

Zeitschrift: Bollettino della Società ticinese di scienze naturali
Herausgeber: Società ticinese di scienze naturali
Band: 73 (1985)

Artikel: La décharge de déchets urbains : un milieu biologique engendré par l'homme
Autor: Aragno, Michel
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1003418>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 23.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

LA DECHARGE DE DECHETS URBAINS: UN MILIEU BIOLOGIQUE ENGENDRE PAR L'HOMME

MICHEL ARAGNO

LABORATOIRE DE MICROBIOLOGIE - UNIVERSITÉ DE NEUCHÂTEL
CHANTEMERLE 22 CH - 2000 NEUCHÂTEL 7

Riassunto: Lo scarico dei rifiuti urbani: un ambiente biologico creato dall'uomo

In Svizzera, 2/3 dei rifiuti domestici sono costituiti di materia organica, principalmente rifiuti di cucina vegetali ed animali, carta e cartone. Compresi in uno scarico, si comportano come un mezzo di cultura, che permette lo sviluppo di una successione di flore microbiche; dapprima una flora aerobica, poi fermentativa e finalmente metanogenica. Ne consegue una progressiva diminuzione del potenziale d'ossidoreduzione, accompagnata dall'eliminazione dell'ossigeno, dalla produzione di acidi grassi volatili e di alcoli, d'idrogeno e di gas carbonico, mentre nitrati e solfati vengono ridotti. Quest'evoluzione biologica culmina in un'associazione batterica molto stabile: la sintrofia metanogenica. Quest'ultima sarà responsabile della maggior parte della degradazione delle sostanze organiche, che ha come risultato la stabilizzazione dello scarico. Questo processo può durare 20 anni nel caso di uno scarico convenzionale, ma alcuni miglioramenti permettono di ridurre considerevolmente il tempo necessario alla stabilizzazione; per esempio la cernita e lo sminuzzamento delle frazioni organiche, il riciclaggio delle acque di percolazione e l'aggiunta di fanghi di depurazione già digeriti. Ricoprendo lo scarico con uno strato di terra, si materializza la zona di contatto fra l'aria e le sostanze volatili che si diffondono dall'interno. Queste saranno ossidate da batteri aerobici che si sviluppano nella terra.

Summary: The sanitary landfill: a biological environment generated by man

Solid, domestic waste consists of about 2/3 of organic materials, such as plant and animal kitchen waste, paper and cardboard. Once compacted into a sanitary landfill, this garbage behaves as a culture medium, supporting a succession of microbial floras, i.e. aerobic, fermentative and methanogenic. As a consequence, a progressive decrease in oxydoreductive potential

occurs, accompanied by oxygen exhaustion, short chain fatty acids and alcohols production, hydrogen and carbon dioxide evolution, nitrate and sulfate reduction. It climaxes in a highly stable, syntrophic methanogenic bacterial association. This latter is responsible for most of the degradation of the organic matter, leading eventually to landfill stabilization. This will last up to 20 years in a conventional, compacted sanitary landfill.

Optimization processes could shorten considerably this delay, and together decrease the environmental impact of landfill disposal. They include sorting and grinding of the garbage, recycling of percolating waters and addition of digested sewage sludge. A soil layer covering the landfill will materialize the interface between garbage and air, supporting the growth of aerobic bacteria which will oxidize the gases and volatile compounds produced in the anaerobic garbage layers.

TEXTE D'UNE CONFERENCE PRESENTEE A LA SOCIETE TESSINOISE DES
SCIENCES NATURELLES, le 6 février 1985.

Dans un pays européen développé, il est produit environ 1 kg de déchets ménagers solides par habitant et par jour. Un homme engendre en un an six fois son propre poids d'ordures. Ces quantités sont encore nettement plus élevées aux USA.

Un tel développement est relativement récent, lié à l'urbanisation, à l'utilisation croissante des emballages, à l'invasion de la publicité imprimée et, plus généralement, à la surconsommation. Dans les sociétés rurales primitives, il n'en allait pas de même: les instruments usagés étaient réparés dans la mesure du possible, tandis que les déchets des cultures et de la cuisine étaient recyclés dans leur quasi-totalité; comme dans les cycles biogéochimiques naturels, la matière organique retournait aux sols, permettant ainsi la régénération du "pool" de matière humique nécessaire à maintenir leur structure.

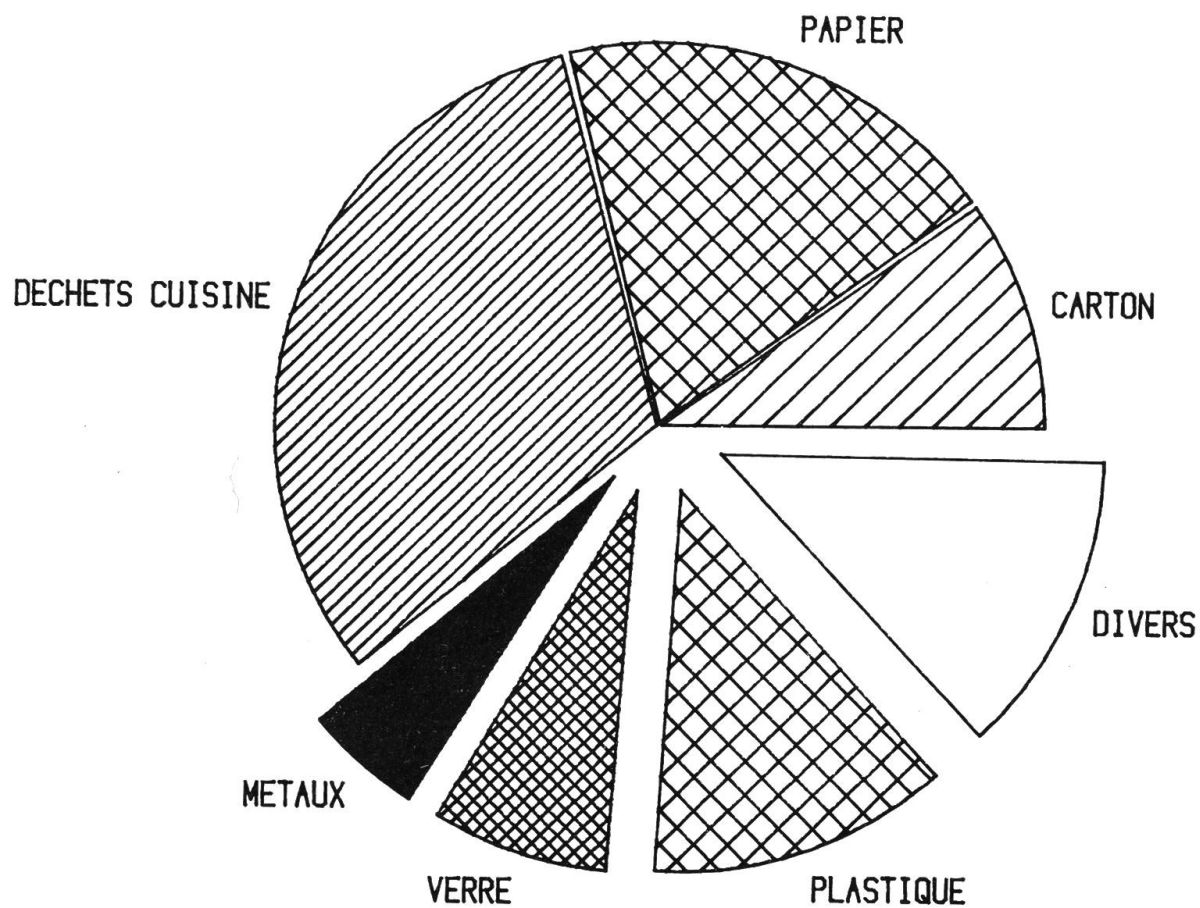


Fig. 1. - Composition moyenne des ordures domestiques en Suisse, selon les données de l'Office fédéral de la protection de l'environnement (1984). Ce graphe inclut la fraction non triée, selon les estimations de l'EAWAG.

Tableau 1

Efficacité du tri domestique en Suisse

Matériel	% récupéré	% en décharge
Carton et papier	44.4	55.6
Verre	44.9	55.1
Métaux magnétiques	5.5	94.5
Aluminium	1.0	99.0
Textiles	13.3	86.7

Données estimées par l'Office fédéral de la protection de l'environnement (1984) pour l'année 1982.

D'une enquête effectuée en 1982-83 (Office fédéral de la protection de l'environnement, 1984), on peut tirer une image globale, de la composition des déchets ménagers helvétiques (fig. 1). On voit que près des deux tiers sont composés de matières d'origine biologique naturelle (déchets de cuisine animaux et végétaux, papier et carton), un quart de matériaux plus ou moins récupérables (métaux, verre et plastiques) et un sixième de "divers". Quels que soient les efforts accomplis pour le tri et la récupération "à la source" de certains composants (tableau 1), domaine dans lequel notre pays est certainement à la pointe, la plus grande partie du papier et du verre, des métaux magnétiques, de l'aluminium et des textiles parviennent aux stations d'élimination des déchets, mélangés aux autres composants.

La gestion de ces déchets a dès lors impliqué une élimination par concentration, dans des décharges tout d'abord, puis, dès la fin des années 1960, par incinération. Toutefois, ce dernier procédé ne permet pas d'éliminer totalement la décharge.

Aujourd'hui, même si, curieusement, on omet souvent de la mentionner, l'incinération se trouve être une des sources majeures de la pollution atmosphérique. La pelletisation, fabrication de "comprimés" d'ordures, fournit un matériau combustible utilisable de façon dispersée dans de petites installations, au niveau desquelles un contrôle des émanations est encore beaucoup plus aléatoire que dans une station centralisée. On pourrait dès lors assister à une réactualisation de la décharge, dans le cadre cette fois d'une gestion intégrée optimale de l'ensemble de nos déchets, solides et liquides.

Une décharge peut être un endroit plus ou moins pudiquement à l'écart de la localité, où l'on abandonne les yeux fermés (et le nez bouché) les déchets de notre activité; ce sont de telles décharges qui ont certainement provoqué le plus de réactions négatives vis-à-vis de ce mode de traitement des ordures. Ce peut aussi être un lieu dans lequel, par une gestion intelligente, on s'efforce de minimiser la charge que la décomposition des déchets fait subir à l'environnement (principalement l'émission d'odeurs, de toxiques, de gaz présentant un danger d'explosion, et d'eaux de percolation polluant les nappes phréatiques), tout en réduisant au maximum la durée de sa phase "active". C'est ce type de décharge, contrôlée et compactée, qui va nous intéresser ici. Nous verrons comment, sur la base des phénomènes biologiques qui s'y déroulent, il devrait être possible d'en améliorer encore le fonctionnement.

Convenablement compactée, et avec une certaine teneur en eau, une décharge représente un milieu biologique dans lequel une succession de microorganismes vont se développer. Les principaux d'entre eux étant des bactéries, il nous paraît utile de résumer ici quelques propriétés importantes de ces formes de vie microscopiques.

Les bactéries sont des organismes le plus souvent microscopiques, unicellulaires, dont les dimensions moyennes sont de l'ordre du micromètre. Très simples d'organisation, elles présentent cependant une très grande variété de modalités de développement et d'adaptation à des conditions et à des nutriments très divers. On trouve des bactéries dans les milieux les plus variés, parfois

extrêmes, comme les boues acides et bouillantes des solfatares, les sols glacés de l'Antarctique, les sédiments des fosses océaniques ... et les décharges publiques. Du fait de leur surface d'absorption importante (comparée à son volume, la surface d'absorption d'une bactérie est 10'000 fois plus grande que celle d'un être humain), elles manifestent une grande intensité dans leurs échanges avec le milieu extérieur, et, parfois, une vitesse de croissance très élevée. Elles sont à même de consommer et de détruire presque toutes les substances organiques d'origine naturelle. Elles sont enfin potentiellement ubiquistes, car elles peuvent survivre assez longtemps à des conditions défavorables, et être transportées à distance par des poussières. Aussi, la présence d'une bactérie dans un milieu donné n'est-elle conditionnée que par l'aptitude de ce milieu à lui fournir un environnement favorable à son développement.

Le milieu représenté par les ordures mises en décharge est donc contaminé à l'origine par des bactéries très variées. Différents facteurs vont interagir pour conditionner le développement et la succession des microorganismes au cours de la décomposition d'une masse d'ordures:

- la disponibilité des nutriments essentiels
- l'adéquation des bactéries aux conditions du milieu
- leur vitesse de croissance
- les modifications du milieu entraînées par leur activité

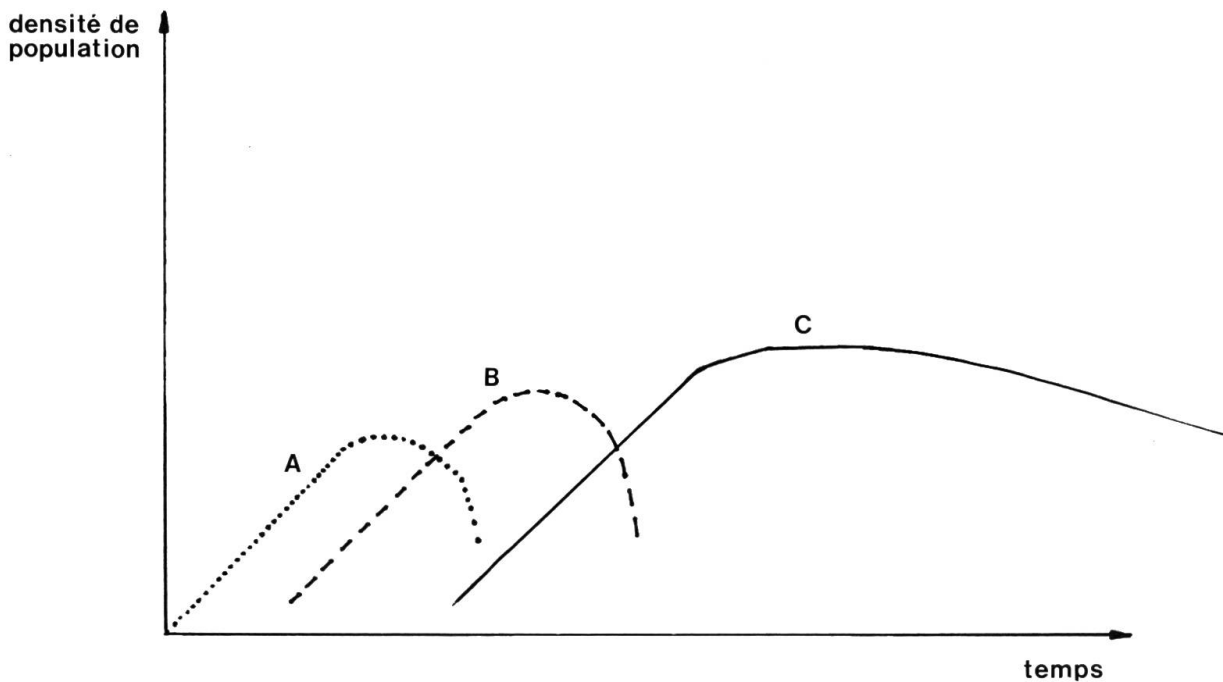


Fig. 2. - Représentation schématisée d'une succession de populations microbiennes. A et B: populations transitoires. C: population "climaxe".

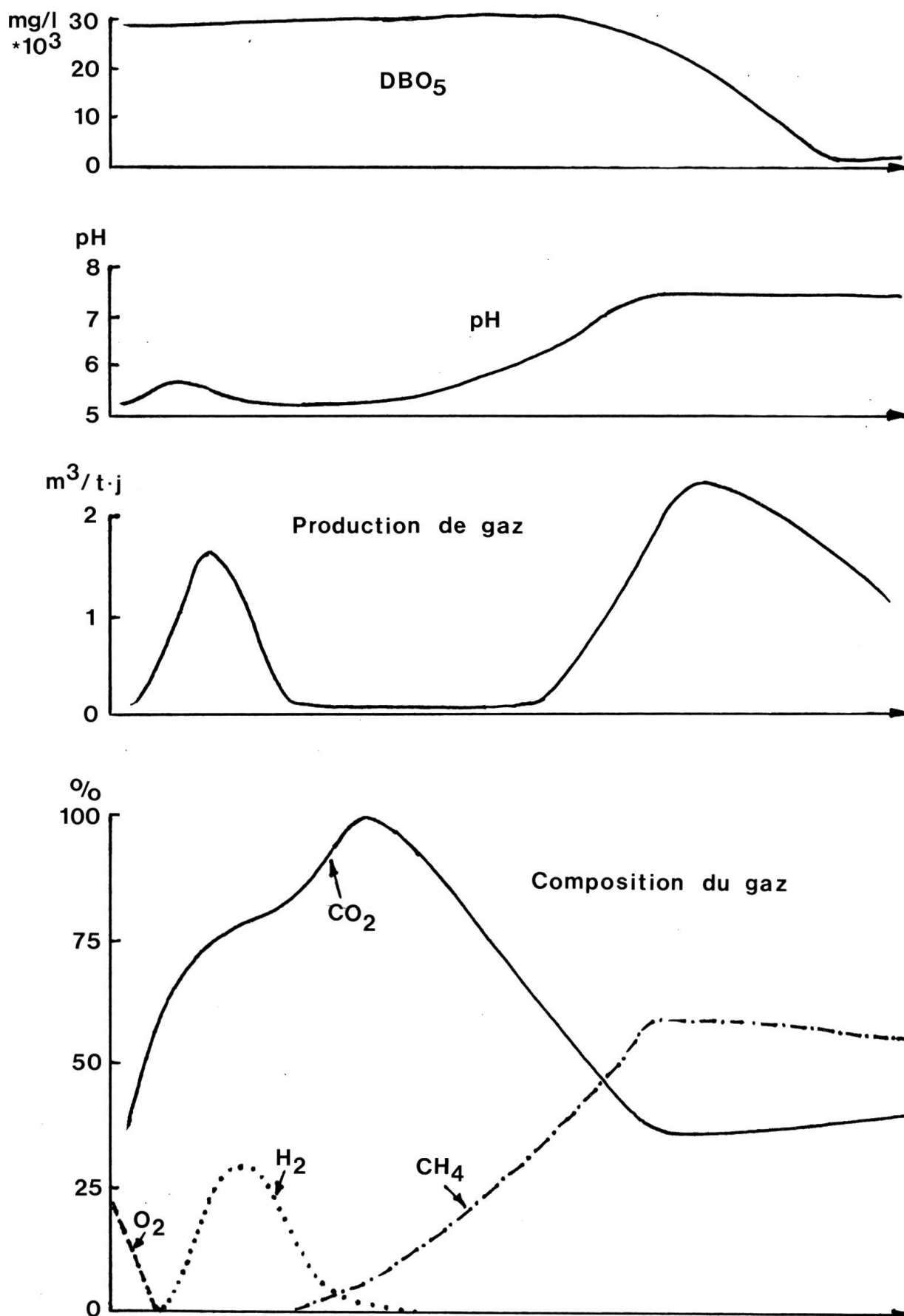


Fig. 5. - Diagramme de l'évolution des émissions gazeuses et liquides dans une décharge contrôlée. L'échelle de temps est arbitraire.

DBO_5 : demande biologique d'oxygène après 5 jours.

Certaines bactéries ne pourront s'y développer, d'autres en revanche vont trouver là un environnement favorable et des nutriments en abondance, et vont rapidement pulluler. De ce fait, les conditions physicochimiques du milieu seront modifiées, et d'autres bactéries vont à leur tour y trouver leur compte. On peut donc s'attendre à observer (fig.2) une succession de populations, le tout tendant peut-être vers un état de "croisière", avec une flore stable. Progressivement, l'activité de cette flore va diminuer, avec l'épuisement des substances nutritives et énergétiques du milieu; finalement la décharge pourra être considérée comme "stabilisée". Une vision globale de cette succession de microflores est donnée par les analyses des fluides (gaz et eaux de percolation) émis par la décharge (fig.3, Glauser et al., 1985). Tout d'abord, on observe la disparition de l'oxygène, due à l'activité respiratoire des microorganismes aérobies (bactéries et champignons, principalement). Cette première phase implique un changement très important des conditions de vie, qui deviennent anaérobies. Certains organismes obligatoirement aérobies (c'est-à-dire ayant un besoin absolu d'oxygène pour vivre) vont disparaître, ou tout au moins ne se développent plus.

D'autres, les anaérobies facultatifs, changent leur mode de vie: de la respiration aérobie, ils passent à certaines fermentations, engendrant des quantités importantes d'acides organiques et d'alcools, de gaz carbonique et d'hydrogène moléculaire. On observe alors une phase de production gazeuse, avec un mélange d'hydrogène et de gaz carbonique. Simultanément, on note la disparition (s'il y en avait) des nitrates, que certaines bactéries sont capables d'utiliser pour respirer en remplacement de l'oxygène (phénomène de dénitrification).

A la suite de cette phase, la production de gaz ralentit considérablement. L'hydrogène disparaît progressivement, remplacé par le méthane. La proportion de ce dernier gaz croît jusqu'à atteindre environ 60%. Le pH s'élève, suivi par une augmentation importante de la production gazeuse. Simultanément, on observe une réduction des ions sulfate, avec apparition d'hydrogène sulfuré qui forme, en présence d'ions ferreux, un précipité noir de sulfure de fer. On arrive alors dans une phase de production intense d'un mélange à peu près stable de "biogaz" (60% CH₄ et 40% CO₂), qui s'accompagne d'un abaissement de la teneur des eaux de percolation en matière organique. Finalement, suite à l'épuisement du substrat, la production du biogaz diminue à son tour, tandis que sa composition varie peu. Au cours du processus, et jusqu'à la montée du pH, on observe une évolution du potentiel global d'oxydoréduction du milieu: élevé au début (présence d'oxygène, activité aérobie), intermédiaire durant la première phase anaérobie productrice d'hydrogène, il est très bas (inférieur à -350 mV) lors de la phase méthanogène. Cette dernière, phase "climax", est la plus importante et stable. C'est elle qui entraîne la décomposition de la plus grande partie de la matière organique dégradable, et qui amène progressivement la décharge à un état stable.

Dans la nature, la méthanisation est le processus normal de décomposition de la matière organique en absence d'oxygène. Elle représente en fait une dismutation globale, les produits finaux

étant le méthane, dérivé le plus réduit du carbone biologique, et le gaz carbonique, le plus oxydé. Ce phénomène se déroule "spontanément" dans les sédiments des eaux douces, dans des sols hydromorphes (gaz des marais), et dans le tube digestif des animaux, tout particulièrement dans la panse des ruminants.

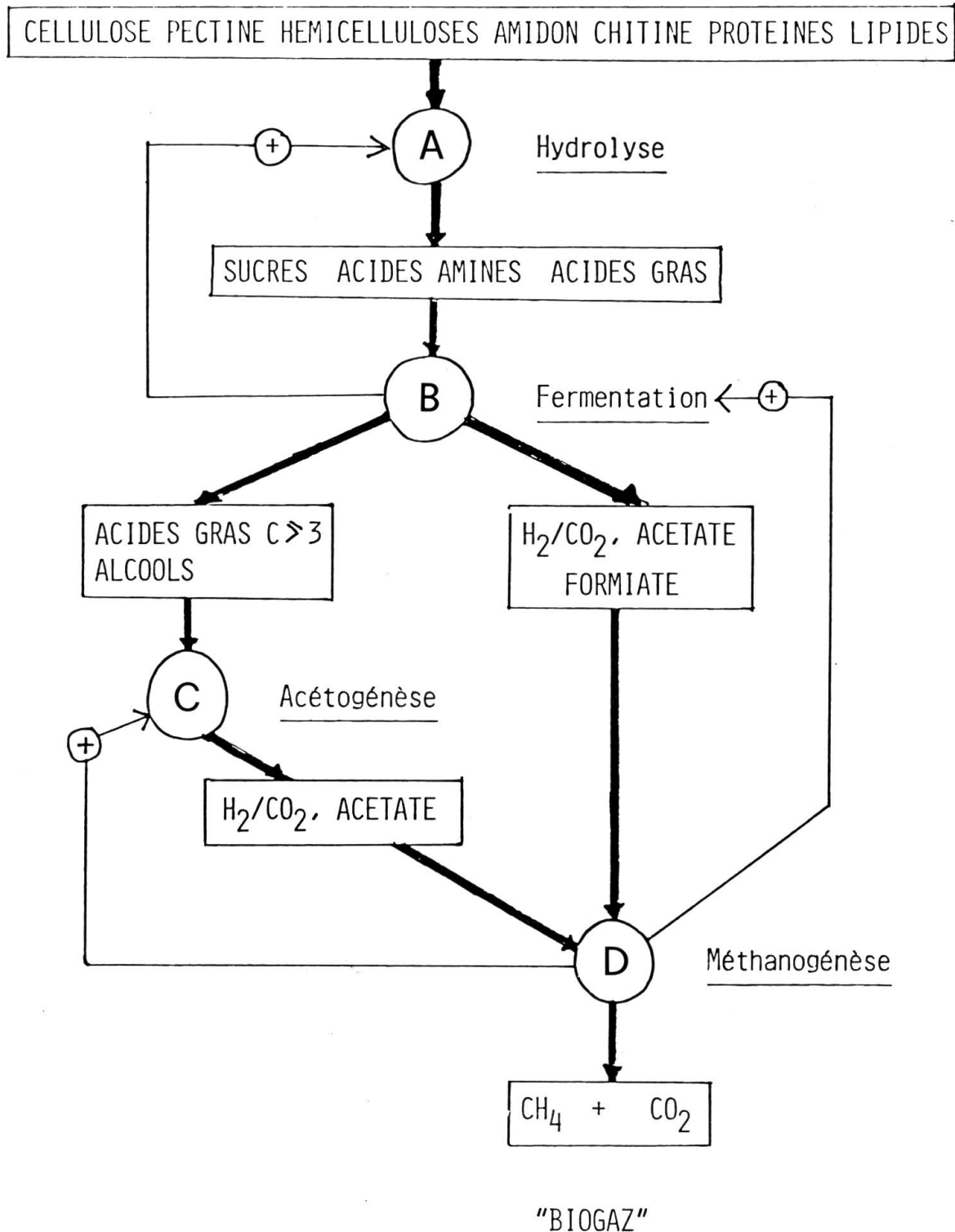


Fig. 4. - Schéma du flux carboné et des interactions positives dans l'association syntrophe méthanogène.

Pris isolément, aucun microorganisme n'est capable de transformer directement des substances organiques complexes, comme les polysaccharides, les protéines ou les lipides, en méthane et en CO₂. C'est une succession, voire (si on l'analyse en détail) un réseau de processus biologiques gouvernés par des microorganismes diversément spécialisés qui intervient (Bryant, 1977 et 1979; Mak, 1982; Zehnder, 1982). On peut séparer ces processus en quatre groupes de fonctions (fig.4):

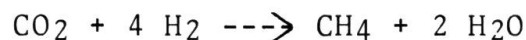
A. Une *hydrolyse enzymatique*. Les biopolymères ne peuvent pas être directement absorbés par les bactéries. Ils doivent être convertis tout d'abord en molécules simples: sucres, acides aminés, acides gras. Cette transformation est effectuée par des enzymes localisés à la surface des bactéries ou émis par celles-ci dans le milieu.

B. Les sucres, acides aminés et acides gras sont alors soumis à un ensemble de transformations, les *fermentations*, menant à la formation de produits tels que des acides organiques, des alcools et d'autres substances neutres, ainsi qu'une certaine quantité de CO₂ et d'H₂.

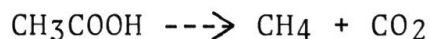
C. Tandis que les acides acétique et formique, ainsi que le mélange hydrogène + CO₂ peuvent être convertis directement en méthane (voir plus loin), les acides organiques à plus de deux atomes de carbone, ainsi que les alcools, doivent tout d'abord être convertis en acide acétique et hydrogène. C'est le fait d'un groupe récemment découvert de bactéries, les *acétogènes réductrices de protons*.

D. Le dernier pas est la production de méthane par les *bactéries méthanogènes sensu stricto*. Il y a en fait plusieurs types de méthanogénèse. Les deux principaux sont:

- la méthanogénèse autotrophe, qui est la réduction du gaz carbonique par H₂:



- la méthanogénèse acétoclaste, qui scinde la molécule d'acide acétique en gaz carbonique et méthane:



Des interactions étroites coordonnent l'activité des différents groupes d'organismes: il y a la chaîne trophique descendante, chaque groupe fournissant le suivant en substrats; il y a aussi des interactions positives ascendantes: l'élimination par certains organismes des produits du métabolisme d'autres bactéries favorise l'activité de ces dernières.

Une fois établie, une telle association présente une grande stabilité et une activité élevée, pour autant qu'un certain nombre de conditions soient réunies. Le pH doit, et c'est peut-être là la condition majeure, être maintenu neutre à légèrement alcalin (entre 7 et 8). Au dessous d'un pH de 6 - 6.5, il n'y a plus au-

cune activité méthanogène: le système est bloqué. Pour assurer une bonne activité, il faut également une quantité suffisante d'éléments nutritifs, et en particulier d'azote ammoniacal, une température constante, une teneur en eau élevée, un substrat de granulométrie fine (ce qui fournit une surface plus grande pour l'attaque microbienne et enzymatique).

Ces conditions, que l'on peut assez bien réaliser dans un système de digestion anaérobie agité, chauffé et en suspension liquide, ne sont que fort mal remplies dans le cas d'une décharge compactée traditionnelle. Si un temps de rétention d'une dizaine de jours suffit, dans un digesteur de laboratoire ou industriel, à méthaniser des ordures à plus de 90% du taux maximum de conversion (Glauser et al., 1985), une décharge "classique" peut produire du méthane pendant une vingtaine d'années avant d'être réellement stabilisée. Or le méthane forme, avec l'air, un mélange explosif qui peut présenter un danger, non seulement au niveau de la décharge elle-même, mais aussi de ses environs (immeubles, etc.). On peut drainer une bonne part de ce méthane hors de la décharge, ce qui présente le double avantage de diminuer le risque d'explosion et de permettre la récupération d'une quantité d'énergie non négligeable. Un tel drainage est réalisé depuis plusieurs années à Croglio (Tessin). Mais, de toutes façons, l'optimisation de la décharge est souhaitable, car elle entraîne une production plus intense d'un gaz de meilleure qualité, tandis que la surface occupée pourra être rendue plus rapidement à une autre destination, tout en échappant plus rapidement à la nécessité d'un strict contrôle anti-pollution. C'est à cette tâche que s'est attelé l'ing. Mauro Gandolla, directeur du "Consorzio per l'Eliminazione dei Rifiuti del Luganese" à Bioggio (Tessin), et ses collaborateurs. Leurs travaux visent à la fois à accélérer le processus de décomposition anaérobie de la matière organique et à minimiser l'impact environnemental de la décharge. Les deux approches ne sont d'ailleurs pas contradictoires, et, bien souvent, l'une entraîne l'autre.

Que peut-on tenter pour accélérer le processus biologique de décomposition anaérobie? Tout d'abord, améliorer la structure de la matière en décharge. Par un tri adéquat, qui permet aussi de récupérer certaines fractions (verre, métaux, évt. matières plastiques), et par un broyage ou un déchiquetage approprié, on peut donner à la masse une structure plus homogène et une surface plus grande exposée à l'attaque bactérienne et enzymatique. Le recyclage des eaux de percolation a comme double effet de maintenir une humidité élevée dans le substrat et d'assurer une meilleure élimination des substances qui y sont dissoutes. L'adjonction de déchets riches en éléments nutritifs (en particulier l'azote et le phosphore, éléments en général peu abondants dans les ordures ménagères solides) a une influence considérable sur l'activité de la décharge. Un tel déchet est représenté par les boues des stations d'épuration, que l'on pourrait ajouter fraîches dans la décharge. L'adjonction de boues digérées est encore plus efficace. Elles contiennent déjà une flore bactérienne abondante dont la composition est voisine de celle qui se développera lors de la décomposition des ordures. L'effet d'une telle adjonction est multiple:

- elle accélère le début de la digestion en mettant

immédiatement en présence du substrat un nombre important des bactéries de l'association méthanogène.

- elle diminue la production d'hydrogène, évite, dans une certaine mesure, l'accumulation d'acides organiques qui abaissent le pH, et rend ainsi le milieu plus propice à la digestion méthanique. En effet, les bactéries des boues digérées vont immédiatement pouvoir consommer ces acides et cet hydrogène.

- de ce fait, la charge des eaux de percolation en acides gras volatils, source de pollution, est considérablement diminuée.

- le contenu plus élevé des éléments nutritifs permet le développement d'une population plus importante de bactéries, et donc une activité plus intense de celles-ci.

Des essais effectués à différentes échelles (fermenteurs de 30 et de 1600 litres, lysimètres de 2,5 et 100 m³) ont permis de vérifier ces hypothèses (Gandolla et al., 1982).

Les gaz émis par la décharge contiennent différentes substances. Les principaux composants sont le méthane, le gaz carbonique et, durant les premières phases de la décomposition, l'hydrogène moléculaire. Ils peuvent contenir encore, sous forme de traces, des substances toxiques ou malodorantes, telles que de l'hydrogène sulfuré, des mercaptans et des acides organiques (butyrique, valérique, caproïque), des organochlorés, etc.

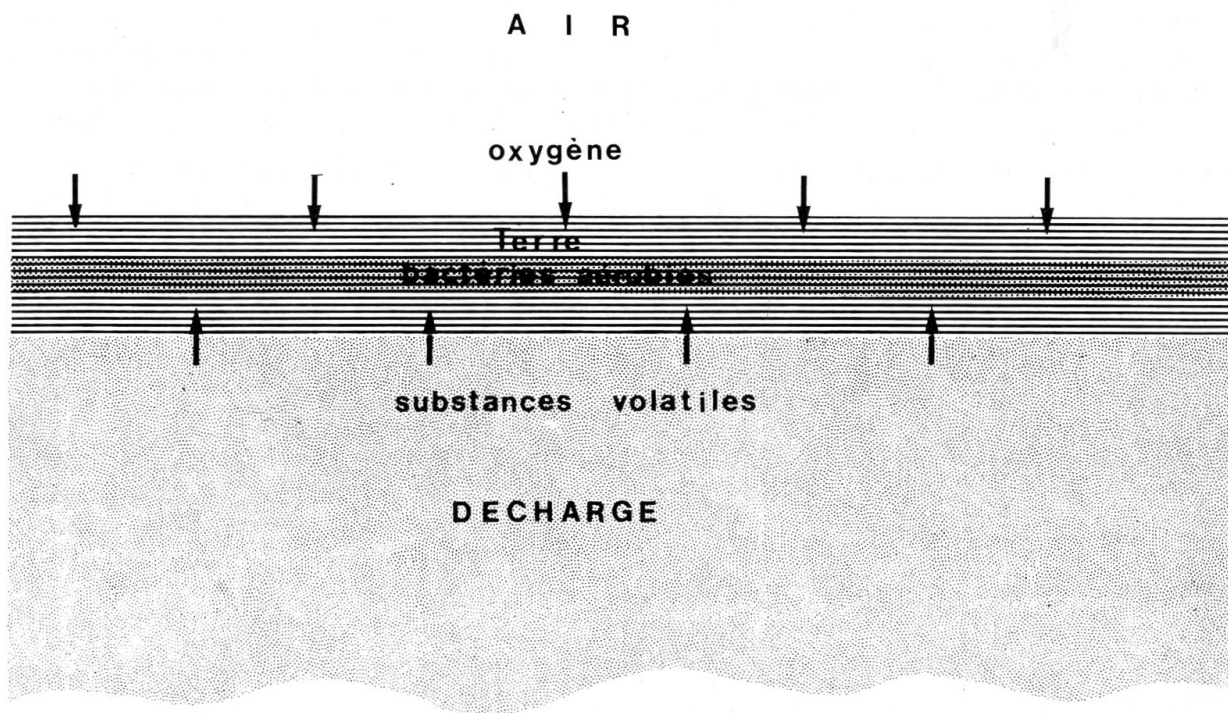


Fig. 5. - Schéma d'une coupe à travers la couche de terre recouvrant une décharge, matérialisant l'interface entre l'air et les substances volatiles formées dans la zone anaérobie.

L'interface entre la partie anaérobie de la décharge et l'air représentera alors un milieu particulier, où des bactéries aérobies vont se développer et oxyder ces diverses substances. Une telle interface est matérialisée par exemple par la couche de terre avec laquelle on recouvre la décharge (Fig.5). Cette terre fonctionne alors comme un support organominéral sur lequel sont fixées des bactéries; celles-ci s'alimentent en énergie et en matières carbonées à partir de certains composants du flux gazeux qui traverse la terre.

C'est le cas des hydrogénobactéries, microorganismes très répandus qui sont à même d'utiliser l'énergie provenant de la réaction entre l'hydrogène et l'oxygène (Aragno et Schlegel, 1981). Des essais en laboratoire nous ont montré que de tels organismes pouvaient se développer dans une terre semblable à celle avec laquelle on recouvre les décharges, et étaient à même d'oxyder complètement l'hydrogène dans un flux gazeux comparable, et même supérieur, à celui engendré par une décharge. Des essais ultérieurs porteront sur l'oxydation d'autres composés, comme les acides organiques, les mercaptans et le méthane. La couverture de terre de la décharge ne représente donc pas qu'un voile pudique jeté sur nos déchets; elle est bien plus un milieu biologique en soi, interface entre l'atmosphère et le monde anaérobie des profondeurs. Cette recherche permet d'ailleurs d'étudier le fonctionnement des filtres biologiques de terre, destinés simultanément à détoxifier et à désodoriser les gaz, tout en leur enlevant les composants présentant un risque d'explosion.

En conclusion, il est possible, au niveau d'une décharge, d'améliorer encore considérablement le traitement des déchets. En les triant et en les préparant correctement, en y ajoutant des boues d'épuration digérées et en recyclant les eaux de percolation, on accélère le processus de stabilisation, tout en permettant une récupération plus efficace du biogaz produit et en diminuant la charge environnementale.

Cependant, une telle décharge présente encore un grave défaut, si on la considère dans le cadre d'une gestion écologique globale de l'activité humaine. Les déchets solides rassemblent la plus grande partie de la matière organique d'origine végétale que nous avons prélevée dans les cultures, les forêts, etc. Dans un cycle biologique naturel, cette matière retombe sur le sol qui l'a produite, où elle permet la régénération continue de l'humus. Sans cet humus, les sols perdraient leur structure et donc leur qualité de support de la végétation. Surexploités sans compensation, ils dégénèrent inmanquablement. Il est donc nécessaire de leur rendre, sous forme d'amendements, les précurseurs organiques des matières humiques. La conversion en amendements des déchets organiques, au bénéfice de l'agriculture, est une nécessité à long terme. Elle implique un tri plus poussé, un abaissement de la teneur des déchets en métaux lourds, et finalement un procédé de traitement de la fraction organique plus intensif (digestion), qui porterait par exemple sur la partie la plus biodégradable de ces déchets (Glauser et al., 1985). Mais quel que soit le procédé de traitement choisi, la décharge restera toujours nécessaire, pour la fraction non recyclable des déchets, que l'on souhaite rendre aussi petite que possible.

REMERCIEMENTS

Les travaux présentés dans cet article s'inscrivent en grande partie dans les études de développement menées par le "Consorzio per l'Eliminazione dei Rifiuti del Luganese". Nous remercions son directeur, l'ing. M. Gandolla, de nous avoir autorisé à présenter quelques conclusions de ses recherches. Les études sur l'oxydation de l'hydrogène s'inscrivent également dans le cadre du projet 3.517-83 du Fonds national suisse de la recherche scientifique. L'auteur exprime sa reconnaissance à Mlle Lucia Cannata, pour le résumé en italien.

Bibliographie

- ARAGNO, M., SCHLEGEL, H.G. 1981. The hydrogen-oxidizing bacteria. In: Starr, M.P. et al. (éd.): *The Prokaryotes, a handbook on habitats, isolation and identification of bacteria*, pp. 865-893. Springer Verlag, Heidelberg.
- BRYANT, M.P. 1977. The microbiology of anaerobic degradation and methanogenesis with special reference to sewage. In: Schlegel, H.G. and Barnea, J. (éd.): *Microbial energy conversion*, pp. 107-117. Pergamon Press, Oxford.
- BRYANT, M.P. 1979. Microbial methane production. Theoretical aspect. *J. Animal Sci.* 48, 193-201.
- GANDOLLA, M., GRABNER, E., LEONI, R. 1982. Ergebnisse von Lysimetern auf der Deponie Croglia, CH. Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, Heft 33, 1982.
- GLAUSER, M., ARAGNO, M., GANDOLLA, M. 1985. Anaerobic digestion of urban wastes: sewage sludge and organic fraction of garbage. In: Wise, D. (éd.): *Bioenvironmental systems*. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida (USA) (sous presse).
- MAH, R.A. 1982. Methanogenesis and methanogenic partnership. *Phil. Trans. Royal Soc. London* B297, 599-616.
- OFFICE FEDERAL DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT. 1984. Enquête sur les déchets 1982-83. Cahiers de l'environnement, 27, Berne.
- ZEHNDER, A., INGVORSEN, K., MARTI, T. 1982. Microbiology of methane bacteria. In: Hughes, D.E. et al. (éd.): *Anaerobic digestion 1981*, 45-68. Elsevier Biomedical Press, New York.

