

Compostage : processus et moyens de contrôle

Impact environnemental

Jean-Marie Paillat
Mai 2008

1. Introduction

La gestion des [déjections animales](#) dans les régions de forte concentration d'élevages pose de plus en plus de problèmes en raison des réglementations toujours plus contraignantes visant la préservation des milieux contre la pollution des eaux, de l'air et des sols. De même, le [recyclage agronomique](#) des déchets organiques provenant des industries agro-alimentaire et des villes est recherché dans de nombreux contextes, au Nord comme au Sud. Pour améliorer cette gestion, une transformation des effluents bruts peut s'avérer utile. Parmi les procédés de transformation des matières organiques, le compostage est particulièrement intéressant pour le transfert des déjections animales entre exploitations ou entre régions ([diapo 4](#)), car il permet de réduire considérablement la masse et le volume des effluents initiaux permettant ainsi une diminution des coûts de transport. Cependant, ce transfert est conditionné par l'hygiénisation des déjections qui dépend des modalités de conduite du compostage. De plus, lors des transformations intenses de la matière organique (MO), un transfert de pollution vers l'atmosphère est possible selon les substrats mis à composter et les modalités de conduite du compostage (Peigné et Girardin, 2004). Face à ce constat, s'assurer du bilan environnemental du compostage, en particulier pour les matières organiques d'origine animale est primordial.

A titre d'exemple, en France, très peu d'effluents d'élevage sont actuellement concernés par le compostage, estimé par Menasseri (2005, d'après Ademe 2004) à 0,45 Mt de compost épandus sur les 280 Mt de déjections animales produites. En revanche, 2,5 Mt de composts sont épandues sur les sols agricoles, provenant surtout des déchets verts, mais aussi de déchets d'industries, de boues de station d'épuration, d'ordures ménagères, et enfin d'engrais organiques et d'[amendements](#) élaborés.

Le compostage est un processus contrôlé de dégradation des matières organiques d'origine végétale ou animale ([diapo 5](#)). C'est une succession de communautés microbiennes (bactéries, champignons) en condition aérobie, majoritairement, entraînant une montée en température (Menasseri 2005, d'après Francou, 2003). Les transformations des matières organiques durant ce procédé permettent d'obtenir un produit plus ou moins stabilisé appelé compost, de composition variable selon les produits mis en fermentation et les conditions de compostage. Généralement, le compost est de manipulation aisée, ayant peu ou pas d'odeur, et hygiénisé si le procédé a été conduit avec une [phase thermophile](#) suffisante. Il permet un stockage temporaire de l'azote et du carbone. Apporté au sol, il libère l'azote progressivement pour les plantes et constitue un bon amendement. Ainsi, le compostage présente un intérêt à deux niveaux ([diapo 6](#)) :

- 1- en terme de gestion de la fertilité à l'échelle de l'exploitation agricole ou d'un territoire (amélioration de la gestion des effluents avec une réduction de la pollution des eaux, transferts de fertilité avec une efficacité agronomique accrue),
- 2- en terme de stabilisation du carbone à l'échelle d'un pays ou de la planète (immobilisation de carbone dans le sol avec une diminution de l'effet de serre, contribution à la gestion des effluents avec une réduction de la pollution atmosphérique).

Cependant, durant ce processus une quantité importante d'eau et de matière sèche est perdue (environ 50% des masses initiales), essentiellement sous forme gazeuse. Ces gaz émis (CO_2 , CH_4 , CO , NH_3 , N_2O , NO_x ,) ont un impact sur l'environnement à différentes échelles (Gosse et Méryllot, 1996), directement ou indirectement suite à des [redépositions](#) ([diapos 7 et 8](#)) :

1. à l'échelle globale : effet de serre, couche d'ozone (Kroeze, 1994 ; Berger, 2000 ; Houghton *et al.*, 2001 ; IPCC, 2003),
2. à l'échelle régionale : acidification, ozone troposphérique, pollution des nappes (Fangmeier *et al.*, 1994),
3. à l'échelle locale : eutrophisation, pollution des eaux (ApSimon *et al.*, 1987).

2. Processus microbiologiques et physiques

2.1. Différentes phases

Le compostage comprend plusieurs phases (Diapos 10 et 11), mésophile, thermophile, refroidissement et maturation (Houot, 2005) qui correspondent au développement successif de différentes communautés microbiennes, essentiellement des bactéries dans les 2 premières phases, puis majoritairement des champignons et des actinomycètes dans les 2 dernières (Mustin, 1987). La phase de décomposition ou de fermentation, avec la dégradation de la matière organique fraîche dominante correspond au passage des déchets organiques bruts à un compost jeune préhumifié, puis, la phase de maturation avec la biosynthèse de composés humiques dominante correspond au passage du compost jeune à un compost mûr riche en humus.

Dans un tas en compostage, des processus physiques interviennent également, principalement la convection et la diffusion. La convection provient de la chaleur produite par la décomposition aérobie des matières organiques. Ces flux gazeux sont déterminés par la configuration du tas (dimensions, masse) et par la porosité libre à l'air qui dépend des substrats mis à composter. Pour un tas formé en andain (forme classique avec une section trapézoïdale), des entrées d'air ont lieu sur le côté du tas et la sortie d'air a lieu en haut du tas (Diapo 12) ; c'est l'effet cheminée qui détermine des zones plus chaudes, à cœur et en haut et des zones plus froides, à la périphérie et au fond (Gobat *et al.*, 2003). La diffusion provient des différences de concentrations en gaz ou en ions, respectivement dans les phases gazeuses et liquides, provoquées par des conditions variables de transformation des MO selon la localisation dans le tas ou au sein des agrégats.

2.2. Transformations du carbone

Durant le procédé de compostage, différentes transformations du carbone ont lieu (d'après Mustin, 1987) : oxydation des composés carbonés facilement dégradables, méthanisation dans les parties anaérobies au fond du tas ou dans des agrégats, production d'acides organiques à partir des glucides ou lipides, attaques enzymatiques des composés carbonés produisant des glucides et dissolution du CO₂ dans l'eau (Diapo 13). Ces réactions produisent de l'eau métabolique, du CO₂, du méthane, généralement rapidement oxydé en CO₂ dans les couches supérieures aérobie du tas (Jäckel *et al.*, 2004), de la chaleur et une acidification avec la formation de protons.

Ces productions dépendent de la biodégradabilité de la matière organique mesurée par les proportions relatives de sucres et hémicelluloses d'une part et de cellulose et lignine d'autre part (Mustin, 1987) (Diapo 14). Cette plus ou moins grande biodégradabilité conduit à des productions de chaleur différentes et à des courbes de montée en température contrastées : pic élevé et peu persistant avec un substrat très fermentescible et température modérée et persistante avec un substrat peu fermentescible (Diapo 15).

La flore présente, notamment avec un substrat contenant du fumier déjà en cours de décomposition, et la biodégradabilité du carbone conditionnent la rapidité de montée en température, de quelques heures à plusieurs jours (Diapo 16). De même, la convection au sein du tas et les échanges avec l'atmosphère extérieure conditionne cette montée en température (Diapo 17) : celle-ci s'élève d'abord au sommet du tas, puis à l'entrée d'air, et ensuite plafonne à un niveau moyen (40 à 60°C) ; elle s'élève ensuite à cœur et au fond pour atteindre un niveau plus élevé (60 à 70°C) pendant plusieurs jours (Paillat *et al.*, 2005).

Les pertes de MS sont directement corrélée à la porosité libre à l'air (Ab El Kader *et al.*, 2007) (Diapo 18). Les cinétiques cumulées des pertes en carbone sous forme de CO₂ convergent vers 40% du carbone initial pour des substrats comparables, à base de paille. Cependant, ces cinétiques sont plus ou moins rapides selon la biodégradabilité du carbone présent (Paillat *et al.*, 2005) (Diapo 19).

2.3. Transformations de l'azote

Durant le procédé de compostage, des transformations de l'azote ont également lieu (Mancinelli, 1992 ; van Faasen, 1993) : ammonification des composés azotés, hydrolyse de l'urée et dégradation générale de la matière organique, conduisant à une production d'ammonium et à une alcalinisation (libération d'ions OH⁻). La nitrification, comprenant 2 étapes, la nitritation et la nitratation, intervient également et produit des nitrates à partir de l'ammonium. Cette réaction nécessite de l'oxygène et n'est possible qu'à des températures modérées (< 45°C), la flore nitrifiante n'étant pas active au-delà (Schlegel, 1993). La dénitrification réduit, quant à elle, les nitrates en diazote (N₂). Ces 2 réactions peuvent produire du protoxyde d'azote (N₂O). Enfin, une part importante de l'ammonium est organisé par la biomasse microbienne, participant ainsi à la formation d'humus (Diapos 20 et 21) .

D'autres réactions peu fréquentes dans le cas du compostage des effluents d'élevage, car liées à l'absence d'ammonium dans le tas peuvent avoir lieu également, notamment après une maturation très longue : fixation bactérienne de N_2 ou N_2O pour former de l'ammonium (si C disponible et oxygène), assimilation du nitrate par la biomasse microbienne (si C disponible et anoxie), réduction chimique des nitrites en ammonium.

2.4. Volatilisation

La volatilisation de l'ammoniac est sous la dépendance de plusieurs processus (Diapo 22) : dissociation de l'ammonium et de l'ammoniac, dissociation des ions carbonates et du CO_2 , combinaison de l'ammonium avec les ions carbonates. Trois types de constantes régissent ces réactions : les constantes de dissociation dans les équilibres acido-basiques (K_A), la constante de Henry (K_H) dans le passage de l'ammoniac en solution à l'ammoniac gazeux et la constante de transfert (K_V) pour le passage de l'ammoniac vers l'atmosphère (Génermont, 1996).

L'émission d'ammoniac vers l'atmosphère conduit à une baisse du pH en laissant des protons dans la solution, alors que l'émission de CO_2 conduit à une augmentation de pH avec la réaction des protons et des ions carbonate. Ainsi, les transformations de l'azote et du carbone et l'émission de gaz déterminent conjointement l'évolution du pH, avec une acidogénèse durant la phase mésophile liée à la dégradation du carbone, notamment par la production d'acides organiques (phase I), puis une alcalinisation durant la phase thermophile liée à l'hydrolyse des composés azotés (phase II), une diminution du pH liée à l'émission de NH_3 et à l'immobilisation de l'ammonium par la biomasse (phase III) et enfin une stabilisation vers la neutralité avec la maturation (phase IV), le compost ayant un fort pouvoir tampon (Mustin, 1987) (Diapo 23).

3. Facteurs de contrôle – modélisation

3.1. Facteurs influençant les émissions d'azote

Lors du compostage, plusieurs facteurs influencent les émissions d'azote (Diapo 25).

L'émission d'ammoniac est augmentée avec :

1. la disponibilité de l'azote qui conditionne l'importance du pool d'ammonium en solution,
2. le pH qui oriente l'équilibre NH_4^+/NH_{3aq} vers NH_{3aq} (constante de dissociation),
3. la température qui oriente les équilibres NH_4^+/NH_{3aq} vers NH_{3aq} (constante de dissociation) et NH_{3aq}/NH_{3g} vers NH_{3g} (constante de Henry),
4. la convection, alimentée par les différences de température entre l'extérieur et l'intérieur du tas et dépendant de la porosité libre à l'air et de l'humidité, qui favorise le transfert vers l'atmosphère (constante de transfert).

Elle est réduite avec le rapport C/N, la biodégradabilité du carbone qui augmente l'immobilisation de l'azote par la biomasse et diminue le pH (production d'acides organiques) et une température modérée ($< 45^\circ C$) qui favorise la nitrification de l'ammonium en condition aérobie, celle-ci réduisant également le pH par libération d'ions H^+ lors de la nitrification.

L'émission de protoxyde d'azote est favorisée par le manque relatif d'oxygène lors d'un début de nitrification durant la phase mésophile (l'atmosphère du tas est alors saturée en CO_2), plutôt dans les couches externes suffisamment aérées. Cette production est permise par une concentration en oxygène comprise entre 5 et 15%. Elle est également favorisée si le carbone est limitant lors de la dénitrification (concentration en oxygène inférieure à 5%) en phase de refroidissement et de maturation dans les parties anaérobies du tas (fond) ou dans les agrégats.

L'émission de diazote est favorisée par une anoxie prolongée dans les phases du compostage ou dans les zones du tas (fond, agrégats) permettant la dénitrification (température $< 45^\circ C$), lorsque le carbone biodégradable n'est pas limitant.

3.2. Etude des émissions gazeuses et modélisation

Une modélisation des émissions gazeuses au compostage des effluents d'élevage a été construite à partir des mesures réalisées sur 15 tas de compost couvrant une large gamme de variation de quatre facteurs clés (Diapo 26) : azote disponible, carbone biodégradable, porosité et humidité. Il s'agit d'un modèle de type boîte noire reliant des entrées (caractéristiques des substrats) à des sorties sous formes gazeuses.

Le dispositif de mesure (Diapo 27) comprend 4 cellules isolées placées dans un bâtiment régulé en température. Les cellules ont la forme d'un mini bâtiment d'élevage (8 m³ pour 4 m² au sol) avec une entrée d'air en position latérale basse et une sortie d'air en haut de cheminée (Paillat *et al.*, 2005). Un tas de compost est disposé dans chaque cellule. Sur l'air entrant et sur l'air sortant, sont mesurées les concentrations en CO₂, CH₄, NH₃, N₂O et H₂O, ainsi que la température et l'hygrométrie. Le débit d'air est calculé à partir de la mesure de la vitesse d'air en sortie. Les températures sont également mesurées dans les tas de compost à 4 endroits bien différenciés (côté, haut, coeur, fond). Pour chaque cellule (air sortant) et pour 2 points extérieurs (air entrant), les mesures de gaz sont réalisées toutes les 2 min pendant 20 min, soit un cycle de mesure toutes les 2 h en chaque point. Les données sont collectées par des centrales d'acquisition et par un ordinateur.

Pour chacun des 15 tas et pour les 3 gaz principaux émis (H₂O, CO₂ et NH₃), les données sont ajustées par une fonction logistique pour toutes les cinétiques instantanées, par une fonction en double exponentielle pour les cinétiques cumulées de NH₃ et par une fonction simple exponentielle + linéaire pour les cinétiques cumulées de H₂O et CO₂ (jusqu'à 60 jours) (Diapos 28 et 29). On obtient ainsi 15 valeurs pour les 8 paramètres (M_0C_R ; M_0C_S ; k_R ; k_S ; a , b , y_0 , x_0) caractérisant ces courbes pour chacune des émissions. Ces paramètres sont ensuite expliqués par une régression multiple utilisant des variables explicatives (caractéristiques chimiques, biochimiques et physiques initiales des tas) correspondant aux 4 facteurs clés décrits précédemment (Diapo 30). Ce modèle statistique décrit assez bien les émissions mesurées dans nos expérimentations (Diapos 31 et 32) ; il permet d'ores et déjà de décrire l'influence des différents facteurs sur les émissions et devra être validé sur des données indépendantes pour être utilisé comme modèle de prédiction.

3.3. Moyens d'action

A partir de la caractérisation biochimique et physique des produits à composter, il paraît possible de définir les mélanges susceptibles d'être réalisés (association supports carbonés – effluents) et la technique de compostage à privilégier (hauteur du tas, retournement, tassement, couverture, ajout d'eau ...) en fonction d'objectifs prédéfinis tels que la conservation d'azote, de carbone ou d'eau ou leurs éliminations (Diapo 33). Cette approche permet également de connaître les risques d'émissions associés et le cas échéant de tenter d'y remédier.

Si l'objectif est de conserver l'azote dans le compost, l'apport de carbone est primordial, le rapport C/N étant un critère clé de cette organisation. Cependant, dans le cas des effluents d'élevage avec des rapports C/N faibles, la source de carbone apporté doit être très biodégradable. Pour des fumiers très secs, l'ajout d'eau permet de conserver relativement le carbone et favorisera l'organisation, mais un excès d'eau favorise la dénitrification et donc la perte d'azote. Pour des fumiers humides, le tassement est à éviter car, même s'il réduit la volatilisation d'ammoniac, il favorise la dénitrification. Un compromis entre ces processus est donc à rechercher.

Si l'objectif est de traiter un effluent en éliminant de l'azote sous forme non polluante, un compostage en condition très humide permet une dénitrification à condition de favoriser la nitrification dans la couche supérieure aérée. Le compostage en couche de faible épaisseur est favorable à la conduite simultanée de ces processus antagonistes. Il nécessite de disposer de suffisamment de carbone biodégradable sinon, il existe un risque important de dénitrification incomplète avec émission de N₂O. Par ailleurs, la couche aérée supérieure doit être suffisamment épaisse pour oxyder le CH₄ produit en profondeur. Dans ces conditions très humides avec des températures faibles, des brassages réguliers permettent de limiter cette production, sans pour autant accroître l'émission de NH₃. Le produit obtenu n'est cependant pas hygiénisé. Raccourcir la période d'imprégnation en conservant suffisamment de carbone biodégradable devrait alors permettre une montée en température suffisante à la mise en andain, en risquant cependant une émission un peu supérieure de NH₃. Le produit obtenu hygiénisé serait de plus davantage exportable car plus sec et moins riche en éléments fertilisants.

Si l'objectif est de conserver une valeur amendante élevée, notamment si on recherche des propriétés d'amélioration de la structure des sols (Abiven, 2005), on évitera une minéralisation trop importante du carbone en favorisant l'organisation durant la phase thermophile (carbone biodégradable, humidité suffisante, aération) et en réduisant la durée de maturation.

Si l'objectif est de limiter les pertes d'eau, notamment pour les fumiers très secs, le tassement est intéressant car il réduit la montée en température et l'évaporation d'eau. Il réduit également les émissions de NH₃ et N₂O. Au contraire, si on veut maximiser la perte d'eau, l'apport de carbone est nécessaire pour augmenter la production de chaleur. S'il est très biodégradable, cet apport ne devrait pas conduire à une augmentation de l'émission de NH₃. Un ou plusieurs retournements permettent de réorganiser les éléments C, N, O₂ et H₂O au sein du tas et favorisent la production de chaleur. Un tassement après retournement peut alors s'avérer utile pour limiter les émissions de NH₃.

Le soufflage d'air dans les andains en compostage n'est souvent pas compatible avec la conservation de l'azote, du carbone et de l'eau dans le matériau. Ce procédé de séchage ne favorise pas l'organisation de l'azote et du carbone nécessaire à l'obtention d'un compost. Une couverture permettant de condenser ces éléments semble être une solution complémentaire pour assurer ces fonctions de conservation et d'organisation. Des mesures seraient nécessaires pour mieux connaître et valider ces procédés de compostage.

4. Bibliographie

- Abd El Kader, N., Robin, P., Paillat, J.-M., Leterme, P. 2007. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology* 98, 2619-2628.
- Abiven, S., 2005. Relations entre caractéristiques des matières organiques apportées, dynamique de leur décomposition et évolution de la stabilité structurale du sol. Thèse de doctorat, ENSA, Rennes, 262 p.
- ApSimon, H.M., Kruse, M., Bell, J.N.B., 1987. Ammonia emissions and their role in acid deposition. *Atmospheric Environment* 21 (9), 1939-1946.
- Berger A., 2000. La théorie de l'effet de serre. Louvain-la-Neuve, Belgique : Institut d'astronomie et de physique Georges Lemaître, 15 p.
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L., Jäger, H.J., 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation – A review. *Environmental Pollution* 86 (1), 43-82.
- Francou, C., 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents. Doctorat Sciences de la vie, UMR Environnement et grandes cultures, INAPG 2003NAP0035, Paris, 288 p.
- Génermont, S., 1996. Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelles agricoles. PhD thesis, INA Paris-Grignon, 331 p.
- Gobat, J.-M., Aragno, M., Matthey, W., 2003. Le sol vivant - Bases de pédologie - Biologie des sols. Nouvelle édition revue et augmentée, ISBN: 978-2-88074-718-3, Paris, 592 p.
- Gosse, G., Merillot, J.M., 1996. Bilans environnementaux des cultures. In: Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, 19-20 novembre 1996, G. Lemaire & B. Nicolardot. (eds.), INRA Editions, Paris, pp. 69-83.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., Van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A., 2001. Climate change 2001: the scientific basis. Report of the IPCC working group I.
- Houot, S., 2005. Stabilisation des matières organiques au cours du compostage : lien avec les effets observés. Séminaire Sols, 10 février 2005, Centre Armoricaïn de Recherche en Environnement, 59 p.
- IPCC, 2003. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/find_ef.php, 9th of December 2003.
- Jäckel, U., Thummes, K., Kämpfer, P., 2004. Thermophilic methane production and oxidation in compost. *FEMS Microb Ecol.*, 52 (2): 175-184.
- Kroeze, C., 1994. Nitrous oxide and global warming. *The Science of The Total Environment* 143 (2-3), 193-209.
- Mancinelli, R.L., 1992. Nitrogen cycle. *Encyclopedia of Microbiology* vol.3, 229-237.
- Menasseri, S., 2005. Ingénierie des amendements : le cas du compostage - Contexte et enjeux. Séminaire Sols, 10 février 2005, Centre Armoricaïn de Recherche en Environnement, 19 p.
- Mustin, M., 1987. Le compost, gestion de la matière organique. Edition François Dubusc, Paris.
- Paillat, J.-M., Robin, P., Hassouna, M., Leterme, P., 2005. Effet du compostage d'effluents porcins sur les émissions gazeuses et les teneurs en éléments polluants. Rapport final convention ADEME-INRA 0375C0077, GIS Porcherie Verte, UMR SAS, Rennes, 106 p.
- Paillat, J.-M., Robin, P., Hassouna, M., Leterme, P., 2005. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon & nitrogen biodegradability during animal waste composting. *Atmospheric Environment* 39, 6833-6842.
- Peigné, J., Girardin, P., 2004. Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air, and Soil Pollution* 153 (1), 45-68.
- Schlegel, H.G., 1993. *General microbiology*. 7th ed., Cambridge University Press, New York.
- van Faasen, H.G., 1993. Microbial processes of the nitrogen cycle in deep-litter systems for pig housing. Proceedings workshop deep litter systems for pig farming, 21-22 September 1992, J.A.M. Voermans Ed., Research Institute for Pig Husbandry, The Netherlands, p 157-165.