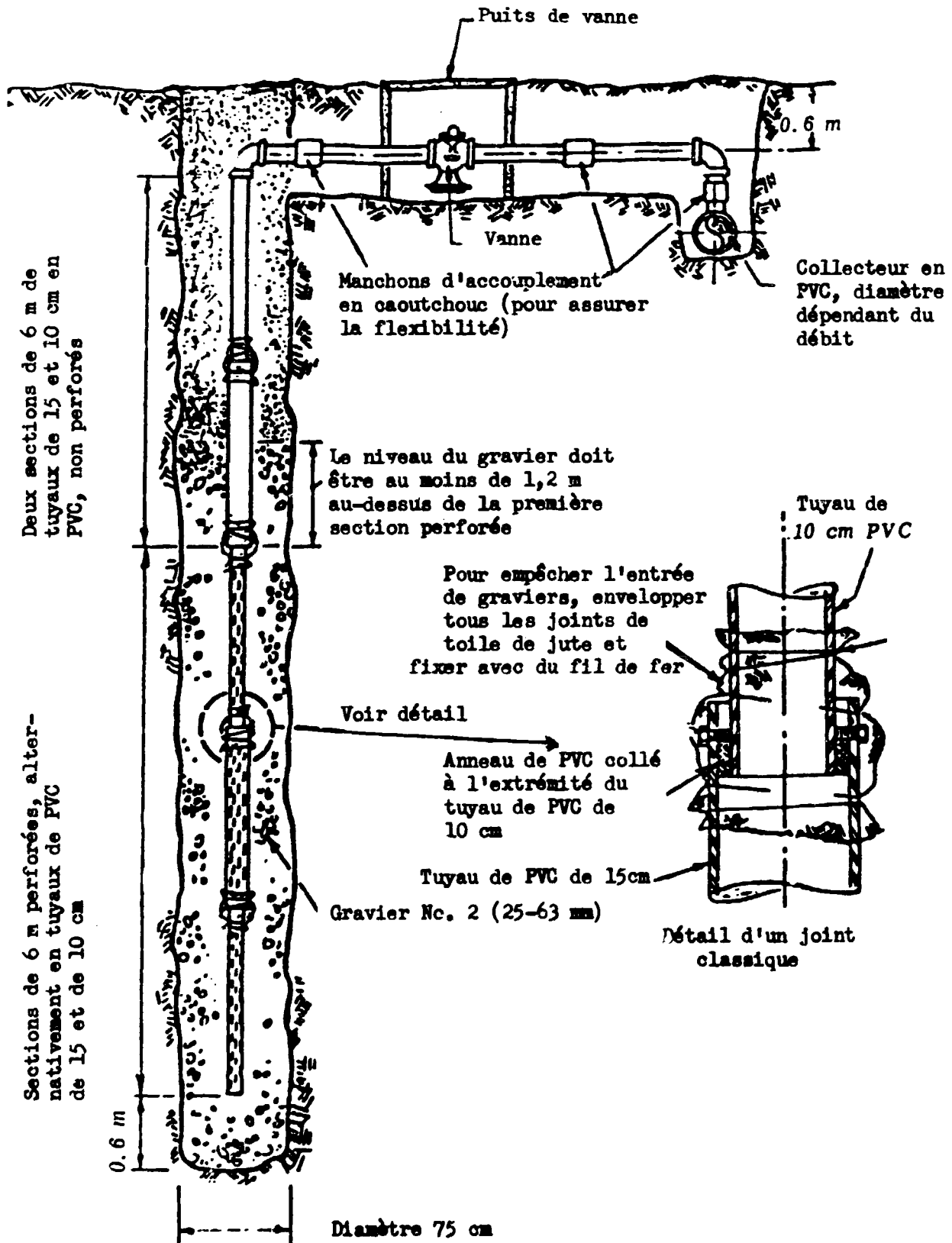


Figure 33. Schéma d'un puits collecteur de gaz pour une décharge (24)



L'espacement des puits collecteurs de gaz est très important; il dépend de la capacité des puits et de celle de la couverture de terre. Le rayon d'influence d'un puits, c'est-à-dire le volume de la masse enterrée qui est affectée, dépend du débit de pompage. Par exemple, en Californie, dans une décharge de 12 m, avec un puits de 6 m de profondeur et un pompage de  $2,83 \text{ m}^3/\text{min}$ , la dépression dans la décharge variait de 51 mm d'eau au puits à moins de 8 mm à une distance de 30,5 m de celui-ci; quand le débit a été porté à  $8,5 \text{ m}^3/\text{min}$ , ces chiffres sont passés à 178 et 25,4 mm.

Le débit de pompage ne doit pas être suffisant pour provoquer une dépression dans la décharge et, par conséquent, aspirer de l'air dans celle-ci à travers la couverture. Cette précaution est particulièrement importante si le matériau de couverture est relativement poreux, et plus encore s'il n'y a aucune couverture. Dans l'expérience de Los Angeles, on a constaté que le taux optimal était de  $1,132 \text{ m}^3/\text{min}$ . Si de l'air pénètre dans la décharge, la qualité du gaz en souffre, non seulement parce que le méthane est dilué, mais aussi parce que la teneur accrue en oxygène favorise l'oxydation du méthane en dioxyde de carbone. De plus, l'oxygène inhiberait l'activité des méthanogènes.

Utilisation du gaz : Sauf pour le chauffage des locaux et la cuisine domestique, le biogaz doit être enrichi avant utilisation, en particulier s'il doit alimenter un moteur à combustion interne. Il en est de même si l'on doit l'injecter dans un réseau de distribution existant. La raison en est que le gaz de décharge diffère beaucoup du gaz naturel par sa qualité, sa composition et leurs variations d'un jour à l'autre. Une différence indésirable est son pouvoir calorifique faible et variable, de 7.450 à  $22.350 \text{ kJ/m}^3$ , contre  $37.260 \text{ kJ/m}^3$  pour le gaz naturel. Un autre inconvénient est la teneur en humidité du gaz de décharge qui peut varier de 5 pour cent à la saturation. Il peut contenir des quantités exagérées d'hydrogène sulfuré et sa teneur en oxygène varie beaucoup; si elle est trop élevée, on a un mélange détonant. Les paramètres qui précèdent peuvent varier de 50 pour cent d'un jour à l'autre et d'une saison à l'autre. Enfin, le gaz de décharge contient des quantités appréciables de dioxyde de carbone et d'azote, ce qui réduit son pouvoir calorifique.

On peut enrichir le biogaz en recourant à une ou plusieurs méthodes, toutes relativement onéreuses et exigeant un équipement spécial. Elles peuvent aller d'une simple déshydratation à une élimination complète de la vapeur d'eau, du dioxyde de carbone et de l'azote. La déshydratation peut augmenter le pouvoir calorifique d'environ 10 pour cent; accompagnée de l'élimination du dioxyde de carbone et de l'hydrogène sulfuré, elle peut porter ce pouvoir à 22.360 à 26.000 kJ/m<sup>3</sup>.

Les méthodes de déshydratation comprennent la gravité, la filtration, les solvants spéciaux (polyéthylèneglycol), les tamis moléculaires, le chauffage, le refroidissement par l'air ou par des réfrigérants. Parmi ces méthodes, les tamis moléculaires sont très efficaces et relativement peu coûteux. Ce sont des aluminosilicates cristallisés, creusés de cavités en nid d'abeilles reliées par des pores d'un diamètre variant de 3 à 100 angströms. A cause des charges polaires très localisées qui les caractérisent, ils adsorbent fortement les composés polaires ou polarisables. De plus, leur capacité d'absorption est très supérieure à celle des autres absorbants.

A cause de l'hygroscopicité exceptionnelle des glycols, de leur excellente stabilité thermique et chimique, de leur faible tension de vapeur et de la possibilité de s'en procurer facilement à un coût modéré, on emploie beaucoup le triéthylèneglycol (TEG) pour déshydrater les gaz. Le gaz est d'abord comprimé et les contaminants volumineux sont éliminés dans un tambour séparateur. Ensuite, le gaz est refroidi pour enlever la plus grande partie de l'eau, puis on l'envoie dans une tour d'absorption-séparation au TEG. Les liquides présents à l'état libre dans le flux gazeux sont éliminés dans la partie inférieure de la tour (section de séparation), puis le gaz passe dans la section supérieure, où il est en contact avec du triéthylèneglycol placé sur des plateaux à barbotage.

En couplant le système de déshydratation par le TEG avec un lavage à chaud par le carbonate de potassium, on peut éliminer à la fois la vapeur d'eau, le dioxyde de carbone et l'hydrogène sulfuré.

S'il suffit d'éliminer l'hydrogène sulfuré, il est facile de le faire en faisant passer le gaz sur un épurateur à sec contenant un mélange d'oxyde ferrique et de copeaux de bois. Un boisseau (35,2 litres) de ce mélange suffit

pour éliminer 3,7 kg de soufre; on le régénère ensuite en l'exposant à l'air : le sulfure ferrique qui s'est formé est converti en oxyde ferrique et soufre élément.

Le gaz enrichi peut être utilisé sur place pour produire de l'électricité ou injecté dans un réseau de distribution. Dans le premier cas, on peut employer un moteur Diesel ou une turbine à gaz. La pression relative du gaz doit être portée à environ  $0,35 \text{ kg/cm}^2$  pour le moteur Diesel, à  $10,6 \text{ kg/cm}^2$  pour le réseau de distribution.

Coûts : Bien que le coût de l'enrichissement du biogaz varie non seulement d'une installation à l'autre, mais aussi d'un pays à l'autre et, en tout cas, augmente avec le temps à cause de l'inflation, nous donnons quelques coûts globaux pour servir de base à l'appréciation de la rentabilité. Aux États-Unis, en 1976, il en coûtait environ 1,30 dollar par kJ pour déshydrater et comprimer à  $10,6 \text{ kg/cm}^2$  de pression relative,  $28.300 \text{ m}^3/\text{j}$  de gaz brut, dont le pouvoir calorifique serait de  $16.767 \text{ kJ/kg}$  et la teneur en humidité de 7 pour cent. Pour le même débit, déshydrater le gaz brut au même niveau et le comprimer à la même pression, mais avec élimination du dioxyde de carbone et de l'hydrogène sulfuré, coûterait 2,17 dollars par million de kJ. Le pouvoir calorifique du gaz obtenu serait de  $22.356$  à  $26.080 \text{ kJ/m}^3$ . Dans ces calculs, on a supposé un coefficient d'utilisation de la capacité de 85 pour cent, une durée de vie utile de dix ans pour la décharge et de vingt ans pour l'équipement et un rendement de 12 pour cent du capital investi. Il est à remarquer que la compression représenterait au moins la moitié des coûts.

#### Commentaire

A cause du coût et de la complexité de l'équipement et de l'exploitation, l'enrichissement du gaz de décharge pour l'amener à la qualité du gaz de distribution n'est certainement pas à recommander dans les pays en développement, sauf dans les cas rares où les déchets provenant d'une grande zone urbaine très développée seraient évacués dans une décharge couverte qui serait vraiment une décharge sanitaire. Dans presque tous les cas, il serait plus pratique de brûler le gaz directement sur place et d'utiliser immédiatement la chaleur.

BIBLIOGRAPHIE

1. Methane Generation from Human, Animal, and Agricultural Wastes. Report of an Ad Hoc Panel of the Advisory Committee on Technology Innovation, National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, D.C. 1977.
2. Chan, D.B. and E.A. Pearson, Comprehensive Studies of Solid Waste Management : Hydrolysis Rate of Cellulose in Anaerobic Fermentation, SERL Report No. 70-3, Sanitary Engineering Research Lab., Univ. of California, Berkeley. Oct. 1970.
3. Waksman, S.A., Soil Microbiology, John Wiley and Sons, New York, 1952.
4. Gotaas, H.B., Composting, World Health Organization, Geneva, Switzerland, 1956.
5. Fry, L.J. and R. Merrill, Methane Digesters for Fuel Gas and Fertilizer. Newsletter No. 3. New Alchemy Institute, Santa Cruz, California, 1973.
6. Finney, C.D. and R.S. Evans, II, "Anaerobic Digestion : The Rate Limiting Process and the Nature of Inhibition", Science, 190(4219):1088,1089 (Dec. 12, 1951).
7. Sullivan, J.L., C.M. Ostrovski, and H. Peters, Feasibility Analysis Model For Centralized Methane Production from Animal Wastes, Report for the Ontario Ministry of Energy (File No. 1903-02-876-24) Faculty of Engineering Science, The University of Western Ontario, London, Canada. 1978.
8. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 13th Ed., American Public Health Assoc., 1740 Broadway, New York, N.Y., 1971.
9. Meynell, Peter-John, Methane Planning a Digester, Schocken Books, New York, 1976.
10. Singh, Ram Bux, Bio-gas Plant : Generating Methane from Organic Wastes. Gobar Gas Research Station, Ajitmal, Etawah (V.P.) India. 1971.
11. Singh, Ram Bux, "Building a Bio-Gas Plant", Compost Science, 13(2):12-17 (March-Apr. 1972).
12. Singh, Ram Bux, "The Bio-Gas Plant - Generating Methane from Organic Waste", Compost Science, 13(1):20-26 (Jan.-Feb., 1972).
13. Gotaas, H.B., Composting, World Health Organization Monograph Series, No. 31. WHO. Geneva, 1956.
14. McGorry, M. and J. Stainforth, editors, Compost, Fertilizer, and Biogas Production from Human and Farm Wastes in the People's Republic of China, International Development Research Centre, Box 8500, Ottawa, Canada K1G 3H9, 1978.
15. Anaerobic Digestion of Dairy Cow Manure at the State Reformatory Honor Farm, Monroe, Wash. Ecotope Group and Parametrix, Inc. P.O. Box 279, Sumner, Wash. 98390, 1975.

16. Hayes, T.D., W.J. Jewell, J.A. Chandler, S. Dell'Orto, K.J. Farfoni, A.P. Leuschner, and D.F. Sherman, "Methane Generation from Small Scale Farms", in Biogas and Alcohol Fuels Production, Proceedings of a seminar on Biomass Energy for City, Farm, and Industry, Chicago, Ill. May 1979. J.G. Press, Emmaus, Pa. U.S.A.
17. Fry, L.J. and Merrill, R. Methane Digester for Fuel, Gas, and Fertilizer, Newsletter No. 3, Santa Cruz, California : New Alchemy Institute-West, 1973.
18. Khandelwal, K.C. "Dome-Shaped Biogas Plant", Compost Science, 19(2):22-23 (March-April 1978).
19. Bertucci, J., C. Lue-Hing, D. Zenz, and S.J. Sedita, "Inactivation of Viruses During Anaerobic Sludge Digestion". Journ. Water Pol. Control Fed., 49(7):1642-1651 (1977).
20. Foster, D.H. and R.S. Engelbrecht, "Microbial Hazards in Disposing of Wastewater on Soil". In Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge through Forest and Cropland, W.E. Sopper and L.T. Kurdos, eds. Pennsylvania State University Press, University Park, Pennsylvania. 1973.
21. Dotson, G.K. "Some Constraints of Sprading Sewage Sludge on Croplands", In Land Disposal of Municipal Effluents and Sludges. Proceedings of Conference on the Land Disposal of Municipal Effluents and Sludge, March 12-13, 1972. EPA Publication EPA-902/9-73-001. U.S. Environmental Protection Agency. 73.
22. Leeper, G.W. Managing the Heavy Metals, Pollution Engineering Technology Series, Marcel Dekker, Inc. New York, 1978.
23. Prakasam, T.B.S. "Application of Biomass Technology in India", in Biogas and Alcohol Fuels Production, Proceedings of a seminar on Biomass Energy for City, Farm, and Industry, Chicago, Ill. May 1979, J.G. Press, Inc. Emmaus, Pennsylvania.
24. Bowerman, F.R., N.K. Rohatgi, K.Y. Chen, and R.A. Lockwood, A Case Study of the Los Angeles County Palos Verde Landfill Gas Development Project, EPA-600/3-77-017, Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. EPA, Cincinnati, Oh. , July 1977.
25. Ham, R.K., K.K. Hekimian, S.L. Katten, W.L. Lockman, R.J. Lofy, D.E. McFadding and E.J. Daley, Recovery, Processing, and Utilization of Gas from Sanitary Landfills, EPA-600/2-79-001, Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio, Feb. 1979.
26. Hekimian, K.K., W.J. Lockman, and J.H. Hest, "Methane Gas Recovery from Sanitary Landfills", Waste Age, 7(12):2 (Dec. 1976).

## CHAPITRE 8

### RECUPERATION D'ENERGIE THERMIQUE A PARTIR DE DECHETS

#### INSTALLATION DE RECUPERATION DE RESSOURCES

Exception faite de l'incinération, le traitement de déchets bruts pour récupérer de l'énergie thermique est en général partie intégrante d'un processus global de récupération. Donc, pour être complet, un exposé de la récupération d'énergie thermique exigerait une description, même très brève, de l'ensemble du processus. L'exposé qui suit le montrera de façon évidente.

Normalement, une installation de récupération de ressources comprend deux modules de base, le module amont et le module aval. La principale fonction du premier est de recevoir les déchets venant directement des camions de collecte et de les séparer en deux fractions, ce qui fournit les matières premières pour le module aval, formé de toute une série de systèmes de récupération, dont le système de récupération de combustible provenant des déchets (RDF). Parmi les systèmes possibles, figurent les trois systèmes de gazéification (biogazéification, pyrolyse, pyrolyse-combustion) et la récupération des fibres de papier.

Les principaux éléments du module amont sont indiqués dans la figure 34; ce sont une coupeuse et un classeur à air. Actuellement, le classeur à air peut être suivi d'autres unités en vue d'améliorer la qualité des produits récupérables et des sources d'énergie, qui ont été mises au point à la suite de recherches axées sur la possibilité de récupérer une fraction enrichie en fibres de papier ou un combustible propre. Cette recherche dérivait elle-même du fait que la fraction combustible des déchets est surtout constituée de papier et d'articles de papeterie.

#### Réduction de la taille

On appelle ainsi une opération mécanique où l'on applique aux particules solides des forces suffisantes pour y vaincre les forces intrinsèques de liaison. On désigne aussi cette opération sous les noms de "trituration", "découpage", "broyage".

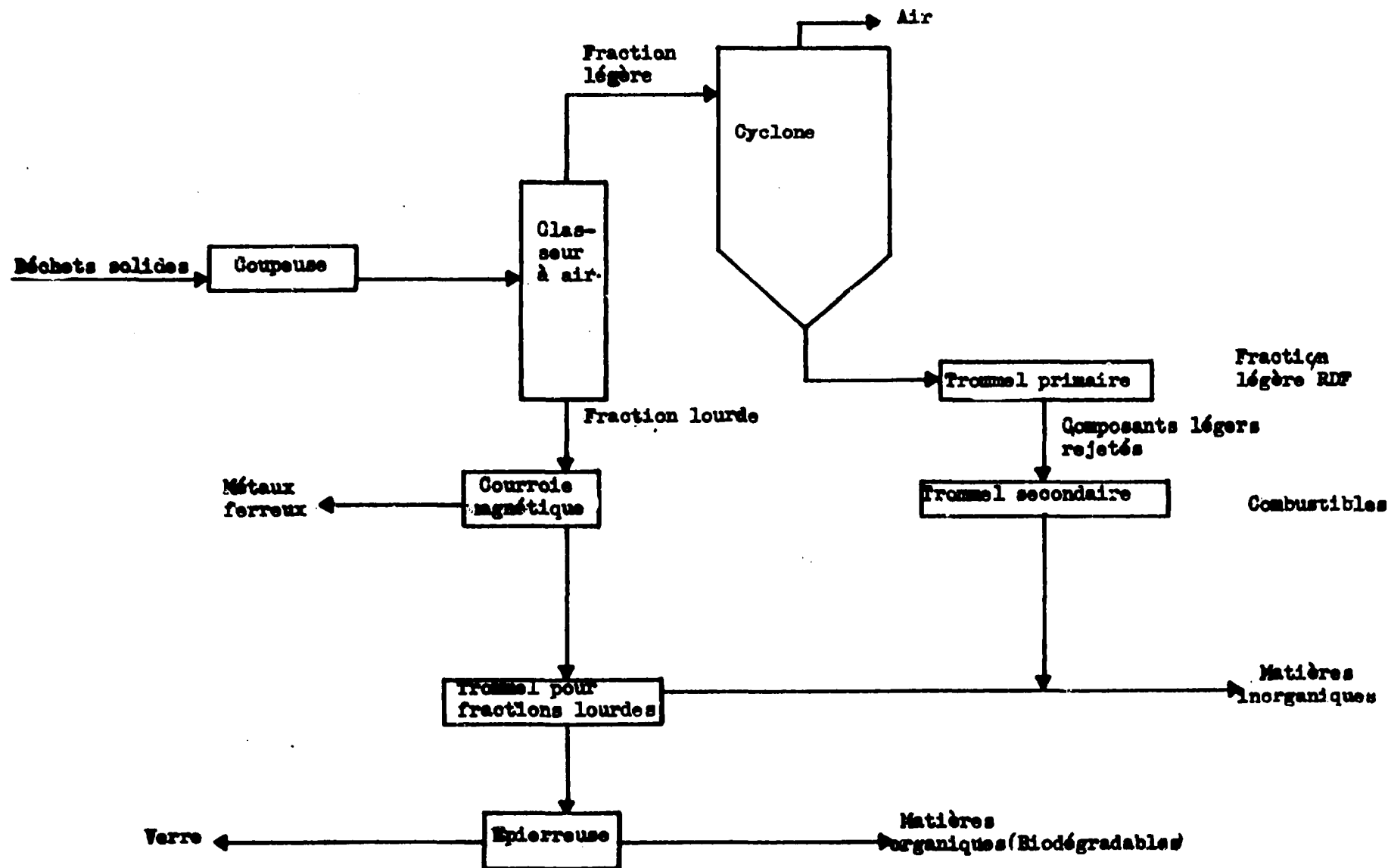


Figure 34. Module amont de récupération de ressources.

Fonctions : La trituration a trois fonctions importantes. La première est, comme on pouvait s'y attendre, de réduire la taille des particules contenues dans le flux de déchets pour en rendre possible la manutention; en règle générale, elles ne doivent pas dépasser 5 à 10 cm. Cela permet d'employer pour la manutention des appareils disponibles dans le commerce tels que des convoyeurs, des soufflantes, des tuyauteries. Sinon, le coût de l'équipement spécial nécessaire serait prohibitif.

Une seconde fonction est la rupture des sacs, caisses, boîtes ou autres récipients employés pour la collecte et l'évacuation des déchets. Elle est très importante parce que l'efficacité des processus ultérieurs de séparation exige l'étalement en couche mince; tous les déchets sont alors pleinement exposés à l'influence ou à l'impact des mécanismes de séparation.

La troisième fonction importante est l'analyse granulométrique de tous les éléments contenus dans les déchets. Il est d'usage de définir la répartition par le pourcentage en poids passant à travers des tamis dont les mailles ont une dimension donnée. On fait passer un échantillon de tel ou tel matériau spécifique à travers des tamis empilés de façon que chacun d'eux soit plus fin que celui immédiatement au-dessus. Comme le montrent les courbes de la figure 35, chaque élément du flux de déchets a son analyse granulométrique spécifique, qui dépend de la conception et du fonctionnement de la coupeuse. Cela permet à un concepteur de choisir l'équipement (par exemple, classeurs à air, tamis, etc.) permettant d'éliminer du flux de déchets certains composants.

Equipement : Les qualités nécessaires à une machine destinée à réduire la taille des particules de déchets sont une capacité suffisante, une construction suffisamment solide et l'aptitude à recevoir les diverses catégories de déchets solides.



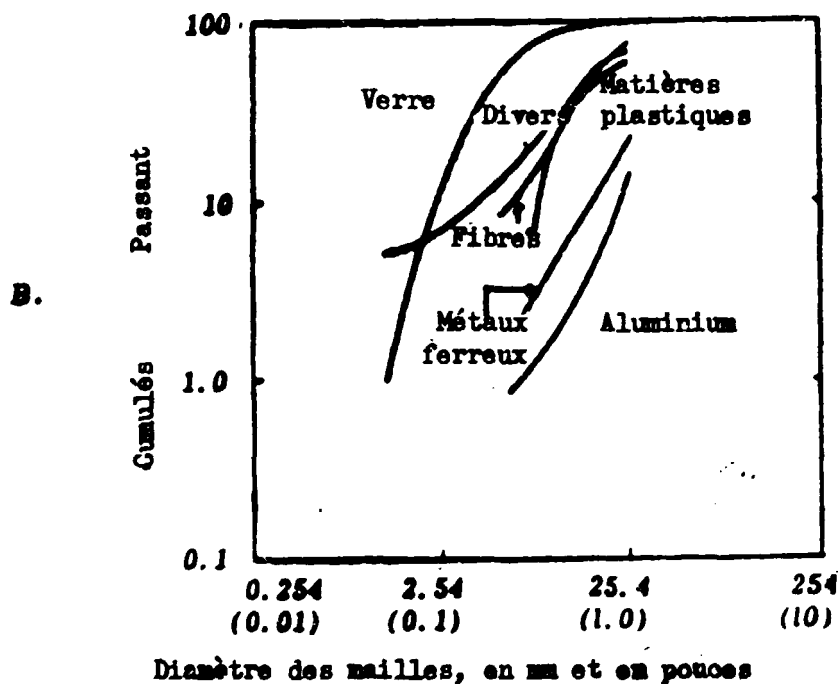
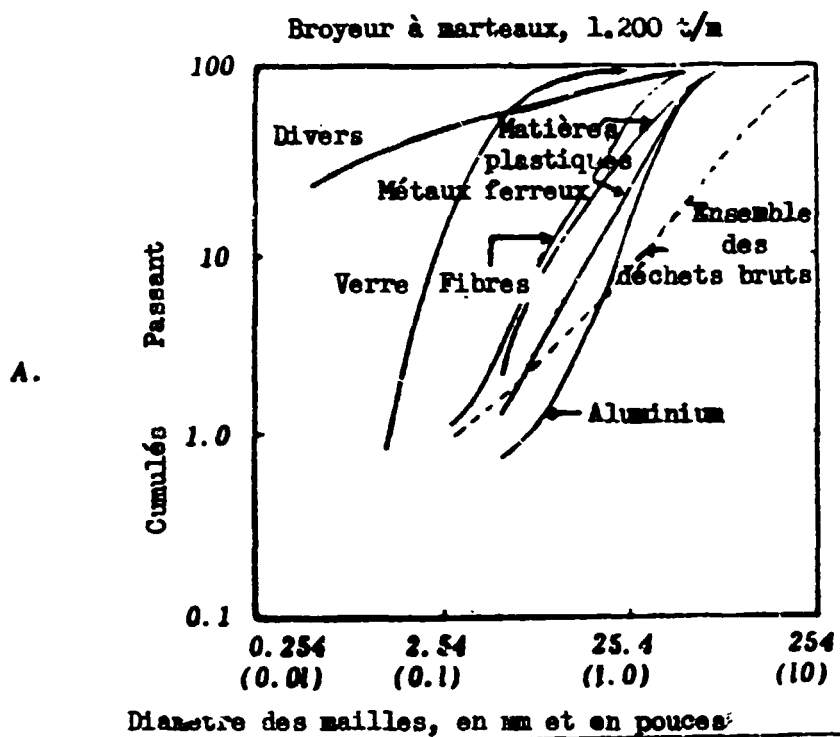


Figure 35. Analyse granulométrique des composants de déchets urbains solides triturés et des fractions lourdes classées par l'air

On peut classer l'équipement employé d'après : 1) les méthodes employées pour appliquer les forces nécessaires; 2) les trajectoires des agents de trituration au cours du processus. On peut appliquer l'énergie mécanique soit sur une surface solide (impact), soit entre deux surfaces solides (cisaillement, broyage). Le second groupe comprend des machines où les agents trituteurs ont une trajectoire fixe, par exemple les broyeurs à marteaux, ou des trajectoires multiples, par exemple les broyeurs à boulets. Le Waste Equipment Manufacturers' Institute les classe dans diverses catégories telles que : broyeurs, cisailles, découpeurs, désintégrateurs à cage, râpes, tambours pulvérisateurs, broyeurs à disques, appareils de mise en bouillie par voie humide.

Dans le passé, les modèles proposés et adoptés pour la trituration des déchets étaient très variables. L'un d'eux, utilisé par V.A.M. aux Pays-Bas, était appelé râpeuse, c'était un grand cylindre vertical contenant huit bras lourds articulés tournant lentement au-dessus d'une râpe et d'un tamis horizontal; au-dessous, un bras tournait autour d'un second plancher pour diriger les déchets vers l'évent de décharge. Le plancher supérieur était formé de plaques trapézoïdales alternant avec des goupilles de 12,5 mm et des trous ronds de 16 à 37 mm de diamètre. L'action de râpage-criblage des bras rotatifs forçait les déchets à traverser les trous. Les bras étaient articulés de façon à pouvoir se déplacer vers le haut lorsqu'ils rencontraient un matériau résistant. La vitesse de rotation était de 15 à 25 t/m. Les unités, d'environ 4,9 m de diamètre et 2,1 m de haut, avaient une capacité d'environ 60 tonnes/jour. Un autre type était dit "à fléaux". Il était formé d'un axe central auquel étaient fixées plusieurs chaînes munies chacune d'un morceau de métal à l'extrémité la plus éloignée. Quand l'arbre tournait, le choc des fléaux sur les déchets en diminuait la taille. Une variante de ce procédé était un broyeur à marteaux (pulverator), qu'il ne faut pas confondre avec le broyeur à marteaux moderne. Dans cet appareil, des rangées de lourdes barres étaient articulées à l'intérieur d'un cylindre horizontal légèrement incliné, les points d'articulation formant une spirale. Ces barres tombaient par gravité à mesure que le cylindre tournait, ouvrant les sacs de déchets, brisant le verre, aplatissant les caisses et les boîtes et, d'une façon générale, fournissant une pulvérisation grossière. Un autre modèle était fabriqué par les producteurs du composteur Dano, sous le

nom d'"Egestor". Il était formé de deux cônes concentriques, le cône intérieur étant équipé de râpes, il tournait à très grande vitesse.

Les machines décrites dans l'alinéa précédent sont peu à peu tombées en désuétude à cause du changement intervenu dans la composition des déchets - surtout au cours des dix à vingt dernières années - l'accroissement de la proportion de papier que les machines ne pouvaient pas traiter. Il en résulte que le broyeur le plus couramment utilisé aujourd'hui est le broyeur à marteaux.

Il en existe deux types fondamentaux, suivant que l'axe est horizontal ou vertical. Dans les deux cas, les marteaux fixés ou articulés à un rotor frappent les particules des déchets, soit tombant à travers la machine, soit reposant sur une surface fixe. Les particules sont ensuite appuyées fortement contre des surfaces stationnaires ou pressées entre celles-ci et les marteaux. La figure 36 est une coupe schématique d'un broyeur à marteaux horizontaux typique. Comme on voit, le rotor est monté dans un cadre horizontal auquel il est fixé par des paliers. Les marteaux peuvent être des blocs rectangulaires relativement légers ou des masses polygonales lourdes, ou être intermédiaires entre les deux. La plupart des broyeurs horizontaux sont munis de grilles à la sortie. Les déchets introduits dans le broyeur y restent jusqu'à ce qu'au moins une dimension des différentes particules permette leur passage à travers les barreaux de cette grille.

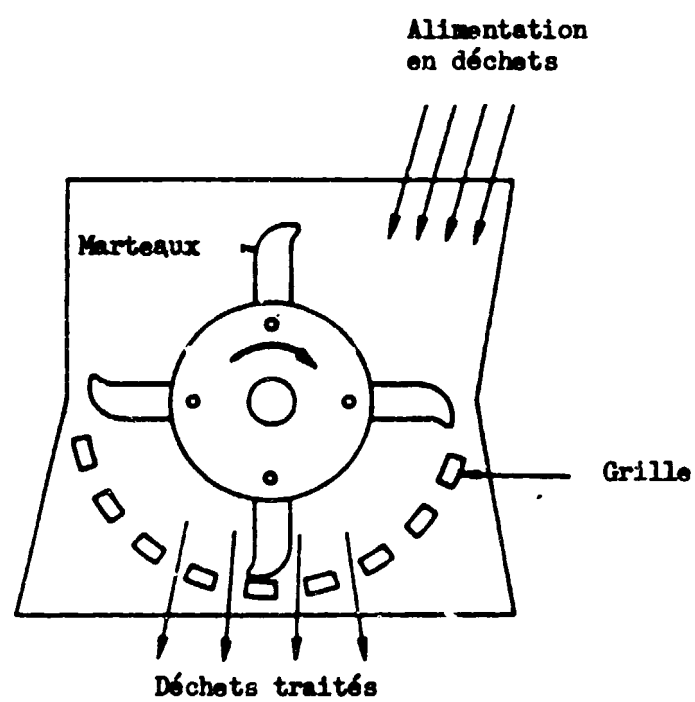


Figure 36. Coupe transversale d'un broyeur à marteaux à axe horizontal

Dans le cas d'un axe vertical, une crapaudine, placée à la partie inférieure, supporte le poids de l'axe. Une caractéristique de ces machines est la diminution graduelle, à mesure qu'on va vers le bas, de l'espace entre l'extrémité des marteaux et l'enveloppe. Par conséquent, les particules introduites par le haut diminuent de taille à mesure qu'elles descendent jusqu'au bas de la machine, où elles sont déchargées. On voit que la taille des particules obtenues est fonction de l'écart entre marteaux et enveloppe.

Un troisième type est le broyeur à meules. Le rotor est placé dans une enveloppe conique. La principale différence avec le broyeur à marteaux vertical est que les marteaux sont remplacés par des meules. Des barres tournantes placées près du sommet brisent les matériaux lourds qui tombent, avec le reste, dans la zone principale de broyage. La réduction de taille est obtenue par le passage entre des meules et une série de barres fixées à l'enveloppe. La poussée des matières qui arrivent, s'ajoutant à la pesanteur, finit par amener les particules au bas de la machine où elles sont déchargées par un évent périphérique. Aucune grille n'est nécessaire et l'on règle la taille des particules en ajustant l'espace compris entre les meules et la bague de retenue.

Coûts : Outre les coûts en capital importants dus à la grande durabilité exigée d'un broyeur de déchets, la consommation d'énergie (et son coût) et l'entretien sont deux facteurs très importants. Les coûts en capital vont de quelques milliers de dollars pour une petite machine destinée à une opération de compostage assez peu importante à deux à trois cent mille dollars pour le traitement des déchets d'une grande ville.

La consommation d'énergie varie en sens inverse de la taille des particules. L'augmentation est très marquée quand les particules doivent être plus petites que 7,5 mm, modeste si elles dépassent 25 mm. Par exemple, l'énergie nécessaire pour obtenir une taille de 7,5 mm serait de l'ordre de 40 kWh/ton, contre environ 12 kWh/ton pour 25 mm et environ 8 kWh/ton pour 5 cm. Il faut souligner que la consommation varie d'une machine à l'autre.

Un important problème d'entretien est dû à l'abrasion des déchets sur la tritureuse, en particulier sur les marteaux et les barreaux de grille. Bien entendu, l'usure mécanique apporte aussi sa contribution. En particulier, on a accordé une grande attention à l'usure des marteaux, dont le coût est voisin

de celui de l'énergie consommée; ces coûts ont deux sources : la recharge avec un alliage très dur et le remplacement des marteaux d'une part, la main-d'oeuvre pour les réparer et les changer, d'autre part.

#### Classement par l'air

Après réduction de la taille des particules, les déchets sont envoyés à un classeur à air qui les sépare en fractions légères et en fractions lourdes. C'est une technique assez ancienne qui a été introduite dans le traitement des déchets solides, surtout en vue d'obtenir un combustible de bonne qualité.

Un classeur à air est formé essentiellement d'une colonne verticale traversée de bas en haut par un courant d'air à grande vitesse. On y introduit les déchets triturés, normalement par une ouverture placée au voisinage du sommet. Toute particule entrant dans la colonne est soumise à deux forces verticales diamétralement opposées : la pesanteur et une poussée aérodynamique dirigée de bas en haut. Sauf pour des vitesses de l'air extrêmement élevées ou extrêmement faibles, il existe un équilibre entre les deux forces et, par conséquent, certaines matières tombent, d'autres sont emportées par le courant d'air. On appelle logiquement les matières qui tombent la fraction lourde, celles qui sont emportées vers le haut la fraction légère. Le rapport quantitatif entre ces deux fractions dépend beaucoup de la vitesse du courant d'air. Pour une alimentation donnée en déchets triturés, on peut ajuster la vitesse de l'air de façon que pratiquement tous les morceaux de métal et de verre fassent partie de la fraction lourde. Il est à remarquer, cependant, que, même dans ce cas, des matières dont le rapport traînée/poids est faible peuvent tomber avec le métal et le verre.

En général, le classement par l'air sert à concentrer les métaux et le verre dans une seule fraction. On peut faire de même pour le papier et les articles de papeterie. Par exemple, tandis que les métaux magnétiques et le verre ne constituent ensemble, d'ordinaire, que 19 pour cent du total des déchets, la trituration et le classement par l'air permettent de les séparer et de les concentrer dans une fraction lourde dont ils peuvent constituer collectivement jusqu'à 63 pour cent et la plupart des composants des 37 pour cent restants peuvent être éliminés par un traitement ultérieur. Par exemple, les déchets de métaux ferreux peuvent être séparés magnétiquement.

La fraction légère comprend en général environ 60 pour cent de papier, 6 pour cent de matières plastiques et 34 pour cent de divers. Tandis que la concentration du papier dans les déchets bruts peut être de l'ordre de 40 pour cent, elle peut atteindre 60 pour cent dans la fraction légère.

On peut résumer comme suit les alinéas précédents : le classement par l'air permet de diviser le flux de déchets en deux parties : 1) une fraction lourde contenant 15 à 30 pour cent du total et formée surtout de métaux, de verre et de matières organiques lourdes (denses); 2) une fraction légère formée surtout de papier, de matières plastiques et de matières organiques légères; cette fraction constitue 70 à 85 pour cent du total à l'entrée.

#### Situation actuelle

Les techniques de réduction de la taille et de classement par l'air appliquées à la gestion des déchets solides ont été mises au point aux Etats-Unis au cours des cinq dernières années. Au début, plusieurs installations d'une capacité de 180 tonnes par jour ou plus employaient des tritureuses pour la première réduction de taille, tandis qu'une seule installation de récupération de ressources à grande échelle, destinée à récupérer des métaux magnétiques et du combustible employait à la fois la réduction de taille et le classement par l'air; elle était implantée à Saint-Louis (Missouri) et avait été construite avec l'aide financière du Gouvernement pour montrer la possibilité de récupérer du combustible à partir des déchets.

#### PRODUCTION DE COMBUSTIBLE DERIVE DES DECHETS (RDF)

##### Introduction

Dans la présente section, l'attention est axée sur la conversion de la fraction combustible des déchets urbains en un combustible pouvant fournir de l'énergie, par exemple comme supplément au charbon dans une centrale électrique. L'intérêt pour les possibilités d'emploi des déchets comme combustible a augmenté au cours de ces dernières années parce qu'on a démontré qu'il était techniquement possible de séparer la fraction combustible contenue dans les déchets bruts, depuis l'échelle expérimentale jusqu'à plus de 300 tonnes par jour. Cet intérêt se manifestera plus ou moins vite dans la pratique, surtout en fonction de la nécessité plus ou moins urgente de remplacer des hydrocarbures par d'autres combustibles et le RDF pourrait être l'un d'eux. Il est probable que la

transition ne sera pas directe, mais se fera dans le cadre d'une tendance générale à remplacer les combustibles gazeux et liquides par des combustibles solides.

Aux Etats-Unis, la possibilité d'utiliser un RDF en complément du charbon a été essayée avec succès, à l'échelle de la chaudière de démonstration, dans une grande centrale électrique d'un Etat du Middle-West (1). Le RDF constituait 10 à 20 pour cent du combustible, le charbon pulvérisé 80 à 90 pour cent. Certaines difficultés dues à la conception de la chaudière sont en effet apparues pendant la démonstration, mais elles n'étaient nullement insurmontables. L'intérêt reste vif aux Etats-Unis, comme le prouve la construction de diverses installations conçues pour produire un RDF destiné aux chaudières à charbon.

#### Caractéristiques et utilisation du RDF

Dans l'état actuel de la technologie, quand le RDF est employé comme combustible, seul ou en supplément, il est brûlé soit en suspension, soit dans un foyer à grille mobile. Dans le premier cas, on est parfois obligé de soumettre la fraction légère à un second triturage pour réduire la taille nominale des particules à 12 à 25 mm ou moins, tailles pour lesquelles une combustion complète est possible. En revanche, la fraction légère telle qu'elle est produite, ou même densifiée (par exemple, sous forme d'agglomérés) convient pour les fours à grille mobile.

Malgré l'intérêt éveillé partout, l'industrie répugne beaucoup à utiliser le RDF dans un brûleur, un four ou un foyer de chaudière classique, prévus pour être alimentés au charbon, au gaz naturel ou au fuel. Les raisons en sont : 1) la composition imprévisible du RDF; 2) l'apparition de problèmes dus à la présence de certaines matières (contaminants) qui brûlent mal et qui pourraient endommager le brûleur, le four ou le foyer.

Dans les comparaisons qui suivent, toutes les comparaisons avec le charbon portent sur un charbon de la qualité et des caractéristiques physiques de celui normalement employé par les centrales électriques.

Problèmes : Présence de contaminants - Bien que le RDF contienne beaucoup de papier et de matières plastiques qui ont un pouvoir calorifique élevé (environ 17.460 J/g pour le papier, 37.250 J/g pour les matières plastiques) il contient aussi des matières à pourcentage de cendres assez élevé, ou pouvant endommager les brûleurs et les foyers ou avoir un grave effet nuisible sur la



qualité des gaz de carneau. Par exemple, le RDF contient normalement des chlorures qui, pendant la combustion, peuvent être transformés, en totalité ou en partie, en acide chlorhydrique (HCl) en se combinant avec l'oxygène dégagé par l'eau contenue dans la fraction légère. Comme on sait, le HCl peut, dans de nombreuses conditions, avoir un effet corrosif sur les surfaces internes du brûleur et de ses sections, en particulier les tubes de la chaudière. Les chlorures de polyvinyle, aussi d'ordinaire présents dans le RDF, sont transformés pendant la combustion en chlorures de vinyle, ce qui nuit à la qualité des effluents gazeux.

La présence de petites particules d'aluminium et de verre (moins de 12,5 mm) entraînées avec la fraction légère peut poser un problème dans le cas d'utilisation comme combustible. Il est pratiquement impossible d'éliminer ces particules à cause de leur rapport traînée/poids élevé. Bien que la contamination qui en résulte soit très inférieure à 1 pour cent en poids, le dioxyde de silicium et l'oxyde d'aluminium finissent par s'accumuler sur les surfaces transmettant la chaleur, ce qui pourrait supprimer la capacité de transmission de ces surfaces. Dans des cas extrêmes, la situation pourrait être assez grave pour exiger l'arrêt de l'installation et la révision de la chaudière.

Bien que l'homogénéité du RDF soit meilleure que celle des déchets bruts, elle est loin de suffire pour qu'on puisse le considérer comme un combustible "propre". La raison en est que le RDF est un mélange de nombreuses matières, possédant chacune sa propre série de caractéristiques. Il est donc très difficile de maintenir un processus efficace de combustion avec du RDF. Les discontinuités de sa composition et de sa teneur en humidité provoquent des fluctuations du pouvoir calorifique pouvant atteindre 15 pour cent d'un jour à l'autre. Dans ces conditions, il est possible qu'il vaut mieux utiliser le RDF comme combustible supplémentaire ajouté à un combustible homogène tel que le charbon.

Caractéristiques variables - Bien que les inconvénients exposés plus haut puissent s'opposer à l'emploi du RDF comme combustible unique, des améliorations le rendent satisfaisant comme combustible supplémentaire. Les effets nuisibles des contaminants sont alors dilués. Comme le RDF ne représenterait qu'un assez faible pourcentage de la quantité totale d'énergie fournie s'il était brûlé en

même temps qu'un combustible classique (charbon, fuel, gaz), les effets cumulés de dépôt sur les surfaces et de corrosion dus à ces contaminants n'augmenteraient probablement pas beaucoup le rythme d'usure des brûleurs et des pièces accessoires qui se produit normalement. Il est probable que les procédés classiques tels que le nettoyage à la vapeur et le soufflage de la suie suffiraient pour remédier aux dépôts et à la corrosion provoqués par d'assez petites quantités de RDF ajoutées au combustible normal. Cette utilisation en mélange pourrait aussi atténuer la pollution de l'air qui caractérise la combustion du RDF seul.

Caractéristiques inférieures du combustible - Les comparaisons et discussions qui suivent, sont, sauf indication contraire, limitées au charbon et excluent le fuel et le gaz, parce que le charbon et le RDF ont une importante caractéristique commune : ce sont des combustibles solides. Les trois caractéristiques qui réduisent le plus la valeur du RDF comme combustible sont les suivantes : 1) une teneur en cendres nettement plus élevée; 2) un faible pouvoir calorifique; 3) une assez forte teneur en humidité. Les données du tableau 18, obtenues au cours de la réalisation d'un projet de démonstration (1) montrent bien les différences entre le RDF et le charbon de ces trois points de vue. D'après ces chiffres, le pouvoir calorifique du RDF était inférieur d'environ 45 pour cent à celui du charbon de la meilleure qualité. D'autre part, la teneur en humidité de ce charbon n'était que 54 pour cent de celle du RDF et sa teneur en cendres, 36 pour cent. A partir des données du tableau 1, on peut conclure que, pour obtenir une quantité donnée d'énergie, la quantité de RDF à brûler serait 2,2 fois (en poids) la quantité de charbon. Il en résulte que, si le RDF était le seul combustible, les capacités de stockage et de manutention devraient être 2,2 fois celles nécessaires pour le charbon.

Quant aux cendres, lors de la production d'une quantité donnée d'énergie, le RDF fournirait plus de six fois la même quantité de cendres que le charbon, ce qui rend l'utilisation d'une assez grande quantité de RDF inadéquate pour la plupart des fours ou des chaudières classiques, qui ne sont pas équipés pour une telle quantité de cendres, surtout du type provenant de la combustion de RDF. En conséquence, même si le RDF n'est employé que comme combustible supplémentaire, il faut prendre certaines mesures pour la manutention des cendres.

Tableau 18. Propriétés du RDF et du charbon (1)

	Pouvoir calorifique du combustible tel qu'il est reçu (en J/g) <sup>a/</sup>	Teneur en humidité (En %)	Teneur en cendres (En %)
RDF	12.054	23,1	20,9
Charbon "Orient"	26.956	12,5	7,6
Charbon "Orient"	15.651	16,3	12,0

<sup>a/</sup> Pour transformer en Btu/lb, multiplier par 0,429.

La teneur élevée en humidité du RDF a trois inconvénients principaux :

- 1) L'eau n'a aucun pouvoir calorifique et elle se comporte, pendant une combustion, comme un composé inerte, ce qui réduit le pouvoir calorifique du RDF.
- 2) L'eau réduit la quantité d'énergie thermique disponible pour des procédés de récupération en aval. Son évaporation pendant la combustion absorbe de l'énergie du processus. (Cette perte de chaleur est expliquée et discutée de façon assez détaillée plus loin dans la présente section).
- 3) La vapeur d'eau condensée peut réagir avec certains composés contenus dans les effluents gazeux pour former des substances corrosives. Après combustion, dans des conditions appropriées, la vapeur se condense sur les parties les plus froides du brûleur et de l'échangeur de chaleur; ce condensat peut servir de solvant ou de milieu pour une suspension.

#### Enrichissement du RDF - pouvoir calorifique

Les recherches faites à l'université de Californie (2) ont montré qu'on pouvait beaucoup améliorer le RDF en lui donnant un pouvoir calorifique raisonnablement élevé, une faible teneur en humidité et en cendres. Les études ont montré que, pour cela, il fallait un traitement s'ajoutant à la réduction de taille et au classement par l'air.

Un élément clé du traitement supplémentaire est le criblage au moyen d'un trommel (voir figure 37). Grâce à un bon choix de la lumière des mailles, on peut éliminer du RDF la plus grande partie des fines (contaminants) qui traversent le crible, contrairement à la fraction combustible qui est retenue dans le trommel. En général, 40 à 60 pour cent des déchets tels qu'ils sont reçus appartiennent à cette catégorie. Comme les fines sont presque toujours des matières inertes d'un pouvoir calorifique faible ou nul, leur élimination a deux effets :

- 1) le pouvoir calorifique du RDF est accru, grâce à la concentration de la fraction formée de papier et de matières plastiques combustibles. Le RDF criblé contient environ 95 pour cent de papier, contre 60 pour cent auparavant.
- 2) La teneur en cendres est nettement diminuée. D'après l'étude de l'université, le trommel permet d'éliminer plus de 90 pour cent des matières à faible pouvoir calorifique.

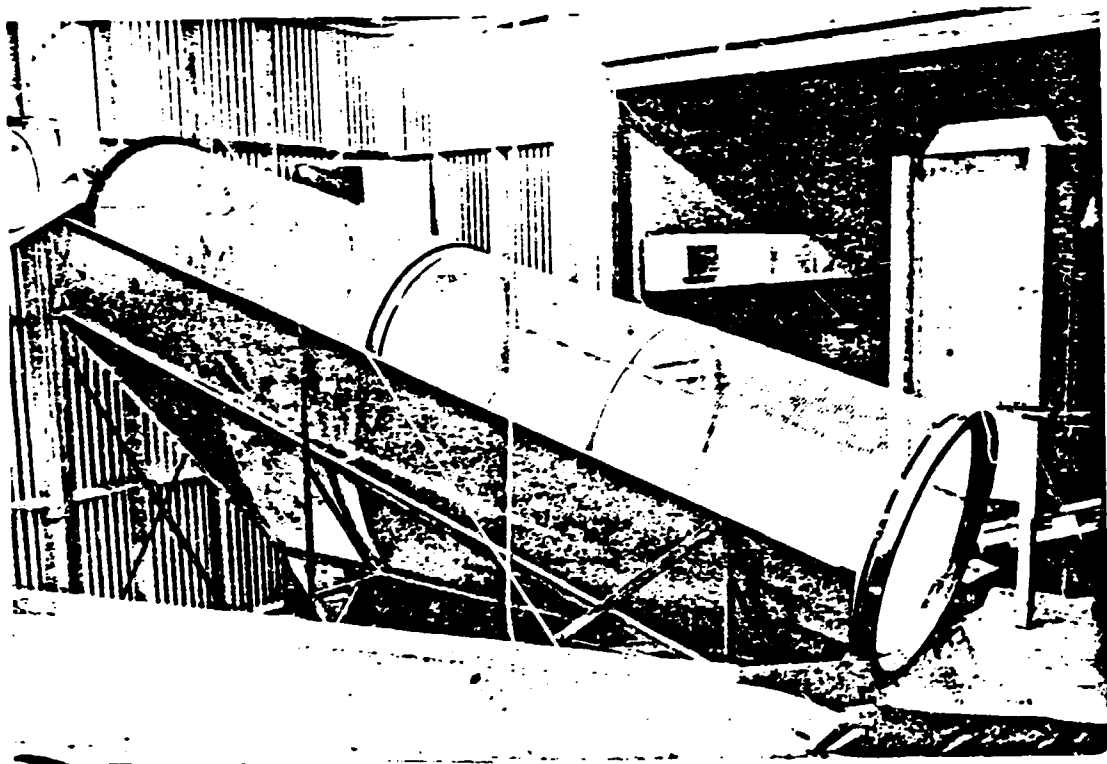


Figure 37. Trommel.

Quand on dessine un trommel pour enrichir du RDF, il faut tenir compte de trois facteurs clés : 1) composition des déchets solides, 2) importance de la fraction légère, c'est-à-dire quantité à éliminer; 3) quantité de matières inertes à éliminer. Dans l'exposé qui suit, l'expression "RDF criblé" désigne le refus d'un trommel.

Les substances dont l'ensemble donne au RDF son pouvoir calorifique se divisent en deux groupes, suivant qu'elles ont un pouvoir calorifique ou faible. Les premières sont presque exclusivement du papier, des articles de papeterie et des matières plastiques; leur pouvoir calorifique moyen est d'environ 18.600 J/g. L'autre fraction, formée de fines et de matières organiques a un pouvoir calorifique faible, de l'ordre de 10.800 J/g. Il est évident que l'inclusion de la seconde catégorie dans un RDF en abaisse le pouvoir calorifique total.

Elimination des fines : Dans l'étude de l'Université de Californie(2), on a constaté que l'élimination des fines d'un RDF pouvait augmenter son pouvoir calorifique d'environ 20 pour cent. Par exemple, au cours de cette étude, on a obtenu un RDF criblé d'un pouvoir calorifique de 18.600 J/g, nettement supérieur aux 15.600 J/g fournies par le RDF criblé produit lors de la réalisation du projet de Saint-Louis (2).

Elimination de l'humidité : Un second avantage important du criblage du RDF est une réduction de la teneur en humidité, due à l'élimination des fines passant au trommel, qui contiennent une plus forte proportion d'humidité que le reste. Aux Etats-Unis, la teneur moyenne en humidité des déchets bruts est d'environ 22 pour cent, tandis que dans l'étude faite à l'université, ce chiffre était de 16 pour cent pour le refus au trommel. Si ce nombre est vraiment représentatif, on peut prévoir que le passage du RDF au trommel amènera une réduction d'environ 27 pour cent de sa teneur en humidité.

C'est ce que montrent bien les données du tableau 19 : la perte de pouvoir calorifique due à l'eau est de l'ordre de 22,5 pour cent pour une teneur en humidité de 22,5 pour cent, de 16,3 pour cent pour une teneur de 16,3 pour cent.

Tableau 19. Augmentation du pouvoir calorifique du RDF due à l'élimination de l'eau

	RDF	RDF criblé
Pouvoir calorifique		
J/g des solides (poids sec)	15.694	18.624
Teneur en humidité (en %)	22,5	16,3
Pouvoir calorifique		
J/g (déchets tels qu'ils sont reçus)	12.148	15.588
Diminution (en %)	22,5	16,3

Perte d'énergie due à l'humidité - Quand on brûle du RDF dans un générateur de vapeur classique à combustible solide, l'eau contenue est chauffée, évaporée, surchauffée, puis rejetée sous forme de vapeur d'eau avec les autres gaz de la combustion. L'énergie absorbée par l'eau n'est pas normalement récupérable, puisqu'on maintient d'ordinaire la température des effluents gazeux au-dessus du point de rosée, pour éviter la condensation dans la chaudière.

Il est commode d'utiliser l'enthalpie pour déterminer l'énergie absorbée par l'eau ou par la vapeur d'eau due au chauffage. Si la chaleur est ajoutée sous pression constante, comme dans les générateurs de vapeur, le système n'effectue aucun travail extérieur et toute l'énergie thermique sert à augmenter l'enthalpie de la substance. La variation de l'enthalpie représente donc la chaleur absorbée à pression constante.

L'exposé qui suit concerne seulement l'eau, ou la vapeur d'eau, provenant de l'humidité contenue dans le RDF. Comme il ne s'agit ici que des différences de perte d'énergie dues à des différences de teneur en humidité, il n'y a pas lieu de tenir compte de l'eau supplémentaire créée dans la réaction de combustion.

Nous supposons que la température du RDF, criblé ou non, est de 20°C. Quand il est chauffé de 20 à 100°C, il absorbe de l'énergie. Cette dernière température atteinte, l'eau s'évapore, puis la vapeur d'eau est surchauffée jusqu'à la température d'équilibre des gaz de combustion. Pour plus de simplicité, nous supposons aussi qu'après avoir traversé la chaudière, les gaz de combustion, y compris la valeur d'eau, sont refroidis à 120,5°C.

La partie de la chaleur perdue dans la vapeur d'eau rejetée et non récupérée dans la chaudière peut s'exprimer en joules par gramme d'eau. L'énergie thermique perdue comprend : 1) l'énergie nécessaire pour chauffer l'eau de 20 à 100°C sous 1,0 atmosphère (331 J/g); 2) l'énergie nécessaire pour vaporiser l'eau à pression et température constantes (chaleur de vaporisation, 2.258 J/g); 3) l'énergie nécessaire pour surchauffer la vapeur de 100 à 120,5°C (44 J/g). La perte totale d'énergie s'élève donc à 2.633 joules par gramme d'eau.

Si la perte de chaleur est exprimée en termes d'énergie non récupérée par unité de poids de matières solides, on peut faire les comparaisons suivantes : dans un RDF contenant 22,5 pour cent d'eau, le rapport eau/solides est de 0,290. Si on le fait brûler dans un foyer de chaudière, la chaleur perdue dans les effluents par suite de la présence d'eau dans le combustible sera de 2.633 J/g x 141,5 g d'eau/454 g de solides, soit 763,6 J/g.

D'autre part, le RDF criblé contient 16,3 pour cent d'eau (rapport eau/solides, 0,195), l'énergie perdue dans les effluents par suite de la présence d'eau dans le combustible est de 514,5 J/g de matières solides. Les données précédentes, ainsi que celles concernant l'énergie perdue dans les effluents par suite de l'eau contenue dans le RDF sont présentées dans le tableau 20. Ces dernières données sont exprimées en pourcent du pouvoir calorifique du RDF tel qu'il est reçu. Dans ce dernier cas (pouvoir calorifique, 12.148 J/g), le pourcentage d'énergie non récupérée est de 6,3 pour cent; avec du RDF criblé (pouvoir calorifique, 15.592 J/g), le pourcentage est 3,3.



Tableau 20. Perte d'énergie due à la chaleur non récupérable associée avec la teneur en humidité du RDF

	RDF	RDF criblé
Teneur en humidité	22,5 %	16,3 %
Rapport eau/solides, en poids	0,290	0,195
Perte d'énergie, en J/g d'eau	2,633	2,633
Perte d'énergie dans la vapeur d'eau rejetée, J/g de matières solides	763,6	514,5

Tableau 21. Comparaison de la valeur comme combustible  
du RDF criblé et non criblé

	RDF non criblé (J/g)	RDF criblé (J/g)
Pouvoir calorifique, d'après le poids à sec	15.674	18.625
Pouvoir calorifique des déchets tels qu'ils sont reçus	12.148	15.588
Energie non récupérée dans la vapeur d'eau rejetée, d'après le poids à sec	763,6	514,5
Energie récupérable nette, d'après le poids des déchets tels qu'ils sont reçus	11.383	15.074

Elimination des cendres : Bien qu'il soit désirable qu'un combustible solide ait un pouvoir calorifique élevé, il est tout aussi important qu'il ait une faible teneur en cendres. Comme il a déjà été dit, le RDF tel qu'il est reçu (12.148kJ/kg) contient environ 21 pour cent de cendres, soit 19 kg par million de kJ. A titre de comparaison, le charbon employé par Union Electric Co. (26.956 kJ/kg) n'en produit que 3,1 kg (1). Dans le cas du RDF criblé, la teneur en cendres est ramenée à environ 12 pour cent. Le pouvoir calorifique étant de 15.588 kJ/kg, la combustion du RDF criblé ne fournit que 8,6 kg de cendres par million de kilojoules.

Energie récupérable à partir du RDF criblé ou non

Le tableau 21 donne les pouvoirs calorifiques du RDF criblé et non criblé. Ces chiffres donnent une idée des effets relatifs des différents facteurs réduisant, dans les deux cas, la récupération d'énergie. On voit que la plus grande réduction de la valeur calorifique de l'un et de l'autre est due à leur teneur en humidité. L'énergie nette récupérable de ces deux combustibles, d'après le poids tel qu'ils sont reçus, est respectivement de 11.383 et 15.074 J/g; ce dernier chiffre est supérieur de 32,4 pour cent au premier

Si l'on admet le pouvoir calorifique du RDF criblé (18.624 J/g à l'état sec) comme la limite supérieure pratique d'un combustible homogène tiré de déchets solides, on peut en conclure que le faible pouvoir calorifique et la composition des fines, éliminées par criblage du RDF, réduisent effectivement le pouvoir calorifique de celui-ci de 18.624 J/g à 15.674 J/g (à l'état sec) ou de 15.588 J/g à 12.148 J/g (tel qu'il est reçu).

Résumé

Les résultats des études à l'échelle de l'usine pilote et à l'échelle commerciale (1, 2) montrent que la méthode habituellement adoptée aujourd'hui pour produire le RDF, c'est-à-dire le classement par l'air seul, doit être complétée si l'on veut un combustible plus satisfaisant. Faute d'un traitement ultérieur, la teneur élevée en cendres et en humidité du RDF pose des problèmes assez graves de manutention lorsqu'on cherche à l'employer en remplacement du charbon dans des foyers existants. Parmi les plus graves, figurent les suivants : 1) il faudrait brûler plus de deux fois autant de RDF non tamisé pour fournir la même quantité d'énergie; 2) brûler du RDF non tamisé entraîne la production de six

fois autant de cendres qu'avec le charbon. Ces deux problèmes peuvent perdre appréciablement de leur importance si l'on tamise le RDF. Comme il a été dit plus haut, le tamisage provoque un accroissement du pouvoir calorifique, porté à 15,386 kJ/kg, une réduction des teneurs en humidité et en cendres ramenées respectivement à 16,3 et 12 pour cent. De plus, cette diminution de la teneur en humidité réduit parallèlement la perte de chaleur due à la vaporisation de l'eau. Par conséquent, alors qu'on perd 6,3 pour cent de l'énergie thermique contenue lorsqu'on brûle du RDF non criblé, ce chiffre tombe à 3,3 pour cent avec le RDF criblé.

Comme le RDF pourrait très certainement être brûlé dans des installations consommant aujourd'hui du charbon, la production d'un RDF qui serait compatible avec ces installations constituerait sans aucun doute un pas en avant important, tant sur le plan de la pénurie d'énergie que sur celui de la gestion des déchets solides. Pour obtenir un fonctionnement optimal des foyers à charbon, les propriétés du RDF devraient idéalement être identiques à celles du charbon actuellement utilisé. Il est fort douteux que cela puisse être réalisé, mais des progrès dans ce sens sont aujourd'hui possibles par un traitement complémentaire. Le premier pas dans cette direction, le criblage, a réduit de 54,8 pour cent la quantité de cendres produites et augmenté de 32,4 pour cent l'énergie récupérable nette, le combustible étant utilisé dans un foyer normal de chaudière brûlant du charbon.

Les problèmes qui restent à résoudre concernant la pollution de l'air. La faible teneur en soufre du RDF criblé, moins de 0,15 pour cent, est bien entendu intéressante, mais les émissions de particules, d'hydrocarbures non brûlés, d'oxydes de l'azote, de monoxyde de carbone et de HCl dues à la combustion de quelque type de RDF que ce soit, exigent encore des recherches adéquates.

## INCINERATION

### Introduction

Les premières tentatives pour se débarrasser des déchets urbains en les faisant brûler dans un four auraient eu lieu dans le nord de l'Angleterre pendant les années 1870 (3). Vers 1900, l'accent porta sur la mise au point de fours capables de brûler les déchets solides. A cette époque, diverses agglomérations constatèrent que l'incinération était un moyen satisfaisant et hygiénique

d'éliminer les déchets. La raison de cette satisfaction était que le but principal était de réduire le plus possible le volume et le poids; on se préoccupait peu ou pas de récupérer de l'énergie. La situation a changé complètement pendant les années 1960 parce que la plupart des incinérateurs des Etats-Unis ont été fermés, surtout à cause de l'émission excessive de particules. Cependant, l'incinération restait très populaire en Europe de l'Ouest et l'on y ajoutait souvent la récupération d'énergie.

### Principes

On peut classer les incinérateurs d'après le degré de récupération (avec ou sans récupération de chaleur), d'après l'état où se trouve le résidu sortant de la chambre de combustion (scories) et d'après la forme et le nombre des fours (rectangulaire, multiple). Les éléments clés d'une incinération de déchets urbains sont : 1) zone de déchargement; 2) puits de stockage; 3) matériel de chargement de l'incinérateur (normalement une grue ou une chargeuse à benne frontale); 4) chambre de combustion; 5) équipement d'épuration du gaz. Si l'on veut récupérer de l'énergie, on ajoute une chaudière.

Habituellement, les déchets sont déchargés des véhicules de collecte sur le plancher basculant ou directement dans un puits de stockage. Le rôle de ce puits est de stocker des quantités suffisantes pour permettre un fonctionnement continu de l'incinérateur, 24 heures par jour et 7 jours par semaine. Il a aussi l'avantage qu'on peut y enlever les gros morceaux de matières non combustibles et mélanger les déchets de façon à avoir une charge relativement uniforme et constante. Les déchets sont transportés du puits à une trémie de chargement, servant à maintenir une alimentation constante du four. Les déchets tombent de la trémie sur des grilles où ils brûlent.

La plupart des incinérateurs municipaux sont dotés d'une série de grilles munies d'ouvertures par où l'on peut faire passer de l'air. En général, ces grilles sont mobiles (vibrations, balancement, mouvements alternatifs), de façon à agiter les déchets pour qu'ils brûlent mieux. Le mouvement sert aussi à éliminer le résidu.

L'air injecté peut être insufflé soit à travers les grilles et autour d'elles, soit à travers les côtés ou le toit. Dans ce dernier cas, il est introduit par des buses placées en des points spécifiques du four. Il sert à réguler les gas combustibles qui se dégagent pendant l'incinération des déchets (4).

Le flux d'air et de gaz de combustion peut être réglé au moyen de ventilateurs à tirage forcé et à tirage induit. Le ventilateur à tirage forcé, comme son nom l'indique, injecte de l'air dans le four, tandis que le ventilateur à tirage induit l'aspire. Les uns et les autres sont utilisés dans les unités modernes. Les ventilateurs à tirage forcé servent pour envoyer de l'air et les ventilateurs à tirage induit, pour aspirer les gaz de carneau.

Le four est l'élément essentiel d'un système d'incinération. Il peut être rectangulaire, cylindrique ou à chambres multiples. Sa taille et sa forme sont d'ordinaire déterminées par le fabricant et dépendent de divers paramètres, dont les débits de matières solides et de gaz, la durée de rétention et l'épaisseur de la couche. Dans certains cas, le concepteur a prévu des chambres secondaires, reliées à la chambre primaire, dont le rôle principal est de fournir les conditions nécessaires pour achever le processus de combustion.

Autrefois, les incinérateurs devaient servir à brûler des déchets ayant un faible pouvoir calorifique; la principale raison était que l'on voulait pouvoir brûler des déchets à haute teneur en humidité. Le système devait dessécher et enflammer les déchets et désodoriser les effluents gazeux. Il restait peu ou pas de chaleur perdue disponible pour la production d'énergie. Quand la composition des déchets urbains dans les pays industriellement développés a changé (forte proportion de papier et de matières plastiques, peu de matières putrescibles), le pouvoir calorifique des déchets a augmenté. Pour en tenir compte, les concepteurs des incinérateurs modernes prévoient l'utilisation de l'énergie en excédent, qui chauffe une chaudière produisant de la vapeur.

#### Incinérateurs modulaires

On porte aujourd'hui un certain intérêt aux incinérateurs modulaires, surtout à cause du coût croissant des combustibles solides. Ces unités sont normalement conçues pour avoir une capacité pouvant atteindre 270 tonnes de déchets par jour. La plupart comprennent plusieurs fours et prévoient l'introduction de l'air nécessaire pour une combustion complète. Ils sont donc appelés "incinérateurs modulaires à air réglé". Certains d'entre eux sont dotés d'un équipement de récupération d'énergie. La majorité des incinérateurs modulaires peuvent fonctionner très bien avec des déchets industriels ou commerciaux, bien que, avec certains d'entre eux, on se soit heurté à des difficultés pour traiter des déchets urbains non classés.

D'une façon générale, l'incinération produit trois catégories de résidus solides : 1) déchets non brûlés ; 2) matières inertes et cendres ; 3) cendres volantes ; on les désigne sous le terme collectif de cendres ; ils représentent environ 20 à 30 pour cent des déchets traités. Les cendres chaudes sont habituellement refroidies par de l'eau et séchées avant évacuation. Il faut prendre soin d'évacuer les cendres et l'eau de refroidissement de façon adéquate.

Une installation moderne avec récupération d'énergie, d'une capacité d'environ 1.080 à 1.600 tonnes par jour peut coûter à peu près 44.000 dollars par tonne-jour. Un incinérateur modulaire d'une capacité de 100 tonnes par jour, récupérant également l'énergie, peut coûter de 16.500 à 22.000 dollars par tonne métrique. Les coûts de l'exploitation et d'entretien vont de 16 à 33 dollars par tonne métrique de déchets traités.

## PYROLYSE

### Introduction

La pyrolyse, qu'on appelle parfois "distillation destructive" est un procédé par lequel les matières organiques sont décomposées à haute température et sous pression pour donner des produits pouvant être gazeux et/ou liquides et/ou solides. La plupart de ces produits sont combustibles et sont donc des sources potentielles d'énergie.

Pendant de longues années, on a employé la distillation destructive pour obtenir commercialement, à partir du bois, du méthanol, de l'acétone, de l'acide acétique et du charbon, mais, avec la mise au point de nouvelles technologies et les disponibilités croissantes en combustibles fossiles, cette façon de faire tomba peu à peu en désuétude.

On recommença à s'intéresser à la pyrolyse au cours des dernières années 60, quand la possibilité de l'appliquer aux déchets urbains solides commença à attirer l'attention. L'idée était que, puisque ces déchets contiennent au moins 60 pour cent de matières organiques, ils devraient convenir comme matière première pour la pyrolyse. Vers le milieu des années 70, l'intérêt pour la pyrolyse et l'espoir qu'elle permettrait de produire de l'énergie, atteignaient leur maximum ; diverses études furent donc effectuées aux Etats-Unis et en Europe et quelques-unes arrivèrent au stade de la construction et de l'exploitation de fours de démonstration, de taille industrielle.

Malheureusement, depuis un an ou deux (fin 1978 et fin 1979), la combinaison d'échecs techniques imprévus et une prise de conscience croissante de la non-rentabilité de la pyrolyse ont provoqué une chute verticale de l'intérêt et des espoirs antérieurs.

Il est clair que la combinaison de difficultés techniques et d'une faible rentabilité rendait la pyrolyse d'un intérêt douteux pour une nation en développement. En dépit du pronostic généralement défavorable, nous décrivons la pyrolyse de façon assez détaillée dans la présente section. La raison en est de fournir aux décideurs les informations de base nécessaires pour pouvoir prendre une décision rationnelle quant à l'opportunité de réaliser un projet de pyrolyse, si l'occasion s'en présentait.

### Principes

La pyrolyse diffère de l'incinération en ce que c'est une réaction endothermique qui se produit dans une atmosphère à teneur en oxygène faible ou nulle. Il faut donc un apport d'énergie considérable pour atteindre les températures élevées nécessaires pour distiller les composés volatils.

Schématiquement, on peut représenter la réaction de pyrolyse comme suit :

Matières organiques  $\xrightarrow{\text{chaleur + pression}}$  gaz + liquides + solides

Les gaz sont principalement le monoxyde et le dioxyde de carbone, l'hydrogène et la vapeur d'eau. Les liquides sont formés d'huile de pyrolyse, de goudrons très visqueux et d'eau contenant des matières organiques oxygénées. Les matières solides sont collectivement appelées "résidu charbonneux".

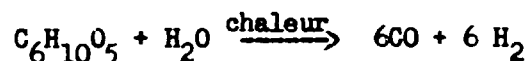
La quantité et la composition des produits de la pyrolyse dépendent de la composition des matières premières, ainsi que de la pression et de la température adoptées. Plus cette dernière est haute, plus le rendement est élevé en gaz, faible en liquides et en résidu charbonneux. La température est donc de 705 à 980°C si l'on désire surtout du gaz, de 480 à 510°C si l'on préfère des produits liquides.

En dehors du paramètre température, les concentrations relatives des trois groupes peuvent être modifiées comme suit : 1) reformage au moyen d'oxydants tels que l'air et l'eau ou oxydation partielle catalytique avec des réducteurs comme l'hydrogène ou le monoxyde de carbone; 2) hydrogénation par l'hydrogène gazeux sous forte pression; 3) modification de la durée de rétention. Dans le



cas de la cellulose, par exemple, ces trois types de réaction peuvent s'exprimer comme suit :

Reformage



Oxydation partielle



Hydrogénation



Dans le cas du reformage et de l'oxydation partielle, on obtient surtout des produits gazeux (5, 6). L'hydrogénation favorise l'obtention soit d'huile, soit de méthane. L'huile prédomine pour des températures comprises entre 285 et 340°C, sous une pression de 20.000 à 30.400 kilonewton /m<sup>2</sup>. Pour une température de 650°C et une pression de 7.580 à 20.000 kilonewton/m<sup>2</sup>, le produit principal est le méthane.

En pratique moderne, on opère normalement en trois stades : combustion, pyrolyse et séchage (voir schéma de la figure 38). Ces trois stades se produisent d'ordinaire en même temps dans le réacteur; une partie de la chaleur libérée dans la zone de combustion sert à favoriser la réaction de pyrolyse et à sécher les matières premières qui arrivent. Le dioxyde de carbone produit pendant la combustion est converti en monoxyde dans la zone de pyrolyse.

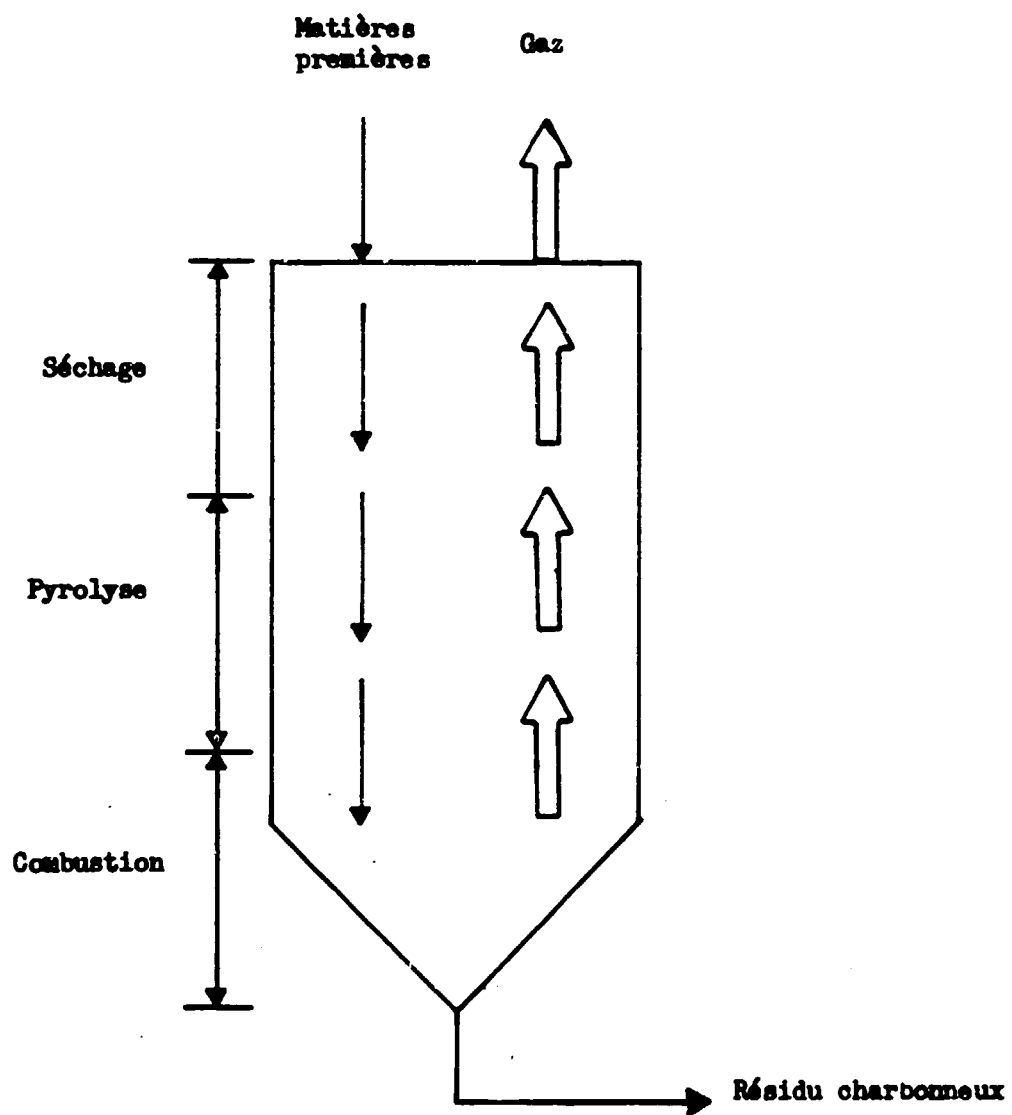


Figure 38. Diagramme simplifié du processus de pyrolyse

### Technologie

La technologie actuelle de la pyrolyse est bien représentée par trois systèmes brevetés, l'Andco-Torrax, le Monsanto "Landgard" et l'Union Carbide "Purox". Une description de ces trois procédés fournit donc un tableau satisfaisant de l'état actuel de la question.

Andco-Torrax : Ce système a été conçu pour transformer la fraction organique des déchets urbains solides principalement en gaz combustible qui devait servir à produire de la vapeur. Les cinq éléments principaux sont : 1) réchauffeur d'air; 2) gazogène; 3) chambre de combustion secondaire; 4) chaudière pour récupération de la chaleur; 5) épurateur de gaz (7).

Les déchets bruts sont introduits au sommet du réacteur (gazogène) au moyen d'un piston à mouvement alternatif ou d'un dispositif vibratoire. Le gazogène est essentiellement formé d'une colonne cylindrique de 12 à 15 m de haut et 1,8 à 2,7 m de diamètre. Quand les déchets descendent du haut jusqu'en bas, ils traversent successivement une zone de séchage, une zone de pyrolyse et une zone de combustion. Dans la zone de pyrolyse, les déchets sont chauffés de 278 à 1.100°C et transformés surtout en gaz combustible. Les gaz chauds sortent par le sommet du gazogène, à contre-courant des déchets introduits. Une partie de l'énergie contenue dans les gaz sert donc à sécher les déchets.

L'énergie nécessaire pour sécher et pyrolyser les déchets est fournie par la combustion du résidu charbonneux dans la zone de combustion. L'alimentation en air est réchauffée vers 1.038°C en utilisant soit une partie des effluents gazeux des tours de régénération, soit des combustibles fossiles classiques combinés avec des échangeurs de chaleur (tubes à double enveloppe). On obtient ainsi des températures très élevées, jusqu'à 1.593°C, et l'on transforme les matières non combustibles en une scorie fondue, qui est éliminée de façon continue par un trou de coulée et rejetée dans un puits de refroidissement.

Les gaz de pyrolyse quittent le réacteur vers 400 à 500°C; leur pouvoir calorifique est normalement de 3.730 à 6.340 J/l. Ensuite, ils vont à la chambre de combustion secondaire où ils sont mélangés avec de l'air et brûlés; la température peut atteindre 1.149 à 1.260°C. A cette température, les particules inertes entraînées dans le courant gazeux sont fondues. La scorie ainsi formée est enlevée au bas de la chambre et refroidie. La chaleur des effluents gazeux

de la chambre de combustion secondaire est récupérée au moyen d'une chaudière qui fournit de la vapeur. On obtiendrait environ 2,9 kg de vapeur par kg de déchets traités (7). Cette vapeur peut être utilisée pour fournir de la chaleur au processus ou pour produire de l'électricité. Ensuite, les gaz vont à l'épurateur, qui fonctionne normalement par précipitation électrostatique à chaud.

On estime qu'une installation pouvant traiter 900 tonnes de déchets par jour devrait être formée de trois unités Andco-Torrax. Le coût en capital serait d'environ 13,16 dollars par tonne (en admettant un taux d'intérêt de 8½ pour cent et une vie utile de l'installation de 20 ans); les coûts d'exploitation et d'entretien seraient de 11,31 dollars par tonne, soit un total de 24,47 dollars par tonne de déchets traités, compte tenu du crédit éventuel pour la vente de vapeur.

On a construit en tout quatre installations industrielles, d'une capacité de 3,0 à 8,3 tonnes par heure : deux en France, une en RFA et une en Belgique. L'exploitation s'est heurtée à des difficultés d'ordre technique, dont le cheminement des gaz dans le réacteur, l'importance du débit de scories fondues et des niveaux sonores excessifs (8). Le procédé permettrait une réduction de poids de 80 à 85 pour cent, avec un rendement de 62 à 68 pour cent (7). En 1971, une installation de démonstration, d'une capacité de 68 tonnes métriques par jour, a été construite à Buffalo, dans l'Etat de New York, et a fonctionné jusqu'en 1976.

Monsanto "Landgard" : La mise au point de ce système commença en 1969 avec l'essai d'évaluation d'une usine pilote d'une capacité de 272 kg/j à Dayton (Ohio); ensuite, on construisit à Saint-Louis (Missouri) un prototype d'une capacité de 32 t/j (9). Les résultats des essais et des évaluations ont servi de base à la conception d'une usine en vraie grandeur, 907 t/j, construite à Baltimore (Maryland).

Dans ce procédé, les déchets urbains organiques solides sont pyrolysés par oxydation des particules par l'air.

Les déchets bruts sont d'abord préparés au moyen de deux tritureuses de 45 t/h, ramenant la taille des particules à une valeur nominale comprise entre 10 et 12,5 cm. On n'a pas cherché à séparer les déchets organiques des déchets inorganiques avant leur introduction dans le réacteur. Les déchets triturés

sont stockés dans un silo à fond mobile d'une capacité d'environ 1.814 tonnes, servant de tampon entre la trituration et la pyrolyse. Les déchets sont enlevés du silo et introduits dans le réacteur par une série de pistons. Le réacteur est un four rotatif horizontal revêtu intérieurement d'une matière réfractaire. Sa longueur est d'environ 30,5 m et son diamètre de 5,4 m. Il tourne à environ 2 t/m et peut traiter environ 4 t/h de déchets triturés.

L'énergie thermique nécessaire pour la pyrolyse est obtenue en brûlant une partie des déchets solides avec du fuel oil No. 2 (fuel domestique). Il faut environ 33 litres de fuel par tonne métrique de déchets traités. La température dans les réacteurs peut atteindre 964°F (513°C). Les effluents gazeux de la pyrolyse se déplacent à contre-courant du flux de déchets solides et les sèchent. Au point de sortie, la température du gaz est d'environ 630°C. Le pouvoir calorifique des mélanges gazeux est d'environ 2.800 à 3.700 Btu/l.

A partir du four, les gaz vont à un dispositif de post-combustion où ils brûlent mélangés à de l'air. Les produits de combustion sont envoyés dans des chaudières de récupération de chaleur où ils produisent de la vapeur au rythme d'environ 90.700 kg/h. Les gaz qui en sortent sont lavés, traversent un filtre à brouillard et un réchauffeur avant d'être rejetés dans l'atmosphère.

Les matières inorganiques sont évacuées du four dans un réservoir où elles se refroidissent, puis dans une unité de flottation, qui les sépare en fraction légère et fraction lourde. La première, formée surtout de résidu charbonneux, est épaissie et filtrée. La fraction lourde passe au voisinage d'un aimant pour récupérer les métaux magnétiques, le reste est formé d'un agrégat de verre, qu'on avait l'intention d'utiliser pour les revêtements de routes.

On rencontra à Baltimore diverses difficultés, qui conduisirent à fermer l'usine, notamment la mauvaise qualité du revêtement réfractaire, une concentration excessive de particules dans les effluents gazeux et un colmatage constant du trou de coulée des scories dans le dispositif de post-combustion.

Système "FUROX" de l'Union Carbide : Ce système a été mis au point par la division Linde de l'Union Carbide Corporation en 1970 à Tarrytown (Etat de New York). L'élément principal était un réacteur d'une capacité d'environ 4,5 t/j. Après évaluation de l'usine pilote, on a construit à South Charleston (Virginie occidentale) une installation d'une capacité de 180 t/j. La construction,

achevée en 1974, avait pour but de montrer le fonctionnement d'une installation en vraie grandeur.

Le principal élément du système est un réacteur à axe vertical. Les déchets solides, traités ou non, sont introduits par en haut par l'intermédiaire d'un sas. En même temps, on envoie de l'oxygène pur à la base de la colonne au taux d'environ 0,2 t par tonne de déchets solides. Le résidu carbonneux provenant des déchets réagit avec cet oxygène; les températures sont de l'ordre de 1.370 à 1.660°C. Les gaz formés dans cette réaction montent au sommet du réacteur, à contre-courant de l'alimentation en déchets. La combustion des gaz fournit l'énergie nécessaire pour la pyrolyse. A mesure que les gaz approchent du sommet du réacteur, ils sèchent les déchets qui arrivent et, par conséquent, sont refroidis vers 90°C. Les effluents gazeux contiennent certaines impuretés qui sont éliminées dans un dispositif formé d'un précipitateur électrostatique, d'une colonne d'absorption acide et d'un condenseur. Le gaz produit a un pouvoir calorifique d'environ 11.190 J/l et brûle comme du gaz naturel.

Les températures atteintes au voisinage de la base du réacteur sont assez élevées pour fondre les composants inorganiques des déchets introduits; on les envoie dans un réservoir, où ils se refroidissent.

#### Utilisations du gaz produit par pyrolyse

Les utilisations possibles du gaz produit par pyrolyse (syngaz) peuvent se subdiviser en utilisation dans les systèmes existants et utilisation possible dans des systèmes qu'on pourrait envisager pour des besoins futurs en énergie. Il en résulte des différences sensibles sur la composition, le pouvoir calorifique et la pureté nécessaire du gaz.

Le gaz de pyrolyse pourrait être employé par les centrales électriques et par les industries grandes consommatrices d'énergie si le pouvoir calorifique et la composition du gaz étaient compatibles avec des brûleurs existants. En théorie, la compatibilité exigerait que le gaz ait un pouvoir calorifique aussi voisin que possible de 37.000 J/l et une faible concentration en monoxyde de carbone, hydrogène sulfuré et hydrogène. S'il en était autrement, cela pourrait poser divers problèmes exigeant des modifications de l'équipement et de la distribution.

Composition et pouvoir calorifique du syngaz : Nous étudions dans cette section la compatibilité du syngaz - et donc sa commercialisation possible -

avec les brûleurs actuels à gaz naturel. En outre, d'autres facteurs, concernant la composition du gaz, tels que la teneur en monoxyde et dioxyde de carbone, hydrogène sulfuré et azote, jouent un rôle dans les possibilités de commercialisation.

Il est à remarquer que toutes les questions de commercialisation concernent les considérations techniques. Les problèmes de transport et d'utilisation sans danger d'un syngaz contenant une forte proportion de CO ajoutent un élément socio-politique.

Du point de vue du pouvoir calorifique maximal, le syngaz devrait contenir le moins possible de constituants non combustibles, qui sont normalement l'azote, l'oxygène et le dioxyde de carbone, dont la présence réduit le pouvoir calorifique du gaz et donc, toutes choses égales d'ailleurs, ses possibilités de commercialisation. Comme le montrent les données du tableau 22, les systèmes utilisant l'air (c'est-à-dire un stade de combustion), dans la génération d'énergie pour maintenir la réaction de pyrolyse (systèmes Andco-Torrax et Monsanto) fournissent un gaz contenant un pourcentage élevé d'azote : 55 pour cent pour l'Andco-Torrax et 69,3 pour cent pour le Monsanto. Les pouvoirs calorifiques sont donc faibles, 5.716 et 3.688 J/l respectivement. En revanche, le gaz produit par le procédé PUROX de l'Union Carbide a un pouvoir calorifique de 11.370 J/l, du fait qu'il n'est pas introduit d'air dans le réacteur.

Du point de vue opérationnel, l'emploi de combustibles gazeux d'un pouvoir calorifique inférieur à 7.460 J/l pose des problèmes techniques, dus à l'emploi d'un brûleur et/ou d'un foyer de chaudière conçus de façon à utiliser au mieux du gaz naturel à 39.000 J/l, du fuel à 44.200 J/l ou du charbon à 28.000 J/g, qu'on cherche à remplacer par un combustible gazeux à 7.460 J/l ou moins. Si l'on essaie de le faire dans un système existant conçu pour brûler les combustibles solides, le rendement normal du système de récupération de chaleur par brûleur ou par foyer de chaudière est ramené à des niveaux indésirables (10,11). L'emploi du syngaz devrait donc être limité à des brûleurs et à des foyers de chaudière spécialement conçus. Des systèmes fournissant du gaz d'un pouvoir calorifique inférieur à 7.460 J/l n'exigeraient qu'un investissement inférieur à celui nécessaire pour produire des gaz d'un pouvoir calorifique compris entre

13.800 et 19.400 J/l, parce qu'il faudrait, dans le second cas, un équipement ou des procédés supplémentaires pour fournir de l'oxygène pur en vue de la pyrolyse (par exemple, Union Carbide).

#### Rendement du processus

Le rendement net (kJ/t de déchets) détermine la taille de l'installation nécessaire pour satisfaire une demande donnée d'énergie. Ici, on considère comme rendement net la production nette d'énergie utile fournie par la pyrolyse (c'est-à-dire après déduction de l'énergie utilisée dans l'installation elle-même et des pertes), divisée par la quantité de déchets solides reçue. On peut estimer comme suit les rendements nets en mégakilojoules/t de déchets pour les trois systèmes de pyrolyse exposés plus haut : Union Carbide, 7,56; Andco-Torrax, 9,63; Monsanto, 9,24. Le système dont le rendement net sera le plus élevé produira la plus grande quantité d'énergie utile à partir d'une quantité donnée de déchets solides. Le rendement moyen des trois systèmes est 8,47 mégakilojoules/t de déchets.

#### Amélioration de la qualité des systèmes

On peut pour cela procéder de deux façons : la première méthode consiste à transformer le syngaz en gaz de la même qualité que le gaz naturel, soit environ 33.600 J/l. Divers procédés sont disponibles. La seconde méthode consiste à augmenter le pouvoir calorifique du gaz, mais sans atteindre celui du gaz naturel; on obtient des chiffres compris entre 5.600 et 21.300 J/l. Les mérites relatifs des deux méthodes dépendent de certaines considérations techniques et économiques. Il faut comparer le coût de l'amélioration du syngaz au rendement supplémentaire obtenu en améliorant sa qualité. Comme améliorer cette qualité augmentera d'ordinaire ses possibilités de commercialisation, le degré d'épuration est lié à l'étude de commercialisation.

Du point de vue du fonctionnement et de la sécurité, il est préférable d'amener le syngaz à la qualité du gaz naturel, dit gaz naturel synthétique (SNG), puisque cela réduirait les difficultés dues à la présence de monoxyde de carbone et d'hydrogène sulfuré. L'objectif serait de produire, à partir de déchets solides, un gaz naturel synthétique (34.500 J/l) qu'on pourrait injecter dans un réseau de distribution de gaz naturel. Dans certaines régions, cependant, le fonctionnement et les interconnexions des systèmes de transmission et de



distribution peuvent être si complexes que l'injection de SNG provoquerait une réduction du pouvoir calorifique supérieure aux variations acceptables.

Une autre méthode d'amélioration pourrait consister à éliminer le dioxyde de carbone, l'azote et même l'hydrogène, si cela se révélait techniquement et économiquement possible. On peut éliminer le dioxyde de carbone et l'azote pour améliorer le pouvoir calorifique du syngaz. D'autre part, on peut éliminer l'hydrogène pour améliorer le fonctionnement des brûleurs ou pour obtenir un hydrogène vendable. A titre d'exemple, nous citons ci-dessous trois systèmes d'épuration pour indiquer le degré d'amélioration du pouvoir calorifique qui en résulterait.

Le premier exemple traite de l'élimination de dioxyde de carbone et de l'azote d'un syngaz d'un pouvoir calorifique de 5.700 J/l. Les teneurs en ces deux gaz sont estimées respectivement à 10,7 et 62,1 pour cent en volume. Ces chiffres sont des moyennes approximatives d'un syngaz produit normalement par le procédé Monsanto ou le procédé Andco-Torrax. Si l'on obtient ainsi un syngaz dont les concentrations en dioxyde de carbone et en azote ne sont que de 1 pour cent, le pouvoir calorifique résultant sera de 20.000 J/l au lieu de 5.700 J/l (voir exemple 1, tableau 23). Donc, la valeur, à volume égal, du syngaz amélioré est environ 3,4 fois celle du gaz non traité.

Dans le second exemple, les hypothèses sont : le dioxyde de carbone seul est éliminé par lavage de façon à ramener sa concentration à 1 pour cent. Le pouvoir calorifique est donc porté de 5.700 J/l à 6.300 J/l; l'augmentation de valeur obtenue serait de l'ordre de 10 pour cent (voir exemple 2 du tableau 23).

Le troisième exemple traite d'un syngaz qui pourrait être obtenu par une pyrolyse sans adjonction d'air, de façon à ne pas contenir d'azote. On suppose que la concentration initiale en  $\text{CO}_2$  et le pouvoir calorifique sont respectivement 23,2 pour cent et 16.500 J/l, c'est-à-dire les moyennes indiquées pour le procédé de l'Union Carbide. Ici, en admettant une teneur finale en  $\text{CO}_2$  de 1 pour cent, le pouvoir calorifique serait porté à 21.200 J/l, soit une augmentation de 28 pour cent (voir exemple 3 du tableau 23).

Dans les trois exemples, l'augmentation des recettes serait directement proportionnelle à l'augmentation du pouvoir calorifique du gaz obtenu. Néanmoins, s'il apparaît une utilisation possible pour un gaz à faible pouvoir calorifique, la nécessité d'améliorer celui-ci pourrait se révéler illusoire. Cette situation pourrait peut-être faire l'objet d'une étude technique approfondie avant qu'on décide une épuration coûteuse du syngaz.

Tableau 22. Composition des gaz fournis par la pyrolyse de déchets solides

	Composition des gaz (% à l'état sec) Constituants principaux										Vapeurs orga- niques	Total <sup>1</sup>	Pouvoir calorifique moyen (J/l)
	H <sub>2</sub>	CO	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	N <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>			
Système Union Carbide/ Purox	24,0	40,0	25,0	5,6	0,7	2,1	0,3	0,3	0	0	0,15	98,15 <sup>2</sup>	11.370
Système Carborundum/ Torrax	15,0	14,0	10,0	3,0	NR <sup>3</sup>	NR	1,0	NR	55,0	2	NA <sup>4</sup>	100,0	5.716
Système Monsanto/ Landgard	6,6	6,6	11,4	2,8	NR	1,7	NR	NR	69,3	1,6	NA	100,0	3.688

1 Pourcent des principaux constituants

2 NR : non indiqué

3 NA : non disponible

4 Les 1,85 pour cent restants du gaz fourni par le procédé Purox sont constitués de C<sub>3</sub>H<sub>6</sub> (0,3), C<sub>3</sub>H<sub>8</sub> (0,2), C<sub>4</sub> (0,5), C<sub>5</sub> (0,4), C<sub>7</sub>H<sub>8</sub> (0,1), C<sub>6+</sub> (0,2), H<sub>2</sub>S (0,05) et de CH<sub>3</sub>OH (0,1).

Tableau 23. Influence de l'amélioration sur la composition finale et le pouvoir calorifique du syngaz

Exemple	Gaz initial Composition			Pouvoir calorifique supérieur en Btu/scf*	Gaz final Composition			Pouvoir calorifique supérieur en Btu/scf*	Augmenta- tion du pouvoir calorifique %
	CO <sub>2</sub> %	N <sub>2</sub> %	Divers %		CO <sub>2</sub> %	N <sub>2</sub> %	Divers %		
(1)	10,7	62,1	27,2	153	1,0	1,0	98	524	242
(2)	10,7	62,1	27,2	153	1,0	71,8	27,2	169	10
(3)	23,2	0,0	76,8	443	1,0	0,0	99,0	569	23

\*/ Btu = British thermal unit

scf = pied cube ramené à 0°C et 760 mm.

BIBLIOGRAPHIE

1. St. Louis Refuse Processing Plant, EPA-650/2-75-044, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. May, 1975.
2. Savage, G. and G. Trezek, "Screening Shredded Municipal Solid Waste", Compost Science, 17(1):7-11 (Jan.-Feb., 1976).
3. Goodrich, W.F. The Economic Disposal of Towns Refuse, P.S. King and Son, London. 1901 (340 pp.).
4. Weinstein, N.J. Municipal-Scale Thermal Processing of Solid Wastes, U.S. EPA Report No. EPA/530/SW-1330, 1977 (349 pp.).
5. Shuster, W.W., Partial Oxidation of Solid Organic Wastes. Final Report, Bureau of Solid Waste Management SW-7RG, 1970, p. 111.
6. Groner, R.R. et al. "The Chemical Transformation of Solid Wastes", AICHE Symposium Series 68 (122): 28-39, 1972.
7. Davidson, P.E. and T.W. Lucas, "The Andco-Torrax High-Temperature Slagging Pyrolysis System", Solid Wastes and Residues - Conversion by Advanced Thermal Processes, ACS Symposium Series 76, 1978.
8. Mark, S.D., D. Bohn, and C. Melan, "Recent Developments in a Slagging Process for Conversion of Refuse to Energy", Proceedings from the International Recycling Congress, Berlin, 1979.
9. Levy, S.J., "Pyrolysis of Municipal Solid Waste", Waste Age, 5(4):14-20, October 1974.
10. Murray, R.H., "Low Btu Gas for Industrial Fuels Market", paper presented at the Symposium on Commercialization of Synthetic Fuels, American Chemical Society, Colorado Springs, Colorado, Feb. 1-3, 1976.
11. Frendberg, A.M., "Performance Characteristics of Existing Utility Boilers when fired with Low Btu Gas", EPRI Symposium, "Power Generation Clean Fuels Today", Monterey, Ca., April 8-10, 1974

