Emission d'effluents gazeux lors du compostage de substrats organiques en relation avec l'activité microbiologique (nitrification/dénitrification)

Hiéronymus Yulipriyanto

▶ **To cite this version:**

Hiéronymus Yulipriyanto. Emission d'effluents gazeux lors du compostage de substrats organiques en relation avec l'activité microbiologique (nitrification/dénitrification). Ingénierie de l'environnement. Université Rennes 1, 2001. Français. NNT : . tel-00654701

HAL Id: tel-00654701

https://theses.hal.science/tel-00654701

Submitted on 22 Dec 2011

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

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

N°Ordre : 2635

THESE
Présentée
Devant l'UNIVERSITE DE RENNES 1
Pour obtenir
Le grade de : DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE RENNES 1
Mention : Biologie

Par

Hieronymus YULIPRIYANTO

U.M.R. 6553 « ECOBIO » C.N.R.S. - Université de Rennes1
Equipe Interactions Biologiques et Transferts de Matières
Ecole doctorale : Vie -Agro -Santé
Composante universitaire : U.F.R. Science de la Vie et Environnement

EMISSION D'EFFLUENTS GAZEUX LORS DU COMPOSTAGE DE SUBSTRATS ORGANIQUES EN RELATION AVEC L'ACTIVITE MICROBIOLOGIQUE (NITRIFICATION/DENITRIFICATION)

SOUTENUE LE 18 décembre 2001 devant la commission d'Examen

COMPOSITION DU JURY :

Roger H. CHARLIER	**Professeur extraordinaire – Université libre de Bruxelles** **Professeur - Institut Inter-universitaire de Formation et Développement (Belgique)**	**Rapporteur**
Pierre MARMONIER	**Professeur - Université de Rennes 1**	**Président**
Philippe MORAND	**Chargé de recherches C.N.R.S. – Université de Rennes 1**	**Directeur de thèse**
Michel PIDOUX	**Professeur - Ecole Supérieure d'Agriculture d'Angers**	**Rapporteur**
Gilles PINAY	**Directeur de recherches C.N.R.S. - Université de Rennes 1**	**Examinateur**
Paul ROBIN	**Chargé de recherches I.N.R.A. – Rennes**	**Examinateur**

Remerciements

En premier lieu, j'exprime ma profonde gratitude aux chercheurs, doctorants et à tous ceux qui travaillent à la station biologique de Paimpont. Ils m'ont accueilli comme une nouvelle famille et, grâce à eux, j'ai pu mener à bien ces travaux. Je remercie Léon qui m'a soutenu dans mes instants de solitude, Guénola, Anne, Jérémie, Alexandre, Anne-Charlotte avec qui j'ai travaillé sur cette thèse et qui m'ont beaucoup aidé, ainsi que tous ceux avec qui j'ai partagé pendant ces trois ans et qu'il est trop long de citer tous ici. Je remercie Pierre Marmonier et Alain Bellido de leurs conseils pour le traitement des données, Simone Deleporte et Yannick Delettre pour leur soutien précieux, Marc Lebouvier, Yann Rantier et Yves Picard qui m'ont beaucoup aidé dans mon travail, chacun dans sa spécialité

Les membres permanents ou de passage de l'UMR 6553 travaillant à Rennes m'ont été d'un grand secours. Je sais particulièrement gré à Nathalie Josselin pour son aide lors des analyses chromatographiques, à Jean-Christophe Clément et Gilles Pinay pour leur conseils, à Saïd, Stéphane, Gaëlle et à tous. Paul Trehen m'a accueilli dans cette unité, que Françoise Burel a ensuite dirigée. Qu'ils soient ici remerciés de tous leurs efforts.

Je désire exprimer ma reconnaissance au personnel du C.A.T. de 4 Vaulx, qui a mené à bien les opérations relatives à la manipulation des tas de compost, les chauffeurs d'engins et les compagnons avec qui j'ai travaillé, et aussi particulièrement Pierrick Potocky qui m'y a accueilli et grâce à qui cette recherche a été possible et Jacques Mazé qui m'a apporté tout son savoir-faire d'ingénieur agronome et son expérience de 20 ans de compostage. J'ai eu la chance de bénéficier pendant quelques mois de l'aide de Nancy Nicholson aussi bien sur le terrain, où nous avons partagé de dures journées de travail, qu'au laboratoire, où nous avons ensemble traité échantillons et données, ainsi que, le temps d'un stage, de celle de Nolwen Olivier. Qu'elles sachent aussi à quel point j'ai apprécié leur soutien autant que leur bonne humeur.

Je suis reconnaissant à COOPAGRI-Bretagne, dont le laboratoire central, sous la direction of René Roudaut, a effectué les analyses chimiques des échantillons et a été partie prenante de cette étude ; à Paul Robin et Gaëlle Tricot qui m'ont permis de prendre part à l'expérimentation qu'ils ont menée, pour leur travail et les discussions que nous avons eues ensemble.

Enfin, je remercie très sincèrement tous les membres du jury qui ont accepté de consacrer de leur temps à juger cette thèse, et grâce à qui j'ai pu améliorer mes connaissances en même temps que ce manuscrit.

Yuli

TABLE DES MATIERES

page

Remerciements ---------- **1**

Table des matières ---------- **3**

Introduction ---------- **7**

Contexte général : Agriculture et gaz à effet de serre ---------- 9
Traitement de déchets organiques par compostage ---------- 14
Emissions gazeuses lors du compostage ---------- 16
Etude de l'émission de N_2O lors du compostage ---------- 17

Chapitre 1 – Le compostage et le cycle de l'azote ---------- **21**

1. Le compostage ---------- 23
1.1. Définition du compostage ---------- 23
1.2. Déroulement du processus de compostage ---------- 24
1.3. Facteurs influençant le compostage ---------- 28
1.3.1. La nature des substrats ---------- 28
1.3.2. L'oxygénation ---------- 31
1.3.3. La température ---------- 32
1.3.4. L'humidité ---------- 34
1.3.5. Le pH ---------- 35
1.3.6. La durée ---------- 35
1.4. Microbiologie du compostage ---------- 36
1.4.1. Les populations microbiennes ---------- 36
1.4.2. Les microorganismes pathogènes ---------- 37
1.4.3. Le métabolisme du carbone ---------- 39
1.4.4. Le métabolisme de l'azote ---------- 40
1.5. Effluents gazeux du compostage ---------- 41
1.6. Considérations agronomiques ---------- 43
1.7. En conclusion : pourquoi le compostage est utilisé pour gérer des déchets organiques ------- 45

2. Le cycle de l'azote ---------- 47
2.1. L'azote, l'ammoniac et les oxydes azotes ---------- 47
2.2. Les réactions du cycle de l'azote ---------- 48
2.2.1. Dégradation de la matière organique ---------- 49
2.2.2. Assimilation ---------- 50
2.2.3. Nitrification ---------- 52
2.2.4. Dénitrification ---------- 54
2.2.5. Production couplée d'azote moléculaire et shunt des nitrates ---------- 55
2.2.6. Réduction dissimilatrice des nitrates en ammonium ---------- 56
2.2.7. Oxydation anaérobie de l'ammonium ---------- 57
2.3. L'effet de la nitrification et de dénitrification sur l'environnement ---------- 58
2.4. Méthodes de détermination des mécanismes impliqués dans la production du protoxyde d'azote 59

Chapitre 2 – Emissions gazeuses durant le compostage de mélanges d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses : premiers résultats ---------- 65

Objectif ---------- 67
Résumé ---------- 67
Gaseous emissions during composting of poplar bark-poultry dung mixtures: first results --- 69
Abstract ---------- 69
Introduction ---------- 69
Materials and methods ---------- 71
Substrates ---------- 71
Heaps ---------- 71
Composting facility ---------- 71
Handling of the heaps ---------- 73
Sampling ---------- 75
Measurements of the physical parameters of composting ---------- 75
Measurements of various gases contents ---------- 75
Physicochemical and microbiological analyses ---------- 76
Weather data ---------- 78
Denitrification ---------- 78
Results and discussion ---------- 79
Total gas flow ---------- 79
Carbon dioxide ---------- 81
Methane ---------- 85
Ammonia ---------- 89
Nitrous and nitric oxides ---------- 94
Validation of the estimate of gas flows by the water budget ---------- 95
Validation of the estimate of gas flows by the energy budget ---------- 99
Representativeness of the studies heaps gaseous emissions with regards to uncovered control heaps ---------- 101
Conclusion ---------- 103
Acknowledgements ---------- 104
References ---------- 104

Chapitre 3 – Effet d'additifs sur l'activité de nitrification/dénitrification durant le compostage de fumier de poulet ---------- 107

Objectif ---------- 109
Résumé ---------- 109
Effect of additives in the nitrication-denitrification activities during composting of chicken manure ---------- 111
Abstract ---------- 111
Introduction ---------- 111
Materials and methods ---------- 112
Substrates ---------- 112
Piles ---------- 112
Composting ---------- 113
Measurement of Composting Parameters and Analyses ---------- 115
Nitrification/Denitrification ---------- 115
Statistical Tests ---------- 115
Results ---------- 116

Composting ---------- 116
Nitrification/Denitrification ---------- 116
Evolution in Time ---------- 117
Effect of Microorganisms Addition ---------- 120
Effect of Ligno-Cellulosic Waste Addition ---------- 120
Effect of Moisture and Aeration ---------- 120
Effect of *Yucca* Juice Addition ---------- 120
Nitrogenous Gas Emissions During Composting and Balance Sheet ---------- 121

Discussion ---------- 121
Conclusion ---------- 125
Acknowledgements ---------- 126
References ---------- 126

Chapitre 4 – Activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses. Une étude de terrain - 129

Objectif ---------- 131
Résumé ---------- 131
Introduction ---------- 133
Matériel et méthodes ---------- 135
Conduite du compostage ---------- 135
Substrats ---------- 135
Echantillonnage ---------- 135
Mesure des paramètres physiques du compostage ---------- 137
Analyses chimiques ---------- 137
Nitrification et dénitrification ---------- 137
Résultats ---------- 139
Compostage ---------- 139
Bilan matière ---------- 141
Activités de nitrification et de dénitrification ---------- 142
Discussion ---------- 143
Conclusion ---------- 147
Remerciements ---------- 147
Références ---------- 148

Chapitre 5 – Emissions gazeuses et activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange de paille et de boues de station d'épuration rurale. Une étude de terrain ---------- 151

Objectif ---------- 153
Résumé ---------- 153
Introduction ---------- 155
Matériel et méthodes ---------- 156
Substrats ---------- 156
Conduite du compostage ---------- 156
Température et hydrométrie ---------- 159
Gaz dans l'atmosphère de l'andain ou dans l'air effluent ---------- 159
Echantillonnage ---------- 161
Analyses chimiques ---------- 163
Nitrification et dénitrification ---------- 163

Résultats ---------- 163
Compostage ---------- 163
Bilan matière ---------- 167
Effluents gazeux ---------- 169
Activités de nitrification et de dénitrification ---------- 176
Discussion et conclusion---------- 177
Remerciements ---------- 181
Références ---------- 182

Conclusion générale ---------- 183

Références bibliographiques ---------- 189

Résumé ---------- 209

Abstract ---------- 210

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Contexte général : Agriculture et gaz à effet de serre

Dans les dernières décennies, beaucoup de recherches ont été menées au sujet des menaces qui pèsent sur l'environnement, notamment la pollution de l'eau, du sol et de l'air. En ce qui concerne plus particulièrement la pollution de l'air, le secteur agricole a un rôle important dans son augmentation. Il est en effet considéré comme l'une des sources, parmi les plus importantes, de gaz polluants tels que le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), l'ammoniac (NH_3), le protoxyde d'azote (N_2O), l'oxyde d'azote (NO_x) (He *et al.*, 2000 ; Phillips *et al.*, 1998; Le Droff, 2000). Ces gaz peuvent venir des sols, des végétaux, des animaux, des déjections animales au cours de leur stockage, de leur transformation ou de leur utilisation, ou encore des machines. Ils ont affecté la qualité de l'air et la chimie de l'atmosphère avec, comme conséquence, l'augmentation de l'ozone atmosphérique et la diminution de l'ozone stratosphérique, ainsi que l'acidification des pluies (Renault *et al.*, 1997) (Figure 1). Parmi eux, CO_2, CH_4 et N_2O sont des gaz à effet de serre présents naturellement dans l'atmosphère mais leur concentration augmente rapidement à cause de l'activité humaine.

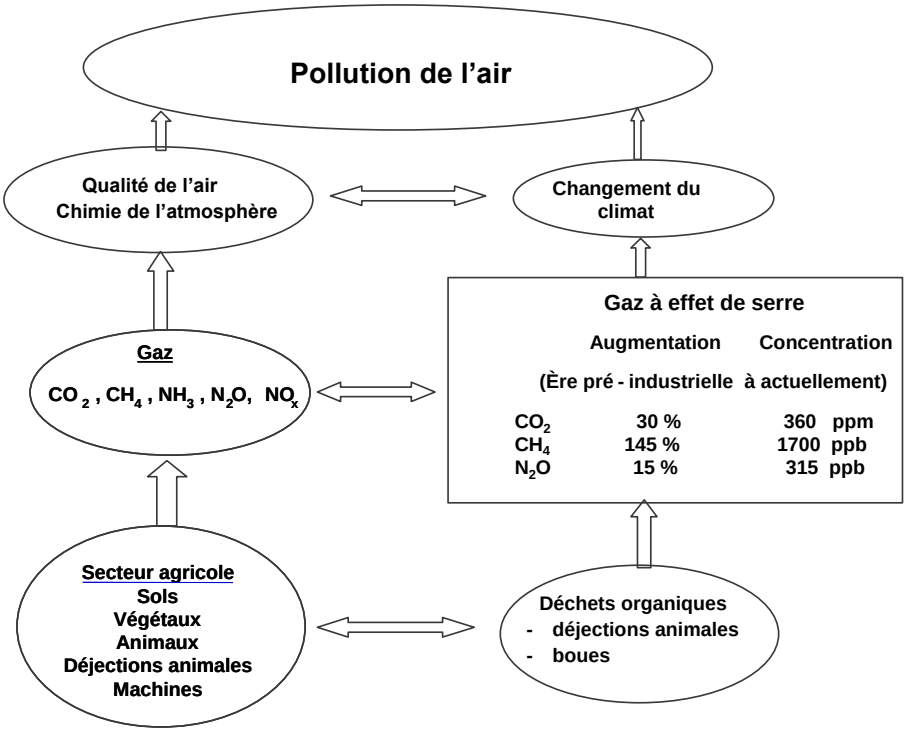

Figure 1. Impact du secteur agricole sur la pollution de l'air.

Depuis la période préindustrielle, la concentration de l'atmosphère en CO_2 a augmenté de l'ordre de 30%, en CH_4 de 145% et en N_2O d'environ 15% (IPPC, 1996). Elle est actuellement de 360 ppm, de 1700 ppb (IPPC, 1995) et de 315 ppb (Trogler, 1999). Les autres principaux gaz à effet de serre sont l'eau et l'ozone. La vapeur d'eau est le gaz dont la contribution à l'effet de serre est la plus importante en raison de sa concentration élevée, mais celle-ci dépend de la température et non des activités humaines (sauf par effet d'entraînement). L'ozone est produit par des processus chimiques et sa concentration est contrôlée par celle des autres gaz à effet de serre. CO_2, CH_4 et N_2O sont donc considérés comme les principaux composants de l'émission de gaz à effet de serre d'origine agricole (Hellebrand, 1999 ; Lal et Kimble, 1999 ; Müller et al ; 1998 ; Hwang et Hanaki, 2000).

Récemment, beaucoup de programmes visent à réduire ou même éviter la pollution des sols et, par là-même, de l'eau en traitant les effluents d'élevages, responsables dans certaines zones de la majeure partie de cette pollution (Tableau 1). Quant à l'air, en Europe, plus de 80 % des émissions d'ammoniac sont d'origine agricole (Asman, 1992), 95% de ces dernières provenant de déjections animales (Buijsman et al., 1987). Mais peu a encore été fait sur cette forme de pollution moins immédiate que constitue l'émission de gaz à effet de serre. En effet, l'agriculture moderne est responsable de 50 % des émissions de CH_4 (Husted, 1994) et d'une part significative de N_2O (Mariotti, 1997), contribuant ainsi à l'augmentation des gaz à l'effet de serre. Pourtant le réchauffement global résulte principalement de la présence de quantités croissantes de gaz à effet de serre dans l'atmosphère. La conséquence de l'augmentation de ces gaz est l'émergence de problèmes environnementaux liés aux changements climatiques : le changement de climat est à considérer comme l'un des effets environnementaux de l'augmentation des gaz à effet de serre les plus importants de ces dernières décennies (Khalil, 1991).

Il est à noter que l'agriculture est à la fois source et puits de gaz à effet de serre, notamment par le stockage de CO_2 qu'elle peut générer. Elle pourrait donc jouer un rôle important comme puits de CO_2, tout comme la forêt. Mais elle est une source importante de CH_4 et de N_2O, deux gaz dont le pouvoir de réchauffement global est respectivement de 25 et 310 fois celui du CO_2, contrebalançant leur plus faible concentration (Barton *et al.*, 2000 ; Chidthaisong et Conrad, 2000).

En ce qui concerne le CO_2, une augmentation de sa concentration dans l'atmosphère peut affecter le climat. Elle est en grande partie due à l'activité humaine, principalement par le biais de la combustion du carbone fossile et de sa libération à partir du carbonate de calcium. D'une façon globale, le carbone est stocké dans des réservoirs naturels : les eaux superficielles des océans en contiennent 200 milliards de tonnes ; les eaux profondes, 38 000 milliards ; le sol et les détritus, 1 500 milliards ; la biomasse continentale, 550 milliards ; l'atmosphère, 740 milliards (Arquès,

1998). Il y a un échange continuel entre ces différents réservoirs. On peut considérer que le dégagement du CO_2 pendant la transformation de la biomasse ne contribue pas à l'effet de serre en raison de l'assimilation du CO_2 par les plantes. De même, le flux supplémentaire de CO_2 d'un sol planté est compensé par l'assimilation de carbone atmosphérique. Quant aux déchets, ils nécessitent récolte, transport et gestion. Ces produits suivent alors l'une des voies suivantes : épandage, incinération ou compostage. Qu'ils soient épandus, incinérés ou compostés, le gaz carbonique généré est aussi considéré comme participant simplement au cycle du carbone et n'augmentant pas le réservoir de gaz à effet de serre (Barton *et al.*, 1999). Par contre, leur décomposition peut générer également du méthane et du protoxyde d'azote.

Tableau 1. Intérêt et inconvénients de différents types de traitements d'effluents d'élevages, notamment en ce qui concerne l'environnement.

Type de traitement	Intérêts	Inconvénients
Epandage	Economique	Pollution : sol, eau, air
Incinération	Elimination du produit	Pollution de l'air, coût Pertes de nutriments
Méthanisation	Energie	Coût, maintenance
Dénitrification	Elimination d'azote	Risque de pollution par N_2O
Compostage	Réduction de volume Simplicité du procède Produit final	Durée Pollution atmosphérique ?

La masse totale de méthane dans l'atmosphère est de 4400 millions de tonnes (Arquès, 1998). Sur les 410 millions de tonnes produites annuellement, 110 sont imputables aux sols recouverts d'eaux (rizières, marécages, …) et 80 à la fermentation entérique. Au niveau de l'Union Européenne, l'agriculture est la source principale de la production de ce gaz avec une contribution de l'ordre de 41% à la production totale (Morard, 2000). Les émissions de ce gaz viennent essentiellement des déjections animales (30% pour la fermentation entérique et 9% lors de l'élimination ou l'utilisation des déjections, alors que la culture de riz joue un rôle très mineur (1%) en Europe. CH_4 est considéré comme le deuxième gaz à effet de serre, après le gaz carbonique, par

son importance dans le changement de climat global : au niveau mondial, la concentration du méthane est aujourd'hui responsable de 15-20% de la part anthropique de l'effet de serre (Humer et Lechner, 1999). De plus, l'émission de CH_4 due à l'activité humaine est deux fois plus élevée que celle qui provient de sources naturelles. Le méthane peut être produit par des micro-organismes naturellement ou quand la biomasse est stockée dans des conditions anaérobies (Conrard, 1996 ; Chidthaisong *et al.*, 1997). Les microorganismes responsables de cette émission sont des bactéries méthanogènes.

Le protoxyde d'azote (N_2O) est un gaz incolore en condition ambiante, à l'odeur et au goût douceâtres. Ce gaz a été découvert par Joseph Priestly en 1772. Il est depuis longtemps utilisé comme gaz anesthésique par les dentistes, les chirurgiens, et les obstétriciens. N_2O est maintenant aussi connu comme un gaz qui joue un rôle important dans les couches d'ozone stratosphérique et troposphérique, car il contribue au budget calorifique de ces deux couches d'atmosphères par sa participation à l'effet de serre (Herbert, 1999) et est impliqué dans la destruction de l'ozone, comme source première du NO_x stratosphérique qui est un puits important pour l'ozone stratosphérique (Trogler, 1999). Il a un potentiel de réchauffement global 310 fois plus élevé que celui du CO_2 et sa durée de vie dans l'atmosphère est de 120 à 150 ans, selon les auteurs (respectivement Trogler, 1999 et Hwang et Hanaki, 2000). Comme pour CO_2, sa concentration dans l'atmosphère augmente. Elle est maintenant d'à peu près 315 ppb, en augmentation de 0,8 ppb chaque année. Elle a en effet augmenté à une vitesse de l'ordre de 0,2-0,3 % par an lors des décennies récentes. Actuellement la mesure de la quantité de N_2O dans les glaces des pôles montre que sa concentration est élevée par rapport aux 45 000 années passées. L'augmentation de N_2O est très probablement due aux pratiques agricoles (Barker et Ross, 1999).

Selon les estimations actuelles du Groupe Intergouvernemental d'experts sur l'Evolution du Climat (GIEC) plus connu sous le nom d'IPCC (Intergouvernemental Panel on Climate Change), 70% des émissions sont issues du sol dont 1/3, des sols cultivés (IPCC, 1995). Les activités agricoles seraient responsables de 41% des émissions anthropogènes de N_2O en Europe, les effluents d'élevage ne contribuant qu'à 9% des émissions agricoles de N_2O, tandis que les sols agricoles en seraient la source principale (91%). Ce dernier chiffre couvre les émissions directement liées à l'azote du sol (applications d'engrais, minéralisation de la matière organique du sol et résidus de plantes) et les émissions indirectes à partir de l'azote perdu par le système d'agricole (Morard, 1999). L'accroissement de l'usage de l'azote explique ainsi que l'agriculture soit le principal responsable de l'augmentation de la concentration de N_2O dans l'atmosphère. Cependant, il existe également d'autres sources anthropogènes.

Le protoxyde d'azote est naturellement produit par les processus de nitrification et de dénitrification. La production de N_2O, en grande partie due à la dénitrification a 3 sources principales : a) les sols (surtout dans les zones hydromorphes), b) les eaux (rivières, estuaires) et c) les déjections animales (au bâtiment et au stockage). Mathies *et al.* (2000) attribuent aux sols de 60 à 80% de l'émission de N_2O. Bien que des processus abiotiques puissent y contribuer, les processus microbiologiques sont principalement responsables de la formation de N_2O dans les sols. L'émission nette de N_2O à la surface du sol dépend alors 1) de la production de N_2O par les micro-organismes du sol, 2) de la consommation de N_2O par des bactéries de dénitrification du sol, et 3) du transport physique de N_2O par les galeries du sol. Ce sont donc les processus biologiques dans le sol qui, en s'exerçant sur un azote inorganique accru dans l'écosystème agricole, contribuent de façon importante à cette augmentation de la concentration du N_2O atmosphérique. L'émission de N_2O des sols a été étudiée pendant plusieurs dizaines d'années. Cependant, la plupart des premiers travaux se sont concentrés sur l'aspect agronomique avec l'idée d'éviter la perte de N gazeux des sols par la dénitrification, tandis que, plus récemment, une grande partie des recherches se sont portées spécifiquement sur l'importance environnementale de l'émission de N_2O. N_2O est devenu ainsi l'un des sujets le plus étudiés en raison de son influence sur l'effet de serre et sur la couche d'ozone stratosphérique (Lensi, Domenach et Abadie, 1992).

L'ammoniac est un gaz irritant et nocif à forte dose (25 ppm est le taux maximal d'exposition pendant 8 heures sans risque pour la santé humaine, 40 ppm entraîne maux de tête, nausées, perte d'appétit, 100 ppm pendant 1 heure conduit à une irritation des surfaces des muqueuses). Il contribue à des redépositions d'azote responsables de l'acidification des sols et de changements des écosystèmes (Kirchmann et Witter, 1989). Ainsi, d'après GrootKoerkamp *et al.* (1998), les émissions d'ammoniac dues à l'élevage sont responsables de l'acidification des sols et de l'eutrophication dans l'environnement dans 4 pays en Europe : Angleterre, Pays-Bas, Danemark et Allemagne. Bien que l'ammoniac ne soit pas considéré comme un gaz à effet de serre, il est, par sa transformation, la cause principale de l'augmentation des émissions de N_2O par l'agriculture (Lückemeyer, 1999). Il existe 3 sources importantes d'ammoniac en agriculture : les déjections animales (émissions au bâtiment, stockage et épandage), les engrais minéraux (émission à l'épandage), les déchets organiques divers (émission au stockage et l'épandage). Les déjections animales ont été identifiées comme la principale source des émissions d'ammoniac en Europe. Le secteur agricole en général et l'aviculture en particulier sont les contributeurs primaires à l'émission d'ammoniac (GrootKoerkamp *et al.*, 1998), les émissions provenant alors de la dégradation de l'acide urique et des protéines résistant à la digestion animale (Kirchmann et Witter, 1989).

L'ammoniac contribue indirectement à l'effet de serre. Le dépôt de l'ammoniac, suivi de la nitrification, enrichit le sol en nitrate. Par la dénitrification, le nitrate est progressivement réduit en azote moléculaire. Un peu de protoxyde d'azote est produit et libéré pendant la nitrification et la dénitrification. Cette production de N_2O conduit à une émission indésirable pendant la biodégradation de la biomasse.

L'oxyde nitrique (NO) se transforme rapidement dans l'air en peroxyde d'azote (NO_2). A tous deux, Ils contribuent à la pollution photochimique (formation d'ozone (O_3) lors de réactions incluant les oxydes d'azotes (NO_x)), ainsi qu'aux dépôts d'azote à l'échelle locale et régionale par solubilisation dans les gouttelettes d'eau. La production de NO dans le sol et les eaux est concomitante à celle de N_2O. Toutefois, cette production reste minime au regard des NO_x qui proviennent essentiellement de la combustion des hydrocarbures et donc des machines agricoles, pour ce qui est du domaine de l'agriculture.

Afin de minimiser les émissions gazeuses des déchets organiques, il est de plus en plus nécessaire d'avoir recours à des procédés de traitement. Parmi eux, le compostage est une technique dont l'utilisation peut être amenée à se développer. C'est la raison pour laquelle des groupes de travail *ad hoc* de la Commission Européenne se penchent depuis quelques années sur les problèmes des déchets et sur le compostage. Celui-ci est ainsi en passe d'être sévèrement réglementé par une directive européenne. Or les émissions gazeuses lors du compostage sont encore loin d'être connues dans de nombreux cas de figure.

Traitement de déchets organiques par compostage

Parmi les différents engrais organiques disponibles en grande quantité aujourd'hui, les déjections en provenance de l'aviculture sont l'un des plus importants. En effet l'élevage avicole en Europe est intensif et le fumier et les fientes qui en résultent constituent une des déjections animales les plus produites. De plus ils sont aussi un engrais de bonne qualité en raison de leur richesse en C et en N et de leur rapport C/N peu élevé. Mais ces déjections sont difficiles à gérer car elles dégagent une forte odeur et ne peuvent pas être appliquées directement sur un terrain cultivé du fait de leur effet caustique sur le feuillage. Pour cette raison, le fumier de poulet frais est traité afin d'éviter le développement d'odeurs et pour obtenir un produit final riche en matière sèche et stable. En outre, l'aviculture génère de nombreux problèmes sociaux et environnementaux à cause des émissions d'ammoniac pendant l'élevage des volailles et le stockage des fientes et fumiers. La multiplication des élevages de volaille a ainsi porté à prés de 21% sa part dans l'émission

d'ammoniac d'origine agricole**.** Si des conséquences telles que les problèmes sociaux dus aux odeurs indésirables, voire inacceptables, et les pollutions de l'environnement concernent l'ensemble de la filière, il s'y ajoute, pour le stockage, la perte d'éléments nutritifs intéressants.

Les boues de stations d'épurations sont intensivement produites et donc leur quantité très importante. Pour cette raison, quelques problèmes ont émergé, entre autres celui de lieux pour les stocker, de leur hygiénisation, et du coût des procédés pour les éliminer. Comme les différents amendements de matières organiques en général, les boues de stations d'épurations sont des déchets organiques qui ont des qualités similaires à celles d'un engrais organique dont l'application sur le terrain peut améliorer les caractéristiques physiques, biologiques et chimiques du sol, sous réserve de résoudre les problèmes d'hygiénisation et de stabilisation.

Parmi les méthodes utilisées jusqu'à présent pour traiter les déchets organiques, le procédé de compostage peut être prometteur. En effet, le compostage est une technique ancestrale de gestion des déchets qui a depuis longtemps fait ses preuves (Théobald, 1994 ; Adani, 1999). Il a notamment été utilisé pour le traitement du fumier de poulet et employé pour éviter la perte d'ammoniac et le développement d'odeurs indésirables lors de son stockage (Aubert et Guiziou, 1997 ; Aubert, 1998 ; Elwell *et al.*, 1998 ; Mondini *et al.*, 1996 ; Ihnat et Fernandes, 1996). De même, les stations d'épuration se sont quelquefois appuyées sur des plates-formes de compostage pour le traitement de leurs boues (Mustin, 1987). Le compostage est la première technique utilisée afin d'obtenir un produit organiquement intéressant. Le procédé de compostage peut être respectueux de l'environnement, efficace et rapide. De plus l'utilisation du compost est sécurisante.

En pratique, le compostage est un processus biologique contrôlé permettant de convertir la matière organique en substances organiques stables (Mustin, 1987). Ce processus, qui s'applique à des substrats solides, mais à humidité élevée, est caractérisé par une élévation naturelle de température, une dégradation de la biomasse en aérobiose, des pertes de masse importantes et la présence d'activités microbiologiques très efficaces. La transformation de la matière organique s'accompagne d'émissions gazeuses et conduit à la synthèse de matériaux stables et riches en substances humiques (Figure 2). De ce fait, il permet d'éviter la pollution des sols due à l'épandage, tout en fournissant un produit dont l'application améliore la structure du sol, sa capacité de rétention des nutriments, et ses qualités comme support de culture (Robertson et Morgan, 1995 ; Garland *et al.*, 1995). L'humification est connue comme étant le facteur principal dans l'amélioration de la qualité de produits par compostage, car les substances humiques sont importantes pour l'écologie du sol, sa fertilité et sa structure, et ont un effet bénéfique sur la croissance des plantes (Adani, 1999).

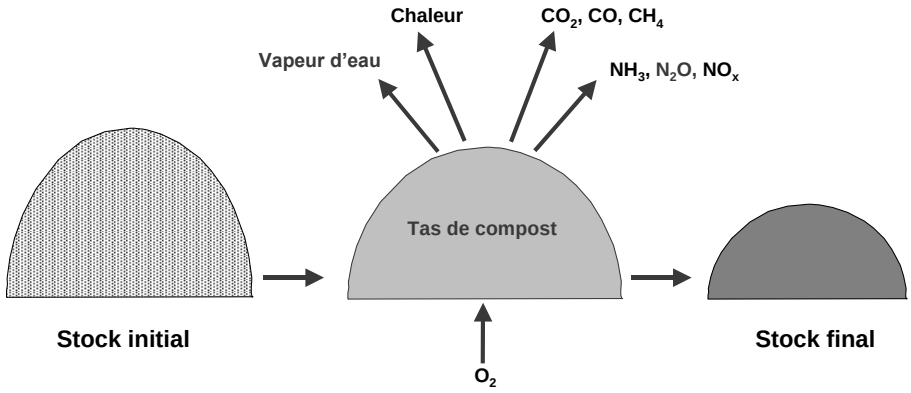

Figure 2. Les grandes lignes du procédé de compostage.

Néanmoins, avant que le compostage de produits de l'agriculture ou à destination agricole puisse être utilisé à une grande échelle, il est nécessaire de s'assurer que le processus choisi ne présente pas de risque de transfert de pollution vers l'atmosphère.

Emissions gazeuses lors du compostage

Les réactions de dégradation de la matière organique par des micro-organismes au cours du compostage s'accompagnent d'émissions de gaz. Le type et la quantité des gaz émis dépendent de la matière compostée et de la méthode de compostage utilisée (Baca *et al*, 1992). Ils sont principalement CO_2, NH_3, CH_4, N_2O, NOx, N_2 et différents gaz odoriférants tels que H_2S, mercaptans et acides gras volatils (Smars *et al*., 2001). L'émission du gaz pendant le compostage est due à la volatilisation de composés initialement contenus dans le substrat et à l'activité des micro-organismes. Des réactions chimiques peuvent également exister en ce qui concerne le soufre notamment (Plas *et al*., 1991). Lors du compostage, les émissions dues à l'activité microbienne deviennent prépondérantes.

Les pertes d'azote sont estimées se produire principalement sous forme ammoniacale par volatilisation par certains auteurs. Ces auteurs donnent des valeurs d'azote ammoniacal à partir du calcul de la masse manquante dans le bilan matière (Dewes, 1995 ; Eghball *et al*., 1997). Cependant, Witter et Lopez-Real (1998) et Miller *et al*. (1991) précisent l'importance de la consommation du NH_3 par les micro-organismes. En fait les mesures prises pendant le compostage de fumier de bovin montrent que les pertes d'azote sous forme ammoniacale représentent 10 à 40% de l'azote total éliminé (Morvan *et al*., 1998). Le manque d'azote dans le calcul du bilan de

compostage permet de formuler l'hypothèse que les pertes d'azote sous forme de N_2O sont significatives sachant, qu'en pratique la perte totale d'azote peut atteindre 80% de l'azote initial (Mazé *et al*., 1996).

Peu d'informations sont encore disponibles sur les émissions de N_2O lors du compostage (Baron, 1998). Une revue sur ces émissions, recensant 7 expérimentations, situe la perte d'azote sous forme de protoxyde entre 0,1 et 2,2% de l'azote initial (Barton *et al*., 2000). Mais ces expérimentations recouvrent aussi bien du compostage en andain retourné qu'en fermenteur et les temps de compostage ne sont pas identiques. Or, selon les travaux de Hellmann et al. (1997) sur les émissions du gaz au cours du compostage sur le terrain, l'émission de N_2O augmente durant la phase de maturation du compost. Hellebrand (1998), dans une étude concernant l'émission de gaz au cours du compostage de déchets verts pendant 3 mois en grandeur réelle et au laboratoire montre que les flux totaux de N_2O augmentent avec les teneurs en azote dans le mélange initial (ajout de fumier), les émissions se situant aux environs de 0,5%, chiffre moyen cité par Barton *et al*. (2000).

On comprend mal les facteurs qui influent sur les émissions de N_2O et de NO lors du compostage. Les chercheurs essayent de mieux comprendre le processus à l'origine des émissions de N_2O lors du compostage et tentent d'élaborer des stratégies qui permettraient de les réduire le plus possible.

Etude de l'émission de N_2O lors du compostage

La généralisation de la pratique du compostage sans connaissance suffisante des principes fondamentaux qui en contrôlent le processus peut conduire à une pollution atmosphérique significative. L'émission de gaz au cours du compostage nécessitait une étude approfondie. L'étude que nous avons faite porte plus spécifiquement sur l'émission des gaz azotés et notamment sur leur synthèse par nitrification et dénitrification au cours du compostage. En effet, le processus de synthèse de N_2O comprend plusieurs étapes : l'ammonification où l'azote contenu dans le substrat est utilisé pour faire de l'ammoniac, la nitrification qui enrichit le compost par l'oxydation de cet ammoniac en nitrate, enfin la dénitrification où le nitrate est progressivement réduit en azote moléculaire. Un peu de protoxyde d'azote est libéré pendant la nitrification et la dénitrification. Cette libération de N_2O est une émission indésirable liée à la biodégradation de la biomasse. Les émissions de N_2O se produisent donc lors du compostage pendant les processus de nitrification/dénitrification notamment s'il y a blocage au niveau de certaines activités enzymatiques de la chaîne de production de N_2.

En préambule au travail de recherche effectué sur ce thème, une synthèse bibliographique est consacrée d'une part au compostage et à l'émission des effluents gazeux lors du compostage, d'autre part à l'activité microbienne de nitrification et dénitrification dans les composts (ou, à défaut, dans les sols, ces activités ayant été peu étudiées dans les composts) (cf. chapitre 1).

L'objectif de la première partie de ce travail est d'acquérir quelques données sur les émissions de gaz d'un cas du compostage particulier, ainsi que la méthodologie qui permettra de les apprécier et de comprendre les mécanismes de leur production d'une manière plus générale, quand les substrats des mélanges en compostage montreront différentes caractéristiques. Le choix des mélanges en compostage n'a donc pas été guidé par le besoin d'en limiter les pertes en gaz, mais plutôt de maximiser la vitesse de la dégradation, afin de mettre en valeur les problèmes et d'obtenir des résultats significatifs. Ce choix s'est porté sur des mélanges de fiente de poules et d'écorce de peuplier. Deux tas de taille correspondant à l'échelle de l'exploitation (25 m^3) ont été installés parallèlement, l'un, couvert, pour permettre la récupération des effluents à l'atmosphère, l'autre, non-couvert, pour permettre le prélèvement et l'analyse de l'atmosphère interne. Leur évolution a été comparée. De cette façon le bilan matière a pu être effectué et le taux des gaz émis au cours du compostage, calculé. Les relations entre les microorganismes dénitrifiants et le gaz libéré du tas ont aussi été étudiées (cf. chapitre 2).

En deuxième partie, nous avons voulu connaître plus en profondeur la modification des concentrations des gaz azotés au cours du compostage, en relation avec les caractéristiques des substrats initiaux et les conditions du compostage, et surtout, déterminer s'il y a des différences significatives des activités de nitrification et de dénitrification dans ces diverses conditions. Le compostage a porté sur du fumier de poulet, les procédés utilisés différant par l'utilisation d'additifs (déchets ligno-cellulosiques, jus de Yucca ou préparation microbienne), l'humidité ou l'aération (zéro, un ou deux retournements sur trois mois). Par cette expérimentation à la dimension d'un pilote de laboratoire (tas de 4 m^3), nous avons essayé de comprendre les rapports entre les gaz azotés, NH_3, N_2O et N_2, émis et l'activité microbienne observée dans les tas (cf. chapitre 3).

Une troisième partie porte sur un andain de taille représentative (25 m^3) confectionné en mélangeant fientes et écorces, les proportions et les conditions de compostage étant adéquates pour une production de compost. Elle a permis une analyse plus précise des successions des activités microbiennes de nitrification et de dénitrification dans le temps et dans l'espace, en relation avec les émissions de gaz azotés et les formes azotées présentes dans le compost (cf. chapitre 4).

La quatrième partie relate une expérimentation effectuée sur un mélange de paille et de boues de station d'épuration mis à composter dans les mêmes conditions. Il était en effet intéressant

de pouvoir comparer le compostage de deux andains dont la structure et la population microbienne initiale différaient sensiblement, mais ayant un rapport C/N sensiblement identique (cf. chapitre 5).

En conclusion de cette recherche, nous essayerons de mieux comprendre le processus à l'origine des émissions de N_2O lors du compostage et tenterons d'élaborer des stratégies qui permettraient de les réduire le plus possible. Une installation de compostage bien conçue ne devrait en effet pas nuire à la qualité de notre air. Pour cela, il est nécessaire de connaître les caractéristiques et les conditions du compostage, des populations microbiennes nitrifiantes et dénitrifiantes les plus adaptées pour bien mener le compostage. La structure générale du travail est résumée en figure 3.

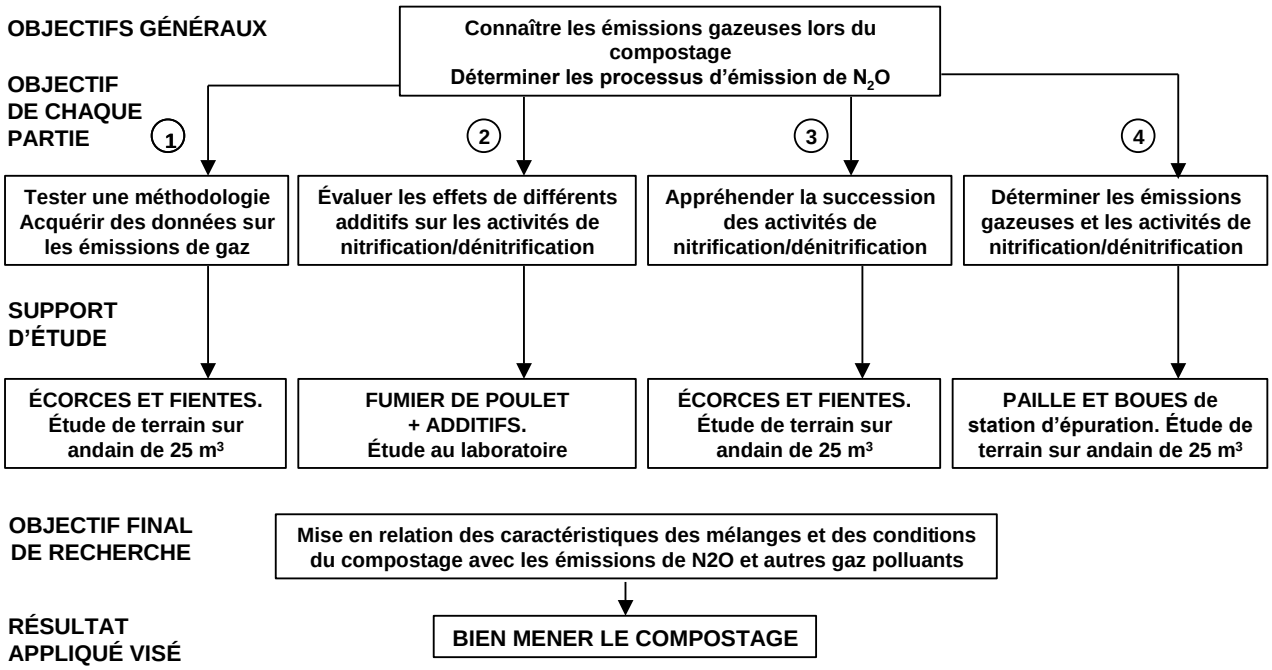

Figure 3. Objectifs de l'étude menée sur les effluents gazeux du compostage.

CHAPITRE 1

Le compostage,

le cycle de l'azote

1. Le Compostage

1.1. Définition du compostage

Le compostage est une opération qui permet la mise en œuvre pratique et maîtrisée d'une fermentation lente en vue de transformer les matières putrescibles en des produits plus stables. C'est une technique très ancienne consistant en une fermentation aérobie de substrats dégradables et conduisant à un produit utilisable comme matière humique. De nombreuses définitions en ont été données et ont conduit leurs auteurs à insister sur des points particuliers.

Haugh (1980) a défini le compostage comme « la décomposition biologique et la stabilisation des substrats organiques dans des conditions qui permettent le développement de températures thermophiles, résultat d'une production calorifique d'origine biologique, avec obtention d'un produit final suffisamment stable pour le stockage et l'utilisation sur les sols sans impacts négatifs sur l'environnement ». Le compostage est donc, avant tout, une technique de stabilisation et de traitement des déchets organiques.

Pour de Bertoldi *et al.* (1983), le compostage est une façon d'obtenir un produit stable par un mécanisme de transformation biologique d'oxydation de matériaux organiques solides. Il simule ce qui se passe naturellement dans le sol.

Le compostage peut encore être défini comme un procédé biologique contrôlé de conversion et de valorisation des substrats organiques (sous-produits de la biomasse, déchets organiques d'origine biologique) en produit stabilisé, hygiénique, semblable à un terreau, riche en composés humiques (Mustin, 1987).

De même, pour Beffa *et al.* (1996), le compostage est un processus de biodégradation de matériel organique, auto-chauffant, aérobie et en phase solide.

Théobald (1994), quant à lui, définit le compostage comme un processus biologique contrôlé permettant de convertir la matière organique (MO) en substances organiques stables. Ce processus est caractérisé par plusieurs critères comme le traitement solide, l'élévation naturelle de la température, les dégradations aérobies, une perte de masse importante.

Enfin, d'après Morand *et al.* (1999), le compostage est un processus biologique de dégradation aérobie et de réorganisation de la matière organique, en présence de nutriments, conduisant d'un substrat carboné ligno-cellulosique à un substrat humifié, le compost.

Pour répertorier les propriétés mises en avant dans ces définitions, le compostage :

- est une technique de stabilisation et de traitement aérobie des déchets organiques biodégradables,

- s'adresse à tous les déchets organiques mais en priorité aux déchets solides et semi-solides,

- est un mode de destruction, par la chaleur et divers facteurs internes, des germes et parasites vecteurs de maladies, des graines et des fruits indésirables,

- est une technique biologique de recyclage de la matière organique qui au terme de son évolution donne de l'humus, facteur de stabilité et de fertilité des sols,

- est le résultat d'une activité microbiologique complexe, survenant dans des conditions particulières.

De cette manière, le compostage répond à la définition d'une biotechnologie (Mustin, 1987).

1.2. Déroulement du processus de compostage

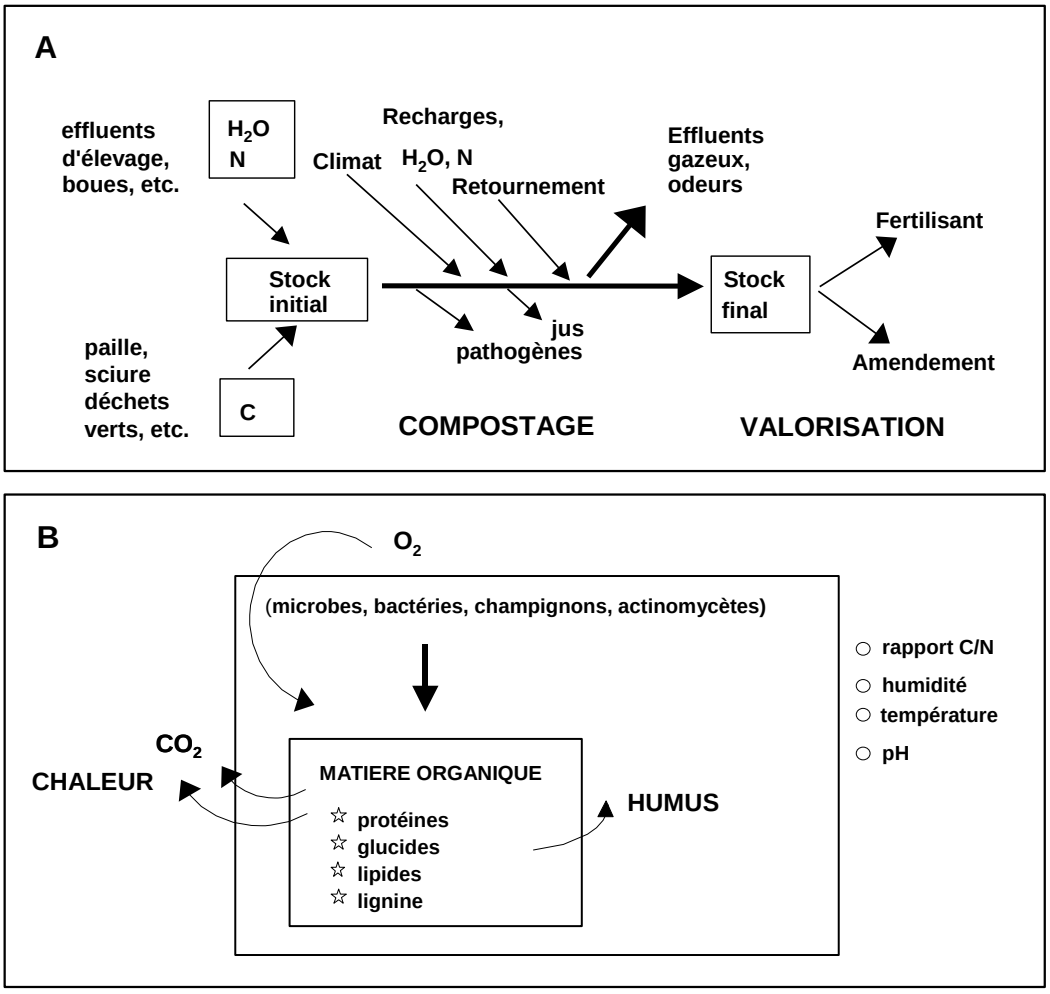

Figure 4. Représentations schématiques du processus du compostage : A) schéma proposé par Théobald (1994), B) schéma proposé par Itävaara *et al*. (1995).

Le compostage est un processus complexe, lié à plusieurs facteurs aussi bien physiques, chimiques que biologiques pour son bon déroulement (Figure 4).

Le compostage est une bio-oxydation, c'est-à-dire un processus microbiologique de dégradation de la matière organique en présence d'oxygène (processus aérobie), mais le compostage est un procédé complet, tandis que la digestion aérobie peut être n'importe quel phénomène de dégradation d'un substrat en présence d'air par action d'organismes vivants (par exemple prétraitement avant fermentation anaérobie) (Morand, 2001).

Poincelot (1992) décrit le déroulement du compostage comme l'évolution d'un mélange hétérogène de matières organiques, contenant des bactéries et des champignons, qui se décompose en condition aérobie quand les concentrations en humidité et en oxygène sont favorables. La croissance microbienne est rapide, utilisant une partie du carbone, de l'azote et d'autres éléments nutritifs. La température commence alors à s'élever en raison de la chaleur qui se dégage pendant l'oxydation biologique, la matière organique se comportant comme un isolant. Les variations de températures induisent différents phénomènes dans le tas de matière organique (changement de population microbienne, élimination d'eau, d'acides gras volatils, d'ammoniac, modification de la matière organique, …). Le volume du mélange diminue considérablement. Le pH baisse, puis augmente.

On distingue deux étapes principales dans ce procédé (Adani *et al.*, 1997). La première se caractérise par l'activité microbienne menant à la décomposition de la plupart du matériel biodégradable et à la stabilité du résidu organique. La seconde se caractérise par la conversion d'une partie du matériel organique restant en substances humiques (Figure 5). L'humification est indiquée comme facteur principal d'amélioration de la qualité du compost car les substances humiques sont importantes pour l'écologie, la fertilité et la structure du sol, et leurs effets sont bénéfiques à la croissance des plantes (Chen et Aviad, 1990 ; Chen *et al*., 1994).

D'une manière plus détaillée, on distingue quatre phases dans le processus de compostage, les trois premières correspondant à la première étape, dite de fermentation, et la dernière, à la seconde étape, dite de maturation. Les quatre phases du compostage en andain sont les phases mésophile, thermophile, de refroidissement et de maturation (Kaiser, 1983).

Pendant la phase mésophile, la température croit lentement à partir de la température ambiante, et le pH diminue d'abord à cause des acides organiques produits par la dégradation des glucides et des lipides par des microorganismes (Kaiser, 1983, Mustin, 1987 ; Tuomela *et al*., 2000). La température moyenne de cette phase est à peu près de 40°C. Les microorganismes y jouent un rôle important. A partir de 40°C, les microorganismes mésophiles sont progressivement remplacés par des microorganismes thermophiles (bactéries, champignons et actinomycètes).

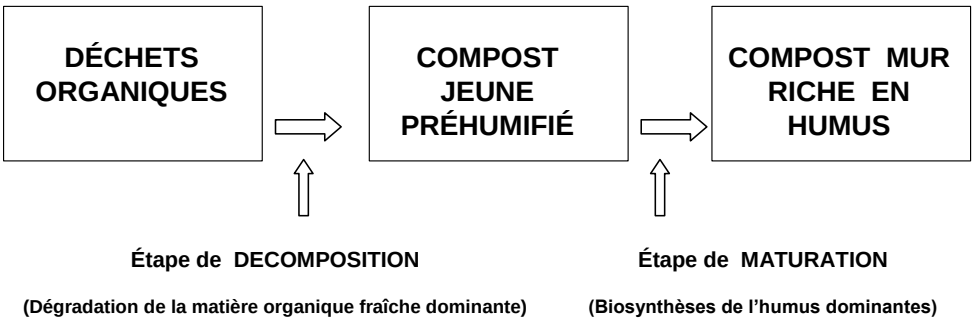

Figure 5. Schéma simplifié de l'évolution continue des déchets organiques lors du compostage (d'après Mustin, 1987).

La phase thermophile se caractérise par une température comprise le plus souvent entre 40 et 60°C. Cette phase fait appel à de nombreux champignons thermotolérants et thermophiles, le pH remonte car les microorganismes utilisent les acides organiques. Au-dessus de 60°C, la dégradation de la matière organique ne s'effectue plus que grâce aux bactéries et aux actinomycètes thermophiles, et après 70°C, seuls les enzymes secrétés dans les phases précédentes concourent encore à la dégradation.

Lors du refroidissement, le matériel tend vers la stabilité. La cellulolyse se produit essentiellement dans cette phase, après invasion par les champignons cellulolytiques.

La maturation s'effectue à température ambiante avec des micro-organismes mésophiles (bactéries et champignons). Une micro- et macro-faune apparaissent dans cette phase. Des relations d'antagonisme et de prédation se développent entre les organismes. Des antibiotiques sont synthétisés en quantité appréciable. Enfin le dégagement de chaleur et la perte de poids restent faibles. Pendant la maturation il y a des réactions secondaires de condensation et de polymérisation qui conduisent à la formation d'humus avec les acides humiques particulièrement résistants à la dégradation. Le matériel composté atteint la maturité quand il ne s'échauffe plus lors du retournement, ne devient pas anaérobie lors du stockage, et ne prend pas d'azote au sol lorsqu'on l'incorpore à ce dernier. Dans cette phase, une partie de l'azote protéique devient résistante à la dégradation microbienne en s'incorporant aux acides humiques.

La question de l'intégration de la phase de maturation dans le processus de compostage donne souvent lieu à confusion. En effet on parle de compost jeune et de compost mûr pour

désigner les produits du compostage, les deux type de composts n'ayant pas du tout les mêmes caractéristiques agronomiques

Ainsi, Adani *et al*. (1999) considèrent que l'humification n'a pas lieu au cours du compostage, tel qu'il est généralement pratiqué. Sur 18 processus de compostage analysés, aucune formation nette d'humus n'a pu être détectée. Pour ces auteurs, il est possible que l'acide humique soit formé au dernier stade du compostage lors de la phase de maturation, stade qui est souvent omis ; le concept d'humification au cours du compostage mériterait donc d'être réexaminé.

Par contre, pour Kaiser (1983), au cours du compostage les micro-organismes réalisent d'abord la minéralisation des substances organiques en eau, gaz carbonique et minéraux puis la synthèse de molécules stables de haut poids moléculaire (humification). Le compostage est donc à la fois processus de dégradation et de synthèse.

D'où l'idée que l'on peut retenir : fermentation égale dégradation, maturation égale humification, sachant que cette phase d'humification peut avoir lieu dans le sol si le compost est épandu jeune.

L'évaluation de la maturité de compost a été discutée par de Bertoldi *et al*. (1983). La maturité du compost est un problème important qui nécessite d'être étudiée plus en détail. Des paramètres chimiques, physiques et biologiques ont été retenus pour mesurer la maturité de compost. Les analyses chimiques ne sont pas suffisantes pour indiquer le degré de maturité du compost, mais le suivi de l'évolution des paramètres chimiques au cours du compostage peut en fournir une indication.

Le degré d'humification de la matière organique n'est pas une bonne indication de maturité de compost, puisque, parfois, il ne varie pas pendant l'étape de fermentation, de l'humus initialement présent étant minéralisé, tandis que de l'humus neuf est produit. De meilleures indications doivent être trouvées en analysant les acides humiques et fulviques (Adani *et al*., 1999). Selon Bernal *et al*. (1998), la maturation du compost peut être testée par la stabilité de la population microbienne, déterminé par la mesure de la biomasse microbienne, son activité métabolique et la concentration des composés facilement biodégradables. La présence ou l'absence de groupes physiologiques particuliers de micro-organismes dans le compost n'est pas, en elle-même, une indication de maturation de compost, mais, dans ce cas aussi, l'évolution de ces groupes est une meilleure indication qu'une composition particulière de la population. Les méthodes biologiques qui mesurent la phytotoxicité des composts sont actuellement les méthodes les plus précises et les plus efficaces pour vérifier la maturation de la matière organique lors du compostage. Ces méthodes incluent les tests de germination et d'accroissement racinaire (Zucconi et al., 1981) car le compost jeune peut contenir des substances phytotoxiques comme les acides phénoliques et les acides gras

volatils (Kirchmann et Widén, 1994). Même si des études récentes ont été menées sur ce point, aucune conclusion nette n'en a été tirée et la question de la caractérisation de la maturité reste d'actualité.

1.3. Facteurs influençant le compostage

Le compostage est un processus spontané dans la nature, comme la dégradation des feuilles dans la foret ou du fumier au champ. Toutefois, la durée et les modalités du compostage naturel sont longues et hétérogènes et ne conviennent pas à une production de type industriel, voire même artisanale.

De nombreux facteurs contribuent à un environnement optimum pour favoriser les processus microbiens qui se déroulent lors des différentes phases du compostage, et il est possible techniquement de jouer sur eux de façon à obtenir un compostage plus rapide et répondant aux critères d'hygiénisation, environnementaux et de production d'amendement organique recherchés.

1.3.1. La nature des substrats

La qualité du substrat de départ a beaucoup d'importance sur le déroulement du compostage, entre autres sur les activités microbiologiques qui s'y déroulent et les effluents gazeux qui s'en dégagent (Figure 6).

Le substrat sert de support et de nourriture aux microorganismes décomposeurs qui vont réaliser sa transformation. Pour accomplir leurs fonctions vitales (croissance, régulation, reproduction) ces microorganismes ont des besoins minima en oxygène et pour tous les éléments qui composent en moyenne leurs cellules.

Certains matériaux sont à la fois agent structurant ayant pour fonction d'accroître la porosité du tas et source de carbone (déchets verts, rejets forestiers, paille, etc.). D'autres contribuent par leur composition chimique à la nourriture des micro-organismes (déjections animales, sciure, etc.). D'autres enfin amènent des éléments divers tels que inoculum microbien, oligo-éléments, molécules chimiques ou biologiques (boues de stations d'épuration, algues vertes et brunes, etc.).

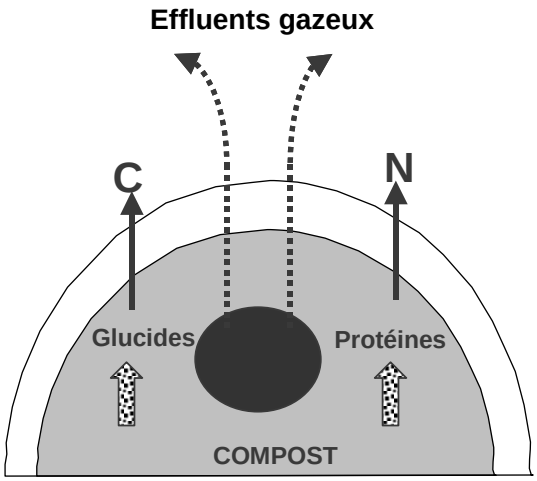

Figure 6. Evolution de la matière organique lors du compostage.

1.3.1.1. Structure

Pour un compostage rapide à l'échelle industrielle, le matériel organique doit être broyé afin d'augmenter sa superficie par rapport à sa masse, la vitesse de l'oxydation biologique étant directement proportionnelle à la quantité de surface exposée à l'agent réactif. Alors qu'en théorie, plus la dimension de la substance est petite, plus la dégradation biologique devrait être optimum, en pratique, la résistance de la structure de la matière première et le besoin d'oxygène introduit des limites à la réduction de taille des particules. S'il est donc essentiel que le matériel soit réduit en taille, il faut néanmoins sauvegarder des interstices suffisants pour la circulation d'air.

Une substance solide garde sa forme même lorsqu'elle est humide, tandis qu'une substance pâteuse tend à s'écraser. Dans les installations de traitement de déchets solides urbains, la préparation de la fraction organique à composter s'effectue de 2 manières différentes, mécanique ou biologique (de Bertoldi *et al*., 1983). Le processus mécanique est un déchiquetage par broyeur à marteaux ou à lames. Le matériel agricole et forestier peut également être bien adapté au broyage et mixage des déchets. Dans le processus biologique, les déchets urbains solides sont placés dans un réacteur biologique pendant une courte période (1-3 jours) où ils subissent une première transformation biologique ainsi qu'une réduction de taille. A ce stade, la fraction organique biodégradable, rigoureusement conditionnée et désagrégée restructurée, est plus facilement séparée par des moyens mécanique du matériel inerte.

Dans le cas d'un compostage en andain, la quantité de matériel structurant (paille, écorces, copeaux, etc.) devra être ajustée de façon à ce que la porosité de l'andain permette une bonne

aération. Les méthodes de compostage qui n'incluent pas de retournement nécessitent une structure plus résistante et donc une taille des matériaux plus importante que si l'aération des andains est assurée par le retournement (Rynk, 1992).

1.3.1.2. Rapport C/N

Les microorganismes requièrent pour leur croissance différents éléments tels que carbone, azote, phosphore, potassium, et d'autres nutriments. Les derniers de ces éléments sont en général en quantité suffisante dans les substrats de compostage. Les proportions de carbone et d'azote dans les matériels mis à composter ont par contre une importance particulière, le carbone servant à la fois de source d'énergie et de constituant élémentaire pour les microorganismes et l'azote étant essentiel à la synthèse des acides aminés, des protéines et des acides nucléiques.

Pendant les phases de fermentation aérobie active, les microorganismes consomment de 15 à 30 fois plus de carbone que d'azote (Mustin, 1987). Un rapport C/N idéal des substrats du compostage se situe donc autour de 30, l'apport énergétique du carbone permettant alors une croissance rapide des microorganismes. Des rapports C/N de 25 à 40 sont souvent cités dans la littérature (Golueke, 1991). Lors d'expériences de compostage sur des déchets verts municipaux (mélangés ou non avec des boues), il a été déterminé que la valeur optimale du rapport C/N était de 25 dans le produit de départ ; des valeurs plus élevées ont ralenti la cadence de la décomposition, des valeurs plus basses ont augmenté les pertes azotées (de Bertoldi et al., 1983).

Si la valeur du rapport C/N est plus grande que 35, les micro-organismes doivent passer à travers beaucoup de cycles de vie pour oxyder l'excès de carbone, jusqu'à se développer en présence d'un C/N plus proche de leur composition. Dans ce cas, la vitesse de fermentation aérobie est réglée par la disponibilité de l'azote. Pendant les phases de fermentation aérobie, tant que le rapport C/N reste élevé, les substrats organiques perdent plus rapidement leur carbone (métabolisé et dégagé sous forme de gaz carbonique) que leur azote (métabolisé et perdu, pour une faible part, sous forme de composés azotés volatils). Le rapport C/N décroît au cours du compostage pour se stabiliser vers 13 (10-15) dans un compost fini (Mustin, 1987). La plupart des résidus organiques ayant une valeur de C/N élevée (Tableau 2), il est nécessaire de le corriger pour favoriser le compostage. Cette correction peut prendre la forme d'ajout de boues, de fientes, de lisier, d'algues ou tout autre substrat riche en N.

A l'inverse, si le rapport C/N est faible, les pertes d'azote dans l'atmosphère sont relativement plus élevées. Les travaux de Tiquia et Tam (2000) sur le compostage de litière de poulet montrent qu'un rapport C/N de 20 a engendré une perte d'azote par volatilisation de NH_3 au début du compostage. La valeur du C/N des micro-organismes est d'environ 10 et cette valeur est

théoriquement la meilleure pour leur métabolisme. Mais cette faible valeur peut conduire à une perte d'azote par volatilisation d'ammoniac en raison de valeurs élevées du pH et de la température ou par émission d'azote moléculaire ou d'oxydes d'azotes lorsque la température est compatible avec les activités de nitrification et de dénitrification.

Tableau 2. Rapport carbone/azote des micro-organismes et de résidus organiques.

Matériaux	Rapport C/N
Boues d'épuration	10 à 30
Débris végétaux sans légumineuses	10 à 15
Engrais verts et gazons	10 à 20
Feuilles (à la chute)	20 à 60
Fumier de bovins pailleux	20 à 30
Fumier de mouton	15 à 20
Fumier de cheval pailleux	20 à 30
Pailles de céréales (à la moisson)	80 à 150
Sciures de bois	150 à 500
Microorganismes	9 à 12
Boues activées	6 à 8
Déchets ménagers	26 à 45
Résidu de maïs	80 à 90
Paille, blé	120 à 150

1.3.2. L'oxygénation

La disponibilité de l'oxygène pendant le processus de compostage est importante. L'oxygène est utilisé par les micro-organismes pour leur respiration aérobie et pour l'oxydation des substances organiques présentes dans le tas de compost.

Dans le cas de processus industriels, l'aération de la masse du compost est assurée de telle sorte que la concentration en O_2 circulant dans l'air ne soit pas inférieure à 18% (de Bertoldi *et al*., 1983). Cette valeur étant constamment maintenue, l'oxygène n'est pas un facteur limitant. Dans ces conditions, le compostage peut se dérouler très rapidement.

Dans le cas du compostage en andain, l'aération est assurée par le retournement ou par une ventilation forcée. Dans le premier cas, il existe un temps optimum entre deux retournements, en

prenant en compte le bon déroulement du compostage (maintien d'une température élevée) et la limitation des effluents gazeux polluants. Cette durée dépend de la structure des tas, de leur masse et de leur température. Elle est d'un mois et demi par exemple pour un compost de fumier de bovin (Misselbrook *et al*., 2000). Néanmoins les conditions régnant à l'intérieur de l'andain ne fournissent pas aux microorganismes une oxygénation optimum à un compostage aussi rapide que dans un processus industriel.

Il y a une relation entre la température, l'aération et la consommation microbienne de l'oxygène pendant le compostage. A une température située entre 30 et 55°C, la consommation de l'oxygène par les microorganismes est maximale. L'aération peut donc être utilisée comme facteur de régulation de la température tout en favorisant l'activité microbienne.

1.3.3. La température

La température est un paramètre critique pour le compostage. Les températures élevées ont souvent été considérées comme une condition nécessaire pour un bon compostage, les températures optimales étant celles qui permettent d'atteindre les objectifs recherchés : hygiénisation, dégradation rapide, évaporation de l'eau, humification. Les températures trop élevées sont à éviter, puisqu'elles ralentissent l'activité biologique et engendrent des modifications chimiques indésirables des substrats, les températures trop basses également, car elles ne permettent pas d'atteindre les objectifs assignés (Mustin, 1987). En ce sens, il est ambigu de parler de compostage lorsque les substrats évoluent à basse température (compostage dans le sol, traitement microbien, traitement du lisier avec faible quantité de paille sans phase de fermentation associée).

Les températures élevées sont dues à l'activité biologique, la chaleur étant fournie par la respiration des micro-organismes décomposant la matière organique. Le flux calorifique est alors un indicateur du bon déroulement du compostage. Dans les tas pour lesquels la dispersion de la chaleur est faible, la température s'élève. Elle peut être régulée par action sur l'aération (élimination de la chaleur par convection). Plus généralement la génération de chaleur métabolique, la température, la ventilation et l'humidité sont 4 facteurs interconnectés lors du processus de compostage (Strom, 1985) (Figure 7).

La température a un effet important sur la structure de la communauté microbienne. De toute manière l'écosystème constitué par le compost a des limites en raison du facteur inhibant de la température excessive due à la chaleur accumulée. Les températures excessivement élevées inhibent la croissance de la majorité des micro-organismes présents, et de ce fait ralentissent la

décomposition de la matière organique. Du point de vue écologique, Finstein *et al*. (1980) appellent ce processus suicide microbien.

Les études de McKinley *et al*. (1985) sur le compostage de déchets municipaux montrent que la température est le facteur principal qui affecte le métabolisme microbien. L'optimum de température pendant le compostage de ce substrat se situe en dessous de 55°C, et l'activité microbienne est à son niveau le plus élevé lorsque les déchets municipaux sont compostés à une température inférieure à 58°C. Cependant, la température du compostage doit s'élever à un certain niveau qui assure la réduction des pathogènes, généralement 55°C maintenus pendant 3 jours. Un contrôle précis de la température est nécessaire pour éliminer les pathogènes tout en gardant la communauté microbienne du compostage en bonne condition.

Pour un compostage rapide, les températures élevées pendant de longues périodes doivent être évitées. Une première phase thermophile peut être utile pour neutraliser les microbes pathogènes thermosensibles. Après cette étape, il est préférable de ramener les températures à des niveaux qui permettent le développement des eumycètes et des actinomycètes, principaux agent de la décomposition des polymères à chaîne longue, de la cellulose et de la lignine. Les températures optimales varient de 45 à 55°C (de Bertoldi et al. 1983).

Figure 7. Température et humidité, deux caractéristiques d'un bon compostage.

1.3.4. L'humidité

L'humidité ou la teneur en eau du substrat mis en compostage est nécessaire à la vie des êtres vivants qui interviennent dans le compostage (Mustin, 1987). Une teneur minimale est requise pour assurer leurs besoins. Des valeurs d'humidité initiale trop basses peuvent conduire à une déshydratation rapide du compost et bloquer le processus biologique et donner un compost physiquement stable mais biologiquement instable (Bertoldi et al., 1983). Par contre, des valeurs d'humidité trop élevées gênèrent des conditions anaérobies dans le compost. Il est donc important de déterminer la meilleure valeur d'humidité pour le compostage.

Dans un substrat mis en compostage, l'eau est présente à la fois sous forme d'un film liquide auteur des particules, dans les particules organiques (fraction solide) et dans les espaces lacunaires (eau sous forme de vapeur d'eau). Ces espaces lacunaires ont une fonction essentielle pour la circulation de l'air au sein du compost. Le compostage optimal dans les premières phases est obtenu pour des valeurs de 30 à 36 % d'espaces lacunaires dans la masse (Mustin, 1987). Ainsi le taux optimal d'humidité pour un substrat donné est déterminé par le pourcentage d'espaces lacunaires qui n'entrave pas la circulation de l'air nécessaire à l'activité des microorganismes. L'expérience a montré que, pour la plupart des mélanges, les taux d'humidité initiaux doivent être compris entre 40 et 65% (Rynk, 1992).

Pendant le compostage, la teneur en eau a tendance à augmenter par libération d'eau métabolique par les microorganismes qui dégradent les matières organiques en présence d'oxygène, et à diminuer sous l'action conjuguée de la montée en température et de l'aération forcée ou du retournement, qui entraînent des pertes sous forme de vapeur d'eau. De plus, l'humidité optimale varie et dépend essentiellement de la structure physique et de la granulométrie des particules qui évoluent au cours du compostage et donc la résistance diminue, l'humidité et l'aération étant étroitement liées.

La maintenance d'une valeur optimale de l'humidité pendant le compostage est donc compliquée. En pratique, ce problème est souvent résolu grâce au suivi de température auquel on assujettit soit un retournement de l'andain, soit une modification de l'aération, soit un arrosage.

L'humidité est aussi l'un des principaux facteurs de l'environnement qui joue un rôle important comme moyen de transport de nourriture pour l'activité métabolique et physiologique des micro-organismes (Tiquia *et al.*, 1998).

1.3.5. Le pH

Le processus de compostage lui-même est relativement insensible au pH, dans les limites communément trouvées dans les mélanges de matériaux organiques. Son importance est surtout sensible pour des substrats riches en azote, pour lesquels des valeurs élevées favorisent la conversion de l'azote lié aux composés organiques en azote ammoniacal et la volatilisation de l'ammoniac (Rynk, 1992).

D'après de Bertoldi et al. (1983), les matières organiques peuvent se composter dans une fourchette de pH assez large (3-11). Les valeurs optimales sont comprises entre 5,5 et 8. Situées autour de la neutralité, elles sont en effet optimales pour la vie des microorganismes (7). Néanmoins, les champignons sont plus tolérants à des pH éloignés de la neutralité que les bactéries.

Le pH peut diminuer dans les premiers stades du compostage, en raison de la formation d'acides organiques pendant la décomposition de substrats organiques et de la volatilisation de l'ammoniac initial. Ce phénomène peut toutefois être occulté par la synthèse d'ammoniac. Par la suite, la disparition des matériaux organiques facilement dégradables et la minéralisation conduisent à une augmentation du pH (McKinley *et al*., 1985). A la fin du compostage, il est aussi possible d'avoir un pH acide dû aux ions H^+ libérés pendant la nitrification (Fang et Wong, 1999). En réalité, l'évolution du pH dépend considérablement des substrats et additifs éventuels composant le mélange initial, comme l'ont observé Eklind et Kirchmann (2000) par exemple, dans le cas de composts à base de résidus de bois et papiers. Il dépend aussi du bon déroulement du compostage, une aération efficace, par exemple, permettant une bonne dégradation de la matière organique et conduisant à un pH final plus élevé (Ferrer *et al*., 2001). La température joue également un rôle dans l'évolution du pH, en favorisant la volatilisation.

Le pH n'est donc pas un critère facile à utiliser pour suivre le déroulement du compostage.

1.3.6. La durée

Le compostage faisant appel à un ensemble de réactions microbiennes de minéralisation et d'humification partielle des substances organiques, il n'est pas possible qu'il ait lieu en quelques jours. Dans des conditions optimales au milieu industriel, elles peuvent se produire en un mois (de Bertoldi *et al*., 1983). Il est difficile de diminuer ce temps. La durée du compostage dépend des cycles biologiques des micro-organismes impliqués. La durée de la réplication est conditionnée par des facteurs environnementaux et par la constitution génétique des micro-organismes. Bien que des facteurs environnementaux puissent être améliorés, les limites génétiques demeurent.

La durée de compostage dépend de la nature de la matière organique mise à composter et de l'efficacité du processus, déterminée par le degré d'aération et d'agitation (Tuomela *et al*., 2000). En général, si le rapport C/N et l'aération sont favorables, la durée de compostage est courte. Mais si le rapport C/N est très élevé, l'humidité, faible, la température, basse, l'aération, insuffisante ou si le matériel est trop résistant, le compostage se déroule plus lentement (Rynk, 1992).

Dans le cas d'un compostage d'andain mené avec retournement, une durée raisonnable de compostage peut être de l'ordre de 4 mois pour la fermentation suivis de 3 mois pour la maturation.

1.4. Microbiologie du compostage

Le compostage étant un processus microbien, la connaissance des divers groupes de micro-organismes et de leurs rôles est essentielle. Les micro-organismes convertissent la matière organique facilement dégradable en une matière plus stable, humifiée et en produits organiques, en dégageant de la chaleur et des déchets métaboliques et en incorporant également une partie de la matière organique comme matériel cellulaire lors de leur développement. L'environnement physique de ces microorganismes change en raison de l'accumulation de leurs propres sous-produits métaboliques et de la chaleur qu'ils dégagent, ce qui peut affecter considérablement leur capacité de se développer, de métaboliser et de survivre. Les différentes phases du compostage correspondent à des environnements différents et des communautés microbiennes différentes.

1.4.1. Les populations microbiennes

Les micro-organismes principaux représentés dans les composts sont les bactéries, les actinomycètes (distingués des bactéries auxquelles ils sont taxonomiquement rattachés) et les champignons (spores et mycélium). Ils peuvent être psychrophiles, c'est-à-dire qu'ils préfèrent des températures inférieures à 20°C, mésophiles, thermotolérants ou thermophiles, préférant respectivement des températures de 20 à 40, de 40 à 60 ou de 60 à 75°C. Les principaux groupes physiologiques de bactéries se retrouvent dans les composts : bactéries ammonifiantes, protéolytiques, fixatrices d'azote, cellulolytiques aérobies et anaérobies, amylolytiques, hémicellulolytiques, pectinolytiques. Les actinomycètes sont en grand nombre dans le compost. Les champignons, premiers colonisateurs des composts, dégradent plus de carbone organique que les bactéries et les actinomycètes. Ces microorganismes sont déjà présents sur le matériel qui va être soumis au compostage (Kaiser, 1983).

Dans une expérience de dégradation de fumier de cheval, Waksman et al. (1939) montrent qu'à 75°C, seuls certains types de bactéries sporulantes, décomposant l'hémicellulose, sont actifs. A 65°C, les actinomycètes sont prépondérants. A 50°C, champignons thermophiles, bactéries, et actinomycètes sont très actifs dans la décomposition des matériaux ligno-cellulosiques. A 28°C enfin, la microflore est très variée. Beffa et al. (1995) présentent les successions des microorganismes au cours de différentes phases du compostage. Les champignons et les bactéries acidophiles sont dominants dans les déchets organiques frais et aux premiers stages du compostage, de 20 à 40°C. Entre 40 et 60°C, les microorganismes mésophiles disparaissent rapidement, laissant la place aux thermotolérants et aux thermophiles. Les champignons thermotolérants et thermophiles ont un optimum de température de 40 à 50°C, tandis que le nombre et la diversité spécifique des actinomycètes et des bactéries thermophiles sont importants entre 50 et 60°C. Entre 60 et 80°C seules des bactéries thermophiles appartenant à seulement quelques espèces sont présentes à faible concentration. Elles décomposent activement l'hémicellulose et une grande variété de composées organiques. Lors des phases de refroidissement et de maturation, à des températures allant de 50 à 20°C, le nombre de bactéries, d'actinomycètes et de champignons thermotolérants et mésophiles s'accroît considérablement.

Les levures ont été globalement peu étudiées, bien que plusieurs auteurs comme Andrews et al. (1994) ou Beffa et al. (1996) les aient identifiées durant la première et la dernière phase du compostage. Elles interviennent dans la dégradation des tannins (Deshamps et Leuliliette, 1984) et comme décomposeurs secondaires s'attaquant aux champignons thermophiles (Campbell et McHardy, 1994).

1.4.2. Les micro-organismes pathogènes

Des micro-organismes pathogènes sont présents dans les matériaux à composter (Poincelot, 1972 ; Kaiser, 1983), que ces organismes aient une action pathogène aussi bien à l'encontre de l'homme (Lavoie *et al*., 1995), que des plantes (Hadar et Mandelbaum, 1992) ou des animaux (Andrews *et al*., 1994). Une liste de tels micro-organismes a été dressée pour les déchets urbains solides et les boues par exemple, par de Bertoldi et al. (1983) (Tableau 3).

Des micro-organismes saprophytes variés participent au processus du compostage. Ces micro-organismes peuvent être considérés comme la flore microbienne normale indigène du système de compost ; les déchets urbains solides, la boue, les déjections animales contiennent une deuxième population de microbes, pathogène, qui représentent une fraction numériquement non significative de la population microbienne totale.

Tableau 3. Micro-organismes pathogènes isolés de déchets urbains solides et de boues (d'après de Bertoldi et al., 1983).

Virus	Enterovirus Poliovirus Coxsackie Echovirus Virus de l'hépatite A Adenovirus Reovirus
Bactéries	*Salmonella* *Escherichia coli* Autres entérobactéries *Yersinia* Bacillaceae *Listeria* *Vibrio* *Mycobacterium* *Leptospira* *Campylobacter*
Champignons filamenteux	*Aspergillus fumigatus* *Phialophora richardsii* *Geotrichum candidum* *Trichophyton* *Epidermophyton*
Levures	*Candida albicans* *Candida krusei* *Candida tropicalis* *Candida guillermondii* *Cryprococcus neoformans* *Trichosporon*
Parasites	*Taenia saginata* *ascaris lumbricoides* *Toxocara* *Echinococcus* *Toxoplasma gondii* *Sarcocystis* Nématodes gastro-intestinaux

La compétition commence à jouer quand la communauté est hétérogène et la densité de population haute. La population saprophyte indigène du compostage a un avantage par rapport à la population des micro-organismes pathogènes, pour lesquels le matériel en compostage ne constitue pas un environnement naturel. Dans cet écosystème, la compétition tendra à avoir comme conséquence l'élimination du rival le moins adapté. Le compostage réduit donc considérablement le nombre des pathogènes, les microorganismes indigènes empêchant la recontamination par compétition microbienne. Les organismes pathogènes peuvent également être éliminés du fait de la simple augmentation de température, de la toxicité des produits transformés ou de la synthèse d'antibiotiques par exemple (Kaiser, 1983 ; Andrews et al., 1994).

En revanche, une étude du développement de moisissures potentiellement allergéniques (en particulier *Aspergillus fumigatus*) au cours du compostage, menée en Suisse par Beffa *et al.* (1994), montre l'universalité de la présence et de la dispersion dans l'air d'*Aspergillus fumigatus* et d'autres moisissures lors du compostage. Leur concentration dans les composts ainsi que leur dispersion dans l'air semblent directement liées au système de compostage et au type de gestion pratiquée. Au niveau final, néanmoins, si la phase thermophile a été convenablement optimisé, ces champignons sont, en nombre, considérablement diminués, voire absents.

Pour le compost qui est un produit utilisé en toute liberté, le produit final doit avoir une concentration très basse en micro-organismes pathogènes ; il est également important de le garantir contre leur recroissance. Si le compostage est correctement effectué, en d'autres termes si, dans tout le tas, la température de 70°C pendant 30 minutes, 65°C pendant plusieurs heures ou 55°C pendant plusieurs jours est atteinte, le produit final obtenu sera suffisamment hygiénisé.

1.4.3. Le métabolisme du carbone

Les réactions intéressant le carbone sont de trois ordres : la respiration des micro-organismes leur fournit l'énergie ; son assimilation leur permet de se développer en l'utilisant comme matériel de base dans la synthèse de leurs molécules ; sa réorganisation résulte de leur activité et conduit à des molécules de plus en plus difficilement dégradables. Par effet synergique entre micro-organismes, des composés organiques complexes dégradés en plus petites molécules par certains peuvent être utilisés par d'autres et permettre la croissance microbienne (Golueke, 1991).

Au début du compostage, les sources de carbone soluble et facilement dégradable telles que monosaccharides, amidon, acides organiques et lipides sont utilisés par des micro-organismes. Dans cette phase, les micro-organismes sont très nombreux à pouvoir se développer, principalement des champignons et des bactéries acidogènes (Poincelot, 1972).

L'activité métabolique élevée et le processus exothermique augmentent la température dans la masse de compostage. La sélection s'opère alors par la température. Les hémicelluloses sont attaquées par les bactéries et les actinomycètes les plus thermorésistants ou thermophiles (Forsyth et Webley, 1948 ; Waksman et Cordon, 1939). Les celluloses sont aussi attaquées par des actinomycètes, par exemple *Thermonospora curvata* (Stutzenberger, 1971) et des champignons thermophiles à condition que la température ne dépassent pas 60°C (Beffa et al., 1995). Des bactéries typiques de la phase thermophiles appartiennent au genre *Bacillus*, dont Storm (1985) rapporte qu'elles constituent 87% des colonies isolées, par exemple *B. subtilis*, *B. licheniformis* et *B. circulans* (Tuomela et al., 2000).

Dans la phase de refroidissement, puis lors de maturation, il y a une diminution continue du nombre de bactéries cellulolytiques et une augmentation du nombre d'eumycètes cellulolytiques (de Bertoldi et Zucconi, 1980). Les champignons tirent bénéfice de la diminution de la température et du contenu en humidité qui ont lieu pendant le processus. Ces facteurs permettent aux actinomycètes d'être particulièrement abondants aux dernières étapes de la décomposition. Leur activité métabolique est fondamentale à l'humification de la matière organique et à la production des composés aromatiques (de Bertoldi et al., 1983).

La dégradation de la lignine est effectué par un groupe microbien limité dans lequel on trouve principalement des champignons supérieurs (basidiomycètes) ; les basidiomycètes dégradent la lignine lentement. La décomposition de la lignine semble s'effectuer mieux dans les tas statiques. Les retournements dérangent probablement la diffusion d'hyphes dans la masse ainsi que l'activité des basidiomycètes (de Bertoldi et al., 1983). Dans une revue récente, Tuomela et al. (2000) indiquent que différents champignons et des bactéries, *Pseudomonas* par exemple, sont capables de dégrader la lignine. Les champignons appartiennent à deux subdivisions, Basidiomycotina ou Ascomycotina et Deuteromycotina. Des actinomycètes participeraient à cette dégradation en solubilisant la lignine (par exemple *Nocardia* et *Streptomyces*).

1.4.4. Le métabolisme de l'azote

L'azote se trouve présent au début du compostage dans des molécules telles que l'urée et l'ammoniac, ainsi que comme constituant cellulaire. Par contre, la fixation d'azote est inhibée par la présence de l'ammoniac et par les températures élevées dans les premières phases du compostage. Pour ces raisons, la nitrification autotrophe semble être absente (de Bertoldi et al., 1983). Beaucoup d'investigations ont confirmé qu'à plus de 40°C la vitesse de nitrification est très faible. L'inhibition de la nitrification peut influencer défavorablement l'équilibre de l'azote et l'activité

microbienne pendant le compostage. Bien que l'ammonium soit continuellement produit par la dégradation des molécules organiques contenant de l'azote par des micro-organismes innombrables, son oxydation biologique en nitrate se produit à peine lors du compostage.

La nitrification hétérotrophe effectuée par d'autres bactéries et eumycètes semble moins être conditionnée par ces facteurs. La capacité de dénitrification est principalement reliée à la production du nitrite à partir d'ammonium (Beffa et al., 1996). La dénitrification semble se produire principalement à la fin du compostage, quand la température redescend.

D'une manière générale, l'ensemble des réactions du cycle de l'azote, à savoir nitrification, dénitrification, fixation, minéralisation ou ammonification, semble pouvoir se dérouler au cours du compostage (Baron, 1998). Ainsi Beffa et al. (1995) mentionnent que pendant les phases de refroidissement et de maturation les micro-organismes peuvent fixer de l'azote atmosphérique avec production d'ammoniac suivie d'une production de nitrate.

1.5. Effluents gazeux du compostage

La plupart des matières organiques à composter sont composées de glucides et de protéines. **C**es éléments peuvent subir des transformations chimiques, biologiques et physiques complexes lors du processus de compostage. En condition aérobie, la décomposition des hydrates de carbone et celles des protéines peuvent être résumées de la manière suivante (Polprasert, 1989) :

$$\text{Glucides} \Rightarrow \text{sucres simples} \Rightarrow \text{acides organiques} \Rightarrow CO_2 + \text{Protoplasme de bactérie}$$

$$\text{Protéines} \Rightarrow \text{peptides} \Rightarrow \text{acides aminés} \Rightarrow NH_3 + \text{Protoplasme de bactérie}$$

En ce qui concerne les hydrates de carbone, cette décomposition peut être traduite en termes chimiques simplifiés :

$$C_6H_{12}O_6 + O_2 \Rightarrow 6\ CO_2 + 6\ H_2O$$

Dans des conditions normales (idéales) de compostage, il y a beaucoup d'oxygène dans le système et le produit final de la transformation aérobie est un mélange de CO_2 et d'H_2O. Dans des conditions limitées en oxygène, en revanche, CO_2 peut ne pas être libéré, la quantité des acides organiques augmentant, en raison du déplacement des équilibres chimiques (Jacobsen, 1993).

Dans ces conditions non idéales, l'activité des micro-organismes anaérobies et de bactéries acétogènes peut produire des composants tels que des acétates, propionates et butyrates (Brown et

Tate, 1985). De plus, comme le métabolisme anaérobie est plus complexe que le métabolisme aérobie, une grande variété de produits intermédiaires peuvent être formés incluant acides organiques, alcools et aldéhydes (Haug, 1993).

En ce qui concerne les protéines, Jakobsen (1992) écrit la réaction de dégradation de façon simplifiée :

$$CH_3\bullet CHNH_2\bullet COOH + 3O_2 \Rightarrow 3CO_2 + NH_3 + 2H_2O$$

D'après cette réaction, les produits finals de la décomposition des protéines lors du compostage dans des conditions aérobies idéales sont les mêmes que pour les hydrates de carbone, soit CO_2 et H_2O, avec en plus un produit supplémentaire, NH_3. NH_3 et H_2O peuvent réagir et produire de l'ammonium (NH_4^+) et conduire à l'augmentation de la concentration en ions OH^- et du pH :

$$NH_3 + H_2O \leftrightarrows NH_4^+ + OH^-$$

La production d'ammoniac durant le compostage ne peut pas être empêché, mais sa perte à l'atmosphère peut être minimisée. L'aération peut diminuer l'émission d'ammoniac car l'ion ammonium peut être oxydé en nitrate (Kissel et al., 1982) :

$$NH_4^+ + 2O_2 \leftrightarrows NO_3^- + 2H^+$$

Cette réaction est réversible. En conséquence, dans des conditions d'air limitant (circulation de l'air réduite), l'équilibre est déplacé et l'émission d'ammoniac augmente.

Il faut encore tenir compte de l'activité de dénitrification conduisant du nitrate à l'azote moléculaire.

Enfin, les activités de nitrification et de dénitrification peuvent donner lieu à des fuites de protoxyde d'azote (N_2O) et d'oxyde nitrique (NO) suivant les conditions environnementales.

En pratique, si les émissions de C-CO_2 lors du compostage sont toujours sensiblement en accord avec les pertes en carbone du compost, le méthane et les acides gras volatils émis peuvent être très variables (Smars et al., 2001) avec comme conséquence d'éventuelles odeurs nauséabondes. De même, la quantité et la forme des effluents gazeux azotés (NH_3, N_2, N_2O, NO_x) vont dépendre de la nature des substrats et des conditions du compostage (Witt et Lopez-Real,

1998), les pertes en azote pouvant atteindre 40% de l'azote initial sous forme ammoniacale (Morvan et al., 1998) et 2%, sous forme de protoxyde d'azote (Barton et al., 2000).

Une bonne maîtrise des conditions du compostage est donc nécessaire pour éviter les effluents gazeux polluants. Cette maîtrise doit aussi être fonction d'une bonne connaissance des mécanismes et conditions de production.

1.6. Considérations agronomiques

Il faut garder à l'esprit qu'il existe une grande variété de composts suivant la nature des matières organiques fermentées et les techniques de compostage. L'idéal serait d'adapter chaque type de compost à ses utilisations optimales, fonction des types de sol, des climats et des cultures (Mustin, 1987). Ainsi, il est important des distinguer composts jeunes et composts mûrs. L'ajout de matière organique fraîche au sol doit être évité, car elle produit un changement de l'écosystème dans lequel la plante se développe. Si elle n'est dégradée que partiellement, elle continuera à l'être par la flore microbienne du sol, avec pour résultat une production de métabolites intermédiaires qui ne sont pas compatibles avec la croissance des plantes. Par ailleurs un rapport C/N trop élevé de la matière organique d'un sol conduira au phénomène de faim d'azote, la flore microbienne du sol faisant concurrence aux racines des plantes pour son approvisionnement en azote (Bernal et al., 1998).

La fonction d'amendements comme le compost est comparable à celle des engrais chimiques quant à leur aspect fertilisant, enrichissement du sol en N, P, K, mais leur principal effet est, en tant qu'amendement organique, d'agir sur la stabilité physique, biologique et chimique des sols, ainsi que sur l'équilibre entre leurs éléments minéraux (de Bertoldi et al., 1983).

Les fractions organiques de matière composté doivent donc avoir été humifiées suffisamment, l'humus étant le produit final du processus d'humification dans lequel les composants d'origine, lignine, polysaccharides et composés azotés, sont transformés en substances stables ou lentement biodégradables (Tuomela et al., 2000). Un compost jeune pour lequel le compostage a été seulement partiel sera encore phytotoxique, l'humification incomplète de matières organiques produisant des molécules intermédiaires qui sont toxiques pour les plantes, et conduira à une faim d'azote. La première caractéristique d'un bon compost est d'être convenable pour une utilisation agricole. Aussi un tel compost pourra-t-il être utilisé sur sol nu, l'humification se poursuivant avant qu'une culture ne soit introduite. Les essais de phytotoxicité sont un moyen d'évaluer l'aptitude d'un compost à une utilisation donnée.

L'addition de compost à un sol modifie considérablement ses propriétés physiques, chimiques et biologiques, à court et à long terme. Gobat et al. (1998) dressent une liste de ces modifications :

- La capacité de rétention de l'eau et sa disponibilité pour les plantes sont augmentés, de même que la stabilité structurale du sol.
- Par l'apport des matières humigènes du compost, la capacité d'échange cationique est augmentée : le sol retient plus de sels minéraux, ce qui favorisé la nutrition des racines et s'oppose à la lixiviation des ions.
- La teneur en sels minéraux des composts leur confère un pouvoir tampon élevé. Ils apportent, en plus des macro-élements, un complément d'oligo-éléments très favorable à la végétation.
- Les composts mûrs renferment une communauté importante et diversifiée de micro-organismes mésophiles. Leur emploi conduit à une augmentation significative des activités enzymatiques du sol.
- Au fur et à mesure de sa minéralisation par les microorganismes du sol, le compost dégage du CO_2. La concentration de ce gaz augmente non seulement dans l'atmosphère du sol mais aussi dans la couche d'air immédiatement au-dessus, au bénéfice de la photosynthèse des strates végétales basses.
- L'utilisation de compost améliore souvent et sensiblement la qualité des éléments cultivés, en raison des modifications apportées au sol, bénéfiques à la croissance végétale.
- Généralement les composts contribuent à la suppression de parasites du sol en favorisant le développement ou l'activité d'organismes antagonistes (compétition, sécrétion d'antibiotique, hyperparasitisme) - Le compost ne tue pas les pathogènes mais les contrôle par compétition des microorganismes bénéfiques qui se développent et sont actifs (Ozores-Hampton et al., 1994).

Cette liste n'est pas exhaustive. On pourrait aussi citer l'action du compost sur la porosité du sol, sa capacité d'adsorption de produits toxiques et de pesticides, la nutrition organique des plantes et la fourniture d'activateurs de croissance. Le sol est un milieu complexe, vivant, où les interactions entre les éléments ont plus de résonances sur les réactions des plantes que sur les éléments constitutifs du sol cultivé lui-même. Comme les connaissances sont encore partielles, les relations entre causes et effets ont souvent été trouvées de manière empirique. Des réajustements seront donc à prévoir (Mustin, 1987).

1.7. En conclusion : pourquoi le compostage est utilisé pour gérer des déchets organiques

Lorsque la population mondiale augmente, la production de déchets organiques augmente aussi, ce qui aboutit aujourd'hui à un problème aigu. Les décharges et l'incinération ont été jusqu'à présent les moyens les plus largement utilisés pour l'élimination des déchets dans le monde entier, mais, ces dernières années, l'intérêt s'est porté sur des méthodes prenant en compte le recyclage. Le compostage est un procédé qui est utilisé depuis longtemps pour gérer des déchets organiques surtout d'origine agricole. Il semble en passe de devenir l'une des méthodes de traitement des déchets solides urbains les plus utilisées, notamment en Europe. Il est vraisemblable qu'il remplit les meilleures conditions d'adaptabilité à la variété des situations. Il y a donc de nombreuses raisons pour utiliser cette méthode :

1. Le compostage peut traiter des fractions organiques de déchets urbains comme les ordures ménagères ou les déchets verts, ainsi que la plupart des déchets organiques ruraux ou que la plupart des déchets organiques industriels (Storm, 1985).

2. Il est également efficace dans le traitement des boues produites lors de l'épuration de l'eau, dont la quantité importante pose un problème sérieux et complexe pour les villes aujourd'hui. La conversion de boues en matériel organique stable et d'une volume réduit, par la méthode du compostage, présente un grand intérêt (Nakasaki et al., 1985).

3. Le compostage permet aussi le traitement des déjections animales qu'il recycle alors sous forme de substances humiques et d'éléments biogènes qui sont restitués aux sols agricoles en évitant l'épandage de produits à risque (Beffa et al., 1994).

4. Le compostage est un processus aérobie auto-chauffant. Pendant la phase thermophile, la température s'élève habituellement à un niveau suffisamment élevé pendant une période suffisamment longue, ce qui permet d'hygiéniser les matériaux et d'obtenir un produit sûr (Beffa et al., 1996).

5. Le compostage n'est pas seulement un moyen de réduire les déchets produits par l'homme et de recycler les nutriments, mais il produit un compost utile pour la conservation de la ressource sol en même temps que pour la culture (Klamer et Bath, 2000).

6. La gestion des déchets organiques solides est de plus en plus difficile et coûteuse, particulièrement dans des lieux où la population est importante. En plus de ses finalités pratiques, le compostage a un objet économique essentiel qu'il ne faut pas oublier de mentionner ici. Il est une des méthodes de traitement les plus faciles à mettre en œuvre. Il est moins onéreux que beaucoup d'autres et est efficace (Smars et al., 2001) .

2. Le cycle de l'azote

2.1. L'azote, l'ammoniac et les oxydes d'azote

L'azote est un élément essentiel pour tous les organismes vivants car il entre dans la composition des acides nucléiques et des acides aminés.

Les écosystèmes terrestres comportent trois principaux réservoirs d'azote qui sont le sol, les plantes et l'atmosphère. L'atmosphère est le plus grand de ces réservoirs. L'élément azote s'y trouve en quantité importante représentant 76.2 % du volume total (Tableau 4).

Tableau 4. Composition d'un bilan d'air sec (éléments principaux et gaz rares).

Elément	Volume (cm^3)	Elément	Volume (mm^3)
Azote	780,3	Néon	18
Oxygène	209,9	Hélium	5
Argon	9,3	Krypton	1
Gaz carbonique	0,3	Xénon	0,1
Hydrogène	0,1		

La forme essentielle de l'azote atmosphérique est la forme diatomique (N_2) qui représente 79% de l'azote atmosphérique. D'une manière générale, dans l'environnement, l'azote existe sous beaucoup de formes allant des formes les plus oxydées aux formes les plus réduites ; en effet l'azote peut prendre des états d'oxydation allant de +5 à –3 (Pelmont, 1993; Lin *et al*., 2000 ; Richardson et Watmough, 1999) (Figure 8).

L'azote atmosphérique n'est cependant pas assimilable directement par les plantes ni par les animaux, le gaz N_2 étant presque inerte. Les échanges entre l'azote atmosphérique et les composés azotés minéraux sont limités. Les micro-organismes, notamment les bactéries, auront un rôle primordial dans ces échanges.

Dans la nature, des bactéries (symbiotiques ou non) fixent l'azote atmosphérique, le réduisent et métabolisent l'ion ammonium (NH_4^+) qui pourra être converti en ion nitrate (NO_3^-) lors des processus de nitrification. Ces ions sont à la base de différentes chaînes biosynthétiques. Lors des processus de dégradation ou de dénitrification gouvernés par les êtres vivants, il y aura

libération de diverses formes gazeuses : ammoniac (NH_3), oxyde nitrique (NO), oxyde nitreux (N_2O) et azote diatomique (N_2) qui s'échapperont dans l'atmosphère. A ce cycle, peuvent s'ajouter des apports de très petites quantités d'azote atmosphérique liées aux orages qui permettront la synthèse d'oxyde nitrique.

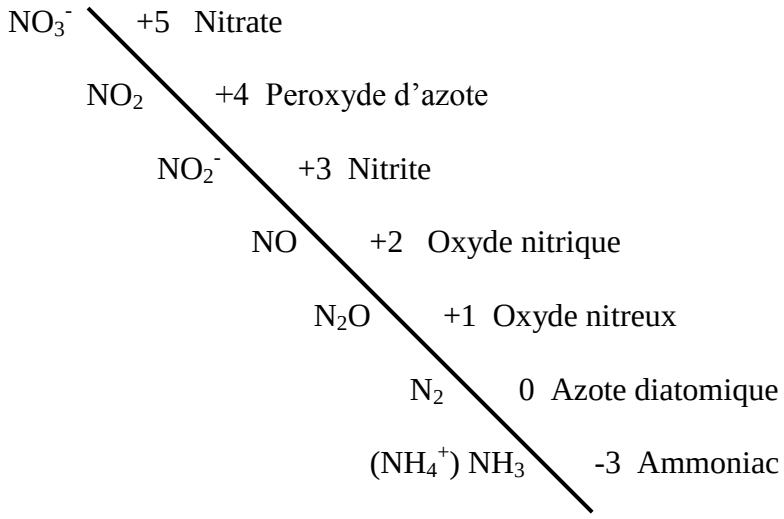

Figure 8. Les niveaux d'oxydation de l'azote (d'après Pelmont, 1993 ; Trogler, 1999)

2.2. Les réactions du cycle de l'azote

Lorsque l'azote inerte (N_2) contenu dans l'atmosphère est converti par le processus biologique en formes assimilables par les plantes (NH_4^+, NO_3^-), il entre dans la biosphère pour parcourir un cycle qui se terminera par un retour à l'atmosphère via la dénitrification (Herbert, 1999).

Le cycle de l'azote est gouverné par des mécanismes qui sont principalement influencés par deux facteurs : le facteur biologique et le facteur physico-chimique. En effet, pendant son cycle, l'azote peut apparaître sous différentes formes chimiques, chacune présentant des propriétés et des comportements spécifiques, et chacune ayant des conséquences fonctionnelles particulières pour les écosystèmes (Figure 9).

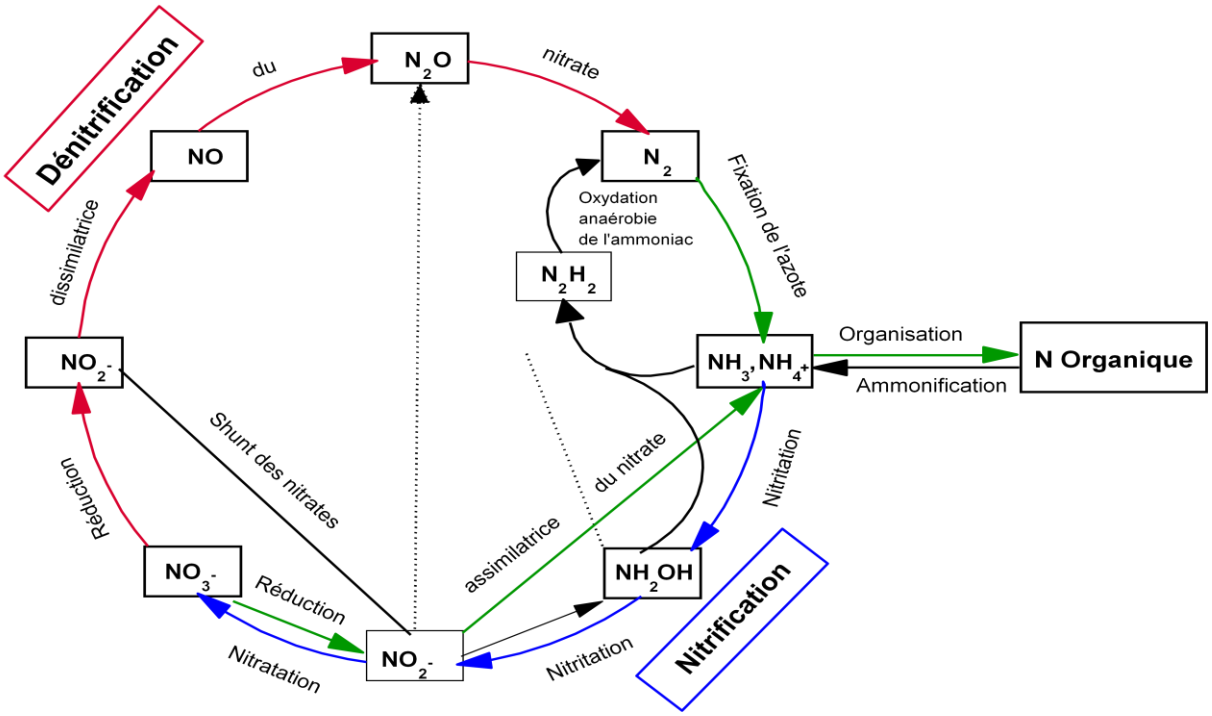

Figure 9. Le cycle de l'azote

2.2.1. Dégradation de la matière organique

Tous les matériaux vivants contiennent de l'azote constitutif des macromolécules, tel que les acides nucléiques, les protéines et les sucres polyaminés, mais aussi des composants de faible poids moléculaire. Ces composants deviennent accessibles aux organismes décomposeurs à la mort des cellules. Les bactéries protéolytiques, grâce à leurs protéases, hydrolysent les protéines des protoplasmes cellulaires (processus de protéolyse) libérant ainsi des peptides puis des acides aminés.

Les composés organiques de faible poids moléculaire contenant de l'azote sont des acides aminés, des polypeptides courts, des amines, des acides nucléiques et de l'urée. Ces composants sont rapidement dégradés par la flore bactérienne *in situ*. Les acides aminés, par exemple, subissent une désamination libérant des ions ammonium. Il y a alors dégagement d'ammonium, ce qui correspond à l'ammonification.

L’urée, qui est l’un des composés intermédiaires résultant de la destruction des acides aminés ou des bases azotées, peut être rapidement hydrolysée par des uréases bactériennes, devenant ainsi une source importante d’ammonium (associée à un dégagement de gaz carbonique). Ces uréases sont largement présentes chez les bactéries gram positive et négative de type aérobies, anaérobies facultatives et obligatoires.

Les réactions de ces processus peuvent être figurées comme suit (Herbert, 1999) :

$$\text{Protéines} \xrightarrow{\text{protéases}} \text{Peptides} \xrightarrow{\text{peptidases}} \text{Acides aminés}$$

$$\text{Acides Aminés} \xrightarrow{\text{désamination (amonification)}} \text{Acides organiques} + NH_4^+$$

$$CO(NH_2)_2 + 3H_2O \xrightarrow{\text{uréases}} 2NH_4^+ + HCO_3^- + OH^-$$

2.2.2. Assimilation

De nombreux êtres vivants peuvent assimiler directement l’azote minéral lorsqu’il est sous forme ammoniacale (NH_4^+). Sa présence, sous cette forme, dans les milieux naturels, est le plus souvent le résultat de la dégradation des matières organiques, notamment lors de la destruction de l'urée via les uréases. La réduction des nitrates peut aussi conduire à la formation d’ammoniac. En absence d'oxygène, cet azote ammoniacal peut s'accumuler dans le milieu. Par la suite, l’ammoniac est pris en charge, soit par la glutamate déshydrogénase, soit par le tandem glutamine synthétase/glutamate synthase pour amorcer tout le métabolisme de l’azote organique.

Néanmoins deux autres sources d’azote minéral peuvent être utilisées, l’azote diatomique (N_2) et les nitrates ou nitrites. Dans le premier cas, la fixation de l’azote devient alors la première étape de l’assimilation. Son coût énergétique est néanmoins tel qu’elle est réprimée dès lors que de l’azote ammoniacal ou organique, voire même sous forme de nitrates, est disponible. Dans le second, l’azote doit être réduit car il ne peut entrer dans le métabolisme que sous forme ammoniacale. Cette opération n’est réalisée que chez les végétaux et les procaryotes.

2.2.2.1. Fixation d'azote

Les procaryotes sont les seuls à pouvoir effectuer la réduction de l'azote (N_2) en ammoniac (NH_3) par un processus appelé fixation (Pelmont, 1993) :

$$N_2 \xrightarrow{\text{Nitrogénase}} NH_3$$

On distingue parmi ces procaryotes :

- des bactéries libres, mais relativement peu actives, parmi lesquelles on trouve à la fois des organismes photosynthétiques (bactéries pourpres, cyanobactéries) et des organismes non photosynthétiques (*Klebsiella pneumoniae, Azotobacter vinelandii, A. chroococcum*),
- des bactéries vivant en symbiose avec des plantes dont les plus célèbres (*Rhizobium*) sont à l'origine des fameuses nodosités portées par les racines des légumineuses.

La fixation biologique de l'azote est un processus essentiellement anaérobie, mais qui peut se dérouler en condition aérobie pour les bactéries *Azotobacter, Azonomonas, et Beijerenchia*.

La réduction de l'azote nécessite 6 électrons et correspond à la réaction :

$$N_2 + 6e^- + 6H^+ \longrightarrow 2\ NH_3$$

Cette réduction consomme donc une énergie considérable. Cette énergie peut être d'origine fermentative, respiratoire ou photosynthétique selon les cas.

La fixation d'azote est à l'origine du cycle de l'azote chez les êtres vivants. Néanmoins, l'ammoniac ainsi produit n'est disponible que pour les organismes qui le produisent directement ou pour des organismes vivant en symbiose avec ces organismes producteurs. L'azote est mis à la disposition de l'ensemble des êtres vivants uniquement à travers la chaîne alimentaire ou lors de la dégradation du matériel organique à la mort d'organismes.

2.2.2.2. Réduction assimilatrice en ammonium

La réduction assimilatrice du nitrate (ou ammonification assimilatrice), consommatrice d'énergie, consiste à utiliser le nitrate comme source d'azote pour le métabolisme après l'avoir

transformé sous la forme directement assimilable qu'est l'ammonium. Cette voie réductrice est dite assimilatrice car sa finalité est l'assimilation de l'azote par les organismes vivants. La réduction est catalysée par des nitrates réductases assimilatrices, enzymes appartenant aux plantes, aux algues et aux champignons. Accessoirement, l'ion NO_2^- peut également servir de substrat et être réduit en ammoniac directement assimilable dans leur métabolisme.

Pour les micro-organismes, cette réduction a lieu seulement en absence d'ammonium (Tiedje, 1981).

2.2.3. Nitrification

La nitrification est une oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate (Figure 10). Ce processus se déroule en deux étapes, l'oxydation de l'ammoniac en nitrite ou nitritation, et l'oxydation du nitrite en nitrate ou nitratation (Pelmont, 1987 ; Hopkins *et al*., 1997 ; Herbert, 1999 ; Bothe *et al*., 2000 ; Hwang et Hanaki, 2000) :

$$NH_3 + 3/2\ O_2 \longrightarrow NO_2^- + H^+ + H_2O$$

$$NO_2^- + 1/2\ O_2 \longrightarrow NO_3^-$$

L'oxydation d'ammoniac en nitrite ($NH_3 \rightharpoonup NO_2^-$) est réalisée par des bactéries nitritantes (nommées aussi nitreuses), parmi lesquelles les plus connues sont *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosobolus* et *Nitrosovibrio.* Cette étape recouvre elle-même deux réactions, chacune catalysée par une enzyme spécifique, l'ammoniac étant oxydé en hydroxylamine (NH_2OH), puis consécutivement transformé en nitrite (Richardson et Watmough, 1999 ; McCarty, 1999).

La première réaction est catalysée par l'ammoniac mono-oxygénase (AMO), enzyme associée à la membrane. Au cours de la deuxième, l'hydroxylamine est oxydée en nitrite par l'hydroxylamine oxydoréductase (HAO), enzyme qui se trouve dans l'espace périplasmique de la cellule.

Ces deux réactions sont les suivantes :

$$NH_3 + O_2 + 2H^+ + 2e^- \xrightarrow{AMO} NH_2OH + H_2O$$

$$NH_2OH + H_2O \xrightarrow{HAO} NO_2^- + 5H^+ + 4e^-$$

L'oxydation du nitrite en nitrate (NO_2^- ⇨ NO_3^-) est effectuée par des organismes nitrifiants (nommés aussi nitriques), parmi lesquels les plus connus sont *Nitrobacter, Nitrococcus, Nitrospina* et *Nitrospira*. Cette réaction est catalysée par une enzyme, la nitrite oxydoréductase.

Il a été noté que, dans certains cas (déficit d'oxygène par exemple), la réaction de nitrification de l'ammoniac peut être accompagnée d'une production de protoxyde d'azote (Pain, 1999). Dans ce contexte, N_2O est produit pendant l'oxydation de NH_3 par décomposition chimique de produits intermédiaires entre NH_4^+ et NO_2^-, comme NH_2OH et NO_2^-. Il est clair que l'oxydation incomplète de NH_2OH peut mener au développement de N_2O (Hooper et Terry, 1979). Le bilan de cette réaction aboutit en fait, selon Ye et Thomas (2001), à la production d'oxyde nitrique et de protoxyde d'azote. De plus, un déficit en oxygène favorisent les bactéries nitritantes par rapport aux bactéries nitratantes.

Le processus de nitrification se déroule généralement en milieu aérobie, effectué par les organismes autotrophes, la réaction d'oxydation fournissant aux bactéries l'énergie nécessaire pour assimiler le carbone en utilisant le carbone minéral, CO_2. La nitrification est le plus souvent réalisé par des organismes strictement chimio-litotrophes (Hopkins *et al*., 1997). Toutefois, certains sont mixotrophes, pouvant pousser sur acétate ou pyruvate, tel *Nitrobacter*. Enfin, il a été récemment mis en évidence une nitrification hétérotrophe (Jetten et al., 1997). Une présence importante de matière organique inhibe, par compétition pour l'azote, la nitrification, les organismes hétérotrophes ayant alors une croissance plus rapide. Néanmoins un C/N de l'ordre de 10 permet à la nitrification hétérotrophe de se produire.

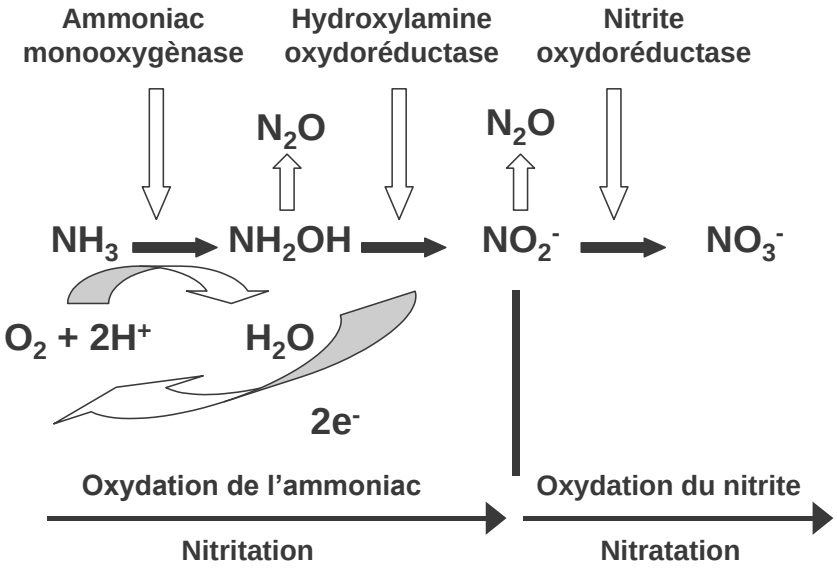

Figure 10. Nitrification (d'après Hynes et Knowles, 1984 ; Poth et Focht, 1985 ; Wood, 1986)

2.2.4. Dénitification

La dénitrification est la réduction de NO_3^- en N_2. Les organismes qui peuvent effectuer cette réduction sont nommées dénitrifiants. Dans la nature, ils appartiennent à des genres très divers : *Achramobacter, Alcaligenes, Bacillus, Corynebacterium, Paracoccus, Pseudomonas, Spirillum, Thiobacillus, Xanthomonas, Propionibacterium,* etc. (Firestone, 1982). Toutes les bactéries dénitrifiantes correspondent à des espèces aérobies qui peuvent opter pour une respiration sur nitrate quand elles sont privées d'oxygène. La plupart de ces microorganismes hétérotrophes sont anaérobies facultatifs et sont capables d'utiliser NO_3^- comme source d'oxygène. La dénitrification fonctionne donc comme une respiration productrice d'énergie.

Le nitrite est le passage obligé de toute dénitrification. Il est réduit successivement en NO, N_2O et N_2 (Figure 11). Les enzymes qui catalysent ces réactions sont les nitrate réductase, nitrite réductase, oxyde nitrique réductase (productrice de N_2O), et oxyde nitreux réductase (productrice de N_2) (Hochstein et Tomlinson, 1988).

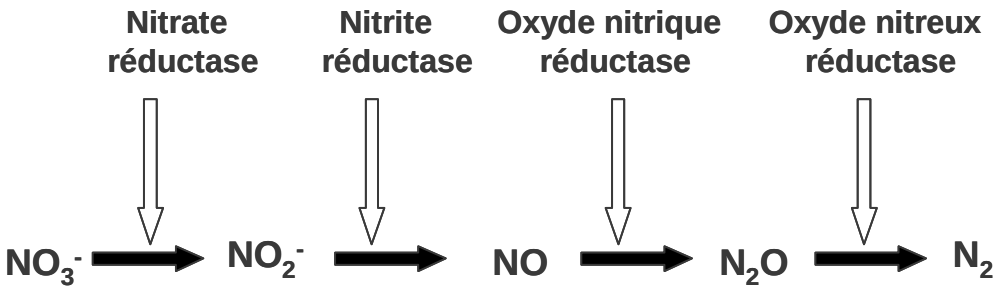

Figure 11. Dénitrification (d'après Hochstein et Tomlinson, 1988).

Lors de la première étape, la réduction du nitrate en nitrite est catalysé par la nitrate réductase. Cette enzyme est présente chez diverses bactéries telles que *Desulfovibrio desulfuricans, Paracoccus denitrificans, Escherichia coli, Achromobacter xylosoxidants,* chez des *Alcaligenes* et des *Pseudomonas* , chez des bactéries photosynthétiques telles que *Rhodobacter sphaeroides* et *R. capsulatus*, et chez des bactéries gram positives du genre *Bacillus*.

Lors de la seconde étape, la réduction du nitrite en oxyde nitrique est catalysée par la nitrite réductase présente chez des bactéries dénitrifiantes comme *Achromobacter cycloclastes, Alcaligenes faecalis* et *Alcaligenes xylosoxidans*.

Lors de l'étape 3, l'oxyde nitrique réductase catalyse la réduction de NO en N_2O.

La dénitrification se termine par la réduction de N_2O en N_2 (étape 4). Cette étape est catalysée par l'oxyde nitreux réductase de bactéries telles que *Paracoccus denitrificans* ou *Pseudomonas nautica*. Ces bactéries peuvent se développer en anaérobiose avec N_2O pour seul oxydant, N_2O étant aussi un accepteur respiratoire.

La dénitrification désigne aussi la disparition du nitrate par respiration (Pelmont, 1998). Le nitrite formé peut apparaître dans le milieu. Le plus souvent il intervient lui-même comme accepteur respiratoire et se voit réduit à son tour en composés gazeux tels que l'oxyde nitrique (NO), l'oxyde nitreux (N_2O) et l'azote diatomique (N_2). Toutes les étapes d'une véritable dénitrification sont donc productrices d'énergie et aboutissent à des produits caractéristiques, notamment à N_2O. Ce gaz peut servir à mesurer l'intensité de la dénitrification dans les sols.

Contrairement à ce qui se passe au cours de la nitrification, N_2O est normalement produit comme intermédiaire de dénitrification. La portion de N_2O libéré est élevée si le pH est à un niveau bas, car la N_2O réductase est inhibée à pH bas (Knowles, 1982). Le rapport N_2O/N_2 augmente si les concentrations en NO_3^- et en O_2 sont élevées (Schlegel, 1992).

2.2.5. Production couplée d'azote moléculaire et shunt des nitrates

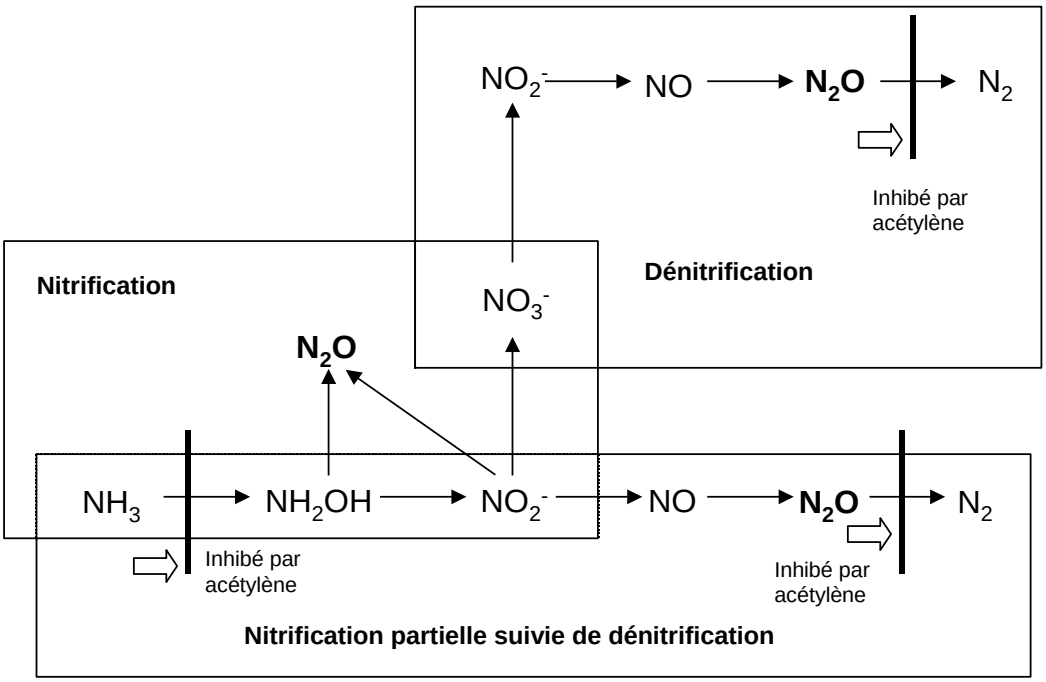

Figure 12. Production couplée de N_2 et shunt des nitrates.

La figure 12 indique les possibilités de transformation d'ammoniac en azote moléculaire par couplage des réactions de nitrification et de dénitrification, avec passage ou non par le stade nitrate suivant les conditions environnementales.

La production couplée se passe en condition d'oxygène limitant. Dans des sédiments marins, par exemple, 60 à 90% de la dénitrification peut être couplée à la nitrification. Une partie de la nitrification/dénitrification couplée n'est pas sensible à l 'acétylène.

Le shunt des nitrates a lieu lorsqu'une nitrification hétérotrophe est suivie d'une dénitrification aérobie. Les bactéries capables d'effectuer la nitrification hétérotrophe sont également dénitrifiante.

2.2.6. Réduction dissimilatrice des nitrates en ammonium

Les processus dissimulateurs de réduction des nitrates se distinguent de la réduction assimilatrice des nitrates par le fait que l'azote réduit n'est pas utilisé par les cellules. A côté de la dénitrification proprement dite, il peut aussi se former de l'ammoniac à partir des nitrates et nitrites, selon un processus dénommé réduction dissimilatrice des nitrates en ammonium (DNRA) ou encore ammonification dissimilatrice. Dans ce cas, les bactéries utilisent le nitrate ou le nitrite et le transforment en ammonium, la réduction des nitrates en nitrites étant l'étape commune des deux processus.

En milieu anaérobie, cette réaction permet d'obtenir l'énergie nécessaire à la synthèse de matière vivante : le nitrate est utilisé comme oxydant respiratoire et permet la production d'énergie sous forme d'un potentiel membranaire convertible en ATP (Pelmont, 1998). Cette opération est catalysée par les enzymes nitrates réductases dissimilatrices.

Cette réduction dissimilatrice se distingue de la réduction assimilatrice par deux critères importants : son inhibition par l'oxygène et sa non-inhibition par la présence d'ammonium (Tiedje, 1988). Elle produit de l'ammonium en excès par rapport à ce qui serait nécessaire à la croissance. L'azote réduit en excès par rapport aux besoins réels de la microflore est tout simplement excrété sous forme de gaz NH_3.

La réduction dissimilatrice en ammonium devrait être la voie préférentielle de réduction des nitrates, dans des milieux limités en éléments oxydants ou très réducteurs, c'est à dire dans les

milieux riches en substrats carbonés et limités en nitrates, car ce processus conduit à la réduction la plus complète (Hattori, 1983).

La réduction dissimilatrice du nitrite et du nitrate en ammoniac correspond aux réactions suivantes, les nitrites réductases impliquées dans cette voie transformant le nitrite en NH_3 sans libérer d'intermédiaire :

$$NO_2^- + 6e^- + 8H^+ \longrightarrow NH_4^+ + 2H_2O.$$

$$NO_3^- + 8e^- + 10H^+ \longrightarrow NH_4^+ + 3H_2O.$$

Néanmoins, selon Pelmont (1998), la nitrite réductase dissimilatrice participerait aussi à la dénitrification engendrant l'oxyde nitreux ou protoxyde d'azote.

De nombreux organismes sont capables d'ammonification dissimilatrice des nitrates, aussi bien anaérobies obligatoires tels que *Clostridium* ou *Desulfovibrio desulfuricans* , qu'anaérobies facultatifs tels que *Escherichia coli* ou *Vibrio fischeri* ou qu'aérobies comme *Pseudomonas* ou *Bacillus* (Tiedje, 1988).

2.2.7. Oxydation anaérobie de l'ammonium

En général, l'oxydation d'ammonium se déroule en condition aérobie. Cependant, dans des conditions où l'oxygène est limité, des bactéries chimio-lithotrophes sont capables d'oxyder l'ammoniac en azote diatomique en utilisant le nitrite comme accepteur d'électron :

$$NH_3 + NO_2^- \rightarrow N_2 + H_2O$$

Ce processus est appelé oxydation anaérobie de l'ammonium. Il est plus connu sous le nom d'ANAMOX (Jetten *et al.*, 1997 ; Verstraete et Philips, 1998 ; Richardson et Watmough, 1999).

L'ANAMOX est inhibée par l'oxygène et nécessite une anaérobiose stricte. Elle est également inhibée par trop de nitrites, à des concentrations variées suivant les organismes.

L'ANAMOX fait partie du métabolisme des bactéries nitrifiantes (*Nitrosomonas* par exemple). Il y a peu de biomasse produite en relation avec la réaction, les bactéries poussant lentement. On peut observer des temps de doublement des de six jours.

Il n'y a pas de production de N_2O associée. En revanche, l'hydrazine est un composé intermédiaire formé de la réaction et hydrolysé ensuite avec production de N_2.

2.3. L'effet de la nitrification et de la dénitrification sur l'environnement

L'azote est un élément qui limite la production primaire dans beaucoup d'écosystèmes. En conséquence, des apports d'azote disponible sont souvent nécessaires pour augmenter les niveaux de production des plantes ou des cultures désirées, de façon à répondre aux besoins alimentaires d'une population toujours croissante. En ce sens, les pratiques agricoles ont agi de manière intensive en augmentant les apports d'engrais azotés. Cependant, ces apports n'ont pas toujours été en adéquation avec les besoins des plantes, dépassant le plus souvent ces besoins, créant ainsi une pression sur le cycle de l'azote et donnant souvent lieu à des pertes ou des fuites d'azote dans le milieu naturel. Ainsi, une grande partie de l'azote ajouté aux cultures (jusqu'à 50%) peut atteindre les nappes d'eau souterraines ou les eaux de surface par ruissellement et lessivage. De ce fait, les problèmes de pollution par les nitrates et d'eutrophication des eaux de surface ont considérablement augmenté.

La nitrification est la source principale d'azote pour les microorganismes, les champignons et les plantes (Gobat *et al*., 1998). Par exemple, l'oxydation de l'ammonium joue un rôle important pour les bactéries dénitrifiantes qui utilisent cette source de nitrate.

Les phénomènes de nitrification de l'ammonium et de dénitrification du nitrate sont importants dans le milieu naturel et les agrosystèmes et peuvent avoir une influence substantielle sur la perte d'azote par émission de NO, N_2O et N_2 et donc sur la production.

Une dénitrification dans la zone de la rhizosphère (zone environnant la racine) n'est pas souhaitable car elle diminue l'efficacité d'utilisation de l'azote. Par contre, les mouvements de nitrate hors de la rhizosphère associés à des processus de dénitrification peuvent permettre de limiter la contamination des ressources d'eau par les nitrates.

La dénitrification peut aussi avoir un effet indésirable sur l'environnement, car l'un de ses produits, le N_2O, est l'un des trois gaz pouvant contribuer au réchauffement global de la planète par effet de serre. L'élimination de ce N_2O par l'enzyme protoxyde d'azote réductase, qui catalyse la dernière étape de dénitrification anaérobie, est donc un élément clé de la régulation des productions de N_2O.

Rappelons que l'ammonification dissimulatrice peut aussi donner lieu à des fuites de N_2O. Il existe par ailleurs une production de N_2O non respiratoire et non due à la nitrification, dont l'importance environnementale est significative (Tiedje, 1988). Elle pourrait intéresser pratiquement de très nombreux êtres vivants, y compris les animaux. Ces deux phénomènes sont moins bien caractérisés que les activités de nitrification/dénitrification, la part respective des émissions restant donc encore à définir.

2.4. Méthodes de détermination des mécanismes impliqués dans la production du protoxyde d'azote (N_2O)

Le protoxyde d'azote peut être produit lors de nitrification ou de la dénitrification, et lors de la réduction dissimilatrice des nitrates ou de processus restant à caractériser. Cependant, la plupart des dégagements de N_2O ont lieu lors de la nitrification et de la dénitrification, ce gaz étant produit en phase intermédiaire pour les deux réactions (Hopkins *et al*., 1997 ; Williams et al., 1998 ; Trogler, 1999 ; Hopkins Hwang et Hanaki, 2000 ; Mathies *et al*., 2000 ; Barton *et al*., 2000). N_2O peut aussi être le produit final du processus de dénitrification dans des conditions d'anaérobiose non stricte.

Actuellement, il existe plusieurs méthodes en cours de développement pour distinguer la production de N_2O par nitrification et par dénitrification. Parmi elles, Hopkins *et al*. (1997) distinguent : 1) les réponses à un facteur simple, 2) l'utilisation de marqueurs tels que $^{15}NO_3^-$, 3) la suppression de l'émission de N_2O.

1) Réponses à un facteur simple : des informations concernant les émissions de N_2O par nitrification et dénitrification ont été obtenues par l'étude des réponses à un facteur simple. L'addition de NH_4^+, d'urée, de NH_3 anhydre, de déjections animales, de fumier ou de NO_3^- permet d'augmenter l'émission de N_2O des sols. Elle démontre la potentialité d'un processus, mais ne permet pas de lui attribuer cette émission sans ambiguïté.

2) Utilisation de marqueurs : un certain nombre d'études ont monté que l'apport de $^{15}NO_3^-$ et de $^{15}NH_4^+$ était suivi de l'émission de ^{15}N-N_2O (*e.g.* Monaghan and Barraclough, 1993). Bisson (1994) a essayé d'estimer la contribution de la nitrification à l'émission de N_2O en utilisant une approche de dilution isotopique dans laquelle $^{15}NO_3^-$ a été ajouté au sol. De plus, aux niveaux d'abondance normaux des différents isotopes, les valeurs de $\delta^{15}N$ et de $\delta^{18}O$ de N_2O sont différentes suivant qu'il est produit par les bactéries assurant la nitrification ou la dénitrification. Cette propriété peut être utilisée, mais l'analyse est difficile car d'autres réactions interviennent et la variabilité de l'azote inorganique dans les sols restreint l'usage du fractionnement isotopique (Hopkins *et al*., 1998).

3) Suppression de l'émission de N_2O : l'utilisation d'inhibiteurs de la nitrification tels que la nitrapyrine, la dicyandiamide ou l'acétylène a démontré son rôle dans l'émission de N_2O, bien que la totalité de la diminution de production ne puisse lui être attribué, les nitrates normalement produits pouvant à leur tour être substrat pour la dénitrification productrice de N_2O. Différents travaux ont été menés en inhibant la nitrification et la dénitrification séparement ou ensemble par des expositions à l'acétylène ou à des pressions partielles d'oxygène de 100 kPa (Webster et Hopkins, 1996).

L'acétylène (C_2H_2), par sa simplicité d'emploi, est aujourd'hui largement utilisée en association avec la quantification du N_2O émis. L'acétylène inhibe en effet l'oxydation de NH_3 à des concentrations de 0,1 à 10 Pa (Berg *et al*., 1982), sans affecter la dénitrification. Puis à la concentration de 10 kPa, l'acétylène inhibe aussi la dernière étape de la dénitrification, la réduction de N_2O (Knowles, 1982).

La technique de blocage par l'acétylène permet donc de quantifier le dégagement du protoxyde d'azote et de l'azote durant les réactions de nitrification et de dénitrification (Müller *et al*., 1998 ; Garrido *et al*., 2000). Cette technique, mise en point indépendamment par Yosinari et Knowles (1976) et par Balderston *et al*. (1976), initialement pour quantifier la dénitrification, est basée sur le blocage par l'acétylène de la chaîne réactionnelle de nitrification et de dénitrification au niveau de la production ou de la consommation du protoxyde d'azote, les activités dénitrifiante et nitrifiante étant mesurées par l'accumulation de N_2O par rapport à des témoins où la réaction n'aurait pas été bloquée (Figure 13).

En tenant compte du fait que la production de N_2O résulte des processus de nitrification et de dénitrification, il est progressivement apparu intéressant de pouvoir distinguer le protoxyde d'azote résultant de l'un ou l'autre de ces processus. Des travaux ont démontré que ceci était réalisable en fonction de la teneur en acétylène employée ; ainsi, alors que la concentration d'acétylène employée pour bloquer la dénitrification, 10 kPa, bloquait indifféremment les deux, divers auteurs ont montré que l'utilisation d'acétylène à faible teneur (5-10 Pa) permettait l'inhibition de la nitrification, sans pour autant affecter la dernière étape de la dénitrification **(**Klemedtsson *et al*., 1990 ; Hopkins *et al*., 1997 ; Bollmann et Conrad, 1997). Ainsi, la production de N_2O dans ces conditions est due uniquement à la dénitrification, la contribution due à l'activité de nitrification étant alors estimée par la différence entre les émissions obtenues avec et sans blocage par C_2H_2 (Müller *et al*., 1998). D'autres auteurs, étudiant les pertes par dénitrification dans des conditions naturelles de terrain, ont utilisé des concentrations d'acétylène allant de 0,1 à 10 kPa afin de bloquer la réduction de N_2O en N_2 (IAEA, 1992). Cependant, selon Müller *et al.* (1998), si la nitrification est un mécanisme important de production de N_2O, cette approche doit sous-estimer de manière considérable la production totale de $N_2O + N_2$, car la production de N_2O provenant de la nitrification ne peut être estimée en utilisant des fortes concentrations d'acétylène.

Comparée avec les différents types d'inhibiteurs, l'acétylène semble avoir des conséquences moins importantes sur le sol que, par exemple, *la nitrapyrine*, notamment en ce qui concerne les processus microbiologiques ; en ce sens il peut être appliqué dans des études d'incubation à court terme (Klemedtsson *et al*., 1990).

Par ailleurs, les inhibiteurs de production ne sont pas toujours fonctionnels. Ainsi, d'après Keeney (1988), l'acétylène n'inhibe pas la production de N_2O en présence d'espèces nitrifiantes hétérotrophes telles que *Arthrobacter*, de même la nitrapyrine n'inhibe pas la nitrification hétérotrophe ; de ce fait, la production de N_2O par les bactéries nitrifiantes hétérotrophes serait incluse dans l'estimation du N_2O produit par dénitrification (Kledtsson *et al*., 1990).

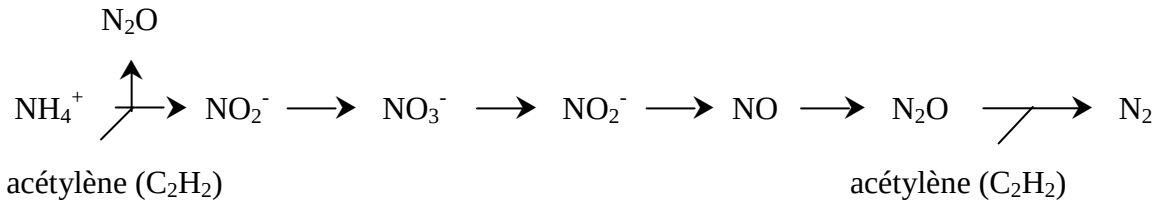

Figure 13. Niveaux d'action de l'acétylène dans la chaîne de nitrification/dénitrification.

TRAVAUX REALISÉS

Chapitre 2 :

Emissions gazeuses durant le compostage de mélanges d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses : premiers résultats (publié)

Gaseous emissions during composting of poplar bark-poultry dung mixture: first results

P. Morand, S. Baron, H. Yulipriyanto and P. Robin

Chapitre 3:

Effets d'additifs sur l'activité de nitrification/dénitrification durant le compostage de fumier de poulet (publié)

Effects of additives on the nitrification-denitrification activities during composting of chicken manure

H. Yulipriyanto, P. Morand, P. Robin, G. Tricot and C. Aubert

Chapitre 4:

Activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses. Une étude de terrain

Chapitre 5 :

Emissions gazeuses et activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange de paille et de boues de station d'épuration rurale. Une étude de terrain

CHAPITRE 2

Emissions gazeuses durant le compostage de mélanges d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses : premiers résultats

Emissions gazeuses durant le compostage de mélanges d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses : premiers résultats

Objectif

Le travail rapporté dans ce chapitre vise à mettre en relation les émissions gazeuses d'un andain en cours de compostage avec les conditions physico-chimiques et microbiennes de l'andain. Le choix du mélange mis à composter, écorces de peuplier et fientes de poules pondeuses, a été guidé par l'idée d'exacerber les émissions gazeuses plutôt que de les limiter de façon à obtenir des résultats significatifs. Le choix de la technique de compostage et de la taille de l'andain ont été fait pour que celui-ci soit représentatif d'une situation réelle. Ce travail constitue donc un premier pas qui permet à la fois de tester une méthodologie et de donner un aperçu des émissions gazeuses d'un type de compost et des causes de ces émissions.

Résumé

Alors que le compostage de déchets agricoles est susceptible de résoudre des problèmes de qualité de l'eau et de préservation du sol, il peut présenter un risque de pollution pour l'atmosphère. Les divers gaz émis doivent être quantifiés et les mécanismes conduisant à leur production, identifiés.

Dans cette optique, un mélange d'environ 25 m^3 d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses a été composté dans une case couverte avec ventilation naturelle, l'air venant en partie basse et sortant en partie haute à travers quatre tuyaux faisant cheminées, dont les émissions de gaz ont été mesurées et analysées. Parallèlement, un andain contrôle en casa ouverte a été échantillonné pour déterminer les populations microbiennes et l'activité de dénitrification. Deux andains (dont le rapport C/N initial était de 21) ont ainsi été suivis pendant un mois, puis retournés en même temps qu'enrichis en fientes. Les tas remis en place (présentant un rapport C/N initial de 8) ont été suivis pendant sept mois avec deux retournements intermédiaires.

Les mesures de concentrations gazeuses dans l'air intérieur ou émis par le compost ont portées sur le gaz carbonique, le méthane, l'ammoniac, le protoxydes et les oxydes d'azote. Le méthane, présent en profondeur à forte concentration, était émis à faible concentration. La perte en azote (environ 50% pour l'andain suivi en seconde période) était composée pour moitié d'ammoniac. Le protoxyde d'azote constituait moins de 1% des gaz azotés, était principalement

produit à la fin du compostage et était associé à la présence d'activités de nitrification/dénitrification et de bactéries potentiellement actives pour ces activités.

Publication

Morand P., Baron S., Yulipriyanto H., Robin P. 2000. Gaseous Emissions during Composting of Poplar Bark-Poultry Dung Mixtures : First Results. *In*: P.R. Warman and B.R. Taylor (eds.). *Proceedings of the International Composting Symposium. September 19-23, 1999. Halifax/Dartmouth, Nova Scotia, Canada*. CBA Press Inc., Truro, Nova Scotia, Canada. pp. 544-570.

Ce chapitre reprend intégralement l'article publié (texte en police ordinaire). Celui-ci est complété par des textes en italique qui n'avaient pas été insérés dans la publication, faute de place, mais explicitent le travail effectué, ainsi que par les figures et tableaux qui y sont référencés en italique dans le texte.

Gaseous Emissions during Composting of Poplar Bark-Poultry Dung Mixtures: First Results.

P. Morand[1]*, S. Baron[1], H. Yulipriyanto[1], and P. Robin[2]

[1]UMR 6553, CNRS/Université de Rennes I, 35380 Paimpont, France
[2]INRA, Bioclimatologie, 35042 Rennes Cedex, France.

Abstract

Whereas composting agricultural wastes could solve problems related to water and soil quality, it can present a risk of pollution to the atmosphere. The various gases emitted have to be quantified, and the mechanisms leading to their production, identified.

For this purpose, about 25 m^3 of a poplar bark-poultry dung mixture were composted in a covered place with natural ventilation, air coming in the lower part and going out through four shafts in the upper part. The gaseous emissions were measured and analysed. At the same time, a control pile was sampled in order to determine microbial population and activity. The first heaps (initial C/N of 21) were monitored for one month, then turned and more dung added. The second heaps (initial C/N of 8) were monitored for seven months with two intermediate turnings.

Carbon dioxide, methane, ammonia, nitric and nitrous oxides contents were measured. Methane, present in depth at high concentration, was emitted at low concentration. The nitrogen loss (about 50% for the second heap) was half as ammonia. Nitrous oxide constituted less than 1% of the nitrogenous gases, was produced principally at the end of composting, and related to the presence of nitrification-denitrification and bacteria potentially active for those activities.

Key words: ammonia, composting, denitrification, methane, nitrous oxide, nitric oxide, poultry dung

Introduction

In Europe, more than 80% of the ammonia emissions are of agricultural origin (Asman, 1992) and, of these, 95% come from animal waste (Buijsman et al. 1987). These figures reveal a problem arising from the effluents of agriculture. Currently, many programs aim to reduce or even avoid water pollution by treating animal waste, responsible in certain areas for the major part of this

pollution. As far as the air is concerned, the volatilization of ammonia is one of the atmospheric sources of redeposition at short distance, in the form of dry deposits, or at longer distances because of the movements of air masses, through fog, aerosols or acid rain after chemical reactions (Houdijk and Roelofs, 1991; Moal, 1995; Génermont, 1996). Modern agriculture, responsible for 50% of the emissions of CH_4 (Husted, 1994) and for a significant share of N_2O (Mariotti, 1997), also contributes considerably to the increase of greenhouse gases.

Among the techniques suggested for the processing of animal waste, composting seems particularly promising. In fact it makes it possible to avoid the possible pollution of the soil due to spreading manure, while providing a product whose application improves the quality and the structure of the soil, and thereby its nutrients-holding capacity (Robertson and Morgan, 1995). Nevertheless, before composting of agricultural waste can be used on a large scale, it is necessary to answer the question : does composting present a real risk of transfer of pollution to the atmosphere, while seeming to solve the problems involved in the quality of water and soil? The practice of composting without a sufficient knowledge of the fundamental processes which control it, can lead to significant air pollution.

Gaseous emissions during composting of agricultural waste are poorly known, work having been principally focused on municipal or green waste, in waste management facilities or on unpleasant odors (Baron, 1998). This research was carried out following years of work about composting, during which different animal breeding wastes were composted, mixed with ligno-cellulosic substrates, in experimental lodges of 40 m^3 or in piles of 500 m^3, which have resulted in the definition of composting processes adapted to each one.

The purpose of this paper is to provide data on the gaseous emissions of a particular case of composting, and on the method which will make it possible to understand the mechanisms of gas production, so as to be able to deal with other composting cases whose substrates have different characteristics. The choice of the mixtures used in composting, poultry dung and poplar bark, was guided not by the need to limit the gas losses, but to maximize the speed of degradation, to highlight the problems to be solved and to obtain significant results. The choice of the process of composting, using heaps with natural ventilation and turnings providing aeration, was made to be close to the more generally used process for this type of material. The mass balance, the leak rates of the heaps and the relationships between micro-organisms and gas concentration within the heaps were studied for the whole course of composting.

Materials and Methods

Substrates

Substrates for heaps were crushed bark of poplar and poultry dung. The mixtures composted in a first series of heaps were used as ligno-cellulosic substrates for the following series of heaps, when more dung was added. The analysis of the substrates is given in table 5.

Heaps

Two heaps were set up using the same substrates and proportions. A cover was put up about 0.5 m above one of them, with four shafts set in it in order to allow the recovery of the effluent atmosphere. The other one was a control which allowed the sampling and the analysis of the internal atmosphere. A first set of heaps was put in place for one month and the covered and uncovered piles were named respectively 1 and 1'. A second set of heaps was monitored afterwards for seven months with two intermediate turnings, the piles corresponding to the three periods being named respectively 2, 3 and 4, and 2', 3' and 4'. Piles 1, 2, 3 and 4 were observed from 19 May 1998 until 07 January 1999 for four periods separated by the turning of the heaps on 22 June, 16 July and 04 November 1998; piles 1', 2', 3' and 4', from 20 May 1998 until 12 January 1999, with turning of the heaps on 19 June, 16 July and 21 October 1998.

Composting facility

The composting facility is located at Coëtfinet, Corseul, Côtes d'Armor, France, in the Centre d'Aide par le Travail (C.A.T) de 4 Vaulx. It involves an open greenhouse with a concrete floor on which are installed boxes of 6 m length and 4 m width which are able to be filled up to 2 m in height, separated by concrete walls surmounted by planks. For the study of the gas effluents, one of these boxes was capped, above the heap of compost, by an agricultural plastic sheet, loosely fitting at the front at the bottom of the heap, tightly fitting between the heap and the walls on its other sides and pierced by four holes in the top for the insertion of shafts emerging approximately 1.5 m above the top of the higher part of the heap. Each shaft was connected to a drain, about 10 m in length and 0.10 m in diameter, of flexible porous pipe winding through the space between the surface of the heap and the cover (Figure 14). The layout of the whole was made so that, as far as possible, passive ventilation of the piles would not be disturbed, a sufficient proportion of incoming air would be drained together with the pile air in order to evacuate moisture and calories, and the air would be homogeneous enough between the four shafts.

Table 5. Physico-chemical analysis of the substrates and initial mixtures of composting heaps.

	Unit	Barks (1)	Dung 1 (2)	Mixture 1* (1) + (2)	Mixture 1'* (1) + (2)	Pile 1** (3)	Pile 1'** (4)	Dung 2 (5)	Mixture 2* (3) + (5)	Mixture 2'* (4) + (5)
pH			5.90			5.50	6.00	8.2		
Dry matter.	g kg^{-1}	655	328	540	542	550	642	259	387	426
Total V.S.[#]	g kg^{-1}	587	227	461	462	451	536	170	293	330
Organic C	g kg^{-1}	262	91.6	202	203	201	245	78.9	133	153
Active V.S.	g kg^{-1}	454	159	350	351	347	429	137	229	264
C/N		72.8	4.4	21.1	21.2	16.4	17.7	3.7	8.6	8.4
P_2O_5	g kg^{-1}	1.0	18.8	7.3	7.2	10.7	8.8	14.5	12.8	12.0
K_2O	g kg^{-1}	2.8	8.7	4.9	4.8	6.4	6.6	21.2	14.7	14.8
MgO	g kg^{-1}	1.3	3.2	2.0	2.0	2.6	2.9	2.8	2.7	2.8
CaO	g kg^{-1}	22.8	35.7	27.3	27.3	33.7	31.1	32.5	33.0	31.9
N-NO_3^-	mg kg^{-1}	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
N-NH_4^+	g kg^{-1}	0.2	12.8	4.6	4.6	5.9	5.2	15.3	11.2	10.9
Total N	g kg^{-1}	3.6	20.8	9.6	9.6	12.2	14.0	21.4	17.4	18.2

* The mixtures analyses are given as the weighed sum of the substrates analyses.

** Piles 1 and 1' after composting are the ligno-cellulosic substrates in the mixtures 2 and 2'.

[#] V.S. = Volatile Solids

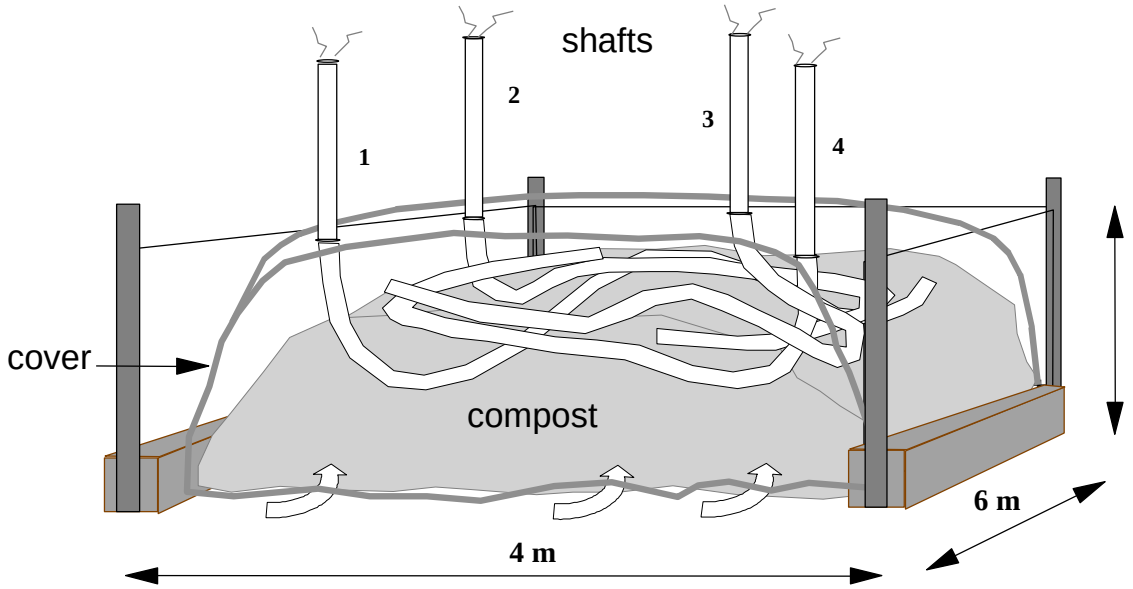

Figure 14. Heap for the gaseous emissions study.

Handling of the heaps

A homogeneous mixture of the components was made possible by the use of a mixer-weigher. Three loads of the mixer were necessary for the development of each heap to produce approximately 25 m^3 at a bulk density between 0.34 and 0.55. The mixture deposited in line on the ground was then put into a spreader in order to expand it (thus ensuring aeration) and to set it up in the boxes *(Figure 15)*. A tractor with a scoop completed the making of the heaps *(Figure 16)*.

Treatment and control heaps were treated the same, with turnings after about one month for the first piles of each heap, and three months afterwards. The cover, the drains and shafts above the study heaps were removed before turning and put back after turning. With each turning or at the time of final unloading, the heaps were scooped into a trailer to be weighed. The contents of the trailer were scooped again into piles *(Figure 17)* after having been mixed simply with the scoop or passed to the spreader if they appeared too compact *(Figure 18)*. During the making of the second series of heaps, the contents of the trailer were mixed with additional dung in the mixer-weigher before being put into heaps, four loads of the mixer then being necessary.

Figure 15. *Composting facility*

Figure 16. *Tractor with a scoop to complete the making of the heaps*

Sampling

For physicochemical analysis, a large number of samples (about 30 of 2.5 kg each) carried out at various points of the piles were mixed and the mixture repetitively partitioned in half, until homogeneous samples of approximately 1 kg were obtained. The partitions were carried out using a sampler-divider, composed of a rectangular metal chute with a divider in the middle.

Samples for microbiological analysis or denitrification were taken directly from the heaps, at various depths, and were placed in closed bags. The compactness of the heaps made manual sampling impossible, and it was necessary to use a tractor with a scoop, which removed the front part of the heap. The surface layer of the cut, soiled by bits falling from the higher parts during the passage of the scoop, was then removed with a fork.

Measurements of the physical parameters of composting

The temperature was measured at various times, generally daily, or every three hours during the time of a whole day monitoring, using a digital thermometer equipped with a standard K-type thermocouple probe. Temperatures were measured : in the heaps, at three depths, 0.40 m on the side of the incoming air flow, 1 m, and on the top of the pile; in each of the four shafts; and in the greenhouse, for the ambient air. Relative humidity was measured twice during the experiment in the ambient air and in the four shafts using a hygrometer Testo 452 (Testo, Forbach, France).

Flows of air in each shaft were measured systematically at the same time as the temperatures in the shafts for piles 2 and 4, and occasionally for pile 1. Measurements were made with a propeller anemometer Airflow LCA 6000 (S.M.I., Le Plessis Trévise, France). The internal diameter of the shafts was 94 mm. During measurements, they are connected to the anemometer by an overlapping sleeve. The internal diameter of the sleeve is 100 mm, roughly equal to that of the anemometer. Air flows were calculated as the products of the speeds and the internal section area of the sleeve. Thus, a speed of 1 m s^{-1} corresponded to a flow of 28.3 m^3 h^{-1} per shaft.

In addition the climatic conditions (wind, sunshine) were carefully noted at the time of measurements.

Measurements of various gases contents

Measurements of the gas concentration in the effluent air were made using Dräger tubes CH 20501 and occasionally CH 31901 (for concentrations higher than 1000 ppm) for NH_3, tubes CH 29401 for NO_x and tubes CH 20001 for CH_4. The air was sucked through the tubes, which were

inserted into the shafts or placed in the ambient air, by an Accuro (Dräger) hand pump. Changing the number of strokes of the pump made it possible to extend the field of measurement. In some cases, the parallel connection of two CH 20501 tubes with the use of only one blow of the pump allowed the superior bound of measurement to be doubled.

For N_2O and CH_4, air samples were drawn directly from the shafts using a Masterflex peristaltic pump, with an easy-load pump head, and were kept in 5 L Tedlar gas bags (PK 10) until analysis at the laboratory. For N_2O only, 5 mL samples of the air from the shafts were injected into Venoject (Terumo) vacuum tubes and kept until analysis. The analyses were carried out using three chromatographs (Chrompack CP 9001 for N_2O and Chrompack CP 9002 for CH_4, or Chrompack Micro GC together for N_2O and CH_4).

Air samples were also taken from the heart of the piles using a probe and the peristaltic pump. For N_2O and CH_4, these samples were collected in Tedlar bags, after passing through a water trap. An aliquot was kept in Venoject tubes for the analyses relating to N_2O only. NH_3 was trapped by bubbling 20 min through a solution of 0.05N H_2SO_4. Ammonia was measured, after neutralization of the solution with NaOH up to a pH ranging between 7 and 7.5, by colorimetry with indophenol blue (Rossum and Villaruz, 1963).

Physicochemical and microbiological analyses

Samples of the substrates and the mixtures at different stages of composting were left at the COOPAGRI-Bretagne (an agricultural cooperative of Brittany) shop the closest to 4 Vaulx (10 km), after being preserved in the refrigerator for a maximum of three days. From there, they were taken by the daily shuttle to the central laboratory of COOPAGRI-Bretagne (Landerneau, France) for analysis. Part of the microbiological characterization was carried out with the ESMISAB (Ecole supérieure de microbiologie et sécurité alimentaires de Brest).

Physicochemical and microbiological analyses were carried out using standard methods of the analysis laboratories : pH in water; organic carbon by sulphochromic oxidation; active volatile solids as 1.73 x organic carbon; P, K, Ca and Mg by inductively Coupled Plasma (ICP) Spectrophotometry after acid extraction from the ashes; total N according to Kjeldahl method; ammoniacal N by distillation; nitric N by reduction of the nitrates in nitrites, dinitrogenation and colorimetry at 540 nm; and microorganisms by counting and culture on selective media at different temperatures.

Figure 17. Settling of the heap after turning.

Figure 18. Heap aeration by passing to the spreader.

Weather data

Weather data were collected at the weather station of Pleurtuit, located 14 km from the site of composting. The data used were the daylight and sunshine times, and the minimum, average and maximum temperatures for each day from 19 May 1998 until 12 January 1999. Weather in Pleurtuit can be considered to be similar to weather in Corseul.

Denitrification

Denitrifying activity was determined by measuring N_2O evolution from samples incubated in bottles, after blocking the reaction chain leading to dinitrogen on the level of N_2O by acetylene addition (Yoshinari and Knowles, 1976). For each sampling, replicates of approximately 30 g were put in bottles of approximately 250 ml *(Figure 19)*. Others were laid out in cups in order and dry weight calculated by drying them in a drying oven for 48 h at 105°C (Kakezawa et al. 1990). In half of the incubation bottles, the denitrification reaction was blocked by the injection of 20 ml of acetylene. All bottles were incubated at the temperature measured at the time of the sampling. Gas extractions were made at time 0, 2 h and 4 h and exceptionally at 1h, 3h or 8 h by means of a 20-ml syringe, from which 5 ml were injected into Venoject vacuum tubes. Between each extraction the syringe was cleaned by flushing three times with ambient air. Before extraction, the interior of the bottles was homogenized by using the syringe to withdraw and re-inject 20 ml of the bottle air three times.

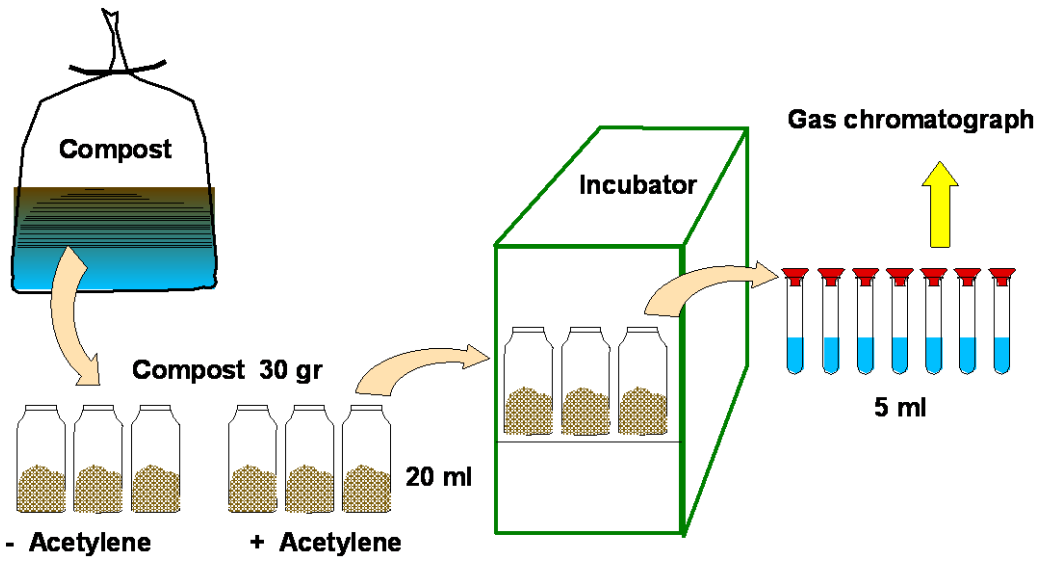

Figure 19. *Denitrifying activity measurement.*

Results and Discussion

Total gas flow

Because the use of intermittent measurements calls for interpolation, we studied the correlations existing between instantaneous flows and state variables (temperatures and climatic variables), at different time scales. The speed of air flow from the shafts was correlated with temperatures in the shafts and at the top of the heap, the minimum, average and maximum ambient temperatures for the day, temperatures in the greenhouse near the heap, and finally with wind and sunshine.

The speed of air flow from the shafts was more sensitive to the weather conditions than to the experiment time (Figure 20).

With regard to piles 1, 2 and 4, it seems that a slight decrease of flow can occur during the composting of a pile, but this appears slight compared with the much more extensive variations due to the climatic conditions. Nor could a quantifiable law be formulated between flow and various temperatures. On the other hand, the conditions of daylight and sunshine seem to have a paramount influence. Thus, the best way to do the flows calculation appeared to be to define average flows and temperatures for each shaft for each of three weather classes: sunny, overcast and night. We estimated them using the temperature and effluent gas velocity measurements which were most characteristic of each class. The number of measurements for piles 1, 2 and 4 were 2, 6 and 3 for sunny weather, 3, 7 and 5 for overcast weather, and 4, 4 and 6 for night, respectively.

For the period from 16/07/1998 to 04/11/1998, we had only two series of measurements, the 04/11 in sunny period and the 21/10 in overcast weather. Knowing moreover that the drains bringing the air towards the shafts were moved at the time of each turning, the shafts could not be regarded as equivalent from one period to the other. Only the averages of measurements have a meaning. The values of the flow speeds were rather close to those at the end of period 4, as well as the values of the differences between average temperature of the shafts and ambient temperature. The CO_2 concentrations were also very close, indicating a similar activity for the two heaps at the end of the period.

The data relating to pile 3 were *then* estimated by interpolation, taking into account the only two series of measurements for this pile. To make maximum allowance for the particular weather conditions in the summer of 1998, we allocated three reference periods to estimate flow speeds and temperatures of pile 3. *For the first period, the average speeds of air flow in the shafts of heaps 2 and 4 were used, with each one weighting 1/2, to calculate that of heap 3; that of heap 4 was retained for the third; the temperatures of heaps 2 and 4 were used with respective weightings 2/3-1/3 and 1/3-2/3 for these two periods in order to take into account the conditions of outside*

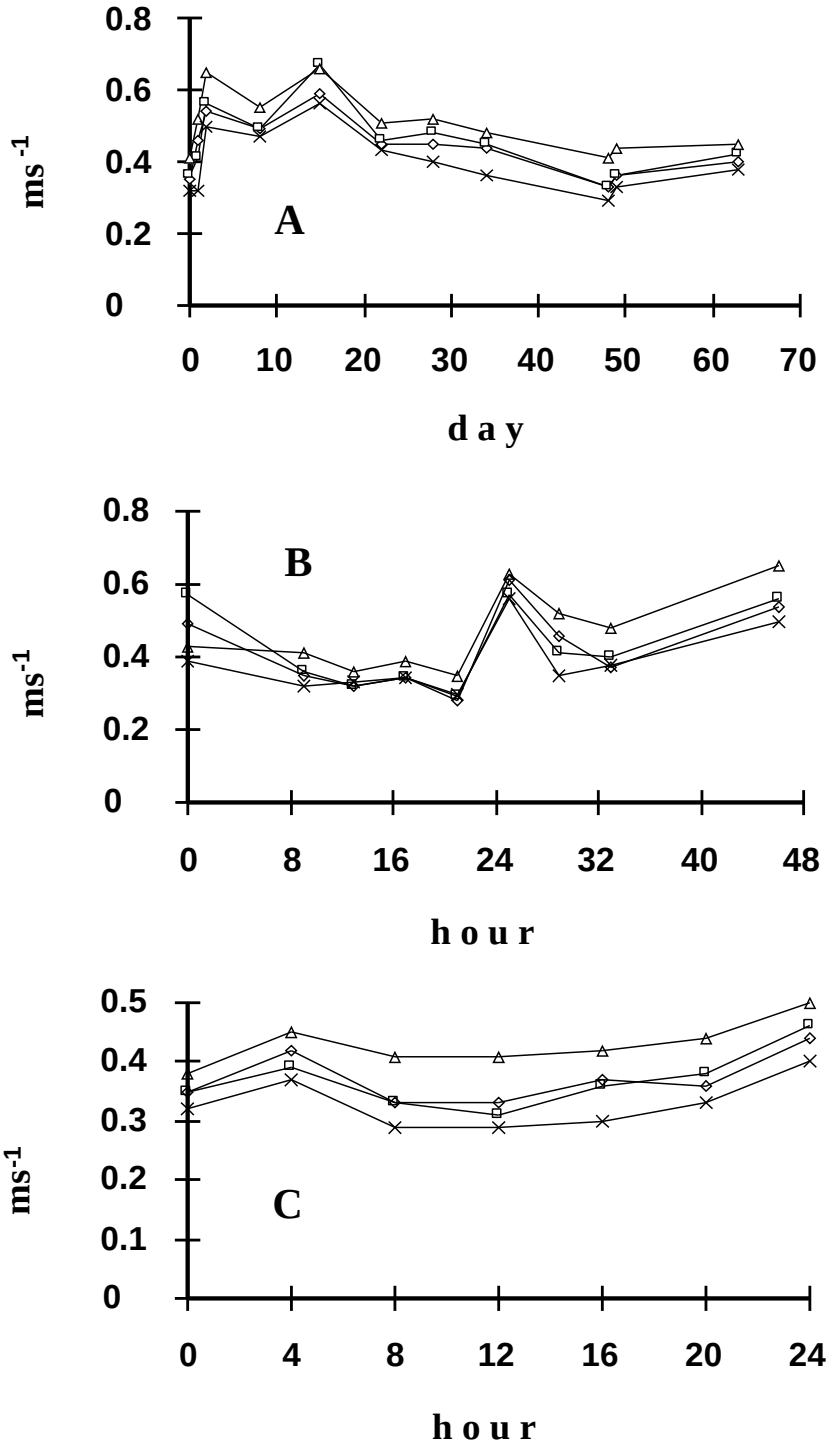

Figure 20. *Speed of air flow from shafts 1 (◇), 2 (□), 3 (△) and 4 (x) of heap 4. A: during the period from 04.11.98 to 06.01.99, measurements being made in the daytime; B: during one day and half from 04.11 at 19 p.m. to 06.11at 8 a.m., point 0 (04.11 at 10 a.m.) giving the flow speed measured from heap 3 before turning over, and the 5th being a sunny day; C: during a whole day from 22.12 at 10.30 a.m. to 23.12 at 10.30 a.m., the 22nd being an overcast day.*

temperature. For the intermediate period, the temperatures were kept identical to those of the first, but the speeds of airflow were calculated as the average of the other two periods balanced by the number of half-days of this period ranging in the first and the second half of the life time of the heap.

The volumes of air that have been expelled from the shafts were calculated starting from the number of minutes under sunny, overcast and night conditions, counted for each period and the flows of effluent air associated with their temperature, and brought back to standard conditions at 20°C and 1 atm (average pressure). They are 40 400 m^3, 32 900 m^3, 130 600 m^3 and 67 200 m^3, respectively for piles 1 to 4 *(Table 6).*

Carbon dioxide

The representative points of the carbon dioxide concentration measured in outgoing gas flows of the shafts were placed on graphs giving the concentration according to time. *An example of these graphs is given in figure 21.*

For heap 2, the representative curves of the carbon dioxide concentration according to time in shafts 1, 2 and 3 are more or less superposed and correspond to the function:

C (in %) = 4.7 - 0.6 t (in days)

from t = 1 to t = 5;

C (in %) = 1.9 - 0.04 t (in days)

from t = 5, with a point equal to 1.9% for t = 0.

There is no substantial difference between day and night. The mass of CO_2 released by those shafts was then calculated from the volumes of air effluent and of average concentrations whatever the conditions, from the middle of day 0 (22.06.98) to the middle of day 5 (27.06), and from the middle of this day to the middle of 16.07. The same calculation was applied to shaft 4 with CO_2 concentrations 1.5 times lower.

For heap 1, we have supposed that, as for heap 2, there was no significant difference of CO_2 concentration between the day and the night and taken the average of two values measured in shaft 3 (1.25% on day 1, 0.7% on day 25), the four shafts being equivalent.

For heap 4, we have done as for heap 2, with, for shafts 1,2 and 3 :

C (in %) = 2.27 - 0.18 t (in days)

from t = 1 to t = 9;

C (in %) = 0.686 - 0.004 t (in days)

from t = 9, with a point equal to 0.3% for t = 0.

Table 6. *Weather characteristics, flux, temperature, and total volume of the air effluent from composting of poplar bark- poultry dung mixtures 1 (heap 1) and 2 (heaps 2 à 4), normalised to the volume occupied at 20° and 1 atmosphere. S, Š et N are for sunny, overcast and night.*

Heap	Conditions	Time (h, 100th h)	Shaft 1			Shaft 2			Shaft 3			Shaft 4			Total
			Flux ($m^3\ h^{-1}$)	θ (°C)	Volume (m^3)	Flux ($m^3\ h^{-1}$)	θ (°C)	Volume (m^3)	Flux ($m^3\ h^{-1}$)	θ (°C)	Volume (m^3)	Flux ($m^3\ h^{-1}$)	θ (°C)	Volume (m^3)	Volume (m^3)
1	S	129.83	16.70	45	1998	21.23	49	2508	20.09	47	2388	20.37	46	2429	
	Š	409.95	11.32	29	4502	14.15	26	5684	14.43	29	5739	13.30	27	5325	
	N	276.22	7.64	20	2110	8.21	19	2276	10.19	21	2805	9.34	19	2589	
	Total				8610			10468			10932			10343	40400
2	S	62.94	22.36	49	1281	24.62	51	1401	21.79	50	1244	16.98	44	988	
	Š	320.22	16.98	35	5173	18.11	38	5463	15.28	37	4625	10.75	33	3296	
	N	192.84	14.43	32	2673	15.00	32	2779	12.45	30	2322	8.77	25	1663	
	Total				9127			9643			8191			5947	32900
3	from 16.07.98 to 02.09.98														
	S	361.04	18.40	40	6219	18.40	40	6219	18.40	40	6219	18.40	40	6219	
	Š	340.20	13.87	30	4563	13.87	30	4563	13.87	30	4563	13.87	30	4563	
	N	450.76	11.32	24	5034	11.32	24	5034	11.32	24	5034	11.32	24	5034	
	from 02.09.98 to 03.10.98														
	S	150.74	15.85	40	2237	15.85	40	2237	15.85	40	2237	15.85	40	2237	
	Š	234.73	12.45	30	2826	12.45	30	2826	12.45	30	2826	12.45	30	2826	
	N	358.53	10.12	24	3280	10.12	24	3280	10.12	24	3280	10.12	24	3280	
	from 03.10.98 to 04.11.98														
	S	62.82	15.00	31	908	15.00	31	908	15.00	31	908	15.00	31	908	
	Š	275.88	12.17	24	3312	12.17	24	3312	12.17	24	3312	12.17	24	3312	
	N	429.30	9.90	19	4265	9.90	19	4265	9.90	19	4265	9.90	19	4265	
	Total				32644			32644			32644			32644	130600
4	S	141.64	14.43	21	2037	15.28	23	2142	16.70	21	2357	13.58	21	1917	
	Š	401.11	12.17	18	4915	12.17	18	4915	13.58	20	5447	10.75	16	4372	
	N	969.25	9.62	12	9586	9.62	12	9586	9.90	14	9796	10.19	12	10153	
	Total				16538			16643			17600			16442	67200

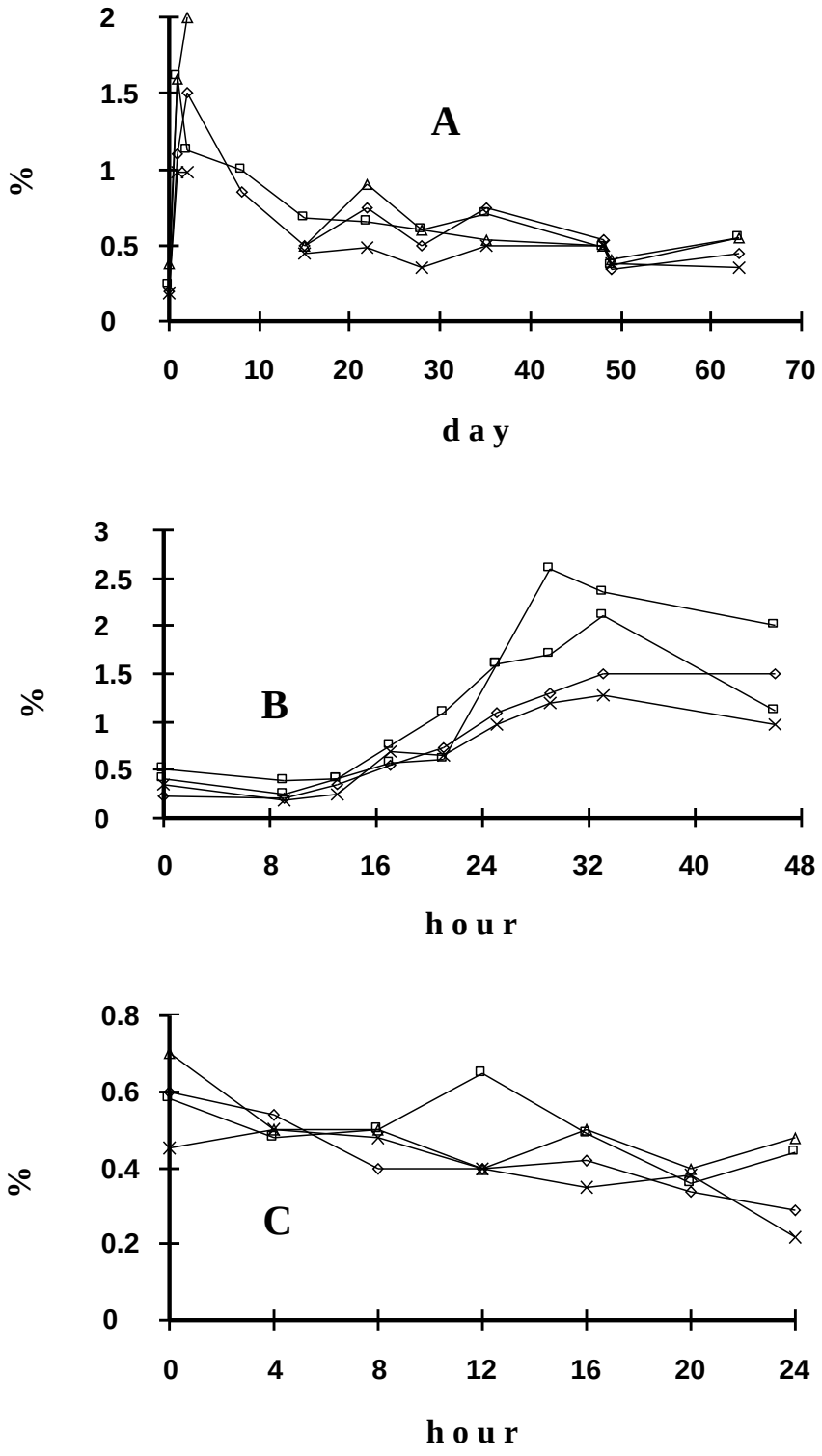

Figure 21. *Concentration of carbon dioxide in the air going out from the shafts 1 (◇), 2 (□), 3 (△) and 4 (x) of heap 4. A: during the period from 04.11.98 to 06.01.99, measurements being made in the daytime; B: during one day and half from 04.11 at 19 p.m. to 06.11 at 8 a.m., point 0 (04.11 at 10 a.m.) giving the concentration of carbon dioxide on heap 3 before turning over; C: during a whole day from 22.12 at 10.30 a.m. to 23.12 at 10.30 a.m.*

The CO_2 concentrations in shaft 4 are there still appreciably 1,5 times lower than those of the other shafts.

For pile 3, the measured values were completed by values obtained by interpolation. There was no substantial difference between day and night. *Day 7 was considered as break point of the representative curves of the CO_2 concentration. As the four shafts of this heap were equivalent, we have calculated the average concentrations as the weighted averages of three series of 8 values obtained from the preceding equations. They are equal to 0.95%, 2.67% and 0.98% for days 0, 1 and 7. These figures complete measurements (0.55% and 0.4%) got on days 97 (21.10.98) and 111 (04.11.98). The equations corresponding to the carbon dioxide concentration according to time in the shafts of heap 3 are then:*

C (in %) = 2.952 - 0.282 t (in days)

from t = 1 to t = 7;

C (in %) = 1.015 - 0.005 t (in days)

from t = 7, with a point equal to 0.95 % for t = 0.

The average concentrations in the effluent air were then respectively 0.95%, 1.69%, 0.81% and 0.59% for piles 1, 2, 3 and 4.

The mass of CO_2 released by the shafts was also calculated, period by period, from the volumes of air effluent and of average concentrations whatever the weather conditions (Tables 7 *and 8). The CO_2 emissions are thus 690 kg corresponding to 190 kg of carbon for heap 1. The figures are 1000 kg and 270 kg for heap 2, 1900 kg and 520 kg for heap 3, and 720 kg and 200 kg for heap 4.* The percentages of carbon losses by gaseous emissions calculated on the initial mixture (pile 2 for piles 2, 3 and 4) are thus 9.5% for pile 1, 11% for pile 2, 22% for pile 3, and 8.2% for pile 4. *The differences of C stock of the heaps before and after composting, according to the organic carbon analyses, are respectively equal to 427, 110 (from the analyse of the mixture) or 0 (from the analyses of the separated substrates), 413 and 0 kg. They are 516, 173 or 158, 366 and 106 kg if the calculation of carbon present is made starting from the analyses of the volatile solids. The correlation is far from being as good as that worked out for the water losses.*

Sampling does not seem to have to be blamed, taking into account the results on the other elements. The analytical method of measurements of the gaseous concentrations gives coherent results. Remain the method of analysis of the carbon of the heaps for which it could be that the fast reorganization of carbon in the compost poses problems - this method should then be adapted to such a product -, and the method of the estimate of carbon by the volatile solids, not very precise and undoubtedly unsuited to substrates like dung.

Methane

Air sampling was made from the various shafts of the covered heaps to estimate CH_4 emissions on days 11, 18 and 24 on pile 2, and on days 15, 35 and 48 on pile 4. Altogether, the results are rather heterogeneous, ranging from 5 to 300 ppm, without it being possible to formulate a rule of evolution with time. The concentrations can vary by factors of 1 to 10 between the shafts for the same time of extraction, even 1 to 30 in the worst case, whereas those of other analyzed gases are not very different. The average found was 90 ppm for heap 2 and 80 ppm for heap 4.

Using Dräger tubes for CH_4 allows only an indication of the presence or absence of this gas at a concentration above 5000 ppm. Nevertheless CH_4 was detected in one case with a Dräger tube, just after the turning and installation of heap 2. This leads us to think that CH_4 is certainly produced in great quantities during composting, but released unequally according to the zones and the presence of microbial populations consuming it along its way in the heap.

Moreover, on the control heap, CH_4 concentrations could be measured inside pile 2' (Figure 22). Its distribution highlights the existence of zones in the heap. Methane results from the activity of methanogenic micro-organisms which require anaerobic conditions to develop. One can suppose that the zones of strong methane concentrations correspond to anaerobic parts of the heap. This is confirmed by the detection of a significant number of strict anaerobic sulphate-reducing bacteria. The existence of anaerobic parts in compost heaps was shown by Pel et al. (1990) and Insam et al. (1996) and association between strict anaerobic sulphate-reducing bacteria and methanogenesis was reported by Conrad (1996).

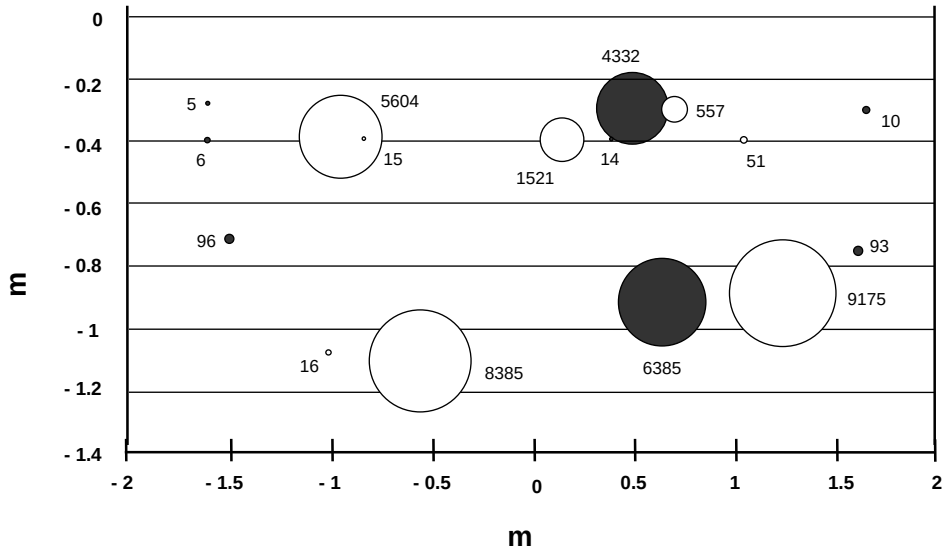

Figure 22. Methane concentration (ppm) related to transverse distance from the middle of the heap (axis x) and to the deapth (axis y) on the 07.07 (○) and on the 16.07 (●). The bubble areas are in proportion to the methane concentration.

Table 7. *Carbon dioxide masses released by the heaps and carbon lost during composting through gaseous emission in carbon dioxide form (1% CO_2 corresponds to 18 g m^{-3}). Weather characteristics S, Š et N are as in Table 6.*

Heap	Conditions	Shaft 1			Shaft 2			Shaft 3			Shaft 4			Total	
		Volume (m^3)	CO_2 concentration (%)	Mass (kg)	Volume (m^3)	CO_2 concentration (%)	Mass (kg)	Volume (m^3)	CO_2 concentration (%)	Mass (kg)	Volume (m^3)	CO_2 concentration (%)	Mass (kg)	CO_2 (kg)	C- CO_2 (kg)
1	S	1998			2508			2388			2429				
	Š	4502			5684			5739			5325				
	N	2110			2276			2805			2589				
	Total	8610	0.95	147	10468	0.95	179	10932	0.95	187	10343	0.95	177	690	188
2	from 22.06.98 to 27.06.98														
	S	445			487			432			343				
	Š	947			1000			847			604				
	N	548			569			476			341				
	Sum	1940	2.9	101	2056	2.9	107	1755	2.9	92	1288	2	46		
	from 27.06.98 to 16.07.98														
	S	836			915			812			645				
	Š	4225			4463			3778			2693				
	N	2126			2210			1846			1322				
	Sum	7187	1.5	194	7588	1.5	205	6436	1.5	174	4660	1	84		
	Total			295			312			266			130	1003	274
3	from 16.07.98 to 23.07.98														
	S	623			623			623			623				
	Š	976			976			976			976				
	N	659			659			659			659				
	Sum	2258	1.82	74	2258	1.82	74	2258	1.82	74	2258	1.82	74		
	from 23.07.98 to 02.09.98														
	S	5596			5596			5596			5596				
	Š	3587			3587			3587			3587				
	N	4375			4375			4375			4375				
	Sum	13558	0.88	215	13558	0. 88	215	13558	0. 88	215	13558	0. 88	215		

	from 02.09.98 to 03.10.98														
	S	2237			2237			2237			2237				
	Š	2826			2826			2826			2826				
	N	3280			3280			3280			3280				
	Sum	8343	0.70	105	8343	0.70	105	8343	0.70	105	8343	0.70	105		
	from 03.10.98 to 04.11.98														
	S	908			908			908			908				
	Š	3312			3312			3312			3312				
	N	4265			4265			4265			4265				
	Sum	8485	0.54	82	8485	0.54	82	8485	0.54	82	8485	0.54	82		
	Total			476			476			476			476	1904	519
4	from 04.11.98 to 13.11.98														
	S	444			467			514			418				
	Š	665			665			736			591				
	N	1295			1295			1323			1371				
	Sum	2404	1.35	58	2427	1.35	59	2573	1.35	63	2380	0.9	39		
	from 13.11.98 to 06.01.99														
	S	1593			1675			1843			1499				
	Š	4251			4251			4711			3781				
	N	8291			8291			8473			8783				
	Sum	14135	0.525	134	14217	0.525	134	15027	0.525	142	14063	0.35	89		
	Total			192			193			205			128	718	196

Table 8. Carbon and nitrogen losses in gaseous emissions and in piles of composting heaps (in kg).

	Bark (1)	Dung 1 (2)	Mixture* (1) + (2)	Pile 1	Pile after turning (3)	Dung 2 (4)	Mixture* (3) + (4)	Pile 2	Pile 3	Pile 4
Total CO^2**				690				1003	1904	718
CO^2-C				**188**				**274**	**519**	**196**
Organic C***	1653	313	1966	1539	1497	750	2247	2252	1839	1861
Carbon loss				**427**				**-5**	**413**	**-22**
V.S. / 2	1857	388	2245	1729	1682	808	2490	2332	1966	1860
Carbon loss				**516**				**158**	**366**	**106**
Total NH^3****				8.59				44.4	54.4	28.9
NH^3-N				**7.1**				**36.6**	**44.8**	**23.8**
Total N	22.69	71.14	93.83	93.57	91.01	203.30	294.31	256.01	121.68	111.62
Nitrogen loss				**0.26**				**38.3**	**134.3**	**10.1**

* The mixtures analyses are given as the weighed sum of the substrates analyses.
** 1% CO_2 corresponds to 18 g m^{-3} in air at 20°C and 1 atmosphere pressure.
*** The carbon losses in the heaps are calculated from either organic carbon or total volatile solids.
****1 ppm NH_3 corresponds to 0.71 mg m^{-3} in air at 20° and 1 atmosphere pressure.

Ammonia

The representative points of the ammonia concentration measured in outgoing gas flows of the shafts were placed on graphs giving the concentration according to time *(Figure 23),* and for pile 3, the measured values were completed by values obtained by interpolation. *Although the number of the points is not sufficient to draw final conclusions, some estimates can be made.*

On heaps 2 and 4, the ammonia concentration grows quickly for 1 to 3 days, then remains very high, and finally decreases in an almost exponential way from a time that the spacing of measurements did not make it possible to determine precisely. It is not sensitive to weather conditions. It can be approached by cutting into two periods, the first of growth and maintenance on a high level of the concentration and the second of decrease, estimated as starting at day 8.

For heap 2, a greater number of measurements were made in the effluent air of shaft 4 because of its lower ammonia concentration. The representative points of these measurements are on a straight line, simplification of the exponential curve related to the second period, corresponding to the function:

C (in ppm) = 1400 - 30 t (in days).

Shafts 1 to 3 having a double concentration of that of 4 for the points where measurement could be taken, the corresponding function is:

C (in ppm) = 2800 - 60 t (in days)

For lack of reliable data over the first period, we made do with these formulas to calculate the ammonia concentration for the whole composting period.

For heap 4, three functions can be retained in the same manner:

C (in ppm) = 1564 - 28 t (in days)

C (in ppm) = 1216 - 22 t (in days)

C (in ppm) = 878 - 16 t (in days)

until day 48 (22.12.98), the first for shafts 2 and 3, the two others for shafts 1 and 4 respectively. After day 48, these functions move away from the exponential that they are supposed to represent and the retained average concentrations are averages of the concentrations on day 48 and 63).

For heap 1, the NH_3 concentration was 580 ppm after 1 day (day 1), 120 on day 25 and 90 on day 26 in shaft 3, representative of all. This last figure is 10 times smaller than the average of day 24 of heap 2, the first not being possible to compare. In the absence of more precision, we will take as average over the 34 days of composting the figure of 300 ppm, rather over-estimated.

For heap 3, we retained an intermediate concentration between those of heaps 2 and 4 up to 24 days, a concentration like that of heap 4 from 24 to 48 days, with a multiplicative factor to let coincide the values at 24 days, and the average of the concentrations at days 48 and 111 (where it was measured) for the end.

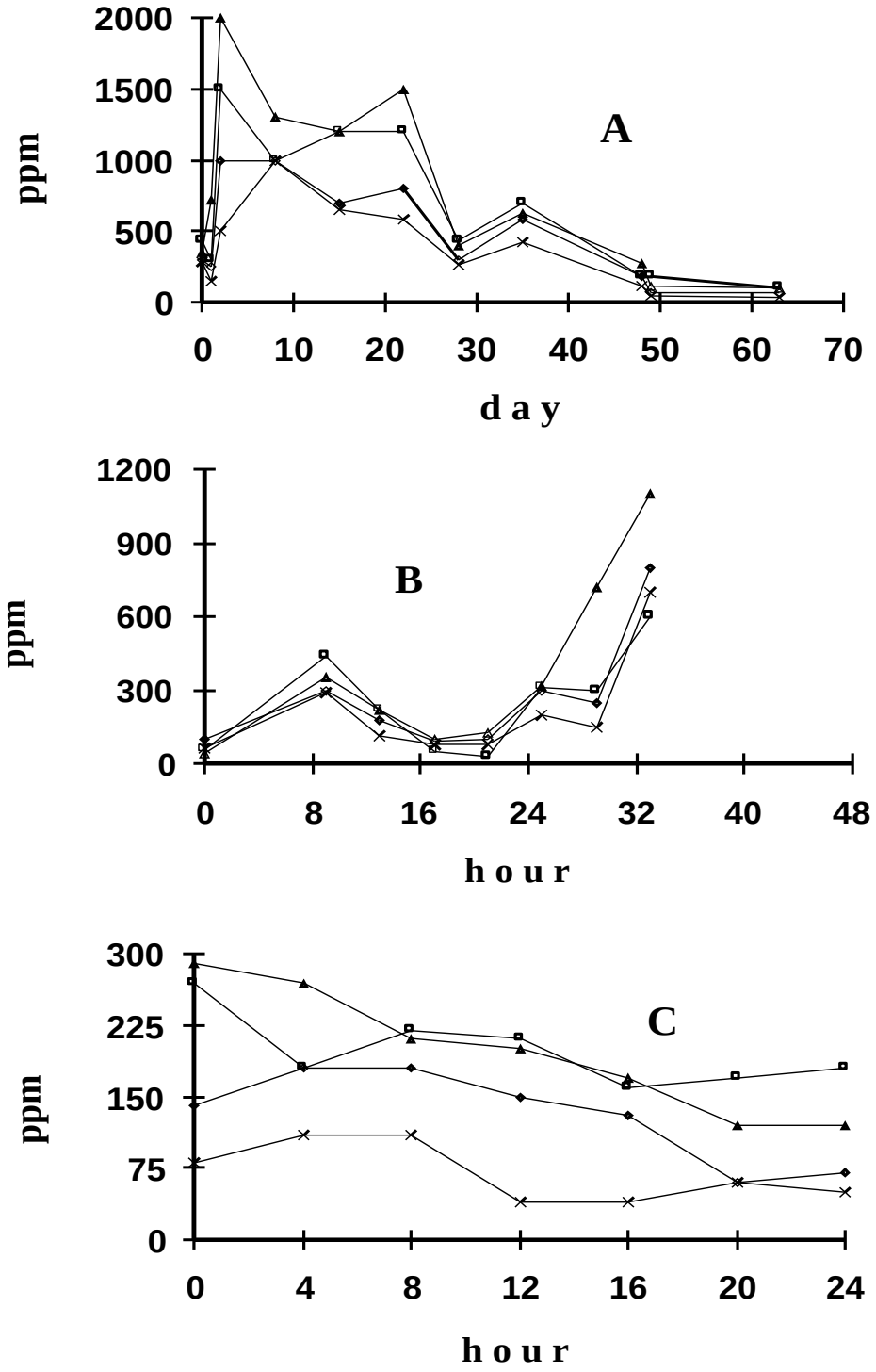

Figure 23. *Concentration of ammonia in the air going out of the shafts 1 (◇), 2 (□), 3 (△) and 4 (x) of heap 4. A : during the period from 04.11.98 to 06.01.99, measurements being made in the daytime; B : during one day and half from 04.11 at 19 p.m. to 06.11 at 8 a.m., point 0 (04.11 at 10 a.m.) giving the concentration of ammonia on heap 3 before turning over; C : during a whole day from 22.12 at 10.30 a.m. to 23 at 10.30 a.m.*

Finally :

There was also no substantial difference between day and night. The concentration of ammonia in the ambient air was measured and was about 2 ppm. The concentration of ammonia in the shafts decreased very quickly, after the first phase of initial increase, over the 34 and 24 days of composting for piles 1 and 2, from approximately 600 ppm and 2500 ppm down to 90 ppm and 1200 ppm. The average concentrations in the effluent air are respectively 300 ppm, 1900 ppm, 590 ppm and 610 ppm for piles 1, 2, 3 and 4. These figures lead to two remarks: the ammonia emission rate increases more than proportionally with the nitrogenous load (the ratio of which is 3 between piles 2 and 1), and it decreases with the length of the period between two turnings.

The gas emissions under the three climatic conditions relating to the four heaps were then standardized with 20° and the respective masses of ammonia calculated (Table 9). The losses of NH_3-N are given in Table 8. *They are equal to 7, 37, 45 and 24 kg for heaps 1 to 4.* They correspond to percentages of initial nitrogen of 7.5% for pile 1, and 16%, 20% and 6% for piles 2 to 4 respectively, counted in relation to the mixture at the time of the heap making, that is to say 42% in total. Table 8 also gives in comparison the quantities of nitrogen lost by pile by difference between the initial mixtures and after composting. *The figures corrected taking into account flows estimated 22% higher than the measured flows would be respectively 9, 45, 54 et 29 kg, i.e. 9, 20, 24 et 7% (9 et 51%) of the initial mixtures.*

It is important to differentiate between the concentration of ammonia in the pile and its emission to the exterior. The ammonia concentration inside pile 1' varied from 7000 to 17 000 ppm, while that inside pile 2' varied from 17 000 to 60 000 ppm (Figure 24). After a few days, there was a reduction in the emissions at the same time as a rise, then a maintenance of a high level of the concentrations in the air of the piles: NH_3 was retained in the piles from the third week after turning. Different explanations can be given: i) a deceleration of the activity of degradation of the micro-organisms due to the very high temperature then reached, an assumption formulated by Kaiser (1983), ii) a reduction in the availability of nitrogenous compounds, a reduction which would not come from a lowering of the quantities of nitrogen, but from a lowering of the pH or from a re-organization of the volatile solids, iii) a change in the physical conditions (packing, moisture and temperature of the piles).

Table 9. *Ammoniac masses released by the heaps and nitrogen lost during composting through gaseous emission in ammonia form (1 ppm NH_3 corresponds to 0.71 mg m^{-3}) and in totality, calculated by difference in the heaps. Weather characteristics S, Š et N are as in Table 6.*

Heap	Conditions	Shaft 1			Shaft 2			Shaft 3			Shaft 4			Total		Loss in heap
		Volume (m^3)	NH_3 concentration (ppm)	Mass (kg)	Volume (m^3)	NH_3 concentration (ppm)	Mass (kg)	Volume (m^3)	NH_3 concentration (ppm)	Mass (kg)	Volume (m^3)	NH_3 concentration (ppm)	Mass (kg)	NH_3 (kg)	N-NH_3 (kg)	Total N (kg)
1	S	1998			2508			2388			2429					
	Š	4502			5684			5739			5325					
	N	2110			2276			2805			2589					
	Total	8610	300	1.83	10468	300	2.23	10932	300	2.33	10343	300	2.20	8.59	7.1	0.3
2	S	1281			1401			1244			988					
	Š	5173			5463			4625			3296					
	N	2673			2779			2322			1663					
	Total	9127	2100	13.61	9643	2100	14.38	8191	2100	12.21	5947	1000	4.22	44.4	36.6	35.7
3	from 16.07.98 to 09.08.98															
	S	3082			3082			3082			3082					
	Š	2495			2495			2495			2495					
	N	2357			2357			2357			2357					
	Sum	7934	1500	8.45	7934	1500	8.45	7934	1500	8.45	7934	1500	8.45			
	from 09.08.98 to 02.09.98															
	S	3137			3137			3137			3137					
	Š	2068			2068			2068			2068					
	N	2677			2677			2677			2677					
	Sum	7882	600	3.36	7882	600	3.36	7882	600	3.36	7882	600	3.36			
	from 02.09.98 to 04.11.98															
	S	3145			3145			3145			3145					
	Š	6138			6138			6138			6138					
	N	7545			7545			7545			7545					
	Sum	16828	150	1.79	16828	150	1.79	16828	150	1.79	16828	150	1.79			
	Total			13.6			13.6			13.6			13.6	54.4	44.8	134.3

4	from 04.11.98 to 13.11.98															
	S	444			467			514			418					
	Š	665			665			736			591					
	N	1295			1295			1323			1371					
	Sum	2404	1100	1.88	2427	1400	2.41	2573	1400	2.56	2380	800	1.35			
	from 13.11.98 to 22.12.98															
	S	1175			1236			1360			1106					
	Š	3088			3088			3422			2746					
	N	5956			5956			6087			6310					
	Sum	10219	600	4.35	10280	800	5.84	10869	800	6.17	10162	400	2.89			
	from 22.12.98 to 06.01.99															
	S	418			440			484			393					
	Š	1163			1163			1282			1034					
	N	2334			2334			2386			2473					
	Sum	3915	120	0.33	3937	160	0.45	4158	160	0.47	3900	80	0.22			
	Total			6.56			8.70			9.20			4.46	28.9	23.8	10.6

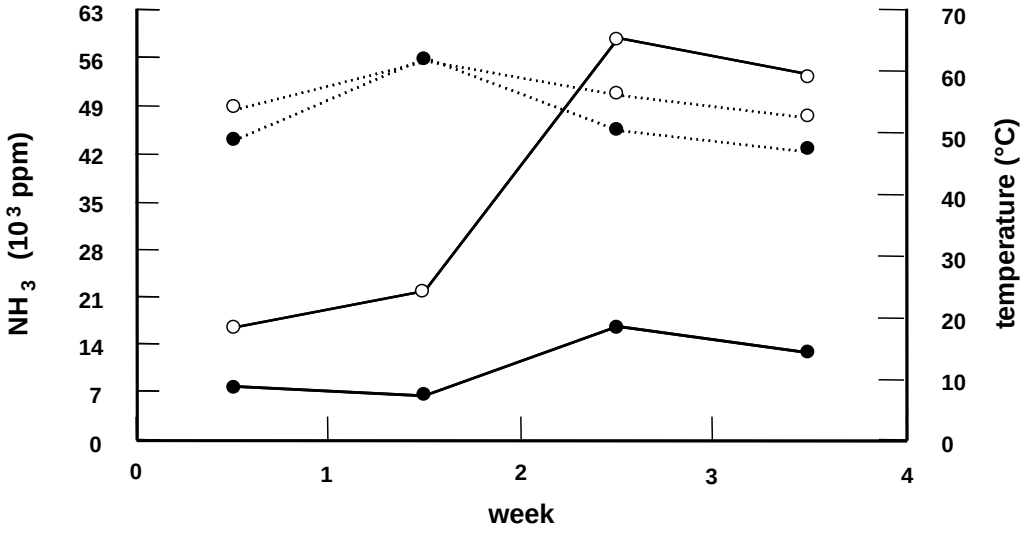

Figure 24. Evolution of ammonia concentration (heap 1' —●—; heap 2' —○—) and of the average temperature (heap 1' ···●···; heap 2' ···○···) of the heaps. The extractions were made on the 2nd, 7th, 15th and 22nd days after making heap 1', and on the 3rd, 8th, 16th and 23rd day after making heap 2'.

Nitrous and nitric oxides

NO_x was measured for piles 2 and 4, and was detected only in shafts of pile 4. Just after the turning of the heap, its concentration was 1 ppm on average in the effluent air of the four shafts, the limit of detection of the tubes being towards 0.1 ppm. It attests to the existence of nitrification-denitrification activities at the end of composting of pile 3. NO_x was no longer detectable for 15 days, then reached a concentration of 0.7 ppm after three weeks, and of 3 ppm after four weeks. In terms of assessment, this presence is negligible in comparison to the 100 to 2000 ppm of NH_3 throughout composting.

N_2O was tested from a limited number of samples extracted from heap 2 and 4 and kept in gas pocket or tube. In the outgoing air of pile 2, N_2O remained at a level of concentration of 4 ppm, whatever the extraction date (days 7, 14 or 23) or the shaft. In the outgoing air of pile 4, N_2O concentration was 0 ppm for 15 days, then began to increase and, on average in the four shafts, it had risen to 20 ppm after a month and half and 40 ppm after two months *(this was 0 on November 6, 12 or 19, except once, on 19 for shaft 2, where a concentration of 4 ppm was nevertheless*

reached, while it rose up to 31 ppm on December 22 (shaft 3), with an average of 20 ppm for 6 extractions spread out over one day, and 51 on January 6 (shafts 2 and 3, only 31 ppm being raised in shafts 1 and 4)). These levels would have little impact on the nitrogen losses in the case of pile 4, whose time of composting was only two months, but an average concentration of 40 ppm N_2O would correspond to a nitrogenous loss of 1.6 kg (0.5 % of initial nitrogen) in the last two months of composting of pile 3. This figure is identical to that given by Hellebrand (1998), 0.5%, for composting grass and green waste for three months.

The sampling of compost inside a heap being a destructive technique for the monitoring of composting, denitrification activity was looked at only at the time of turning on piles 1' and 2' and at the end of composting on piles 4 and 4'. We did not find denitrification in the samples of the three zones tested of piles 1', 2' or 4'. For pile 4, in the samples taken at 0.5 m depth in dry and wet zones, no activity could be detected, while after four hours the average of production of N_2O in the replicates of the sample taken at 1 m depth was 320 ng g^{-1} h^{-1} without acetylene added and 2700 ng N_2O g^{-1} h^{-1} with acetylene added. These results have only one qualitative value, because when we study the denitrifying activity in the laboratory, we cannot reconstitute all the conditions of composting. Nevertheless, denitrification was very active in depth in pile 4 at the end of composting.

We observed also a production of N_2O insensitive to blocking by acetylene in a certain number of the samples. This production is most probably ascribable to nitrification. For pile 1' and 4', this production was the highest for samples corresponding to the central zone in depth (respectively 140 and 100 ng g^{-1} h^{-1}). For pile 2', on the contrary, it was the highest for samples corresponding to the 0.4 m depth zone, near the edge (180 ng g^{-1} t h^{-1}). For pile 4, this production was observed with the sample taken at a depth of 0.5 m in the damp part (30 ng g^{-1} h^{-1}).

In spite of the weak N_2O concentration of the gaseous emissions from pile 2, we also could detect the presence of this gas inside pile 2', using a probe and a pump, which confirms the *in situ* existence of microbial activity. The N_2O concentration in this pile remained stable over time (10 to 15 ppm on the edges, 20 to 40 ppm at depth).

Validation of the estimate of gas flows by the water budget

Although a more precise measurement of volumes of gases lost per unit of time and of their temperature would have been necessary for a rigorous estimate of air flows, the calculation of these can be validated by the calculation of the lost water masses.

In fact, the few measurements of hydrometry taken at the output of the shafts of heaps 1 and 2 gave a moisture of 100% (99.9% according to the calibration of the hydrometer) except for shaft 4 of heap 2 which was nearer to 80%. The speed and the temperature of gases expelled from this

Table 10. *Water lost in vapour form in the air effluent from the shafts. The calculation is made from the temperature, the water partial pressures at the ambient and effluent air temperatures, and the air volumes going through the shafts by application of the formula :*

water mass = volume x (partial pressure at the air temperature /1.033) x (273/293) x 18/22.4.

Weather characteristics S, Š et N are as in Table 6. Entering air is estimated at 40 % of moisture.

Heap	Conditions	θ (°C)	Shaft 1			Shaft 2			Shaft 3			Shaft 4			Total	Effluent - entering
			Volume (m^3)	Pressure (kg cm^{-2})	Mass (kg)	Volume (m^3)	Pressure (kg cm^{-2})	Mass (kg)	Volume (m^3)	Pressure (kg cm^{-2})	Mass (kg)	Volume (m^3)	Pressure (kg cm^{-2})	Mass (kg)	Mass (kg)	Mass (kg)
1	S	30	1998	0.0977	141	2508	0.120	218	2388	0.108	187	2429	0.103	181		
	Š	20	4502	0.0408	133	5684	0.0342	141	5739	0.0408	170	5325	0.0362	140		
	N	15	2110	0.0238	36	2276	0.0224	37	2805	0.0253	51	2589	0.0224	42		
	Total				310			396			408			363	1477	1183
2	S	30	1281	0.120	111	1401	0.132	134	1244	0.126	114	988	0.0742	53		
	Š	23	5173	0.0573	215	5463	0.0673	266	4625	0.0638	214	3296	0.0410	98		
	N	18	2673	0.0484	94	2779	0.0484	97	2322	0.0433	73	1663	0.0258	31		
	Total				420			497			401			182	1500	1246
3	from 16.07.98 to 02.09.98															
	S	26	6219	0.0752	339	6219	0.0752	339	6219	0.0752	339	6219	0.0752	339		
	Š	20	4563	0.0433	143	4563	0.0433	143	4563	0.0433	143	4563	0.0433	143		
	N	15	5034	0.0304	111	5034	0.0304	111	5034	0.0304	111	5034	0.0304	111		
	from 02.09.98 to 03.10.98															
	S	26	2237	0.0752	122	2237	0.0752	122	2237	0.0752	122	2237	0.0752	122		
	Š	20	2826	0.0433	87	2826	0.0433	87	2826	0.0433	87	2826	0.0433	87		
	N	15	3280	0.0304	72	3280	0.0304	72	3280	0.0304	72	3280	0.0304	72		
	from 03.10.98 to 04.11.98															
	S	19	908	0.0458	30	908	0.0458	30	908	0.0458	30	908	0.0458	30		
	Š	15	3312	0.0304	73	3312	0.0304	73	3312	0.0304	73	3312	0.0304	73		
	N	12	4265	0.0224	69	4265	0.0224	69	4265	0.0224	69	4265	0.0224	69		
	Total				1046			1046			1046			1046	4184	3358
4	S	12	2037	0.0253	37	2142	0.0285	44	2357	0.0253	43	1917	0.0202	28		
	Š	10	4915	0.0209	74	4915	0.0209	74	5447	0.0238	94	4372	0.0148	47		
	N	9	9586	0.0142	99	9586	0.0142	99	9796	0.0161	114	10153	0.0114	84		
	Total				210			217			251			159	837	601

shaft are lower than those of the three others, because of a slight disturbance by the influent air. No measurement could be taken on heaps 3 and 4, but the condensation of water vapor in the atmosphere, visible at the output of the effluent air and the continual presence of water under the cover indicated a comparable moisture. The data relating to the 4 shafts of heap 3 being homogeneous, we retained for each one a moisture of 100%. Heap 4 presents the same characteristics as heap 2, and we again took the values of 100% for shafts 1, 2 and 3, and 80% for shaft 4.

Table 10 shows the water masses contained in the effluent air and the total water masses lost by evaporation during composting. For the calculation of these last values, we retained the figure of 40 % for the moisture of the air of the greenhouse, and of average temperatures in the greenhouse going from 30 down to 9°C over the 8 months. The volumes of air entering and going out, brought back to 20°C, were considered equal to carry out this calculation, after subtraction of the part occupied by water vaporized from the mixture, and the water lost by flow of the juices is negligible (no water was recovered in the juices recovery pit contiguous to the heaps).

The water lost by the outgoing air must be equivalent to the difference in the quantities of water contained in the initial mixture and the composted heap, with the quantity produced by slow combustion of hydrogen contained in the biomass (metabolic water) added. Table 11 gives the water losses in the air (water in outgoing air where the relative humidity was 100 %, except for shaft 4 of piles 2 and 4 where it was 80%, minus water in ingoing air where the relative humidity was 40%). Table 11 also shows the water losses in the heaps, the calculation of the metabolic water losses being made on the basis of composition of the lignocellulosic biomass: 49% C, 5.5% H, 0.2% N and 45.3% O (Beaumont, 1985). The latter is the degradable part by fermentation of the biomass of the heaps, and one can think that the non-degradable part is found again after composting. Therefore the two errors made by applying this composition to the whole of the mixture and the composted heap are compensated for exactly. The correlation between the two series of calculation is good, 1200 and 1500 kg for pile 1, 1250 and 1650 kg for pile 2, 3350 and 3550 kg for pile 3, and 600 and 650 kg for pile 4. It is accurate within 25% in the worst case (pile 2), the estimate from flows always being lower than the estimate by the analyses. This can partly be due to the temporal variations that are not taken into account by the interpolation method. In spite of this under-estimate, the method supplies a first estimate of the gaseous flows.

The relevance of this method itself was reinforced by the conservation of the stable elements in the heaps (Table 11). The conservative elements are found from beginning to end with slight variations of the analyses in one way or the other: the masses of P_2O_5, MgO and CaO supplied by the substrates were 209, 46 and 575 kg respectively and the masses found in the compost were 225, 52 and 534 kg. For K_2O, one would pass from 248 to 121 kg, which is not compatible with the other

Table 11. Water losses of composting heaps and budget of stable elements from the substrates to the composts (in kg).

	Bark (1)	Dung 1 (2)	Mixture* (1) + (2)	Pile 1	Pile after turning (3)	Dung 2 (4)	Mixture* (3) + (4)	Pile 2	Pile 3	Pile 4
Total effluent water**				**1477**				**1500**	**4184**	**837**
Effluent – ingoing water**				**1183**				**1246**	**3358**	**601**
Mass	6304	3420	9724	7670	7460	9500	16960	15330	11700	10530
Water mass	2175	2298	4472	3452	3358	7042	10400	8914	5740	5194
Evaporated water				**1020**				**1486**	**3174**	**546**
Volatile solids mass	3702	777	4479	3457	3362	1614	4976	4663	3931	3719
Metabolic H	204	43	246	190	185	89	274	256	216	205
Metabolic water loss				504				162	360	99
Total water loss				**1524**				**1648**	**3534**	**645**
P_2O_5	6	64	71	82	80	138	218	236	275	225
P_2O_5 loss				-9				-18	-39	50
K_2O	18	30	47	49	48	201	249	155	133	121
K_2O loss				-2				94	22	12
MgO	8	11	19	20	19	27	46	60		52
MgO loss				-1				-14	8	
CaO	144	122	266	258	251	309	560	613	714	534
CaO loss				12				-53	-101	180

* The mixtures analyses are given as the weighed sum of the substrates analyses.

**The calculation is made from the temperature, the water partial pressures at the ambient and effluent air temperatures, and the air volumes going through the shafts by application of the formula :

water mass = volume x (partial pressure at the air temperature /1.033) x (273/293) x 18/22.4.

*** Ingoing air is estimated at 40 % of moisture.

results. The most probable explanation is therefore an error of analysis on the second batch of dung, which, if it were homogeneous with the first, should contain approximately 75 kg of K_2O instead of 200, which is very likely, considering the analysis of the second mixture, dung-pile 1.

Validation of the estimate of gas flows by the energy budget

Another way to verify the validity of the gaseous emissions data is to check the energy budget of the system. Three sources of calories consumption were taken into account: evaporation of water, increase in temperature of the forwarding air and energy losses of the heaps to the colder environment *(Table 12). The modifications of the internal energy of the heaps were neglected. Indeed, as a comparison, the energy released by the synthesis of a mole of methane from C and H_2 is of an order of magnitude lower than that released by the combustion of carbon; consequently the flow dissipated with methane would be of the order of the thousandth of that due to the CO_2 emission.*

The specific heat of vaporization of water, equal to 597.8 - 0.523 T kcal kg^{-1}, where T is the temperature in °C, was retained with an average value of 575 kcal kg^{-1}.

The massic heat of the air at constant pressure, c_p, is 0.24 cal g^{-1} °C^{-1} with a volume of 22.4 m^3 occupied by a mass of air at 20° of 27 kg.

The surface of the cover was estimated at 50 m^2 and the losses by the soil or the heaps bottom walls, contiguous to other heaps, neglected. Under these conditions, a thermal resistance R of 0.17 m^2 °C W^{-1} between the covered system and the outside was applied to 50 m^2.

On the other hand, two sources of heating were taken into account: the calorific contribution of the sun, and the slow combustion of the composting piles.

The calorific contribution of the sun was taken into account, although the elements which could allow a precise estimate of it cannot be easily apprehended. Thus, although the two sheets, of the greenhouse and the heap, are opacified slowly by ageing and the deposits, it was necessary to retain an average transmission coefficient, 0.5 per sheet. In the same way, projection, on a plane perpendicular to the direction of the sun, of the average useful surface that it lit was estimated roughly at 8 m^2. With a maximum power of 1 kW m^{-2}, the solar contribution was thus regarded as equal to 2 kW for times when it was really shining onto the heap sheet. Lastly, in order to take account only of this period, we modified the times of sunning by of a coefficient 3/4 for heaps 1 and 2, 2/3 for heap 3 (sun dropping towards the horizon) and 1/2 for heap 4 (low sun).

The conversion of the calories spent at the time of each stage of composting into volatile solids or carbon consumed is performed. Calculations were made by taking account of the metabolic water mass: the equivalence of the calories to volatile solids or carbon (49% VS)

Table 12. *Quick estimation of the energy needs during composting and comparison of the carbon quantities consumed to fulfil them with carbon quantities lost by gaseous emission, calculated from the CO_2 flows.*

	Unit	Mixture	Heap1	Heap 2	Heap 3	Heap 4
Loss of water	kg	1524	1648	3534	645	
Energy for evaporation	Mcal	876	948	2038	371	
Air volume x °C	10^3 m^3 °C	348	425	1298	372	
Air mass x °C	10^3 kg °C	419	512	156	448	
Energy for reheating	Mcal	101	123	375	108	
Weighed difference of temperature	°C	8.2	13.3	9.9	5.25	
Thermal power dissipated	kW	2.41	3.91	2.91	1.54	
Composting duration	10^6 s	2.94	2.07	9.59	5.44	
Energy dissipated	Mcal	1693	1934	6667	2001	
Length of effective sunshine	10^6 s	0.35	0.17	1.38	0.25	
Calorific supply of the sun	Mcal	167	81	659	119	
Energy outlay	Mcal	2670	3005	9074	2480	
Outlay - supply	Mcal	2503	2994	845	2361	
V.S. corresponding loss	kg	501	585	1683	472	
C burned (energy needs)	kg	245	287	825	231	
C lost by emission of CO_2	kg	188	274	519	196	

consumed was made using the superior calorific power of the barks of leafy trees estimated at 5000 kcal kg^{-1}VS (Beaumont, 1985).

The estimate of the levels of CO_2-C emission (Table 8) proves to be in agreement with that of the carbon consumed for the energy needs of the system, which correspond, for piles 1 to 4, to 245, 287, 825 and 231 kg C. The combination of the three sets of validation data (water losses, conservation of the non-volatile elements and energy flows) leads us to formulate the assumption of an under-estimate of the flows of approximately 22% (average counted on heaps 1, 2 and 4). For carbon, the figures would become then 229 and 266, 334 and 310, 633 and 877, and 239 and 241. No additional correction can be made for pile 3, because as well the values of temperatures as those of flow and CO_2 concentration were estimated mainly by interpolation.

Another conclusion seems to be drawn from the differences between the C stocks of the piles before and after composting, according to the organic carbon analyses (Table 8). The correlation is far from being as good as for the water losses. Sampling does not seem to have to be blamed, taking into account the results on the other elements. The analytical method of measurements of the gaseous concentrations gives coherent and apparently accurate results. The method of carbon analysis used for soils could then be in question. The fast re-organization of carbon in the compost could pose problems, and this method should be adapted to such a product. Same, the method of carbon estimate by the volatile solids is not very precise and undoubtedly unsuited to substrates like dung.

Representativeness of the studied heaps gaseous emissions with regard to uncovered control heaps

Figure 25 shows the temperatures corresponding to various places in the covered and uncovered piles. The temperatures at 0.4 m from the surface and in depth were virtually identical for piles 1 and 1', and for piles 2 and 2'. For piles 4 and 4', the temperatures at 0.4 m and 1 m diverged, from approximately 15°C at 0.4 m, to 25°C at the bottom. It shows that both heaps are close to each other during the first two periods. Both heaps were probably different during the last period.

With regard to moisture, the rate of dry matter is much higher, at the end, in compost 4' than in compost 4 (72.8% against 50.7%). The difference in terms of mass of water eliminated in the effluent air is 1800 kg on the whole of composting, as compared with 6200 kg of water lost to the atmosphere by the covered heaps. Consequently a flow of air 1.3 times higher would be necessary to find closer conditions between the two systems. Lastly, there is a consequent microbiological difference between the composts obtained (Table 13). It can find its source in the difference in the

water content in the two heaps, or in that of the temperatures, as suggested by McKinley and Vestal (1985). As a matter of fact, the elimination in the form of vapour of the surplus water mass would be accompanied by the dispersion of the latent heat of vaporization. The three problems would be thus closely linked.

The composition of the microbial flora and the divergence of the process of composting could have some consequences on the representativeness of the gas flows observed under cover at the end of composting, and on the quality of the final compost. Consequently, it would be useful to improve the water elimination to obtain a composting more representative of the usual conditions in long-term experiments.

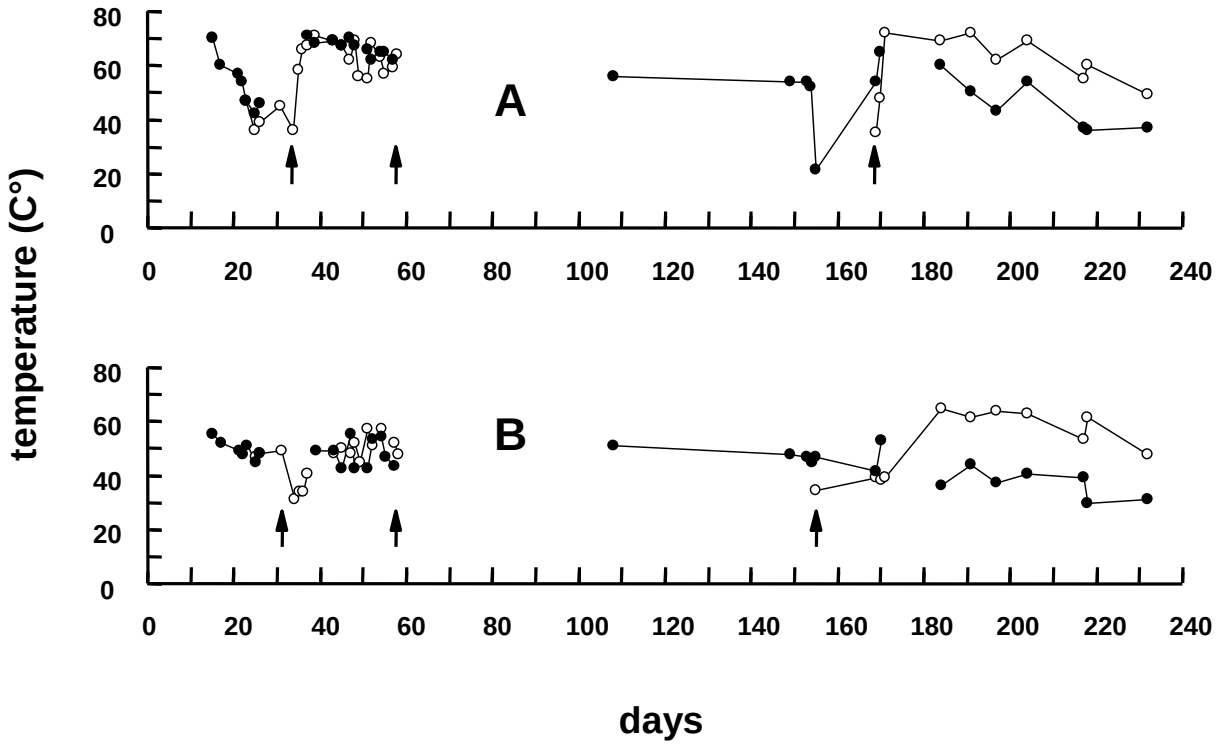

Figure 25. Temperature inside the study (○) and uncovered control (●) heaps at 0.4 m depth (A) and at 1 m depth (B). The arrows show the turning days for study and uncovered control heaps in A and B respectively.

Table 13. Microbiological analyses of composts samples at the end of composting.

Sample*		Pile 4	Pile 4'
Sampling date		06.01.98	12.01.99
Mesophilic flora	g g^{-1} **	1.1 x 10^9	5.4 x 10^7
Thermophilic flora	g g^{-1}	1 440 000	4 000
Lactic flora	g g^{-1}	5 000	<1000
Pseudomonas	g g^{-1}	3 200 000	<1000
Coliforms	g g^{-1}	29 000	<1000
Anaerobic sulphate-reductors	spores g^{-1}	3 600	6 500
Yeasts	yeasts g^{-1}	<1 000	2 000
Fungi	fungi g^{-1}	2 300 000	7 000
Salmonella	g (25 g) $^{-1}$	Absent	Absent
Actinomycetes		+	+

* The given figures are the result of the analyses of an average sample made from the whole heap for pile 4, and of the average of three analyses of samples taken at different locations for pile 4'.
** Units are expressed in germs or CFU (Colony-Forming Units) per gramme for the bacteria, in units adapted to the organisms and specified at each time in the other cases. For actinomycetes, '+' means 'present'.

Conclusion

The gaseous losses during composting of poplar bark-poultry dung mixtures were estimated with a precision of about 25%, as shown by the calculation of the water balance, and the verification of the non-volatile elements (P, K, Mg, Ca) conservation. The same precision is found again between the estimate of the C losses in the form of gaseous CO_2 and the energy budget of composting. Thus, robust conclusions may be drawn from our data related to the nitrogenous emissions, and further use of validation methods of gaseous loss estimates can be recommended.

Generally speaking, the ammonia volatilization increases more than proportionally with the nitrogen load. In our experimentation, while the volatilization of ammonia was the essential element in the first phase of composting of mixtures rich in ammoniacal nitrogen, the results relating to nitrogen oxides indicate that the activities of nitrification-denitrification are to be taken into account in the final phases of composting (at the end of fermentation, and during maturation).

The forms in which the nitrogen is released into the atmosphere are not neutral for the environment and one will have to endeavour to find the processes of composting most likely to limit the harmful emissions. Consequently, if it is useful to deal with the first phase of composting, which generally causes ammonia emissions, whose importance nevertheless diminishes in the case of

substrates less rich in nitrogen in ammoniacal form, it is as important to care about the others, and to seek to understand the microbial mechanisms of transformation to be able to adapt to them.

Our data show at which point the interventions on composting must above all be underlain by a precise knowledge of the phenomena, this more especially as the effects of these interventions can be paradoxical.

Acknowledgements

We thank the personnel of the C.A.T. of 4 Vaulx, which carried out the handling operations, and Ahmed Hassini who ensured the co-ordination of work on the spot, Jacques Mazé who brought his know-how, and Pierrick Potoky thanks to whom the research could be made. We are grateful to COOPAGRI-Bretagne, the central laboratory of which, under the direction of René Roudaut, carried out the physicochemical analyses of the samples and the microbiological analyses, with the help of the ESMISAB. We would like to thank Jean-Christophe Clément, Simone Deleporte, André-Jean Francez, Nathalie Josselin, Bertrand Le Rouzic, Saïd Nassur, Gilles Pinay and Olivier Troccaz for their scientific and technical assistance, and Yves Picard for the figures. We are particularly indebted to Maggie and Chris Sly for their invaluable assistance in drafting the English version of the manuscript.

This work benefitted from the financial support of the ADEME (convention n° 9875026), and from judicious advices from Jean-Marc Mérillot and Olivier Théobald. It was also supported by the European Programme " Morgane ", through the medium of the GEPAB (Group of research on organic farming) .

References

Asman, W. A. H., 1992. Ammonia emissions in Europe : updated emissions. Report n° 228471008. National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, The Netherlands. 88 pp.

Baron, S. 1998. Relations micro-organismes - effluents gazeux dans des andains en cours de compostage. Rapport bibliographique, D.E.A. " Génétique des populations et éco-éthologie ", Univ. Rennes I, France, VI + 22 pp.

Beaumont, O., 1985. La combustion du bois. Biomasse Actualités, 34, Suppl. 7: 15-24.

Buijsman, E., Maas H. F. M.. and Asman, W. A. H., 1987. Anthropogenic NH_3 emissions in Europe. Atmospheric Environ., 21: 1009-1022.

Conrad, R., 1996. Soil microrganisms as controllers of atmospheric trace gases (H_2, CO, CH_4, OCS, N_2O, and NO). Microbiol. Rev., 60: 609-640.

Génermont, S., 1996. Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole. Th. Doctorat: Physico-chimie de l'Atmosphère, Univ. Paul Sabatier, Toulouse, France, XL + 331 pp.

Hellebrand, H.J., 1998. Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. J. Agric. Engng Res., 69: 365-375.

Houdijk, A. L. F. M. and Roelofs, J. G. M., 1991. Deposition of acidifying and eutrophicating substances in Dutch forests. Acta Bot. Neerl., 40: 245-255.

Husted, S., 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry manures. J. Environ. Qual., 23: 585-592.

Insam, H., Amor, K., Crepaz, C., 1996. Changes in functional abilities of the microbial community during composting of manure. Microb. Ecol., 31: 77-87.

Kaiser, M., 1983. L'analyse de la microbiologie du compost. 1ère partie. Compost information, 12: 9-13.

Kakezawa, M., Mimura, A. and Takahara, Y., 1990. A two step composting process for woody resources. J. Fermentation Bioeng., 70: 173-176.

Mariotti, A., 1997. Quelques reflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In : G. Lemaire and B. Nicolardot (Editors), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA, Paris, France, pp. 9-24.

McKinley, V.L. and Vestal, J.R., 1985. Effects of different temperature regimes on microbial activity and biomass in composting municipal sewage sludge. Can J. Microbiol., 31: 919-925.

Moal, J. F., 1995. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage. Cemagref Dicova, Antony, France. 232 pp.

Pel, R., Gottschal, J. C. and Zwart, K. B., 1990. Application of a pO_2-auxostat as a model in thermophilic composting of manure at low partial pressures of oxygen. In: J.J. Dekkers, H.C. van der Plas and D.H. Vuijk (Editors), Agricultural biotechnology in focus in The Netherlands. Pudoc, Wageningen, The Netherlands, pp. 243-250.

Robertson, F. A. and Morgan, W. C., 1995. Mineralization of C and N in organic materials as affected by duration of composting. Aust. J. Soil Res., 33: 511-524.

Rossum, J.R. and Villaruz , P.A., 1963. Determination of ammonia by the indophenol method. S. Amer. Water Works Ass., 55: 657.

Yoshinari, T. and Knowles, R., 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. Biochem. Biophys. Res. Comm., 69: 705-710.

CHAPITRE 3

Effets d'additifs sur l'activité de nitrification/dénitrification durant le compostage de fumier de poulet

Effet d'additifs sur l'activité de nitrification/dénitrification durant le compostage de fumier de poulet

Objectif

Par rapport aux conditions rencontrées sur le terrain, celles du laboratoire permettent de tester de manière plus contrôlée simultanément plus de composts à la fois. Dans le cadre d'une expérimentation menée à l'INRA de Rennes dans des cases équipées pour la récupération et l'analyses des effluents gazeux, il était intéressant d'étudier les effets de traitements spécifiques sur l'activité de nitrification/dénitrification des composts. Par rapport au travail précédent, le travail rapporté dans ce chapitre permet de percevoir plus finement l'effet du rapport C/N, de l'aération par un plus ou moins grand nombre de retournements, de la présence régulée d'ammoniac ou de la compétition microbienne.

Résumé

Dans le but de connaître leurs effets sur le compostage, nous avons ajouté à du fumier de poulet des déchets ligno-cellulosiques, un additif microbien ou du jus de Yucca et l'avons mis à composter par lots de 2 m^3 en cases fermées avec température et flux d'air contrôlés. L'activité de nitrification/dénitrification durant le processus de compostage a été testée dans les différents mélanges.

Dans les lots retournés, une activité microbienne s'est développée après six semaines. De la dénitrification s'est produite dans le fumier et le mélange fumier-déchets ligno-cellulosiques, tandis que le fumier additionné de jus de Yucca était le siège d'une activité de nitrification. Dans le lot de fumier additionné de l'additif microbien, non retourné pendant 12 semaines, aucune activité de nitrification/dénitrification n'a été détectée.

Les résultats obtenus, comme les données de température, humidité, émissions de gaz et les analyses chimiques, montrent que les additifs utilisés dans cette expérience ont un effet évident sur le compostage. Tous les additifs diminuent les pertes d'azote, en raison soit de la modification des conditions du compostage et de l'environnement microbien (additif microbien), soit de l'accroissement du rapport C/N (déchets ligno-cellulosiques), soit de la régulation de l'émission d'ammoniac (jus de Yucca). L'additif microbien donne le compostage le plus conservateur en terme d'azote et l'addition de jus de Yucca conduit à une proportion plus importante d'azote moléculaire parmi les gaz azotés relâchés dans l'atmosphère.

Publication

Yulipriyanto H., Morand P., Robin P., Tricot G., Aubert C. 2002. Effect of Additives on the Nitrification-Denitrification Activities During Composting of Chicken Manure. *In*: H. Insam, N. Riddech and S. Klammer (eds.). *Microbiology of Composting*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York. pp. 247-261.

Les figures 27 et 28 référencées en italique dans le texte, ainsi qu'une addition en italique à la légende du tableau 15 ne faisaient pas partie du texte publié.

Effect of Additives on the Nitrification-Denitrification Activities During Composting of Chicken Manure

H. Yulipriyanto[1], P. Morand[1], P. Robin[2], G. Tricot[3] and C. Aubert[3]

[1]UMR 6553, CNRS/Université de Rennes I, 35380 Paimpont, France
[2]INRA, Bioclimatologie, 35042 Rennes Cedex, France
[3]ITAVI, Zoopôle Beaucemaine, BP 37, 22440 Ploufragan, France

Abstract

In order to know their effect on composting, we added ligno-cellulosic waste, microbial additive, or *Yucca* juice to chicken manure piles, which were composted in 2 m^3, temperature and air flux-controlled bins. The nitrification/denitrification activity during the composting process was tested in the different mixtures.

In the turned piles, microbial activity developed after 6 weeks. Denitrification occurred in the manure and manure-ligno-cellulosic waste mixture piles, while nitrification occurred in the manure-*Yucca* juice pile. In the static pile, which was composed of a manure-microbial additives mixture composted for 12 weeks, no nitrification/denitrification activity was detected.

Related to the data on temperature, moisture, gas emissions and the chemical analyses, the results obtained show that the additives used in the experiment have an obvious effect on composting. All the additives reduce the nitrogenous losses, owing to the modification of the composting conditions and microbial environment (microbial additive), the increase of the C/N ratio (ligno-cellulosic waste) or the regulation of the emission of ammonia (*Yucca* juice). The microbial additive leads to the more conservative process in terms of nitrogen, and the *Yucca* juice addition, to a larger proportion of dinitrogen in the released nitrogenous gases.

Introduction

In Europe, more than 80% of ammonia emissions are of agricultural origin (Asman 1992) and, of these, 95% come from animal waste (Buijsman et al. 1987), poultry breeding contributing 21% of these (Bline and Aubert 1998). Modern agriculture is also responsible for 50% of the emissions of CH_4 (Husted 1994) and for a significant share of N_2O (Mariotti 1997), both greenhouse gases.

Chicken manure is intensively produced in Europe. Composting is seen as a promising method of stabilizing chicken manure (Aubert and Guiziou 1997; Aubert 1998; Elwell et al. 1998). However, before composting of this manure is done on a large scale, it is necessary to ensure that the nitrogen is not transferred into an equally harmful gaseous form.

The transformation of nitrogen and the synthesis of nitrous oxide by nitrification/denitrification are linked to physical, chemical and biological factors. The purpose of this chapter is to determine if there are significant differences in nitrification/denitrification activities during composting of chicken manure given various conditions. These varying conditions include the use of additives such as ligno-cellulosic waste, *Yucca* juice and a microbial preparation. The piles also differ, as some are static piles, while others are aerated through turnings.

Material and Methods

Substrates

The chicken manure used in the experiments was obtained from commercial broiler buildings. The manure used in experiment 1 was either 35 or 50% dry matter (DM), depending on where it was collected in the band. The manure in experiment 2 had a DM content of 75%. Ligno-cellulosic waste was a mixture of wood shavings and sawdust. The firm COBIOTEX provided the microbial additive, which was fixed on a calcareous substratum. *Yucca schidigera* juice, containing 16.8% saponines, was supplied by the firm INOBIO.

Piles

In experiment 1, two static piles of manure were composted for 6 weeks, one at 50% water content (C1), and one at 65% water content (MA). The MA pile was spiked with the microbial additive. Two aerated piles (turned twice) were brought to 65% water content and composted for 6 weeks, one without additive (T), and one with a ligno-cellulosic waste additive (TLW1). The ligno-cellulosic waste included oak shavings (50% of the pile in volume) and sawdust (50% wood in dry mass of the pile).

In experiment 2, a control static pile was also composted, but this time with chicken manure at 25% water content (C2). Again as in experiment 1, an aerated pile with ligno-cellulosic waste was composted. However, this pile (TLW2) had a slightly different ratio of manure and waste (oak shavings and sawdust making up 50% of the pile in carbon mass), and was turned only once. Pile MA from experiment 1 continued without being disturbed, thus being composted for 12 weeks. The

final pile (TY) was made with *Yucca* juice added to a concentration of 650 g t^{-1}, which gave 100 g saponins t^{-1}. Water was added to bring the moisture content to about 65% in piles TLW2 and TY *(Fig. 27)*.

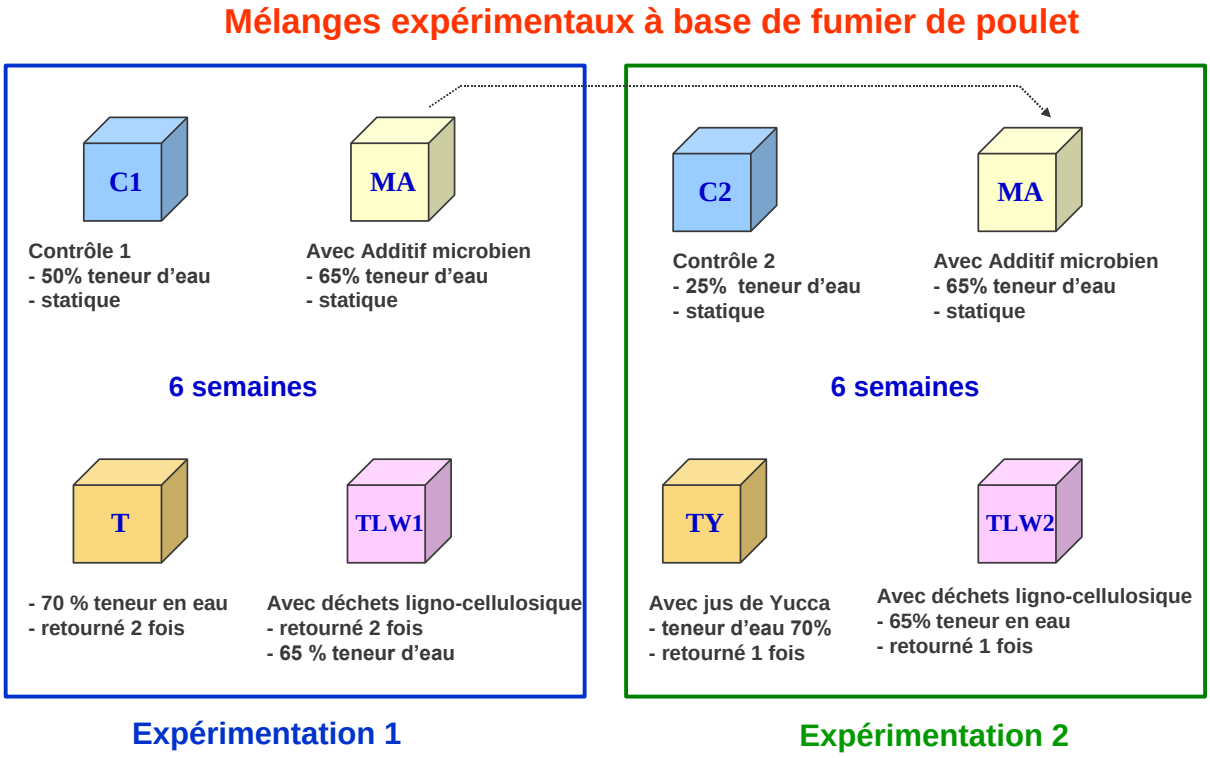

Fig. 27. *Occupation des cases par les différents mélanges expérimentaux pendant trois mois*

Composting

The chicken manure was composted in four cells each 3 m^2 in area and 8 m^3 in volume, which were naturally ventilated and located in a room with controlled temperature (Figs. *28 and* 29). The ground was covered with a PVC film, in order to prevent infiltration loss. The piles were carefully sampled at the beginning, at each turning, and at the end, and weighed with a precision weighing machine (Mettler). They were compacted with feet, at the beginning and at each turning, except the controls (C1 and C2).

Fig. 28. *Vue extérieure de deux des quatre cellules expérimentales*

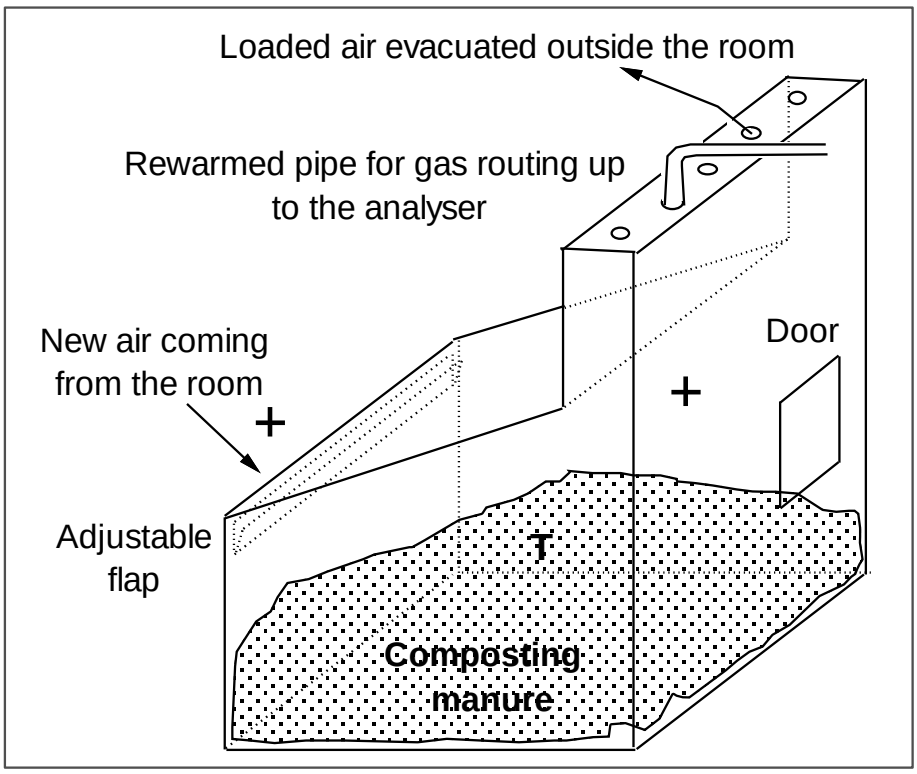

Fig. 29. Experimental cell. + Temperature and hygrometry measurements; T Temperature measurement (thermocouple)

Measurement of Composting Parameters and Analyses

Water, ammonia and nitrous oxide concentrations were measured continuously in the ambient air and in the cells air with a spectro-photo-acoustic gas analyser (Bruel and Kjaer 3426). Nitric oxide concentrations were checked regularly with Draeger tubes to ensure that they were negligible compared to ammonia. Gas lines were warmed to avoid water condensation. The air flow rates were measured continuously with a hot-wire anemometer (TSI 8450), dry and moist temperatures were measured by copper-constantan thermocouples. Inside the piles, the thermocouples were set at 0.5 and 0.2 m depth, in the centre and at the edge. All measurements were averaged, and stored on an AOIP datalogger (SA120 and SA70). Mixture samples were refrigerated and immediately delivered to the Côtes d'Armor Department Laboratory (France) for analysis.

Nitrification/Denitrification

Samples were taken in the centre of the piles (except otherwise specified), and put in sealed bags, then tested for activity measurements. The denitrifying activity was determined by measuring N_2O concentrations after blocking the reactional chain by adding acetylene (Yoshinari and Knowles 1976). For each sample, 30 g replicates were put in 250-ml bottles and a small part was used to calculate dry weight using a drying oven for 48 h at 105°C (Kakezawa et al. 1990). In half of the bottles, the reaction was blocked by the injection of 20 ml of acetylene. All samples were incubated at 40°C. Gas extractions were recorded at 0, 1, 2, 3 and 4 hours by means of a 20-ml syringe of which 5 ml was injected in Venoject vacuum tubes. Between each extraction, the syringe was cleaned by purging it three times with ambient air and, before extraction, the interior of the bottle was homogenized in the same way. A chromatograph CP9001 was used in the analysis.

Statistical Tests

Differences between experimental conditions were tested by the non-parametric Mann-Whitney test. The level of significance was fixed at $p \leq 0.05$.

Results

Composting

The composting parameters and the composting results are given in Table 14. At all locations in piles C1 (control), T (turned), TLW1 and TLW 2 (turned with ligno-cellulosic waste added), and TY (turned with *Yucca* juice added), the temperature was very close to 60 °C, with a decrease at the time of turning and a rapid return to 60°C (Fig. 30). The temperature did not remain at 60°C in pile MA (with microbial additive), where the "composting" process proposed by the furnisher of the microbial additive differed considerably from the standard composting techniques, and for pile C2 (control), which was very dry.

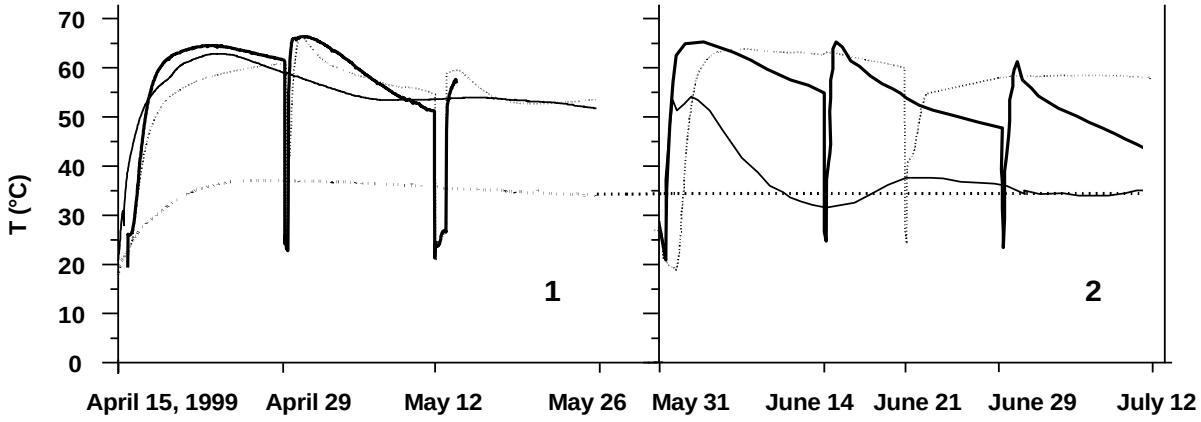

Fig. 30. Temperatures of the composting piles, at 50 cm depth in the centre for C1 (—), T (▬) and MA **(**…), and at 50 cm depth at the edge for TLW1 (…) in experiment 1 (1); at 50 cm depth in the centre for C2 (—) and MA **(**…), at 50 cm depth at the edge for TY (▬), and at 20 cm depth in the centre for TLW2 (…) in experiment 2 (2). The compost designation is as in Table 14

Nitrification/Denitrification

Nitrification/denitrification activities were tested by the production of N_2O in bottles containing compost samples, for the seven piles, and for the ligno-cellulosic waste substrate of experiment 1 (LW). Each time, six bottles were used, acetylene was added to three of the bottles to block N_2O production by denitrification. In Table 15, the results of N_2O production h^{-1} during the 2 (C1,MA and TY), 3 (TLW2 and C2) and 4 (LW,T and TLW1) first hours of incubation are presented.

We assumed that there was denitrification activity if N_2O production was zero in bottles where acetylene was not added (-a) and positive in samples with acetylene added (+a), and nitrification activity in the inverse case. Positive figures in both situations indicate the presence of nitrification/denitrification activities, which are difficult to dissociate, and negative figures, with acetylene added at least, could indicate the consumption of N_2O, present at time=0 in the sample, by nitrifying bacteria.

Evolution in Time

Table 15 shows a significant microbial activity at time=0 in experiment 1 for mixtures C1 and MA, which were made from dry chicken manure, and a low microbial activity for mixtures T and TLW1, which were made from chicken manure coming from the same band, but in an area of higher moisture content. After composting for 42 days, the microbial activities (mainly denitrification in C1, T and TLW1, no activity in MA) were not related with the activities observed at the beginning.

Consequently, in experiment 2, the behaviour of the composts was studied only during composting. For C2 and MA, we distinguished top and bottom samples. The tests performed on C2 confirmed the results of the tests performed on C1, with the localisation of the denitrification activity at the bottom of the pile. No activity was observed in MA. Addition of *Yucca* juice (compost TY) had an obvious effect in directing the microbial activities towards nitrification : nitrification and denitrification can be present after 28 days; however, in our case only nitrification was present after 42 days.

The differences between samples +a and -a (with and without acetylene) were significant ($p \leq 0.05$) in TLW1, C2 at the bottom and TY at day 41/42. No significant differences were found between the different replicate sets at time=0 in experiment 1, or at the beginning of composting (day 14) for TY in experiment 2.

The differences between replicate sets related to different composting times were significant ($p \leq 0.05$) for MA and TLW1 between day 0 and day 42, as well for samples -a and +a as for these samples counted together (±a) (high microbial activity versus no activity). For pile T between day 0 and day 42, the difference was significant ($p \leq 0.05$) for denitrification and global activity. For pile TY, the differences were significant in all cases (-a,+a,±a) between days 14 and 29 as well as between days 29 and 41.

Table 14. Composition of the piles before and after composting

	Unit	C1	T	TLW1	MA	C2	TY	TLW2
Initial content								
Manure	kg	869	869	456	1501	592	609	287
Water	kg			214	778		307	599
Shavings	kg			200				229
Sawdust	kg			36				29
Initial weight	kg	869	869	906	2279	592	916	1144
Dry matter	%	47.7	28.5	35.9	31.5	73.4	35.0	30.5
Organic matter	%	38.9	24.0	33.2	26.0	63.5	30.1	27.7
Total nitrogen	%	2.19	1.46	0.87	1.54	3.48	1.63	0.84
C/N		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	9.0	8.4	16.5
Final weight	kg	511	375	511	1806	520	613	736
Dry matter	%	47.0	47.0	46.1	24.9	71.7	53.7	36.3
Organic matter	%	38.2	36.1	41.4	20.1	60.6	44.2	32.2
Total nitrogen	%	2.06	1.95	1.35	1.64	2.06	2.64	1.18
C/N		9.4	9.4	15.6	6.2	16.2	8.0	13.4

C : control pile, T : turned pile, TLW : turned pile with ligno-cellulosic waste added, MA : pile with microbial additive. 1 and 2 for experiments 1 and 2. n.d. : not determined.

Table 15. N_2O production by nitrification and denitrification at various stages in the composting process in various compost mixtures. Compost designation is as in Table 14 *(ligno-cellulosic waste substrate alone is noted LW)*

Substrate or compost	Sampling depth	Acetylene presence	Sampling date	ng N_2O g^{-1} compost h^{-1} Mean	Standard deviation
LW	Standard	-	April 16, 1999	-13	22
		+		-32	55
C1	Standard	-	April 15, 1999	1939	2629
		+		9434	10560
	Standard	-	May 26, 1999	21	34
		+		197	131
T	Standard	-	April 16, 1999	0	0
		+		0	0
	Standard	-	May 26, 1999	22	17
		+		77	80
TLW1	Standard	-	April 16, 1999	0	0
		+		13	16
	Standard	-	May 26, 1999	0	0
		+		148	32
MA	Standard	-	April 15, 1999	3868	6564
		+		9604	8974
	Standard	-	May 26, 1999	0	0
		+		0	0
	Top	-	July 12, 1999	0	0
		+		0	0
	Bottom	-	July 12, 1999	0	0
		+		0	0
C2	Top	-	July 12, 1999	0	0
		+		0	0
	Bottom	-	July 12, 1999	0	0
		+		72	23
TY	Standard	-	June 14, 1999	0	0
		+		-26	45
	Standard	-	June 29, 1999	54	25
		+		67	33
	Standard	-	July 12, 1999	12	8
		+		0	0
TLW2	Standard	-	July 12, 1999	0	0
		+		0	0

Effect of Microorganisms Addition

Comparison between C1 and MA showed no significant difference at time=0 (p contained between 0.51 and 0.87 on tests made with 2 or 4 h of incubation) and for replicates taken by a set of three (-a,+a), or by a set of six (±a), but a significant difference ($p \leq 0.05$) for denitrification or global activity at day 42. Otherwise, there was a significant difference between MA and T, at the beginning of composting and at day 42, in all cases tested (-a,+a, ±a).

The results show a difference between the composts with and without microbial additive, but do not allow us to ascribe this difference to the additive itself. When the chicken manure contained initially a sufficient quantity of active microorganisms, no difference was found at the beginning of composting, and the conditions of aeration (initial moisture or turning) and temperature during the course of composting could be sufficient to explain the final differences.

Effect of Ligno-Cellulosic Waste Addition

The two composts T and TLW1 did not show a clearly different evolution in the microbial activities tested.

Effect of Moisture and Aeration

Although there was a significant difference at the beginning of composting between C1 and T (samples +a and ±a), at the end of composting there was no significant difference. Likewise, there was no significant difference between C1 and C2 at day 41/42 or between T and C2 at day 41/42, if we consider the samples of C2 taken out from the bottom of the pile, the microbiologically active part of the pile. The two parameters, moisture and aeration, may act in opposite directions and additional trials are needed to conclude the effect each has.

Effect of *Yucca* Juice Addition

TY differed significantly from TLW2 and C2 (top part), in the case of samples -a, as it showed a nitrification activity, absent in TLW2 and C2 (top part). It differed from C2 (bottom part), in both sets of samples -a and +a, as nitrification activity was detected in C2 and not in TY.

The microbial activity in the *Yucca* juice pile was obviously different from standard composts.

Nitrogenous Gas Emissions During Composting and Balance Sheet

The microbial activity in the samples was compared to total nitrogenous gases emissions (Figs. 31 and 32). Two correlations were noticed. First, gaseous emissions decreased rapidly in the MA pile, which means that the microbial populations were active in producing proteic biomass and that NH_3 and N_2O production was avoided. Secondly, due to a continuous availability of ammonia, a higher nitrification activity was noticed in the TY pile, and NH_3 and N_2O emissions decreased over time.

On the contrary, the absence of nitrification and denitrification activities in samples of TLW2 at day 41 and increase in N_2O emissions could be explained by samples which are not representative of the heterogeneity of the pile. Compost mixtures using ligno-cellulosic waste as a bulking agent are often more heterogeneous than when using straw or manure.

The balance sheet also shows up the relationships between gaseous emissions and nitrification/denitrification activities. Table 16 shows that the difference between nitrogen loss in the pile during composting and nitrogen found in the form of gaseous emissions (NH_3 or N_2O gas) was equal to 70, 0, 0, 60, 90, 20 and 5% respectively for C1, T, TLW1, MA, C2, TY and TLW2, 100% meaning that the NH_3 and N_2O emissions were zero. It was observed that the higher percentages are in relation with denitrification at the end of composting in static piles (C1 and C2), and the lower percentages, with the release of ammonia during turning in piles (T, TLW1 and TLW2). TY and MA percentages are in the middle, this is due to the fact that MA was composted for 12 weeks and because denitrification activity was very low at times in TY.

Discussion

The way in which composting is managed has a great influence on the movement or sequestering of nitrogen. Gaseous emissions are linked directly to the physico-chemical and biological conditions of composting (Van den Weghe et al. 2000). If one seeks a fertilising compost, one will try to avoid both ammonia volatilisation and denitrification. On the other hand, if nitrogen abatement is looked for, one has to be careful to favour N_2 emission rather than N_2O or NH_3 release. The study of the behaviour of nitrogen is important today, due to the increase in greenhouse gas emissions and contamination of waters (Mariotti 1997).

Table 16. Balance sheet for the chicken manure composting experiments. Compost designation is as in Table 14

	Unit	C1	T	TLW1	MA	C2	TY	TLW2
Initial content								
Water	% Manure DW	110	251	430	217	36	100	468
Nitrogen	% Manure DW	4.6	5.1	5.8	4.9	4.7	4.7	5.7
Pile losses								
DM	% Manure DW	42	29	66	37	14	28	48
Water	% Manure DW	44	171	226	28	2	38	192
Nitrogen	% Manure DW	2.1	2.2	0.7	0.8	2.3	1.1	1.0
Nitrogen	% Initial N	46	43	13	16	49	23	17
Gaseous emissions								
Water	% Manure DW	39	164	226	34	13	46	214
$N\text{-}NH_3$	% Manure DW	0.63	2.82	2.00	0.33	0.18	0.87	0.94
$N\text{-}N_2O$	% Manure DW	0.011	0.017	0.053	0.014	0.010	0.014	0.016
$N\text{-}NH_3$	% Initial N	14	55	34	6.7	3.8	19	16
$N\text{-}N_2O$	% Initial N	0.24	0.33	0.91	0.29	0.21	0.30	0.28

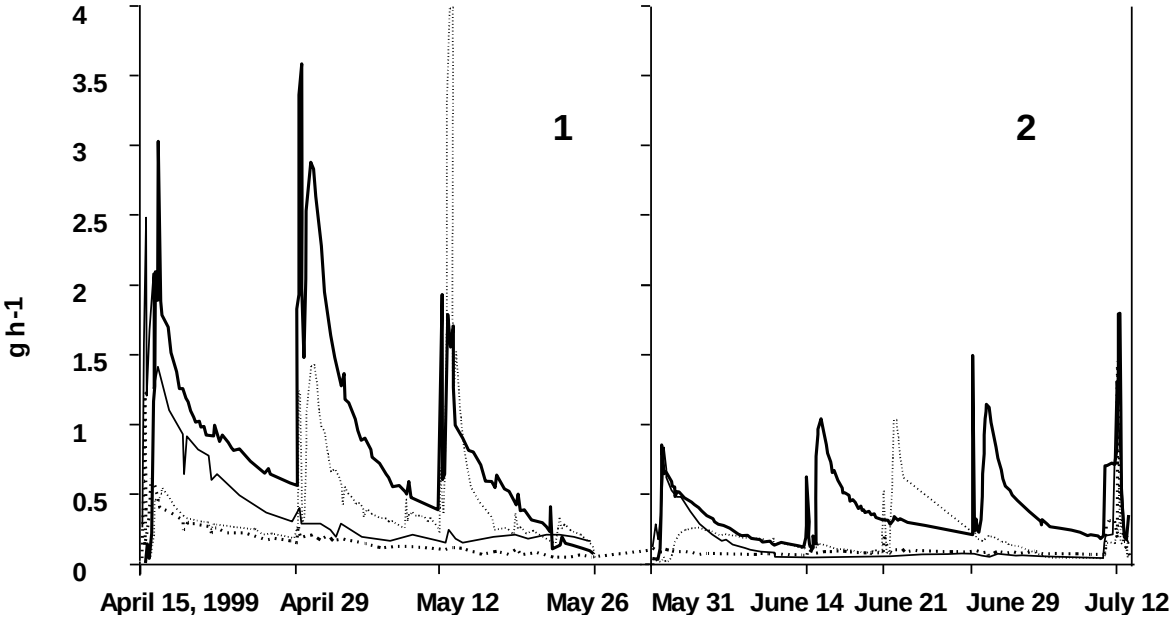

Fig. 31. Hourly mean flux of N-NH_3 during composting of piles C1 (—), T (▬), TLW1 (…), and MA (…) in experiment 1 (1), and C2 (—), TY (▬), TLW2 (…), and MA (…) in experiment 2 (2). Compost designation is as in Table 14

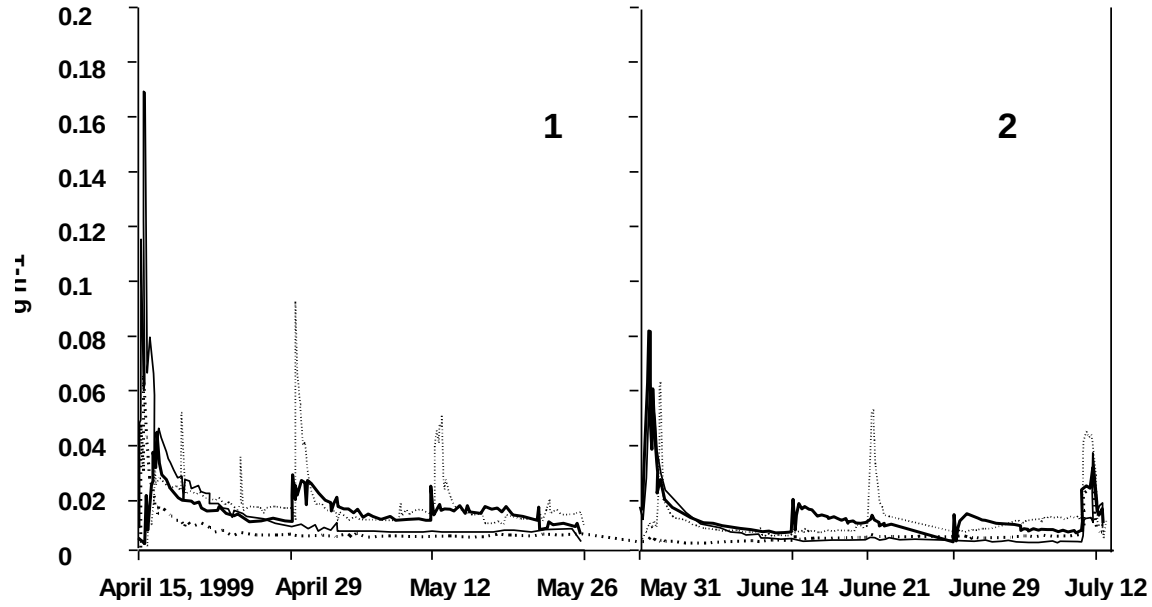

Fig. 32. Hourly mean flux of N-NO_2 during composting of piles C1 (—), T (▬), TLW1 (…), and MA (…) in experiment 1 (1), and C2 (—), TY (▬), TLW2 (…), and MA (…) in experiment 2 (2). Compost designation is as in Table 14

Pile MA had the highest nitrogen conservation. This pile was kept at 35 °C throughout composting and was not aerated: it was the wettest, it was not turned, nor were bulking agents added. Its C/N was very low at the end of composting (6.2). During the first 15 days, the temperature curves of piles MA and T, which had the same moisture content and were not turned during this time, were obviously diverging. This can be explained only by microbial activities, which were directed differently. In MA, the microbial biomass was certainly high, as well as microbial activity, in terms of respiration, but not in terms of nitrification/denitrification. The results obtained during the initial trials of the COBIOTEX complex, on composts with high C/N, went along the same lines, as far as temperature decrease and nitrogen conservation are concerned (Anonymous 1996). The low oxygen demand was explained by the use of aerobic-anaerobic facultative bacterial strains (four *Lactobacillus* and five *Bacillus* strains). The final product from pile MA appears to be a fertilizer as much as an organic enriching agent, and should be tested for its agronomic value and compared with standard composts. In addition, it would be necessary to test the CH_4 emission of the process.

The other composts and the control piles are divided into two groups in terms of N conservation: TY, TLW1 and TLW2 with losses of about 20% of the initial N, and C1, C2 and T with losses from 40 to 50%.

In the first group, the most interesting in terms of N conservation, pile TY had the lowest emission of polluting gases, NH_3 and N_2O. The nitrogen conservation in pile TY is due to the absence of denitrification activity at the end of composting and the presence of nitrification activity. The *Yucca* juice saponines have the ability to fix ammonia reversibly (Clay 1993). It has been used in animal feeds, in order to decrease the production of ammonia emissions but the results obtained are contradictory (Tricot 1999). Bline (1998) is the first to have used it in composting. Nevertheless, using a dose of 100 g juice t^{-1}, the decrease in NH_3 and N_2O emissions was only temporary. In the TY pile, which had a sufficient quantity of saponines (100 g t^{-1}), the *Yucca* juice regularized the flux of ammonia, and limited its emission, thus favouring nitrification and reducing N_2O emissions. Piles TY and T were similar with respect to compost management, initial nitrogen, water content and temperature. However, pile T emitted three to four times more NH_3 and one and half to two times more N_2O. This additive seems therefore to decrease emissions of polluting gases during composting, without modifying the process itself.

N conservation was also observed in piles TLW1 and TLW2. This result is in agreement with the idea that an increase in the C/N ratio is linked to a decrease in relative N loss (Morand et al. 2000). Nevertheless, in these piles, significant NH_3 and N_2O emissions occurred, with respect to their N loss. Denitrification was incomplete, compared to C1 and C2, and did not lead to production of N_2. This can be explained by a better aeration of the piles, which favours NH_3 volatilisation and

N_2O release. The emissions were higher in TLW1, which was turned twice, than in TLW2, which was only turned once. Pile T that was turned twice also presented a high level of emissions, higher than TLW1 did, because of the high N loss in the T pile, linked to a low C/N ratio (N contents were 2.4, 2.8 and 4.7% DW for TLW1, TLW2 and T, respectively). Misselbrook et al. (2000), in their study of gaseous emissions in farm yard manure, also concluded that mixing only once at 40 days led to the lower emission of polluting gases.

The piles with no additives were the most adept at maximizing nitrogen abatement. In this group, control piles, which were static, produced the highest ratio of N_2 emissions and the lowest ratios of ammonia and nitrous oxide emissions (comparable to those of TY) in relation to nitrogen losses. This had been seen in a previous experiment although total N loss was lower in that experiment (Bline 1998; Tricot et al. 1999). Piles C1 and C2 differed in water content (50% and 30%, respectively) and temperature. However, they maintained a similar rate of N loss. NH_3 emissions in pile C2 were very low, but, due to the dry matter content, sterilisation and composting conditions could not be reached.

In terms of quantity, the nitrification and denitrification activities in our experiments led to an N_2O flux comparable to what we had already found in a previous trial composting poplar bark-poultry dung. In this trial, N_2O flux ranged from 0 to 180 ng N_2O g^{-1} compost h^{-1}, at the end of a 9-month composting period in damp conditions, with two outlying points at 320 (sample -a) and 2700 ng N_2O g^{-1} compost h^{-1} (sample +a) (Morand et al. 2000).

Conclusion

After comparing seven different piles and recording nitrification/denitrification activities, temperature, N loss, NH_3 and N_2O emissions, correlations between composting management and nitrogenous gas emissions were observed. It was found that the use of additives (microbial additives, *Yucca* juice and ligno-cellulosic waste) leads to nitrogen conservation. However, if the objective is to abate nitrogen, it is best to compost chicken manure in a static pile without additives. In any case, turnings have to be minimized to limit ammonia volatilisation and release of nitrous oxide which makes denitrification incomplete.

The nitrification/denitrification activity seems to be a permanent feature in composting with different predominant parts following the initial inoculum, and the time and management of composting. Further studies should therefore include testing nitrogenous gas emissions over longer composting periods and a more complete study of microbial activities over time. These studies should also be done in larger piles to determine the effect of compaction on gas production. Finally, the compost products should be evaluated for their agronomic value.

Acknowledgements

We would like to thank P. Marmonnier for his help in the statistical analysis of the data, P. Perrin and N. Josselin for their technical assistance during the composting experiments and the chromatography analysis respectively, and Y. Picard for completing the figures. We are grateful to J.C. Poupa and J.Y. Buis for the supply of ligno-cellulosic waste. We are also indebted to N. Nicholson for checking and correcting the English manuscript.

References

Anonymous (1996) Tradicompost. Complexe fermentaire pour le compostage des végétaux et des matières organiques. Santel, Louverné, France, 28 pp

Asman WAH (1992) Ammonia emissions in Europe : updated emissions. Report n. 228471008. National Institute of Public Health and Environmental Protection. Bilthoven, The Netherlands, 88 pp

Aubert C (1998) Le compostage des fumiers de volailles. In: Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Actes du colloque. Paris, 15 décembre 1998. ACTA, Paris, pp 45-55

Aubert C, Guiziou F (1997) Le compostage des fumiers de volailles à la ferme. Sci Tech Avicoles 19 : 21-30

Bline D (1998) Ammoniac en aviculture : étude en bâtiments et lors du compostage du fumier. Mémoire d'ingénieur des techniques agricoles. Ecole Nationale d'Ingénieurs des Travaux Agricoles de Bordeaux, Bordeaux, 132 pp

Bline D, Aubert C (1998) Pertes d'azote et dégagements d'ammoniac par les élevages de poulets. Sci Tech Avicoles 25 : 11-16

Buijsman E, Maas HFM, Asman WAH (1987) Anthropogenic NH_3 emissions in Europe. Atmos Environ 21 : 1009-1022

Clay J (1993) Control of ammonia in poultry houses using deodorase. Zootech Int 10 : 34-37

Elwell DL, Keener HM, Carey DS, Schlak PP (1998) Composting unamended chicken manure. Compost Sci Util 6(2) : 22-35

Husted S (1994) Seasonal variation in methane emission from stored slurry manures. J Environ Qual 23 : 585-592

Kakezawa M, Mimura A, Takahara Y (1990) A two-step composting process for woody resources. J. Ferment Bioeng 70 : 173-176

Mariotti A (1997) Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystemes. In: Lemaire G, Nicolardot B (eds) Maîtrise de l'azote dans les agrosystemes. INRA, Paris, pp 9-24

Misselbrook TH, Balsdon S, Pain BF, Gibbs PA, Parkinson RJ (2000) Gaseous emissions from on-farm composting of cattle farm yard manure. In: 9th international workshop of the European cooperative research network Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture. Gargnano (BS), Italy, 6-9 Sept 2000. Abstr papers. University of Milan, Italy, p 101

Morand P, Baron S, Yulipriyanto H, Robin P (2000) Gaseous emissions during composting of poplar bark-poultry dung mixtures. First results. In: Warman PR, Taylor BR (eds) Proceedings of the International Composting Symposium (ICS'99), September 19-23, 1999, Dartmouth/Halifax, Nova Scotia, Canada. CBA Press, Truro, NS, Canada, pp 544-570

Tricot G (1999) Maîtrise des émissions azotées lors du compostage de fumier de volailles. Mémoire de fin d'études. Ecole Supérieure d'Agriculture d'Angers, Angers, France, 118-XLII pp

Tricot G, Aubert C, Robin P, Bline D (1999) Maîtrise des émissions azotées lors du compostage de fumier de volailles. Sci Tech Avicoles 31 : 25-31

Van den Weghe H, Zhou S, Zaied H (2000) Gaseous emission control by composting pig slurry in an aerated static reactor - influence of several physical parameters on gaseous emissions. In: 9th international workshop of the European cooperative research network Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture. Gargnano (BS), Italy, 6-9 Sept 2000. Abstr papers. University of Milan, Italy, p 106

Yoshinari T, Knowles R (1976) Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. Biochem Biophys Res Commun 69 : 705-710

CHAPITRE 4

Activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses. Une étude de terrain

Activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses. Une étude de terrain

Objectif

Après les deux expérimentations menées, l'une, pour avoir une idée des émissions d'effluents gazeux d'un andain en cours de compostage en taille réelle, mais dans des conditions qui n'étaient pas représentatives de celles habituellement rencontrées (forte charge en azote et en humidité) et, l'autre, sur des andains plus nombreux, mais de taille réduite, il était nécessaire d'étudier un andain de grande taille représentatif d'une filière de compostage potentielle.

L'objectif de cette étude est de comprendre dans quelles conditions les microorganismes du cycle de l'azote peuvent opérer pour produire et consommer le protoxyde d'azote et de permettre ainsi d'éviter sa libération dans l'atmosphère grâce à une conduite du compostage prenant en compte leurs besoins et leur fonctionnement.

Résumé

La multiplication des traitements d'effluents d'élevage par compostage rend plus que jamais nécessaire la maîtrise des effluents gazeux des andains en cours de compostage. Pour déterminer les mécanismes de production du protoxyde d'azote (N_2O), le compostage d'un mélange d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses a été suivi pendant un peu moins de quatre mois. A la mise en place du mélange, des échantillons ont été prélevés. D'autres l'ont été avant et lors des trois retournements intermédiaires et du retournement final, en trois points des andains et à partir du compost au cours du foisonnement.

Les échantillons prélevés à fin d'analyses chimiques montrent une évolution constante du matériel, dont la matière sèche passe de 37 à 62% avec une diminution de masse de moitié, dont le pH augmente régulièrement de 8,2 à 9,3 et la concentration en azote ammoniacal diminue de 4,5 à 1,5 g kg^{-1}. L'azote nitrique présente un pic aux $2^{ème}$ et $3^{ème}$ retournements, avec fortes activités microbiennes en entrée de tas à 1 et 2 mois et au fond et en sortie à 3 et 4 mois où les productions et consommations de N_2O semblent s'équilibrer.

La température et la taille de l'andain semble donc des facteurs importants pour la bonne gestion du compostage eu égard au critère de libération du N_2O.

Activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses. Une étude de terrain

Introduction

Le fumier de poulet et les fientes de poule sont parmi les effluents d'élevage produits en grande quantité de par le monde. En Bretagne, leur utilisation en épandage sur les terres agricoles à forte dose a fini par poser des problèmes d'environnement considérables parmi lesquels la pollution des eaux et les odeurs nauséabondes (Le Droff, 2000). De plus en plus d'agriculteurs s'orientent vers la solution de traitement relativement souple que présente le compostage, au point que celui-ci soit même devenu une des mesures facultatives de contrats territoriaux d'exploitation, contrats passés entre l'état et certains agriculteurs volontaires pour limiter les nuisances de leur exploitation en contrepartie d'avantages financiers. Si cette solution diminuera effectivement l'épandage au champ, elle ne diminuera pas pour autant la quantité d'azote sortie du bâtiment d'élevage. Aussi à un moment où les émissions de gaz à effet de serre doivent être limitées au maximum, il est nécessaire que soient déterminées les conditions favorables à la synthèse de protoxyde d'azote (N_2O) d'andains en compostage constitués à partir d'effluents.

Dans un précédent chapitre, nous nous sommes intéressés aux émissions de NH_3 et de N_2O par un andain composé de fientes de poule et d'écorces de peuplier (Morand *et al*., 2000). Cet andain avait été surdosé en fientes d'une part et bâché, avec ventilation passive, d'autre part, de façon à ce que nous puissions mesurer ces émissions dans des conditions où nous nous attendions à une forte libération de gaz azotés. Nous avions alors pu constater des émissions d'ammoniac importantes, mais accompagnée d'une température et d'une humidité du tas plus élevées que s'il n'avait pas été bâché. Il importait donc de faire une expérimentation avec un mélange représentatif d'une exploitation réelle et dans des conditions non perturbées.

Les émissions de N_2O étant liées aux activités microbiennes, nous avons mesuré les activités de nitrification/dénitrification du mélange à la mise en place ou au moment des retournements et en différents endroits de l'andain juste avant ces retournements. En effet, nous avons précédemment montré que les conditions de compostage ont une grande influence sur ces activités (Yulipriyanto *et al*., 2001). La multiplication des andains nous avait alors permis d'étudier différentes conditions d'aération, d'humidité et d'environnement microbien ou chimique, mais leur taille réduite nous avait rendu difficile l'interprétation entre les activités observées et la libération des gaz en compostage réel.

Figure 33. Andain en cours de retournement.

Figure 34. Remise en place de l'andain après retournement.

Le compostage d'un mélange d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses a été suivi pendant toute la phase de fermentation d'une durée de quatre mois, menée à l'abri (sous serre-tunnel) avec un retournement approximativement tous les mois. A la mise en place et à chaque retournement, des échantillons ont été prélevés pour les analyses chimiques et pour l'étude de l'activité de nitrification/dénitrification. Les mesures de température ont été faites avec un pas de temps de 1. Ainsi, nous avons pu établir le bilan matière du compostage de ce mélange et en étudier les échanges et conditions d'émissions de gaz azotés.

Matériel et méthodes

Conduite du compostage

La plate-forme de compostage du Centre d'Aide par le Travail (C.A.T) de 4 Vaulx (Coëtfinet, Corseul, Côtes d'Armor, France), où a eu lieu l'expérimentation de terrain, et les moyens utilisés pour constituer, retourner ou foisonner l'andain ont été décrits précédemment (Morand *et al*., 2000).

L'écorce de peuplier et les fientes de poule ont été mélangées à l'aide d'une mélangeuse-peseuse, le mélange a été foisonné par passage dans un épandeur à fumier et mis en andain dans une case grâce à un chargeur muni d'un godet. Des retournements ont été effectués chaque mois, incluant un déchargement au chargeur, un foisonnement à l'épandeur et une remise en place au chargeur (Figures 33 et 34). La durée du compostage (phase de fermentation) a été de 4 mois avec mise en place le 7 mars 2001 (t0), retournements les 4 avril (t1), 3 mai (t2) et 30 mai (t3) et déchargement le 27 juin (t4).

Substrats

Les substrats mélangés pour fabriquer l'andain étaient de l'écorce de peuplier broyée et de la fiente de poules pondeuses. Leur composition est donnée en tableau 17, à partir de l'analyse de quatre échantillons indépendants.

Echantillonnage

Pour les analyses chimiques, des échantillons importants (4 containers d'environ 15 kg chacun) pris à différents temps durant le foisonnement des andains ont été mélangés et le mélange réparti à nouveau dans 4 containers, chacun de ceux-ci étant répétitivement partagé en deux, jusqu'à

Tableau 17. Analyse chimique des substrats et du mélange initial de l'andain mis en compostage (quatre échantillons pour chacun).

	Unité	Ecorces		Fiente		Mélange (analyse)		Mélange
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	à partir de l'analyse des substrats
pH		8,27	0,31	7,87	0,13	8,21	0,09	
M.S.	%	43,12	0,77	28,19	1,16	37,42	0,88	35,45
M.O.	g kg^{-1}	389,60	6,76	169,55	7,42	290,90	14,60	276,54
C organique	g kg^{-1}	183,65	11,18	81,83	7,83	140,45	5,48	131,33
NTK	g kg^{-1}	2,54	0,04	16,70	0,59	9,31	0,20	9,82
$N\text{-}NH_4^+$	g kg^{-1}	0,22	0,03	10,47	0,34	4,48*		5,48
$N\text{-}NO_2^-$	mg kg^{-1}	<0.10		<0.10		<0.10		
$N\text{-}NO_3^-$	mg kg^{-1}	<0.10		<0.10		<0.10		
C/N		74,32		5,61		14,44		13,38
P_2O_5	g kg^{-1}	0,98	0,12	19,46	1,50	9,44	0,32	10,48
K_2O	g kg^{-1}	1,56	0,08	10,20	0,35	5,62	0,17	6,00
MgO	g kg^{-1}	1,13	0,06	3,95	0,31	2,41	0,07	2,58
CaO	g kg^{-1}	11,71	0,13	44,43	2,14	26,69	0,64	28,52

* une seule analyse

obtention de 4 échantillons homogènes d'approximativement 1 kg. Les partitions ont été faites en utilisant un diviseur d'échantillons, cube constitué par quatre plaques métalliques, ouvert sur deux côtés opposés, avec quatre autres plaques à l'intérieur agencées de façon à séparer en deux parts égales le matériel qui y est versé.

Les échantillons pour l'analyse de la nitrification et de la dénitrification ont été pris soit comme ci-dessus, en ce qui concerne les mélanges, soit directement à partir des tas, à différents emplacements (entrée, à 50 cm de la face avant de l'andain ; fond, au milieu de l'andain, à 20 cm du sol environ ; et sortie, à 50 cm de la surface supérieure) et ont été mis en sacs clos. La compacité des tas rendait dans ce cas l'échantillonnage manuel impossible et il a été nécessaire d'utiliser un tracteur muni d'une pelle pour retirer la partie antérieure du tas (Figure 35). Le matériel situé en surface de la coupure, éventuellement souillé par du compost tombé ou provenant d'une autre partie du tas a été retiré à la fourche.

Mesure des paramètres physiques du compostage

Les températures en quatre points à l'intérieur de l'andain (entrée, fond, sortie et croûte) ont été mesurées toutes les heures grâce à des sondes (thermistances) placées à 50 cm de la face avant de l'andain, à 20 cm du sol environ au milieu de l'andain, enfin à 50 cm et 5 cm de sa surface supérieure, et reliées à une centrale d'enregistrement Delta Logger. Les températures du gaz effluent dans l'une des quatre cheminées, ainsi que de l'air de la serre ont été mesurées en même temps et de la même manière.

Analyses chimiques

Les analyses chimiques ont été faites au laboratoire central de COOPAGRI-Bretagne. Les méthodes utilisées ont été décrites précédemment (Morand *et al*., 2000).

Nitrification et dénitrification

Les activités de nitrification et de dénitrification ont été déterminées en mesurant l'évolution de la concentration de N_2O dans des bouteilles contenant des échantillons de compost et remplies par de l'air prélevé avant échantillonnage sensiblement au même endroit où l'échantillonnage a été effectué. La production de N_2O par nitrification est inhibée par des pressions partielles d'acétylène de 5-10 Pa (Klemedtsson *et al*., 1988), tandis que la dernière étape de la chaîne réactionnelle de

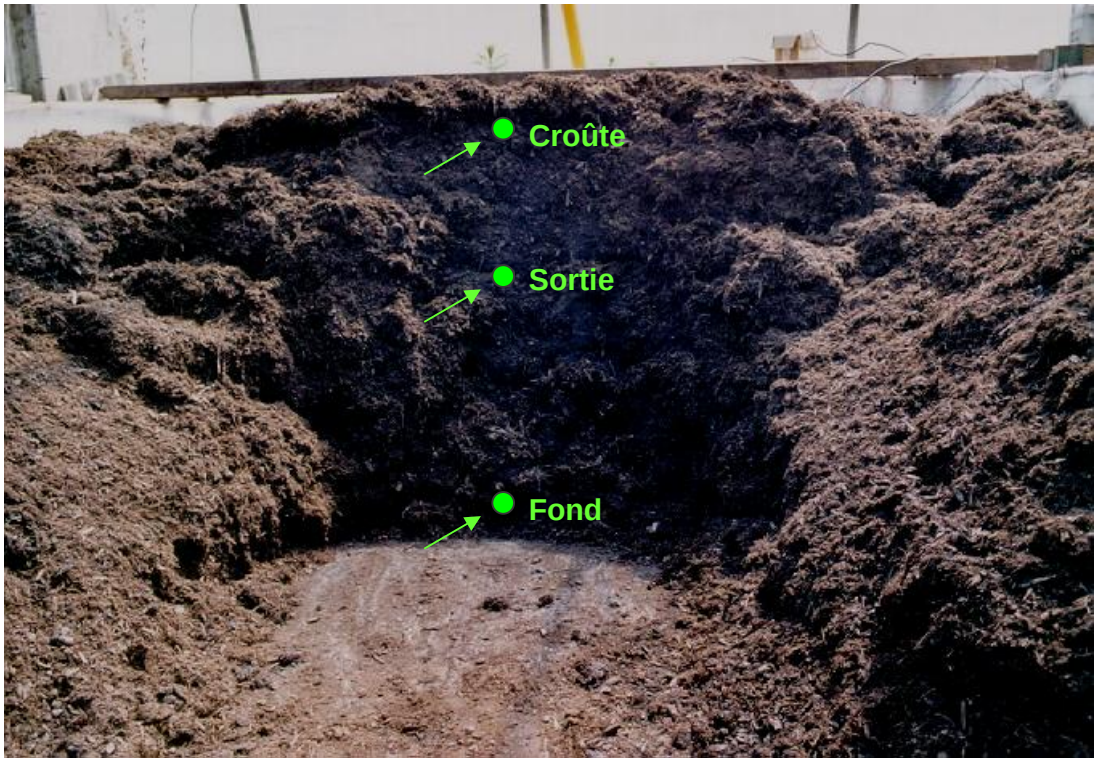

Figure 35. Coupe dans l'andain montrant les zones de prélèvement "fond" et "sortie", le prélèvement en zone "entrée" étant effectué préalablement sur l'andain en place.

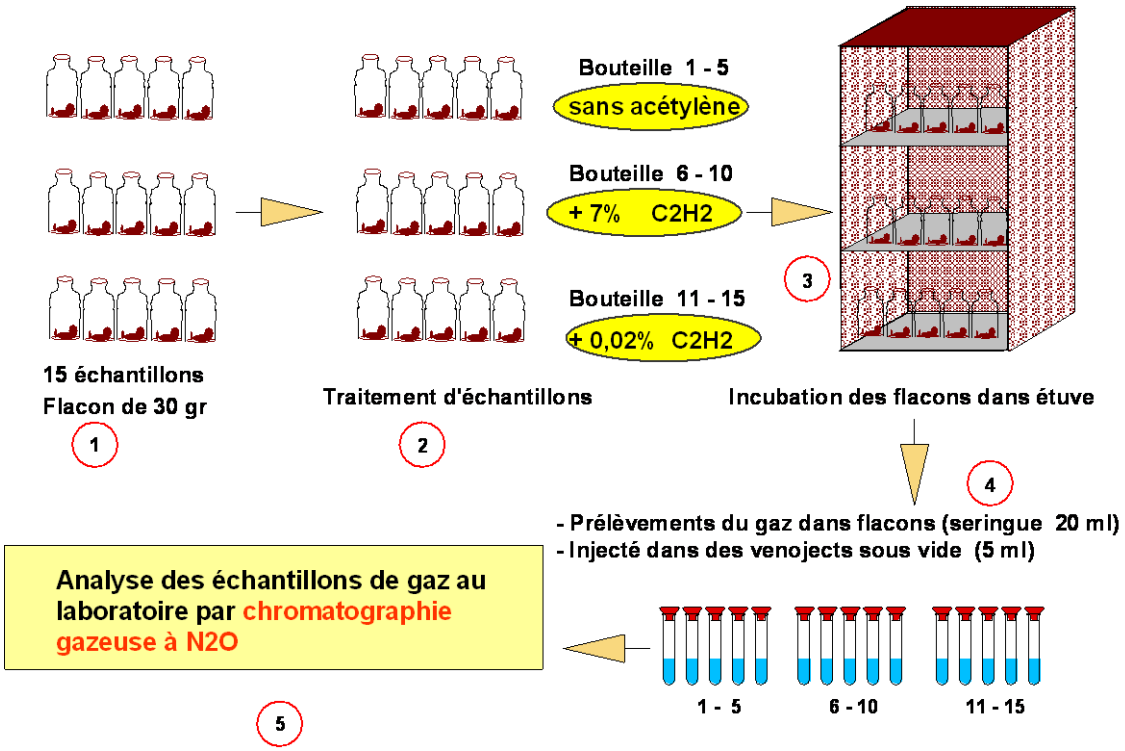

Figure 36. Mesure des activités de nitrification et de dénitrification au laboratoire.

dénitrification est bloquée par addition d'acétylène à une concentration de 5 à 10% (Yoshinari and Knowles, 1976). Trois fois 5 repliquats de 30 g environ ont donc été mis en bouteilles de 300 ml, avec pour 5 d'entre elles x ml d'acétylène diluée (20 ml avec 300 ml d'air) et pour 5 autres 20 ml d'acétylène pur (Figure 36). Les bouteilles ont été mises à incuber pendant 4 h à la température de l'échantillon prélevé. Des extractions de gaz ont été faites aux temps 0, 2 h et 4 h au moyen d'une seringue de 20 ml et 5 ml injectés dans des tubes sous vide Venoject, pour analyse. Entre chaque extraction, la seringue a été nettoyée en la purgeant trois fois avec de l'air ambiant et, avant chaque extraction, l'intérieur des bouteilles a été homogénéisé en en aspirant et rejetant trois fois l'air. La mesure de concentration de N_2O a ensuite été faite par chromatographie avec chromatographe CP9001. D'autres échantillons de compost ont été déposés dans des coupelles et placées 48 h à 105° dans une étuve de façon à en calculer le poids sec (Kakezawa *et al*. 1990).

La quantité de N_2O contenue dans les bouteilles et ramenée à un gramme de poids sec est, exprimée en nanogramme par gramme de compost sec, égale à :

$Q(N_2O) = 10^3$ c (ppm) . volume d'air (l) . (44 g /22,4 l) . P (g) $^{-1}$,

où c et P sont la concentration de N_2O et le poids sec du compost en bouteille.

La production de N_2O (en ng g^{-1} h^{-1}) est alors, dans une condition donnée (sans acétylène, avec 0,02 ou 7% d'acétylène), égale à $\Delta Q(N_2O) / t_2\text{-}t_1$ où t_1 et t_2 sont les deux temps entre lesquels est mesurée la différence de quantité de N_2O.

Résultats

Compostage

Le bon déroulement du compostage est manifesté par des courbes de température régulières et des températures élevées (Figure 37). Les températures d'entrée augmentent très rapidement après retournement jusqu'à un pic qui peut être de 75°C, puis diminuent lentement jusqu'au retournement suivant. L'effet est moins marqué lors de la dernière période. Les températures de sortie montent régulièrement entre les retournements, et atteignent un maximum pendant la troisième période (environ 75°C). Elles sont moins élevée lors de la quatrième. Les températures de fond montent de période en période jusqu'au milieu de la troisième. Malheureusement, la sonde de fond a cessé de fonctionner à partir de ce moment-là. Quant à la croûte, elle est de plus en plus sensible à la température extérieure et à l'ensoleillement au fur et à mesure que le tas refroidit.

La densité du compost a également décru régulièrement, passant de 0,57 à t0, à 0,40 à t2 et 0,33 à t4 tandis que sa masse diminuait, en partie à cause d'une perte en eau importante. Cela marque une bonne conservation de la structure.

Table 18. Composition et masse du mélange à la mise en place et à chaque retournement.

	Unité	Mélange (t0)		Compost (t1)		Compost (t2)		Compost (t3)		Compost (t4)	
		Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type
Composition											
pH		8,21	0,09	8,34	0,17	8,87	0,03	9,15	0,11	9,26	0,01
M.S.	%	37,42	0,88	41,39	0,61	47,17	0,54	54,68	1,37	62,27	0,36
M.O.	g kg-1	290,90	14,60	323,04	7,62	348,79	5,54	395,48	5,03	448,03	6,94
C organique	g kg-1	140,45	5,48	142,60	2,40	188,90	6,39	196,29	6,25	219,67	8,73
NTK	g kg-1	9,31	0,20	9,61	0,16	9,91	0,35	10,39	0,21	11,50	0,04
$N\text{-}NH_4+$	g kg-1	4,48 *		4,05	0,15	2,51	0,14	1,75	0,11	1,54	0,10
$N\text{-}NO_2$-	mg kg-1	< 1		1,20	0,45	184,13	59,30	77,09	11,53	13,39	6,27
$N\text{-}NO_3$-	mg kg-1	< 1		< 1		71,94	18,26	88,04	10,83	11,76	4,18
C/N		14,44		14,56		19,57		19,46		18,02	
P_2O_5	g kg-1	9,44	0,32	10,87	1,20	15,38	0,68	12,09	1,37	15,46	1,71
K_2O	g kg-1	5,62	0,17	6,80	0,19	7,93	0,03	10,19	0,28	11,50	0,38
MgO	g kg-1	2,41	0,07	2,93	0,15	3,77	0,14	4,18	0,19	4,80	0,33
CaO	g kg-1	26,69	0,64	29,44	1,60	40,28	1,87	44,53	4,08	50,91	1,55
Mass	kg	19550		16519		13841		11391		9140	
H_2O	kg	12235	171	9682	100	7313	75	5163	143	3449	33
M.S.	kg	7315	171	6836	100	6529	75	6229	143	5692	33
M.O.	kg	5687	285	5336	126	4828	77	4505	52	4095	63
C organique	kg	2746	107	2356	40	2615	89	2236	65	2008	80
NTK	kg	182	4	159	3	137	5	118	2	105	0
P_2O_5	kg	185	6	180	20	213	9	138	14	141	16
K_2O	kg	110	3	112	3	110	0	116	3	105	4
MgO	kg	47	1	48	3	52	2	48	2	44	3
CaO	kg	522	12	486	26	558	26	507	42	465	14

* une seule analyse

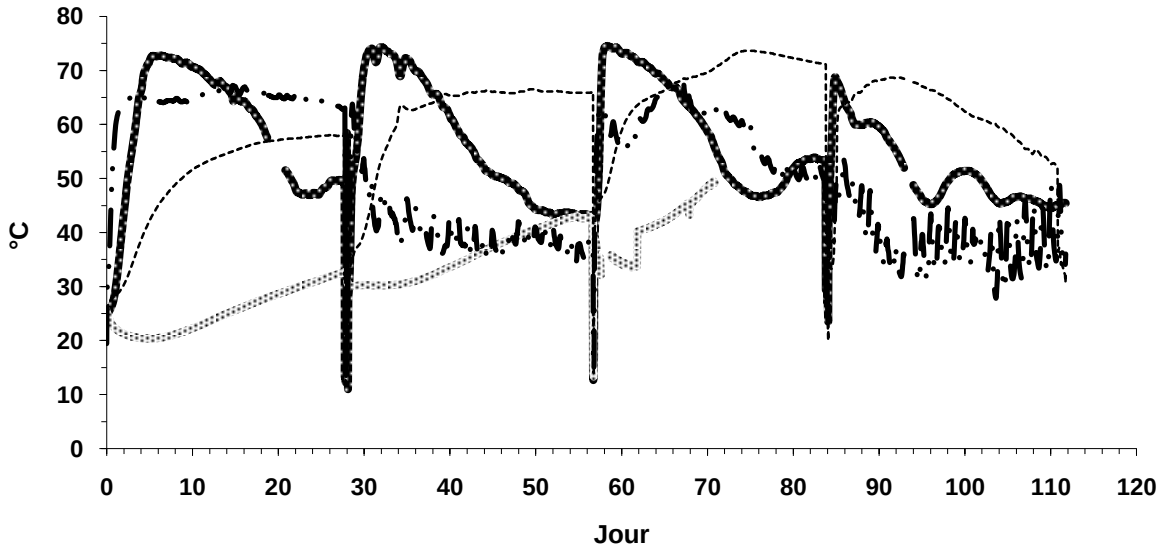

Figure 37. Températures en différents points de l'andain EF pendant la phase de fermentation (: entrée, : fond, : sortie, : croûte)

Bilan matière

Les analyses chimiques du mélange sont homogènes d'un échantillon à l'autre (Tableau 18). Lors du compostage, le pH augmente de la mise en place au retournement final. De même, la matière sèche augmente régulièrement, ainsi que la matière organique et l'azote organique. L'azote sous forme ammoniacale diminue, tandis que l'azote sous forme nitreuse et nitrique atteint un maximum à 2 et 3 mois. A t2 (2 mois), les analyses de certains éléments conservatifs (P_2O_5, K_2O, MgO et CaO) ainsi que du carbone organique donnent des résultats manifestement trop élevés. Par contre les résultats relatifs aux autres paramètres ne sont pas à mettre en cause.

En revanche, en ce qui concerne les masses, nous avons dû effectuer une correction sur le poids de l'andain noté à t3, en raison d'une incompatibilité entre celui-ci et les résultats relatifs à la matière sèche, à la matière organique, au carbone ou à l'azote, qui, tous, restaient stables de t3 à t4, alors que le suivi du compostage montrait une évolution comparable aux périodes précédentes. De même, la densité mesurée du tas accusait un déficit à t3. Pour cette correction, nous avons considéré que la masse des éléments conservatifs était sensiblement stable, et nous l'avons calée, en moyenne, sur la moyenne des masses de t0 et t4. L'erreur ainsi calculé était d'environ 1 tonne, compatible avec une erreur de relevé. On notera, à cette réserve près, que les pertes en eau et en matière sèche sont régulières tout au long du compostage.

Activités de nitrification et de dénitrification

N_2O est libéré lors des activités de nitrification et de dénitrification en faible quantité, avec des vitesses de réaction respectivement faible et élevée. Le substrat de la nitrification, NH_3, se trouvant en forte concentration dans l'andain et le substrat de la dénitrification, NO_3^-, en faible concentration, la libération de N_2O par l'une ou l'autre activité est vraisemblablement du même ordre de grandeur. De plus, les inhibitions de certains enzymes par NH_3 influence sur les résultats obtenus.

Le tableau 19 donne l'ensemble des résultats de mesure du N_2O libéré par des échantillons de compost pour lesquels ces activités ont été inhibées (traitements A ou B) ou non (traitement O) par l'addition d'acétylène aux concentrations de 0,02% (A) et 7% (B) à l'air d'incubation (air prélevé dans l'andain à l'endroit ou ont été prélevés les échantillons). La présence de N_2O au temps 0 marque l'existence d'une production dans l'andain. Différents cas de figure peuvent ensuite être envisagés :

- Absence de nitrification et de dénitrification. La production horaire est à 0 avec les trois traitements.
- Présence de nitrification sans dénitrification. La production horaire est supérieure pour O que pour A et B.
- Présence de dénitrification sans nitrification. La production horaire est plus importante pour B que pour O et peut être au même niveau pour A que pour O ou légèrement supérieure en cas d'inhibition partielle, par ce traitement, de la dénitrification également.

Les valeurs données par le tableau 19, lorsqu'elles sont élevées, ne doivent être considérées que comme relatives. En termes absolus, elles représentent seulement un minimum pour la production, les concentrations de N_2O dans les tubes utilisés pour les mesures étant alors très fortes et dépassant celles de la gamme étalon des appareils de mesure.

A la mise en place, il n'y a pas d'activité de nitrification/dénitrification détectées.

Après 1 mois, avant le premier retournement, en entrée, et dans le compost retourné, il y a une activité de dénitrification importante, alors même que l'activité de nitrification n'a pas pu être mise en évidence. Ceci pourrait être dû à une consommation immédiate du N_2O et du NO_3^- formés, en raison de leur faible concentration dans l'andain. Il est à noter que, pour cette série d'expérimentation, l'air extérieur a été utilisé à la place de l'air du tas, ceci n'ayant vraisemblablement pas d'incidence, comme le montre la comparaison des résultats obtenus lors de l'expérimentation suivante, qui sont sensiblement équivalents avec air prélevé dans l'andain et air extérieur (données non montrées).

A 2 mois, il apparaît clairement que, dans le mélange, nitrification et dénitrification sont présentes. Dans l'andain, les températures élevées bloquent certainement l'expression de ces activités par les microorganismes. Elles semblent pourtant pouvoir s'exprimer de manière résiduelle, aussi bien en entrée qu'en sortie.

A 3 mois, la présence de N_2O dans le fond et en sortie de l'andain est importante. Pourtant on n'y décèle pas d'activité. Dans le mélange, c'est principalement de la dénitrification qui peut être mise en évidence. Il est possible que celle-ci soit effective en entrée du tas, dans une zone moins profonde que celle où ont été prélevés les échantillons (environ 40-50 cm de profondeur) et où la température était moins élevée (50°C dans notre cas).

Lors du dernier retournement, on observe le même phénomène de présence de N_2O au fond et en sortie, mais de manière moins accentuée, et aucune activité n'a pu ère mise en évidence, avec, en plus, une grande dispersion des résultats.

Dans ces deux derniers cas, les valeurs de production faibles (positives ou négatives et variables suivants les échantillons) obtenues au fond et en sortie signifient surtout que le tas est à l'équilibre entre production et consommation, ce qui n'est pas encore le cas au moment des deux premiers retournements.

Discussion

Les mécanismes de production de protoxyde d'azote et les activités microbiennes du cycle de l'azote sont complexes. Ainsi la production de N_2O est influencée par de nombreux facteurs comme l'oxygène, la température, l'humidité, la concentration en nitrate, le pH et la disponibilité du carbone (Clemput et al., 1990). Les résultats que nous avons obtenus doivent donc être regardés eu égard à ces facteurs.

La température joue un rôle de tout premier plan. Beaucoup de bactéries nitrifiantes (telles que *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*) peuvent vivre à des température de 5 à 40°C, mais sont inactivées au dessus ; la production de N_2O par nitrification serait donc faible à nulle au-dessus de 40°C ; en revanche, des bactéries dénitrifiantes peuvent être aussi bien thermophiles que mésophiles (Beck-Friis et al., 2000). Dans notre expérimentation, pour expliquer l'activité de dénitrification en entrée du tas compost (zone de pénétration de l'air) à 1 mois, malgré la très forte montée en température et l'absence initiale de nitrates, il faut admettre qu'il y a auparavant activité de nitrification, par exemple au niveau de l'interface croûte-reste du tas, ou production de composés azotés intermédiaires par d'autres processus. Il est à noter qu'à 2 mois, il y a d'ailleurs une quantité non négligeable de nitrate dans l'andain.

Tableau 19. Activités de nitrification et de dénitrification lors du compostage d'un mélange d'écorces et de fientes.

Période	$N\text{-}NH_4^+$ g kg^{-1}	$N\text{-}NO_3^-$ g kg^{-1}	Echantillons	T	Traitement	N_2O (0h) ng g^{-1}comp.		N_20 (0-2h) ng g^{-1}comp. h^{-1}		N_20 (0-4h) ng g^{-1}comp. h^{-1}	
						Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type
MP	4,48	0,000	I	30°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
			II	30°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
			III	30°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
R1	4,05	0,001	E	50°C	O	0,00	0,00	298,21	495,82	544,58	786,92
					A	6,22	13,92	724,11	173,74	1001,91	398,84
					B	0,00	0,00	896,72	594,13	936,63	734,92
			S	50°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
			F	30°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	1410,27	3153,45	0,00	0,00
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	1,23	2,75
			M	30°C	O	0,00	0,00	462,20	212,45	413,96	354,20
					A	25,33	56,65	1419,22	1135,54	1265,44	1217,01
					B	0,00	0,00	3321,52	1374,39	4373,54	4091,39
R2	2,51	0,184	E	42°C	O	0,00	0,00	6,55	6,01	4,19	4,22
					A	8,97	14,43	14,52	24,36	17,81	20,90
					B	0,00	0,00	5,27	5,52	5,41	2,80
			S	50°C	O	0,00	0,00	13,91	13,33	67,61	60,50
					A	0,00	0,00	8,19	10,55	42,86	26,92
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	27,04	21,43

			F	42°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,08
			M	30°C	O	0,00	0,00	148,52	31,11	221,90	49,93
					A	15,35	15,27	173,58	88,87	191,93	104,71
					B	14,43	22,34	159,16	64,46	247,93	65,86
R3	1,75	0,077	E	50°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	3,29	2,38
					A	23,80	34,18	1,08	1,51	2,19	2,59
					B	0,00	0,00	1,19	2,67	2,84	3,60
			S	50°C	O	281,28	75,72	-24,98	33,52	-6,27	6,24
					A	251,86	128,22	-9,78	9,94	-2,15	7,10
					B	351,43	68,67	1,95	14,16	-1,67	9,19
			F	40°C	O	208,77	128,32	-11,97	16,55	1,75	20,12
					A	185,40	86,47	3,22	25,85	11,87	6,39
					B	191,38	32,19	-13,21	10,09	9,91	6,47
			M	40°C	O	0,00	0,00	29,12	24,52	37,46	19,61
					A	2,46	5,51	15,25	11,59	19,24	11,15
					B	0,00	0,00	3,30	7,39	9,29	7,53
R4	1,54	0,013	E	45°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,54
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
			S	45°C	O	20,64	16,21	-2,55	7,20	-1,77	3,48
					A	7,33	9,28	-1,90	3,57	-0,57	1,44
					B	20,93	6,27	-3,04	4,34	-3,03	2,60
			F	32°C	O	20,49	18,67	7,24	31,01	1,54	3,86
					A	667,46	1299,78	-287,73	629,18	-146,64	318,51
					B	56,03	34,84	-2,10	13,95	-4,76	8,82
			M	30°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

T pour température ; MP, R1, R2, R3, R4 pour mise en place et retournements 1 à 4 ; O, A et B pour absence de traitement à l'acétylène et traitements avec 0,02% et 0,7 % d'acétylène dans l'air d'incubation respectivement ; E, S, F et M pour entrée, sortie, fond et mélange, I, II et III indiquent trois échantillonnages indépendants à la mise en place de l'andain.

D'autre part, pour expliquer la concentration de N_2O dans le fond et en sortie d'andain à 3 et 4 mois, sa production et sa consommation, il faut aussi envisager l'une ou l'autre des deux hypothèses : soit une fabrication sur place, soit une importation par l'air passant à travers les autres zones du compost. Tiedje et al., (1982) indiquent que dans des écosystèmes où le contenu en matière organique est élevé, des bactéries respirant le nitrate et non-dénitrifiantes peuvent produire des montants significatifs de N_2O sous des conditions anaérobies. D'un autre coté, la différence entre mélanges expérimentaux compostés au laboratoire et andains à taille réel réside dans la possibilité pour ces derniers d'un zonage bien affirmé (Insam et al., 1996 ; Baron, 1998).

La liaison entre température, taille de l'andain et apparition des émissions de N_2O est d'ailleurs bien illustrée par les expérimentations sur compost de litière de bovins de Sommer et Dahl (1999), où l'émission la plus élevée a été observée 10-15 jours après le départ de l'expérimentation, et de Sommer (2001), où l'émission élevée a été mesurée entre 20 et 60 jours de compostage, la première concernant des andains de petite taille avec décroissance rapide de la température après la montée initiale et la seconde, des andains de taille équivalente à ceux sur lesquels nous avons travaillé et maintenant mieux leur température.

La taille du tas est aussi à l'origine de l'observation du fait que les concentrations de N_2O dans certaines zones de l'andain et l'émission de ce gaz sont déconnectées. Ceci indique que N_2O produit en profondeur peut être consommé en sortie, phénomène qu'il est difficile d'observer dans des expérimentations effectuées au laboratoire. Bien que la production de N_2O par dénitrification et nitrification puisse être élevée quand le niveau d'oxygène est bas (Klemedtsson et Hansson, 1990), ce qui est le cas au fond de l'andain, cette production peut ne pas atteindre sa surface.

Un autre facteur qu'il ne faut pas négliger est la biomasse microbienne. Elle dépend aussi bien de l'inoculum de départ que des conditions du compostage. Lescure et al. (1990) considèrent que la capacité de dénitrifier peut être réglée à trois niveaux : la variation du nombre de micro-organismes capables d'effectuer la dénitrification, la synthèse des enzymes qui jouent un rôle dans la réaction de dénitrification et l'expression de ces enzymes. Enfin, il est à noter que la technique de blocage des réactions de la chaîne de nitrification/dénitrification n'est pas sans risque de produire des artéfacts ou de conduire à des interprétations délicates. L'acétylène inhibe ainsi la nitrification autotrophe, mais pas la production de N_2O des bactéries nitrifiantes hétérotrophes de l'espèce Arthrobacter (Keeney, 1988). D'autre part la pression partielle d'acétylène à utiliser pour inhiber la nitrification sans affecter la dénitrification est plus élevée en l'absence de nitrate et dans des expérimentations à court terme que 1 Pa, souvent mentionné, 10 Pa ne l'affectant alors pas (Davidson et al., 1986). Pour un calcul rigoureux de la dénitrification il faudrait aussi prendre en compte la perte de NO pour la dénitrification du fait de sa transformation en NO_2 par une réaction induite par la présence de l'acétylène (Bollman et Conrad, 1997).

Conclusion

La multiplication des recherches effectuées tout récemment sur les émissions gazeuses de composts en fabrication souligne le besoin qu'il y a à les déterminer et à éviter qu'elles ne soient néfastes à l'environnement. Les résultats que nous avons obtenus montrent l'intérêt du compostage pour le traitement de déjections animales comme les fientes de poule. En effet, le protoxyde d'azote apparaît pouvoir être repris et métabolisé par des microorganismes situés en aval de sa production avant d'être libéré. Le passage par un andain de compostage peut donc présenter un avantage certain pour éviter la libération de gaz à effet de serre, par rapport à d'autres pratiques comme l'épandage direct.

L'étude de la production et de l'émission du protoxyde d'azote par un andain en cours de compostage se heurte par contre à une difficulté majeure : il est un écosystème en perpétuelle évolution et toute analyse du matériel en compostage, hors des phases prévues pour son retournement serait destructive. Comme il nécessite d'être d'une taille déjà significative pour être représentatif d'une pratique courante (de l'ordre de 10 m^3 au minimum) et d'être suivi sur une période longue (de l'ordre de 3 mois au minimum), il ne peut être question de multiplier les réplicats pour une telle analyse. De plus, le nombre de paramètres en jeu est considérable.

L'analyse de la composition de l'air effluent et même de l'émission du protoxyde d'azote dans des expériences de nitrification/dénitrification conduit à obtenir une réponse agrégée de son fonctionnement. La connaissance des populations microbiennes et de leurs activités est donc essentielle pour sa compréhension. Elle devra passer par l'identification des groupes de microorganismes responsables de ces activités, avant que l'on puisse réellement agir pour améliorer la conservation de l'azote dans le tas ou, tout au moins, en limiter les émissions polluantes.

Remerciements

Nous remercions le personnel du C.A.T. de 4 Vaulx, qui a mené à bien les opérations relatives à la manipulation des tas de compost, et particulièrement Jacques Mazé qui a apporté son savoir-faire. Nous sommes reconnaissants à COOPAGRI-Bretagne, dont le laboratoire central, sous la direction of René Roudaut, a effectué les analyses chimiques des échantillons et a été partie prenante de cette étude. Nous voulons aussi remercier Nathalie Josselin pour son aide lors des analyses chromatographiques, Marc Lebouvier qui nous a apporté son concours pour l'utilisation des appareils de mesure et Gilles Pinay pour ses conseils.

Ce travail a bénéficié du support financier de la SFERE (Société d'Exportation des Ressources Educatives), par l'octroi d'une bourse de thèse et d'un soutien complémentaire à l'expérimentation.

Références

Bolmann, A ., R. Conrad. 1997. Acetylene blockage technique leads to underestimation of denitrification rates in oxic soils due to scavenging of intermediate nitric oxide. Soil Biol. Biochem . 29(7): 1067-1077

Baron, S. 1998. Relations micro-organismes - effluents gazeux dans des andains en cours de compostage. Rapport bibliographique, D.E.A. " Génétique des populations et éco-éthologie ", Univ. Rennes I, France, VI + 22 pp.

Beck-Friis, B., M. Pell, U. Sonesson, H. Jönsson and H. Kirchmann. 2000. Formation and emission of N_2O and CH_4 from compost heaps of organic household waste. Environmental Monitoring and Assesment 62: 317-331

Clemput, O. van, R.M. Malkanti, Y. d'Ydewalle and L. Baert. 1990. Denitrification influenced by incorporated harvest residues. In: G. Benckiser, N.N. Goswani, J.C.G. Ottow, R.K. Thaur, G. Trolldenier (eds) Proceedings of the International Workshop on Denitrification Soil, Rhizosphere and Aquifer, Giessen, FRG, March 17-19, 1989

Davidson E.A., Swank W.T. and Perry T.O. 1986. Distinguishing between nitrification and denitrification as sources of gaseous nitrogen production in soil. Applied and Environmental Microbiology 52: 1280-1286

Insam, H., Amor, K., Crepaz, C., 1996. Changes in functional abilities of the microbial community during composting of manure. Microb. Ecol., 31: 77-87

Lescure, C., P. Gamard, A. Pidello and R. Lensi. 1990. Effect of oxygen on soil denitrifying expression and potential. . In: G. Benckiser, N.N. Goswani, J.C.G. Ottow, R.K. Thaur, G. Trolldenier (eds) Proceedings of the International Workshop on Denitrification Soil, Rhizosphere and Aquifer, Giessen, FRG, March 17-19, 1989

Kakezawa, M., Mimura, A. and Takahara, Y., 1990. A two-step composting process for woody resources. J. Fermentation Bioeng., 70: 173-176.

Keeney, D.R. 1988. Inhibition of nitrification in soils. In: Posser J.I. (ed) Nitrification, Society of General Microbiology, IRL Press, Washington DC, pp. 99-115

Klemedtsson,L. and G.I. Hansson. 1990. Methods to separate N_2O produced from denitrification et nitrification. In: Proceedings of the International Workshop on Denitrification Soil, Rhizosphere and Aquifer. Giessen, FRG, March 17-19, 1989

Le Droff, E. 2000. Bilan global des emissions d'azote gazeux d'origine agricole en Bretagne. Plan Régional Qualité de l'Air. Chambre d'Agriculture Bretagne. 95 p.

Morand P, Baron S, Yulipriyanto H, Robin P. 2000. Gaseous emissions during composting of poplar bark-poultry dung mixtures. First Results. In : Warman PR, Taylor BR (eds). Proceedings of the International Composting Symposium (ICS'99), September 19-23, 1999, Dartmouth/Halifax, Nova Scotia, Canada. CBA Press Inc., Truro, NS, Canada, pp. 544-570

Sommer, S.G. and P. Dahl. 1999. Nutrient and balance during the composting of deep litter. J. agric. Engng Res. 74: 145-153

Sommer, S.G. 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. European Journal of Agronomy 14: 123-133

Tiedje, J.M., Sextone, A.J., Myrold, D.D., Robinson, J.A. 1982. Anaerobic processes In soil. A van Leeuenhoek. J. Ser. Microbiol 48: 569-583

Yoshinari T, Knowles, R. 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. Biochem Biophys Res Comm 69: 705-710

Yulipriyanto H., Morand P., Robin P., Tricot G., Aubert C. 2002. Effect of additives on the nitrification-denitrification activities during composting of chicken manure. In: Insam H., Riddech N., Klammer S. (eds.). Microbiology of Composting. Springer-Verlag, Berlin, Germany. pp. 247-261.

CHAPITRE 5

Emissions gazeuses et activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange de paille et de boues de station d'épuration rurale. Une étude de terrain

Emissions gazeuses et activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange de paille et de boues de station d'épuration rurale. Une étude de terrain

Objectif

Différents amendements peuvent être utilisés pour améliorer les qualités de rétention et de support de végétation des sols. Les boues de stations d'épuration sont en quantité très importante et ne bénéficient pas d'une image positive. Le compostage peut y remédier. Mais la quantité de biomasse à traiter et la quantité de compost qui peut en résulter exigent que la solution proposée n'aboutisse pas à un transfert de pollution vers l'atmosphère plus important que celui qui est généré par les dégagements de différents gaz (CO_2, CH_4, dérivés de l'azote, ...) lors de l'épandage des boues.

En visant l'utilisation des boues de petites stations d'épuration rurales, cette étude porte sur un mélange de boues, en principe démunies de polluants comme métaux lourds ou hydrocarbures, avec de la paille, substrat adapté à de telles stations par sa disponibilité en quantité suffisante. Elle est également orientée sur le compostage avec andainage, aisé à pratiquer par ou à côté de telles stations. Elle a pour but la connaissance des effluents gazeux émis et de leurs mécanismes d'émission. En pratique, cela aidera à la mise au point de recommandations de bonnes pratiques de compostage de ces substrats.

Elle s'inscrit dans un programme où il sera recherché également de quelle manière l'adjonction de compost à un sol répond aux objectifs d'amélioration du sol et de réduction de la pollution.

Résumé

Le compostage d'un mélange de paille et de boues de station d'épuration rurale a été suivi pendant toute la phase de fermentation d'une durée de quatre mois, menée à l'abri avec un retournement approximativement tous les mois. A la mise en place et à chaque retournement, des échantillons ont été prélevés pour les analyses chimiques et pour l'étude de l'activité de nitrification/dénitrification. Les mesures de température, d'humidité relative et de concentration des différents gaz dans l'air effluent de l'andain ont été faites avec des pas de temps d'une heure pour les premières et variant de 1 h à 3 jours pour les autres. Nous avons ainsi pu établir le bilan matière du compostage de ce mélange et en étudier les échanges et émissions de gaz azotés.

Après 4 mois, la masse de compost restant est égale à la moitié de la masse de boues et à 42,7% de la masse du mélange, tandis que le taux de matière sèche est passé de 25 à 36%. Les pertes en carbone, 50% de la masse initiale, calculées à partir des analyses du mélange et du compost ou à partir des mesures d'effluents gazeux sont équivalentes. Les pertes gazeuses d'azote sont également de 50% de la masse initiale et 28% de ces pertes sont sous forme ammoniacale.

Le compost comporte des zones ou micro-zones anaérobies puisque l'émission de méthane peut momentanément atteindre plus de 10% de celle du gaz carbonique (1400 ppm contre 1,2% en concentration dans les gaz effluents).

Du protoxyde d'azote est également émis par des activités microbiennes de nature différente. Des bactéries dénitrifiantes sont, au départ, présentes en quantité dans les boues. Par contre, on n'observe pas de nitrification à la mise en place de l'andain. Au premier retournement, à l'exception du fond, la dénitrification est encore plus active même à des températures de 50°C. Aux deuxième, troisième et quatrième retournements, l'activité microbienne est élevée. Les résultats obtenus ne peuvent être expliqués en faisant appel seulement aux activités habituelles de nitrification et de dénitrification.

Emissions gazeuses et activités de nitrification/dénitrification durant le compostage d'un mélange de paille et de boues de station d'épuration rurale. Une étude de terrain

Introduction

Le compostage et l'utilisation des composts sont à même d'apporter des solutions aux nombreux problèmes soulevés aujourd'hui par les modes d'agriculture intensifs qui ont prévalus ces dernières années et par la gestion des déchets de plus en plus nombreux, parmi lesquels les boues de station d'épuration. Le cas des boues de stations d'épuration est assez similaire, en termes de qualité et d'acceptabilité des produits à épandre sur les terres, à celui des effluents d'élevage. Par contre, au niveau du compostage, le substrat qu'elles représentent a des caractéristiques tout à fait différentes, car il est composé en grande partie de structures et cellules microbiennes.

De nombreuses recherches ont eu lieu sur le compostage des boues (de Bertoldi *et al*., 1983 ; Mustin, 1987), mais l'intérêt porté aux effluents gazeux ne s'est manifesté que dernièrement, avec l'émergence de la conscience des impacts anthropiques sur l'émission des gaz à effets de serre (Mariotti, 1997 ; Baron, 1998). Il était donc important d'appréhender ces émissions et les mécanismes qui les sous-tendent dans le cas du compostage d'un mélange de paille et de boues de station d'épuration, mélange adapté à de petites communes rurales qui ont à disposition ces deux substrats en principe exempts de pollution par les métaux lourds ou les hydrocarbures.

Dans deux précédents chapitres, nous avons étudié les émissions gazeuses et les activités de nitrification/dénitrification d'andains composés d'écorces de peuplier et de fientes de poules. Dans ce chapitre, nous suivons le compostage d'un mélange de paille et de boues de station d'épuration rurale pendant toute la phase de fermentation d'une durée de quatre mois, menée à l'abri (sous serre-tunnel) avec un retournement approximativement tous les mois. Ce travail est mené parallèlement à celui effectué sur un mélange d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses décrit au chapitre 4, avec un décalage d'une vingtaine de jours. A la mise en place et à chaque retournement, des échantillons ont été prélevés pour les analyses chimiques et pour l'étude de l'activité de nitrification/dénitrification. Les mesures de température, d'humidité relative et de concentration des différents gaz dans l'air effluent de l'andain ont été faites avec des pas de temps de 1 heure pour les premières et variant de 1 h à 3 jours pour les autres. Ainsi, nous avons pu établir le bilan matière du compostage de ce mélange et en étudier les échanges et émissions de gaz azotés.

Les émissions de N_2O étant liées aux activités microbiennes, nous avons par ailleurs mesuré, comme précédemment, les activités de nitrification/dénitrification du mélange à la mise en place ou au moment des retournements et en différents endroits de l'andain juste avant ces retournements.

Matériel et méthodes

Substrats

Le choix des matières premières utilisées a été fait afin de minimiser les contraintes techniques : boues pressées pour faciliter les transports et permettre d'atteindre un taux d'humidité compatible avec le compostage, paille comme substrat le plus facilement disponible en zone rurale.

La boue provient de la station d'Écouflant (Maine-et-Loire), traitant moins de 2000 équivalents-habitants et est ainsi représentative des boues utilisées en agriculture. Elle a été pressée par presse à bande jusqu'à atteindre une siccité de 15% environ. Les 20 m^3 de boues pressées ont été apportés par camion trois jours avant la mise en tas.

La paille provient de l'exploitation de monsieur Bonhomme à Corseul, Côtes d'Armor, France. Elle a été stockée deux ans sous abri.

Leur composition est donnée en tableau 20, à partir de l'analyse de quatre échantillons indépendants.

Conduite du compostage

La plate-forme de compostage du Centre d'Aide par le Travail (C.A.T) de 4 Vaulx (Coëtfinet, Corseul, Côtes d'Armor, France), où a eu lieu l'expérimentation de terrain, et les moyens utilisés pour constituer, retourner ou foisonner l'andain ont été décrits précédemment (Morand *et al*., 2000).

La paille et les boues ont été mélangées à l'aide d'une mélangeuse-peseuse, le mélange a été foisonné par passage dans un épandeur à fumier et mis en andain dans une case grâce à un chargeur muni d'un godet. Quatre contenus de mélangeuse ont été nécessaires pour mélanger 1390 kg de paille et 8140 kg de boue. La proportion finale était donc de 171 kg de paille pour 1 tonne de boue. Le tas avait une forme trapézoïdale de bases de dimensions moyennes 4, 85 m et 3, 85 m, pour une largeur de 3,90 m et une hauteur de 1,20 m, soit un volume de 20,36 m^3. La densité apparente du tas était donc de 0,468, pour une densité mesurée par échantillonnage de 0,523.

Des retournements ont été effectués chaque mois, incluant un déchargement au chargeur, un foisonnement à l'épandeur et une remise en place au chargeur pour les deux premiers retournements

ou directement par l'épandeur rentrant dans la case lors des suivants. Les pesées lors des retournements ont été effectuées lors du déchargement par godet peseur monté directement sur le chargeur pour les trois premiers, par pesée au pont-bascule après déchargement de chaque godet dans une remorque, pour le quatrième, chaque contenu de remorque étant ensuite repris au chargeur pour être mis dans l'épandeur.

Table 20. Analyse chimique des substrats et du mélange initial de l'andain mis en compostage (quatre échantillons pour chacun).

		Paille	Boues pressées	Mélanges des analyses	Mélange t0
Matière sèche	%	84,91	15,2		25,07
H_2O	%	15,09	84,8		74,93
Matière organique	kg/t MS	920,19	629,61		758,89
C organique	kg/t MS	364,95	254,83		305,72
Azote total en N	kg/t MS	6,76	51,83		32,73
Phosphore total en P	kg/t MS	1,39	62,29		32,76
Potasse totale en K	kg/t MS	16,11	2,99		10,33
Magnésium total en MgO	kg/t MS	1,14	7,20		4,51
Calcium total en CaO	kg/t MS	5,19	37,81		22,97
Fe	kg/t MS	0,11	74,56		40,09
Cu	mg/kgMS	2	227		125
Zn	mg/kgMS	14	558		344
Mn	mg/kgMS	37	361		222
Poids brut	kg	1390	8140	9530	9530
Matière sèche	kg	1180	1237	2417	2389
H_2O	kg	210	6903	7113	7141
Matière organique	kg	1086	779	1865	1813
C organique	kg	431	315	746	730
Azote total en N	kg	7,98	64,13	72,12	78,20
Phosphore total en P	kg	1,64	77,07	78,71	78,26
Potasse totale en K	kg	19,01	3,70	22,71	24,68
Magnésium total en MgO	kg	1,35	8,91	10,26	10,77
Calcium total en CaO	kg	6,13	46,78	52,91	54,88
Fe	kg	0,14	92,25	92,39	95,78
Cu	g	2,75	280,96	284	297
Zn	g	16,32	690,41	707	822,40
Mn	g	44,04	447,12	491	529,30

La durée du compostage (phase de fermentation) a été de 4 mois avec mise en place le 27 mars 2001 (t0), retournements les 23 avril (t1), 14 mai (t2) et 11 juin (t3) et déchargement le 16 juillet (t4).

Quatre cheminées-cloches, constituées d'un cylindre en PVC de 30 cm de diamètre intérieur et de 50 cm de haut (de façon à générer un flux) surmonté d'une demi-sphère percée d'un trou de 2.5 cm de diamètre, opaques et isolées, ont été placées sur la partie supérieure de l'andain et déplacées chaque jour ou deux jours pour éviter la création de zones singulières pendant la première période de compostage. Pour les autres périodes, une bâche a été installée au dessus de la case de compostage et un flux d'air insufflé en partie avant basse devant le tas et récupéré en partie arrière haute au dessus du tas (Figure 38).

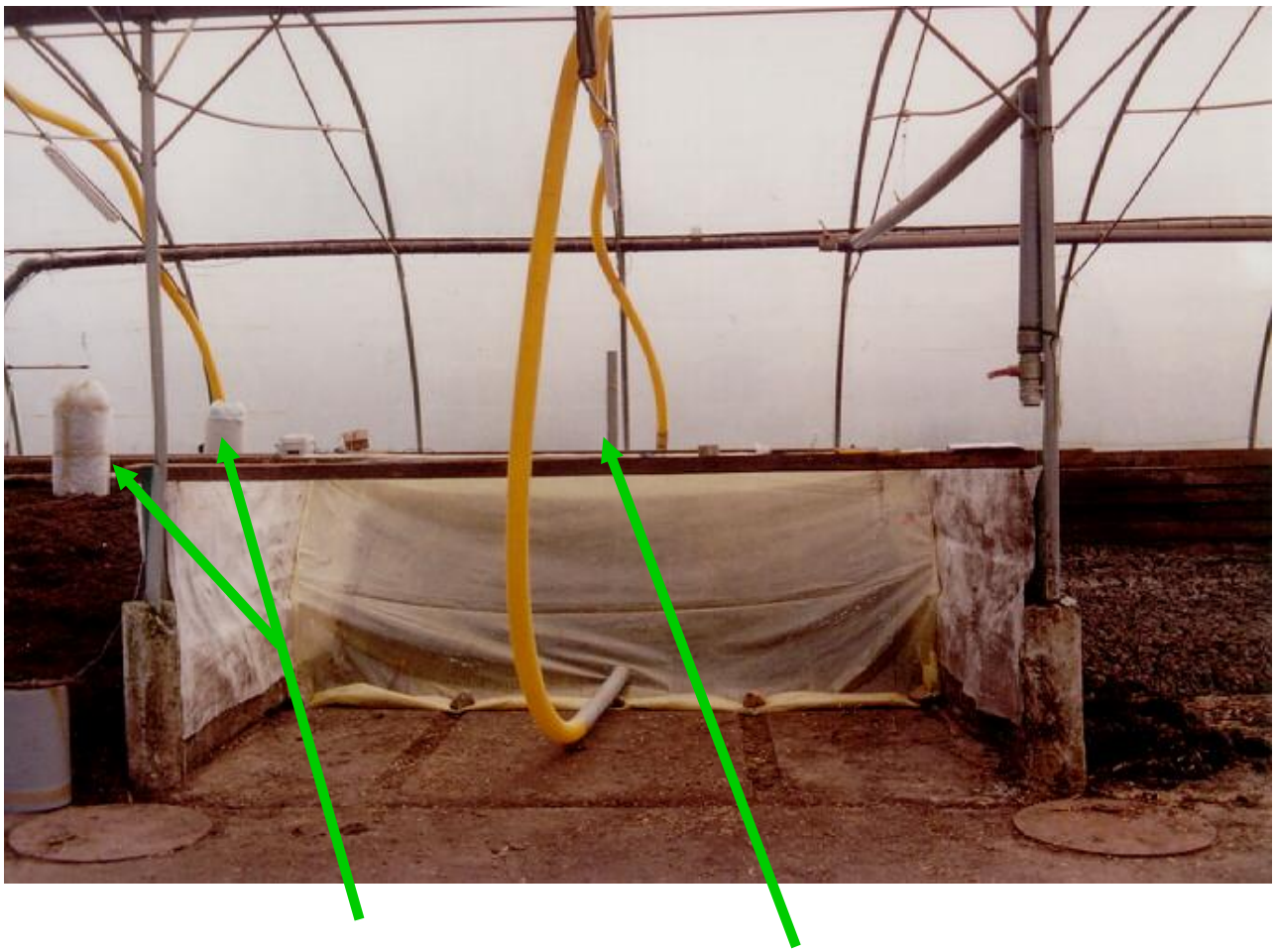

Figure 38. Andain paille-boues bâché avec son dispositif d'insufflation d'air et la cheminée de sortie des gaz effluents (flèche simple), deux cheminées-cloches étant montré par ailleurs (flèche double).

Température et hydrométrie

Les températures en quatre points à l'intérieur de l'andain (entrée, fond, sortie et croûte) ont été mesurées toutes les heures grâce à des sondes (thermistances ou thermocouples) placées à 50 cm de la face avant de l'andain, à 10-20 cm du sol environ au milieu de l'andain, enfin à 50 cm et 5 cm de sa surface supérieure, et reliées à une centrale d'enregistrement Delta Logger. Les températures du gaz effluent dans l'une des quatre cheminées ou de la cheminée de sortie des andains bâchés, ainsi que de l'air de la serre ont été mesurées en même temps et de la même manière.

L'humidité relative a été mesurée durant l'expérimentation dans l'air ambiant et dans les quatre cheminées ou la cheminée des andains bâchés. Des mesures hydrométriques et de température associées ont été faites à différents temps, généralement tous les deux ou trois jours ou toutes les trois heures dans le cas d'un suivi du déroulement du compostage pendant tout un jour. Pour cela, un thermohygromètre Vaisala équipé d'une sonde standard a été utilisé. Pour la première période, il a été déplacé de cheminée en cheminée ; pour les autres, il a été placé en continu dans la cheminée de sortie d'air avec enregistrement toutes les heures, et sorti, quand nécessaire, entre deux enregistrements, pour les mesures dans le tuyau d'amenée d'air. A partir du 18 juin, une sonde Microlog a été placée dans ce tuyau pour assurer les mesures d'hydrométrie et de températures également toutes les heures.

En addition, les conditions climatiques (vent, ensoleillement) ont été soigneusement notées au moment des mesures.

Gaz dans l'atmosphère de l'andain ou dans l'air effluent

Mesure des concentrations

Les concentrations gazeuses ont été mesurées, dans l'air effluent de chaque cloche, en même temps que celle de l'humidité relative et, dans l'air effluent de la cheminée des andains bâchés, à intervalles de 1 à 3 jours. Pour mesurer la concentration des gaz dans l'atmosphère interne de l'andain, celle-ci a été aspirée, grâce à une pompe péristaltique Masterflex, à travers une canule, tube en acier inoxydable terminé par une pointe, percée de trous situés en moyenne à 10 cm de cette pointe et dont l'autre extrémité était reliée à un tube en plastique. Des sacs Tedlar de 5 L (PK 10) ont été remplis et ont servis de réservoir de gaz pour les mesures.

Pour CO_2, NH_3, CO, NO_x ou NO_2, l'air a été aspiré par une pompe à main Accuro (Dräger) à travers des tubes spécifiques (Dräger) dont la partie amont était soit placée dans les cheminées, soit reliée au contenu d'un sac Tedlar fixée à leur partie aval. Les tubes Dräger utilisés ont été : CH 20501 et occasionnellement CH 31901 (pour des concentrations plus élevées que 1000 ppm)

pour NH_3, CH 29401 pour NO_x and CH 20001 pour CO_2. La concentration en gaz élémentaire est indiquée par l'avancée d'un front de changement d'indicateur coloré sur un support réactif. Additionnellement, une sonde à absorption infrarouge (GMT 221, Vaisala), reliée à un écran de lecture digital a été utilisée pour la mesure de CO_2. L'air ambiant a été analysé de la même façon, de manière occasionnelle.

Pour N_2O et CH_4, des échantillons d'air de 17 ou 10.5 mL prélevé à la seringue à partir des mêmes sources ont été injectés dans des tubes sous vide EGA or LDM respectivement et gardés jusqu'à analyse. Les analyses ont été faites par chromatographie gazeuse à l'aide de deux chromatographes (Chrompack CP 9001 pour N_2O, ou Chrompack Micro GC pour N_2O et CH_4 ensemble).

Calcul des masses de gaz émis

Pour la période allant de la mise en place au premier retournement, il n'a pas été possible d'établir une moyenne de concentration des gaz dans les cheminées, ni d'estimer les pertes gazeuses par extrapolation à partir des rapports de surface. Nous n'avons donc retenu pour le calcul de émissions gazeuses que la cheminée où la température était mesurée en permanence toutes les heures. En effet, dans ce cas, si l'on considère que le flux horaire d'un gaz de concentration c_1 émis par une cheminée est proportionnel à la température entre intérieur et extérieur de la cheminée, ce flux peut être calculé à un facteur k près. Il est sensiblement proportionnel à $c_1(T - T_a)$ où T et Ta sont les températures du gaz et de l'air extérieur à la cheminée (air de la serre). La masse de gaz de poids moléculaire M émise en une heure est donc :

$$m = (k\, c_1(T - T_a)/22{,}4)(273/(273 + T))M$$

Ramenée à l'ensemble de l'andain, la masse totale de gaz émis sera égale à $KM\Sigma c_1(T - T_a)/22{,}4)(273/(273 + T))$, le coefficient K pouvant être déterminé à partir du bilan matière aussi bien par la perte en eau que par la perte en carbone. Il permettra ensuite d'établir les pertes relatives aux autres gaz.

Le flux d'air entrant correspondant au flux sortant de la cheminée est égal à $k(T - T_a)(273 + T_a)/(273 + T)$ si l'on néglige en première approximation les gaz entraînés. La masse d'un gaz entrant pour l'ensemble de l'andain et une période comprise entre deux retournements sera donc sensiblement égale à $KM\Sigma c_0(T - T_a)/22{,}4)(273/(273 + T))$.

Le calcul des masses de gaz émis lors des autres périodes se fait plus simplement en prenant en compte les concentrations dans l'air entrant et sortant, les températures d'entrée et de sortie, ainsi que les flux d'air entrant et sortant, celui-ci étant calculé à partir du flux d'air entrant, des températures et de l'hydrométrie de l'air entrant et sortant et de la vapeur d'eau émise par l'andain.

Echantillonnage

En vue d'un échantillonnage optimal de la matrice, les prélèvements sont réalisés au début du compostage, avant et pendant chaque retournement et en fin de compostage (après homogénéisation). Pour les prélèvements avant chaque retournement, le caractère hétérogène du compost nécessite de réaliser un prélèvement en plusieurs points. Ainsi trois zones se prêtant à l'échantillonnage peuvent être définies dans un compost : l'entrée d'air (entrée), la cheminée (sortie) et la partie anaérobie (fond). Une quatrième zone (croûte) ne forme qu'une interface de faible épaisseur entre le corps de l'andain et l'atmosphère extérieure. Ces zones sont celles dans lesquelles ont été placées les sondes de température

Pour les analyses chimiques et les tests d'activités microbiennes du mélange mis ou remis à composter, des échantillons importants (4 containers d'environ 15 kg chacun) pris à la sortie de l'épandeur à différents temps durant le foisonnement des andains ont été mélangés, les contenus des 4 containers étant divisés deux fois et 1/4 de chacun mélangé avec 1/4 des trois autres. Le mélange réparti à nouveau dans 4 containers (source chacun d'une série d'échantillons équivalents) a ensuite été répétitivement partagé en deux, jusqu'à obtention de 4 séries d'échantillons homogènes d'approximativement 0,5, 1 ou 2 kg suivant les destinations, mis ensuite en sacs clos (Figure 39). Les partitions ont été faites en utilisant un diviseur d'échantillons, cube constitué par quatre plaques métalliques, ouvert sur deux côtés opposés, avec deux autres plaques à l'intérieur agencées de façon à séparer en deux parts égales le matériel qui y est versé (Figure 40).

Le matériel des 4 séries d'échantillons équivalents des trois zones testées a été prélevé directement dans l'andain à 4 différents emplacements par zone, entrée (à 50 cm de la face avant de l'andain), fond (vers le milieu de l'andain, à 10-20 cm du sol environ) et sortie (à 50 cm de la surface supérieure, à plus d'une demi-longueur d'andain de la face avant) et a été mis en containers et recouvert d'un couvercle. La compacité des tas rendait pour fond et sortie l'échantillonnage manuel impossible et il a été nécessaire d'utiliser le godet du tracteur pour retirer la partie antérieure du tas. Le matériel situé en surface de la coupure, éventuellement souillé par du compost tombé ou provenant d'une autre partie du tas a été retiré à la fourche. La division des prélèvements en échantillons équivalents s'est fait ensuite de la même manière que pour les échantillons du mélange remis à composter : divisions successives en deux au moyen du diviseur jusqu'à obtenir la quantité désirée.

L'échantillonnage a été effectué selon le même principe sur les substrats, mais le diviseur n'a pas pu être utilisé pour la paille.

Les échantillons sont soit expédiés le jour même, soit conservés à environ 4°C et leur transport jusqu'au laboratoire pour l'étude des activités de nitrification/dénitrification a lieu le lendemain du jour d'échantillonnage dans des bacs de type glacière.

Figure 39. Containers et diviseur pour l'échantillonnage.

Figure 40. Echantillonnage.

Analyses chimiques

Les analyses chimiques ont été faites au laboratoire central de COOPAGRI-Bretagne. Les méthodes utilisées ont été décrites précédemment (Morand *et al*., 2000).

Nitrification et dénitrification

La méthode de détermination des activités de nitrification et de dénitrification a été décrite au chapitre précédent.

Résultats

Compostage

Le bon déroulement du compostage dans le tas (PB) est manifesté par des courbes de température régulières et des températures élevées (Figures 41 à 44). Les températures d'entrée augmentent très rapidement après retournement jusqu'à un pic (à 69,5°C en deuxième période), puis diminuent lentement jusqu'au retournement suivant. L'effet est moins marqué lors de la dernière période. Les températures de sortie montent régulièrement entre les retournements, et atteignent un maximum pendant la deuxième période (67°C). Elles sont moins élevées lors de la quatrième. Les températures de fond montent de la première à la seconde période où elles atteignent un maximum de 50°C. Quant à la croûte, elle est très sensible à la température extérieure et à l'ensoleillement.

Les andains relatifs à la période de fermentation ont été suivis avec des sondes de type thermistance, précise à 0,5°C près. Malheureusement, elles se sont révélées sensibles à la corrosion dans le milieu très actif d'un andain en cours de compostage, notamment lors de la première période (t0 à t1). Le phénomène, très perceptible pour la sonde de croûte (figure 43), a nécessité le changement de la sonde au 10ème jour environ. La sonde de sortie n'a été changée qu'au premier retournement. Il y a tout lieu de penser que les températures réelles de sortie se situent au niveau de celles de l'entrée et de la croûte.

Lors de la troisième période, en raison de difficultés rencontrées pour le maniement du compost, très gras et compact (cf. densité à t2), les deux sondes d'entrée et de sortie se sont retrouvées plus en surface que prévues, ce qui a été vérifié au retournement à t3. Les températures indiquées sur la courbe ont donc été recalées grâce à des relevés effectués avec une sonde ma nuelle, les sondes en place permettant néanmoins de suivre l'évolution entre ces relevés (Figure 43). Les légers décrochements, en plus ou en moins, constatés sur les courbes par rapport à leur

tendance

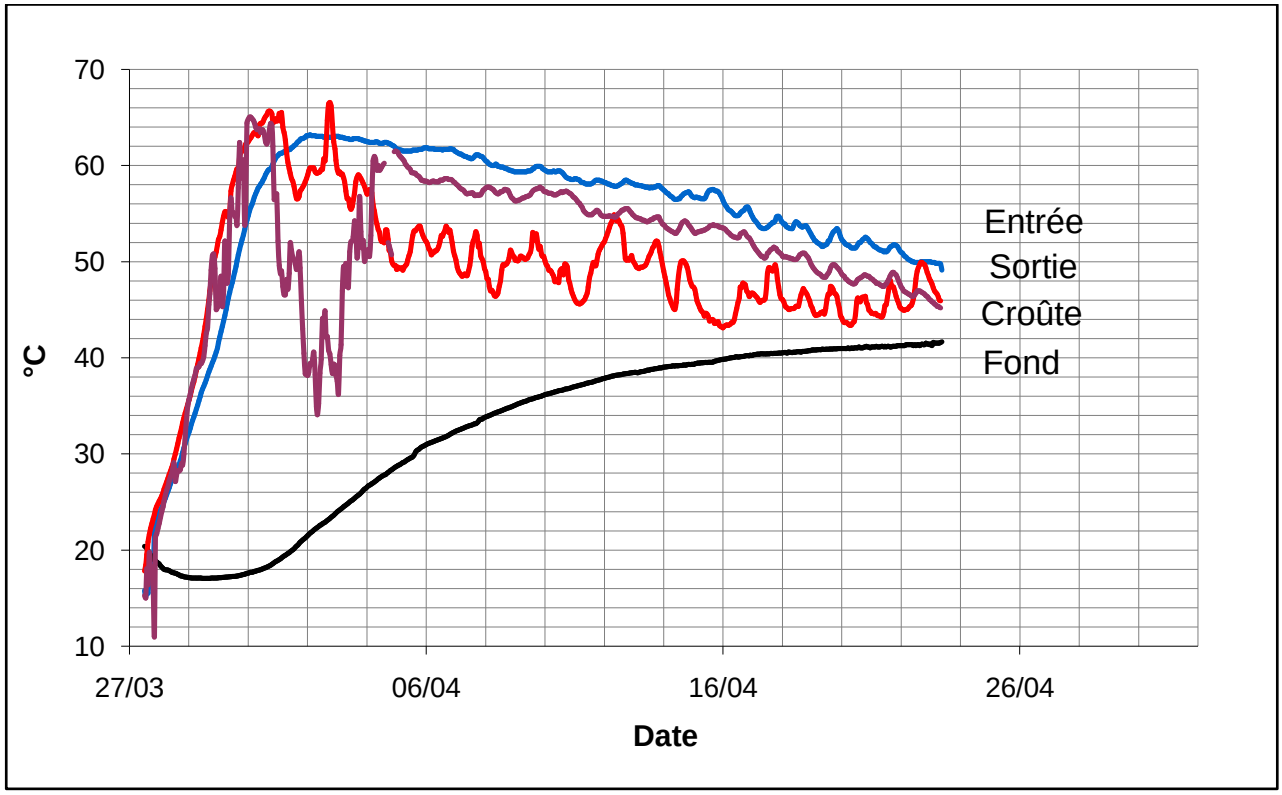

Figure 41. Températures de l'andain PB entre la mise en place du mélange (t0) et le premier retournement (t1).

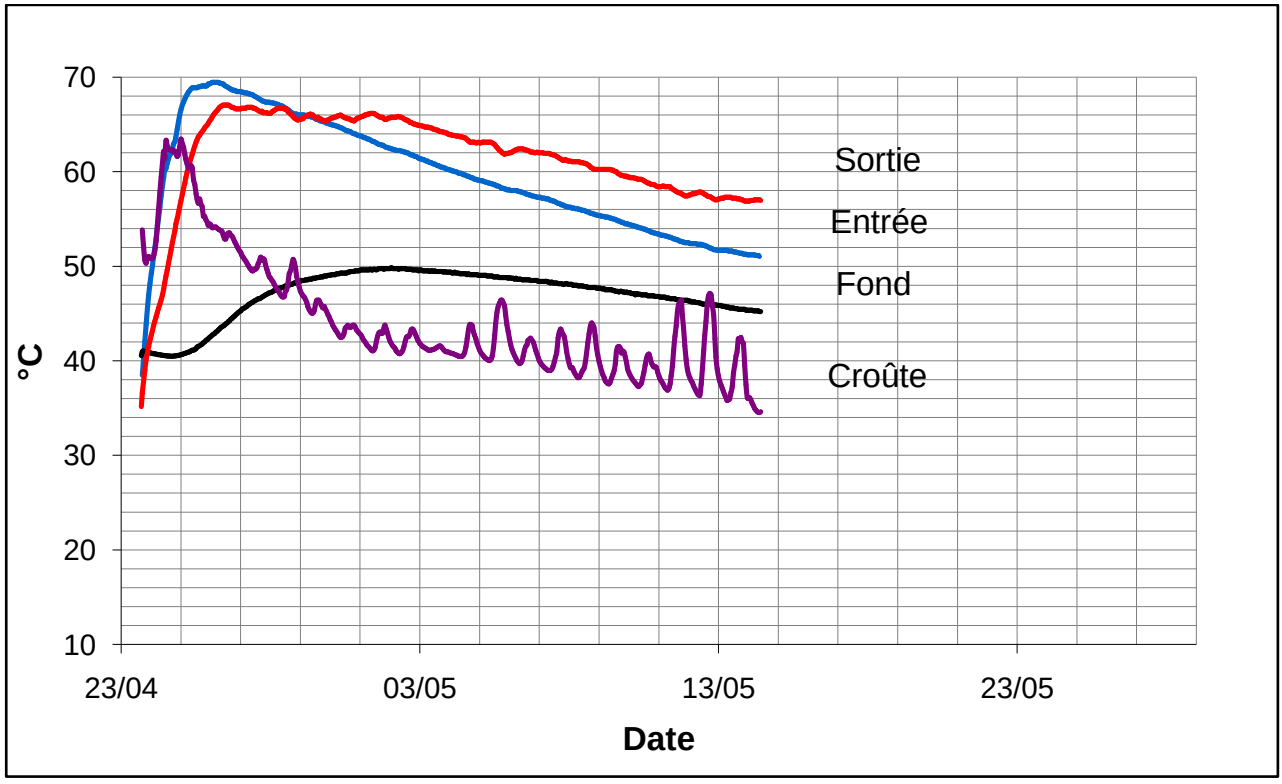

Figure 42. Températures de l'andain PB entre le premier et le deuxième retournement (t1-t2).

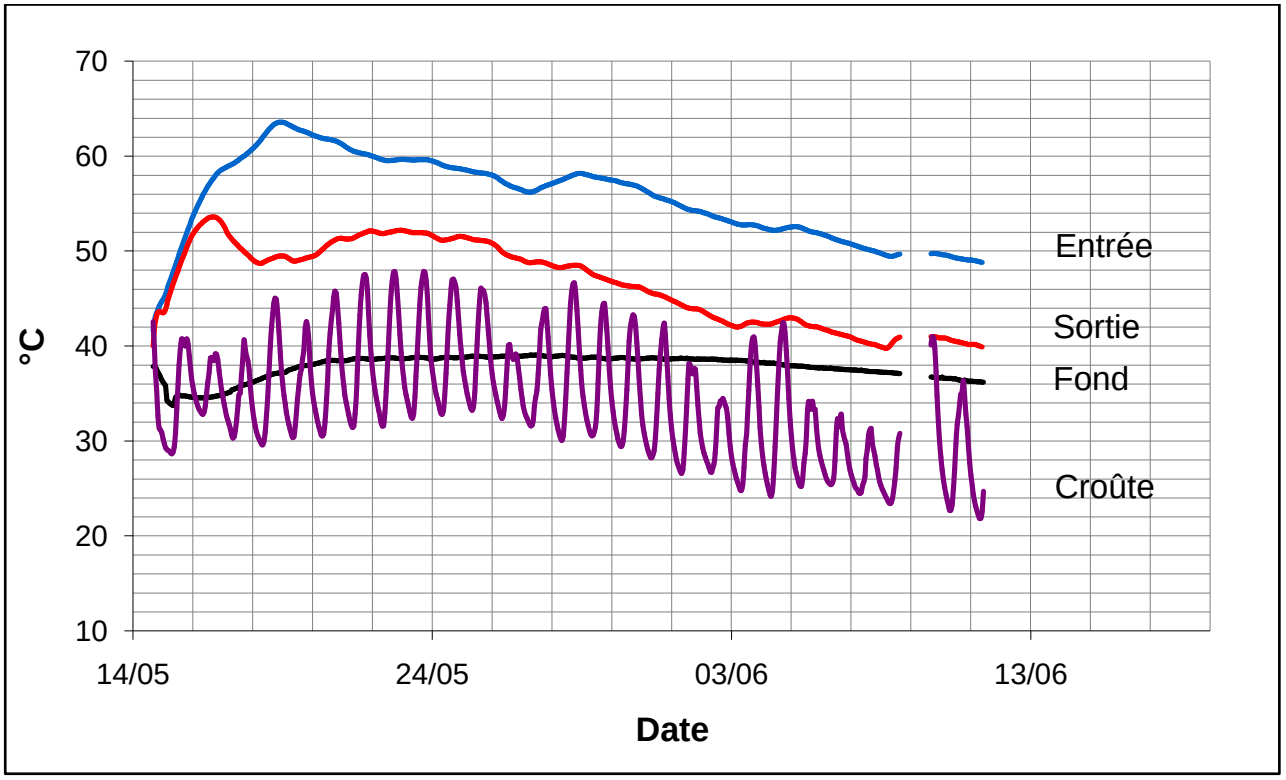

Figure 43. Températures de l'andain PB entre le deuxième et le troisième retournement (t2-t3).

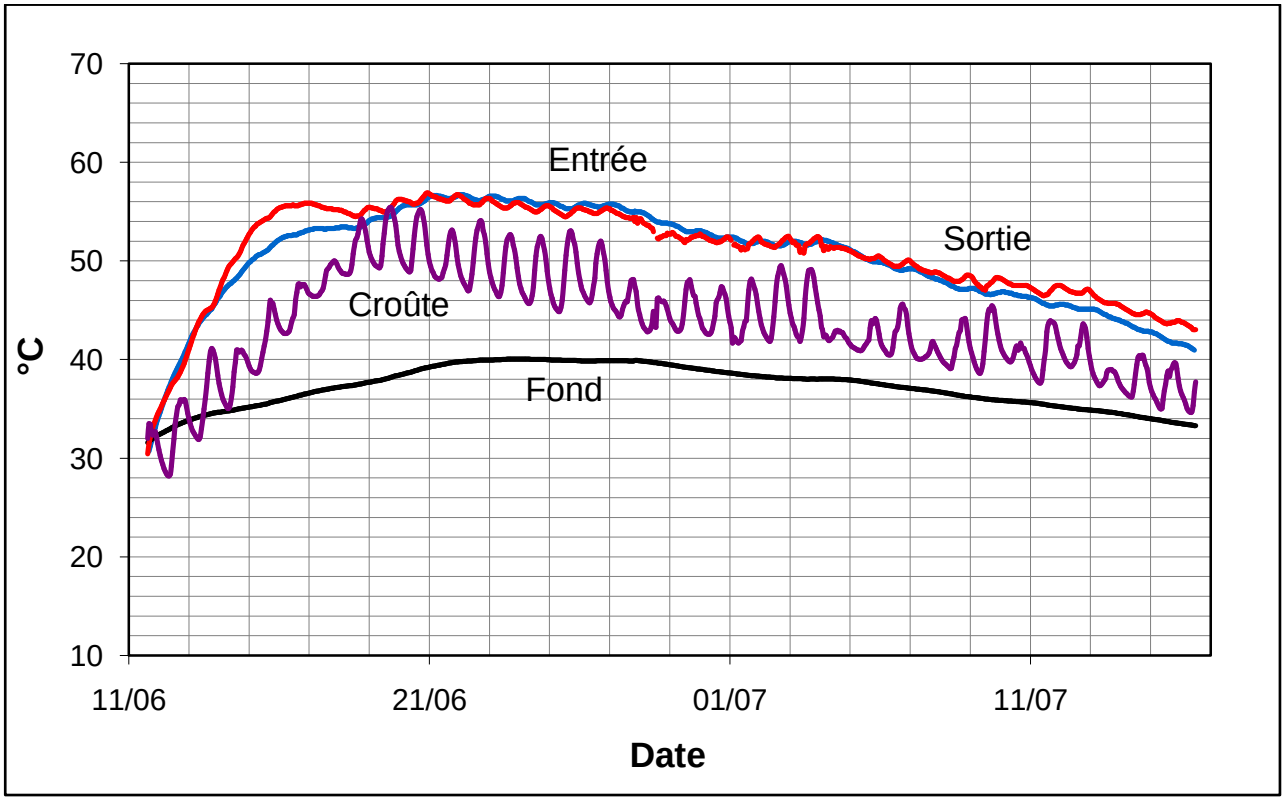

Figure 44. Températures de l'andain PB entre le troisième et le quatrième retournement (t3-t4).

Tableau 21. Masse des différents composants des substrats, du mélange paille-boues et du compost aux temps de la mise en place et des retournements lors de la phase de fermentation.

	Unité	Paille	Boues	Mélange	Compost à t0	Compost à t1	Compost à t2	Compost à t3	Compost à t4
Poids	kg	1390	8140	9530	9530	7694	6082	4452	4070
M.S.	kg	1180	1237	2417	2389	2246	1660	1308	1447
H2O	kg	210	6903	7113	7141	5448	4422	3144	2623
M.O.	kg	1086	779	1865	1813	1790	1060	792	819
C	kg	431	315	746	730	744	468	373	368
N	kg	8,0	64,1	72,1	78,2	85,1	63,0	51,6	39,1
P	kg	1,6	77,1	78,7	78,3	111,2	59,3	60,8	66,9
K	kg	19,0	3,7	22,7	24,7	36,6	23,2	19,6	24,1
Mg	kg	0,8	5,4	6,2	6,5	9,6	6,8	6,8	6,4
Ca	kg	4,4	33,4	37,8	39,2	60,0	44,2	43,4	42,0
Fe	kg	0,1	92,3	92,4	95,8	115,9	85,0	82,9	72,1
Cu	g	2,8	281,0	283,7	297,5	352,9	252,6	276,9	303,1
Zn	g	16,3	690,4	706,7	822,4	1111,1	809,5	809,1	750,3
Mn	g	44,0	447,1	491,2	529,3	754,8	533,4	551,4	534,0

générale (à 4 et 12 jours) sont dus au fait que les points de relevés différent inévitablement de l'un à l'autre.

Le fond, moins soumis aux changements, donne une bonne indication de l'évolution globale du compost, avec une très forte montée en température de t0 à t1, les températures les plus élevées de t1 à t2 (atteignant 50°C), et un fonctionnement toujours très actif dans les deux périodes suivantes (températures atteignant 40°C).

La densité du mélange et du compost a été déduite des mesures des poids et des volumes des andains juste après mise en place. Elle a d'abord augmentée pendant les deux premières périodes du compostage, passant de 0,47 au temps 0 (t0) à 0,63 au temps 1 (t1) et 0,70 au temps 2 (t2). Elle a ensuite décru régulièrement, pour être de 0,64 au temps 3 (t3) et 0,61 au temps 4 (t4), valeur que l'on retrouve au temps 5 (t5) avant déchargement. La structure des andains était donc fragile au début, compte tenu du choix du substrat ligno-cellulosique, la paille, facilement dégradable. Elle s'est ensuite maintenue après l'évaporation d'une importante quantité d'eau.

Il faut aussi signaler une forte colonisation de la couche superficielle de l'andain par du mycélium et l'apparition, tout le temps de la première période du compostage, de champignons de type "coprin". Après le premier retournement, ceux-ci disparaissent pratiquement complètement. Lors de la maturation, la recolonisation est plus intérieure, par du mycélium, qu'apparente.

Bilan matière

Les analyses chimiques du mélange sont homogènes d'un échantillon à l'autre, ce qui permet de dresser un bilan matière fiable (Tableau 21). De plus, les différences obtenues lorsque l'on prend les analyses des substrats ou l'analyse du mélange pour faire le calcul des masses de chaque élément sont extrêmement faibles. Cela indique également une bonne représentativité de l'échantillonnage, et une bonne adéquation des méthodes analytiques à l'ensemble des produits.

A t1, les quantités de tous les éléments sont manifestement trop élevées, alors que l'évolution du poids et la perte en eau apparaissent normales. A t3, la matière sèche, la matière organique et le carbone semblent sous-estimés. En nous basant sur les données obtenues à t0, t2 et t4, nous pouvons apprécier la validité des résultats. Ainsi les éléments conservatifs (K, Mg, Ca, Cu, Zn et Mn) se trouvent dans l'andain en même quantité du début à la fin du compostage dans une fourchette de ± 9% (Tableau 22). Seuls le phosphore (14,5%) et surtout le fer (25%) accusent un déficit.

On peut donc considérer que les quelques 50% de carbone et d'azote qui ne sont pas retrouvés à t4 par rapport aux éléments initiaux ont été émis sous forme d'effluents gazeux (CO_2, CO, CH_4 et acides gras volatils pour le carbone, N_2, NH_3, N_2O et NO_x pour l'azote).

Tableau 22. Pertes du compost paille-boues en ses différents composants à différents temps par rapport au compost à t0 (mise en place).

		t0 à t1		t1 à t2		t2 à t3		t3 à t4		t0 à t2		**t0 à t4**	
	Unité	Masse	%	Masse	%	Masse	%	Masse	%	Masse	%	**Masse**	**%**
M.S.	**kg**	143	*5,99*	586	*26,09*	352	*21,20*	-139	*-10,66*	729	*30,51*	**942**	***39,41***
H2O	**kg**	1693	*23,71*	1026	*18,83*	1278	*28,90*	521	*16,57*	2719	*38,08*	**4518**	***63,27***
M.O.	**kg**	23	*1,29*	730	*40,78*	268	*25,32*	-27	*-3,41*	753	*41,54*	**994**	***54,85***
C	**kg**	-13	*-1,80*	275	*36,99*	96	*20,47*	5	*1,28*	262	*35,86*	**363**	***49,65***
N	**kg**	-7	*-8,82*	22	*25,96*	11	*18,07*	13	*24,33*	15	*19,43*	**39**	***50,05***
P	**kg**	-33	*-42,13*	52	*46,68*	-2	*-2,56*	-6	*-9,98*	19	*24,22*	**11**	***14,52***
K	**kg**	-12	*-48,32*	13	*36,62*	4	*15,65*	-5	*-23,01*	1	*6,00*	**1**	***2,46***
Mg	**kg**	-3	-48,46	3	29,24	0	0,89	0	4,89	0	-5,05	**0**	**0,98**
Ca	**kg**	-21	-53,08	16	26,40	1	1,83	1	3,23	-5	-12,66	**-3**	**-7,02**
Fe	**kg**	-20	*-21,04*	31	*26,68*	2	*2,44*	11	*13,10*	11	*11,25*	**24**	***24,76***
Cu	**g**	-55	*-18,64*	100	*28,42*	-24	*-9,62*	-26	*-9,45*	45	*15,07*	**-6**	***-1,89***
Zn	**g**	-289	*-35,11*	302	*27,15*	0	*0,04*	59	*7,27*	13	*1,57*	**72**	***8,77***
Mn	**g**	-225	*-42,59*	221	*29,33*	-18	*-3,39*	17	*3,16*	-4	*-0,77*	**-5**	***-0,89***

Effluents gazeux

Hétérogénéité des émissions gazeuses en surface de l'andain

Les mesures effectuées sur l'air des quatre cheminées-cloches montrent une très grande hétérogénéité, aussi bien pour la température de l'air que pour les concentrations des gaz, celles-ci pouvant aller d'un facteur 1 à 200, lorsqu'ils sont détectés. Les figures 45A et 46A illustrent, de t0 à t1, cette hétérogénéité dans le temps pour une des quatre cloches déplacée sur l'andain.

Cette hétérogénéité constatée nous a donc amené, pour les périodes suivantes, à utiliser une bâche placée une vingtaine de centimètres au dessus du tas de façon à laisser la libre circulation d'un courant d'air, l'air étant insufflé devant l'andain à un débit calculé suffisamment bas pour ne pas introduire de perturbations et suffisamment élevé pour éliminer la vapeur d'eau et les calories (Figures 45B, C, D et 46B, C, D). Ce débit a dû être réajusté à t2, la quantité d'eau évaporée étant insuffisante.

Vapeur d'eau et validation du bilan

Les émissions d'eau sous forme de vapeur doivent être égales aux pertes d'eau de l'andain, qui se composent de la perte de masse d'eau révélée par les analyses et de la perte d'eau métabolique. Cette dernière est calculée comme étant égale à 49,5 % de la perte de matière organique (Morand *et al.*, 1999).

Les pertes d'eau par émission gazeuse sont égales à la somme des pertes horaires calculées en considérant le gaz comme saturé pour les premières périodes, puis avec l'hydrométrie relevée par la suite, et en utilisant la formule de Tetens. L'équation suivante permet alors de calculer le coefficient K pour la première période :

$$18K\Sigma(c1 - c0)((T - Ta)/22,4)(273/(273 + T)) = \Delta p(H2O) + \Delta m(H2O).$$

De t0 à t1, les pertes en eau mesurées dans l'andain ont donc servi de référence pour le calcul du flux.

De t1 à t4, les pertes en eau ont pu être déterminées directement dans les effluents gazeux.

Le tableau 23 donne les pertes en eau pour les différentes périodes. Il apparaît une sous-estimation de l'eau émise sous forme de vapeur de t0 à t4 de l'ordre de 25% (3978 kg d'eau entraînés par l'air effluent contre 5010 attendus). Entre t1 et t2 notamment, l'air effluent était saturé en eau, de même qu'il l'était en général dans les cloches. L'estimation à 100% de saturation était sans doute alors en dessous de la réalité. D'autres causes d'erreur peuvent apparaître : différence de concentration de l'air qui s'échappe de l'andain sans passer par la cheminée de sortie (50% environ de fuites) ou sur- ou sous-estimation de la température de l'air entrant ou effluent respectivement,

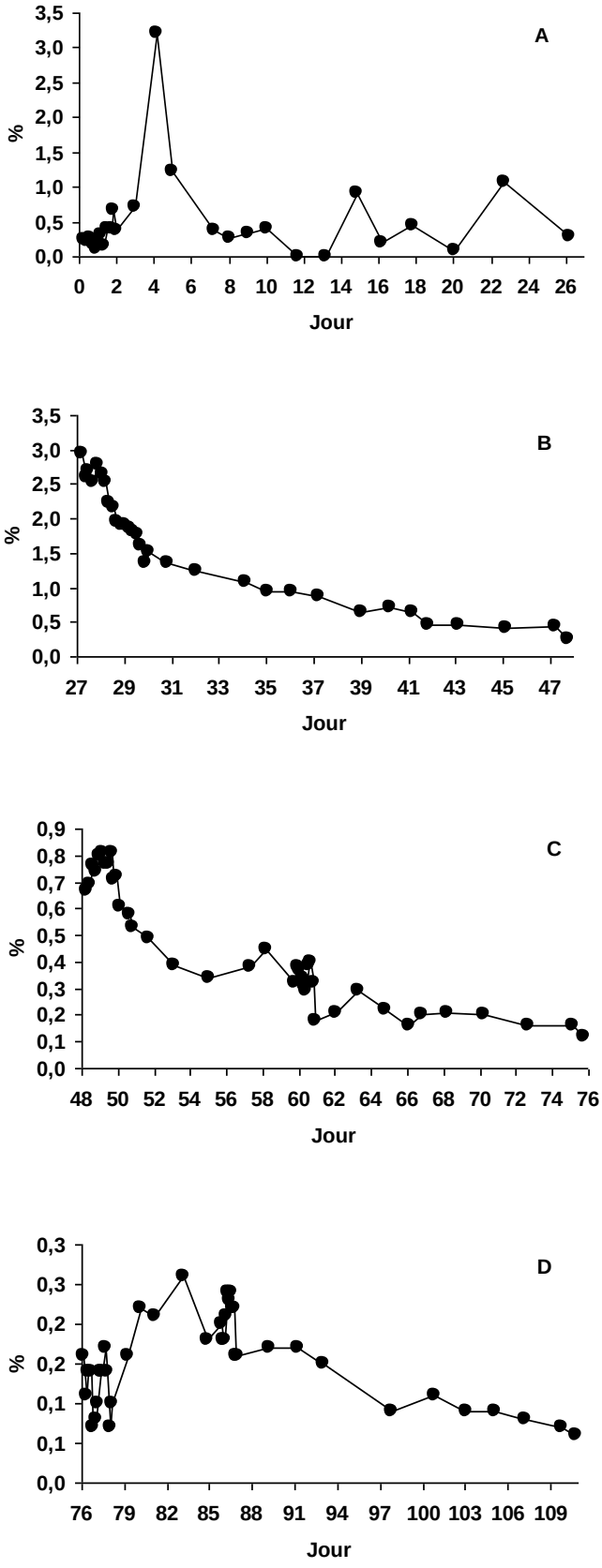

Figure 45. Concentration en CO_2 du gaz effluent du tas PB, mesurée en cheminée-cloche de t0 à t1 (A), ou en sortie de cheminée avec une vitesse d'air se situant autour de 2,4 m s^{-1} de t1 à t2 (B), de 3,6 m s^{-1} de t2 à t3 (C) et de 3,4 m s^{-1} de t3 à t4 (D).

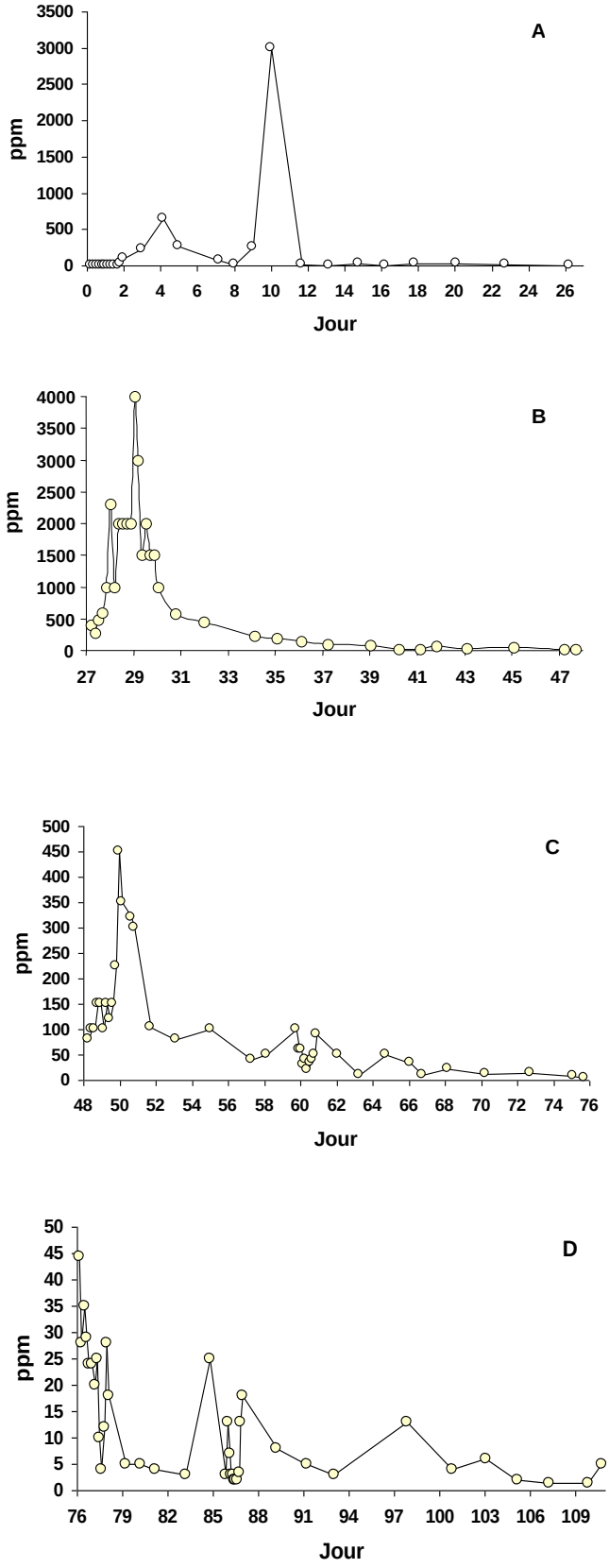

Figure 46. Concentration en NH_3 du gaz effluent du tas PB, mesurée en cheminée-cloche de t0 à t1 (A), ou en sortie de cheminée avec une vitesse d'air se situant autour de 2,4 m s^{-1} de t1 à t2 (B), de 3,6 m s^{-1} de t2 à t3 (C) et de 3,4 m s^{-1} de t3 à t4(D).

Tableau 23. Pertes du compost paille-boues en eau, carbone et azote par rapport au mélange à t0 (mise en place). Les pourcentages de pertes sont calculés par rapport au stock au départ de la période de référence

Pertes de	t0 à t1		t1 à t2		t2 à t3		t3 à t4		t0 à t2		**t0 à t4**	
	Masse (kg)	%	Masse (kg)	%	Masse (kg)	%	Masse (kg)	%	Masse (kg)	%	**Masse (kg)**	%
H_2O dans l'andain	1693	*23,7*	1026	*18,8*	1278	*28,9*	521	*16,6*	2719	*38,1*	4518	*63,3*
H métabolique	1		40		15		-1		41		55	
H_2O métabolique	12		361		133		-13		373		492	
H_2O perdue par l'andain	1705		1387		1411		508		3092		**5010**	
H_2O émise	1705*		672		979		622		*2377*		**3978**	
C dans l'andain	-13,12**	*-1,8***	275,07	*37,0*	95,92	*20,5*	4,76	*1,3*	261,95	*35,9*	**362,63**	*49,7*
C-CO2 émis	35,34		182,84		104,63		59,01		218,39		**382,02**	
N dans l'andain	-6,90**	*-8,8***	22,09	*26,0*	11,38	*18,1*	12,56	*24,3*	15,2	*19,4*	**39,14**	*50,1*
N-NH3 émis	0,51		7,64		2,54		0,33		8,15		**11,01**	

* La couverture de l'andain par une bâche avec sortie unique de l'air ayant été mis en place à t1, de t0 à t1, la valeur estimée pour H2O émise a été celle d'H2O perdue par l'andain.
**Le calcul a été effectué par différence des analyses du compost à t1 et du mélange à t0.

une petite erreur en température générant une erreur importante en pression de vapeur d'eau. La validation d'un bilan en eau à 25% près peut être considérée comme satisfaisante.

Il est à noter qu'il existe deux autres moyens de valider le bilan, d'une part par la perte de carbone du tas et en émissions gazeuses, en négligeant les gaz autres que CO2, d'autre part par la mise en relation des apports et des pertes énergétiques (Morand et al., 1999). Pour calculer le flux d'air entre t0 et t1, aucun des deux ne peut être appliqué ici pour cette courte période en raison des problèmes analytiques rencontrés à t1

Gaz carbonique

La quantité de CO_2 dégagée par unité de temps varie peu entre deux périodes de mesure successives. La quantité de CO_2 émise est donc égale à la moyenne des concentrations mesurées de t0 à t1 multipliée par le flux, soit $44K\Sigma(c_1 - 0{,}03)((T - T_a)/22{,}4)(273/(273 + T))$, c_1 étant exprimé en % et 0,03 étant la valeur de la concentration de CO_2 dans l'air ambiant en %, pour la première période, et à la somme des masses calculées à l'aide des concentrations mesurées, pour les suivantes (Tableau 23).

Sur l'ensemble de la période, les estimations faites par bilan matière ou par mesure des flux sont concordantes (respectivement 363 et 382 kg). Le carbone éliminé par les émissions des autres gaz carbonés est normalement en faible quantité.

Ammoniac

Les concentrations de NH_3 dans les gaz effluents varient non seulement en fonction du temps séparant la mesure de la mise en place de l'andain, mais aussi de la température à laquelle a lieu la volatilisation, celle-ci y étant très sensible. Elles peuvent néanmoins être mises en corrélation avec une concentration théorique en NH_4^+ dans le tas, qui, elle, variera régulièrement en fonction du temps. Comme il a été fait pour CO_2, on utilisera donc une valeur de NH_4^+ estimée entre deux mesures où elle est calculée à partir de la concentration de NH_3, afin de recalculer ensuite les valeurs de NH_3 intermédiaires entre deux mesures. La quantité de NH_3 émise est alors égale à $17K\Sigma c_1((T - T_a)/22{,}4)(273/(273 + T))$, c_1 étant ici la concentration de NH_3 recalculée à partir des valeurs trouvées pour NH_4^+ pour la première période, et à la somme des masses calculées à l'aide des concentrations mesurées, pour les suivantes (Tableau 23).

Sur l'ensemble de la période, les estimations faites par bilan matière ou par mesure des flux donnent des valeurs respectives de 39 et 11 kg d'azote éliminé. Comme le bilan sur les émissions de vapeur d'eau et de carbone a auparavant permis de valider l'estimation de l'ensemble des émissions gazeuses, cela signifie que l'ammoniac représente moins du tiers de l'azote perdu. Les réactions

microbiennes du cycle de l'azote sont complexes et conduisent principalement à la libération d'azote moléculaire, mais aussi éventuellement à des fuites de N_2O et NO_x.

Méthane

Le méthane est émis à des concentrations très importantes dans l'air effluent (Figure 47). Pendant les deux premières périodes, elles sont autour de 10% de celles du CO_2, soit de 1000 ppm, avec une baisse au moment du retournement à t1 et un pic au milieu de la deuxième période. En outre, les valeurs indiquées constituent un minimum, le stockage en tubes LDM entre le temps du prélèvement et celui de l'analyse chromatographique faisant souvent bisser la concentration en CH_4 dans les tubes d'un facteur 2. CH_4 est encore libéré pendant la troisième période, avec le même profil, puis disparaît entre t3 et t4, quand le niveau d'humidité diminue. La compacité des boues agit donc pour maintenir des zones ou micro-zones des andains en anaérobiose, alors que l'ensemencement en bactéries méthanogènes a été assuré par les boues où elles sont initialement présentes.

Protoxyde d'azote

Contrairement à CH_4, N_2O, présent dans les tout premiers jours du compostage, disparaît rapidement des émissions gazeuses (Figure 48). Il est à nouveau émis en fin de première période, puis pendant les deux suivantes, rejoignant et dépassant finalement les niveaux d'émission de NH_3 (autour de 10 ppm) vers le 70ème jour de compostage. C'est d'ailleurs pendant la troisième période que son émission doit être considérée comme la plus élevée en raison du rapport 2/3 des flux d'air venant lécher l'andain entre t1 et t2 d'abord et t2 et t3 ensuite. Le stockage en tubes est, là encore, un facteur de sous-estimation potentielle. Après une libération à chaque retournement, l'émission de N_2O devient égale à 0 une dizaine de jours après le retournement à t3.

Oxyde de carbone

L'oxyde de carbone et les oxydes d'azote ont été recherchés à intervalles de temps beaucoup plus espacés que les autres gaz, soit à 5 à 8 reprises pour chaque période. CO a été détecté à très faible concentration, à la limite de détection des tubes, soit 1 ppm environ, 1 fois de to à t1 et 2 fois de t2 à t3, dans les deux premiers jours après mise ou remise en place. Il n'a pas été trouvé de t3 à t4. Par contre, il est bien présent au cours de la deuxième période de compostage, sa concentration étant de 8 ppm 9 heures après installation de l'andain, 7 après un jour, 5 après 2, et 2 après 5. Il n'est plus détecté par la suite.

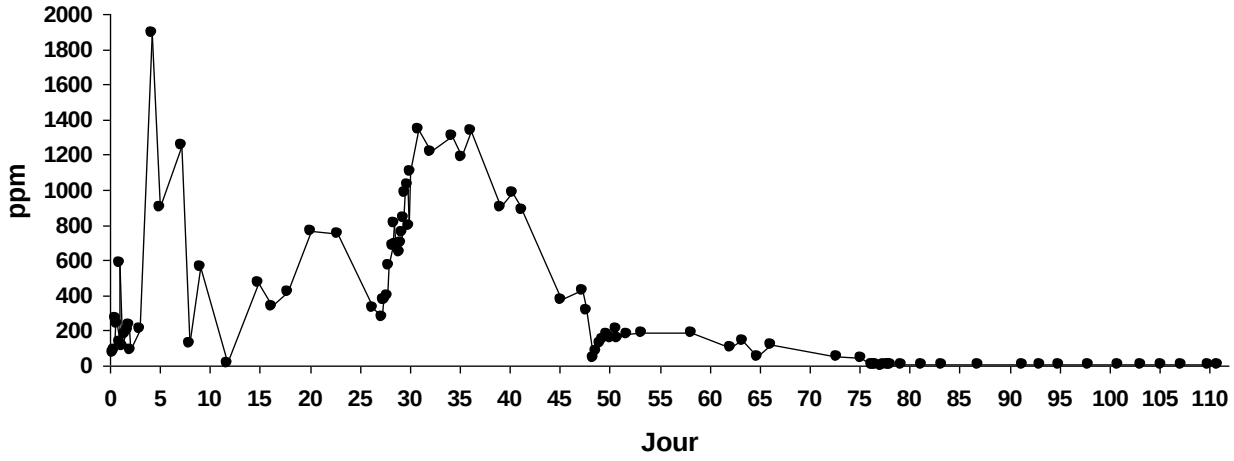

Figure 47. Concentration en CH_4 du gaz effluent du tas PB, mesurée en cheminée-cloche de t0 (jour 0) à t1 (jour 27), ou en sotie de cheminée avec une vitesse d'air se situant autour de 2,4 m s^{-1} de t1 à t2 (jour 48), de 3,6 m s^{-1} de t2 à t3 (jour 76) et de 3,4 m s^{-1} de t3 à t4 (jour 111).

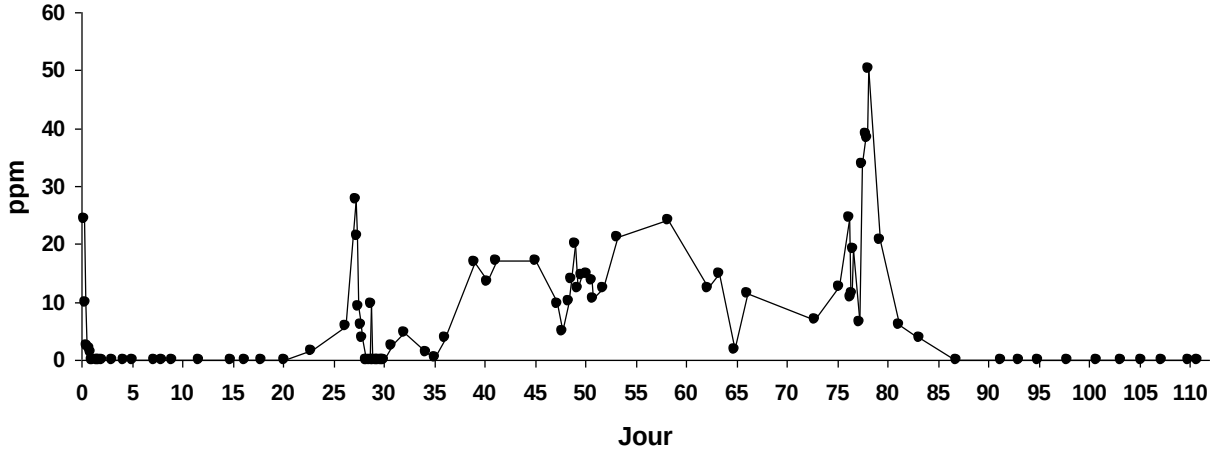

Figure 48. Concentration en N_2O du gaz effluent du tas PB, mesurée en cheminée-cloche de t0 (jour 0) à t1 (jour 27), ou en sotie de cheminée avec une vitesse d'air se situant autour de 2,4 m s^{-1} de t1 à t2 (jour 48), de 3,6 m s^{-1} de t2 à t3 (jour 76) et de 3,4 m s^{-1} de t3 à t4 (jour 111).

Oxydes d'azote

Les oxydes d'azote sont recherchés ensemble, sous forme de NO_x, et NO_2 peut éventuellement être détecté séparément. NO_x a été trouvé tout au long du compostage, à faible concentration dans l'air effluent (de 0,1, limite de détection, à 11 ppm). Les pics de concentration

de NOx correspondent à ceux de N_2O, fin des deux premières périodes de compostage, milieu de la troisième et début de la quatrième. Cette concentration est, semble-t-il, toujours d'environ 1/3 de celle de N_2O. La présence de NO_x pourrait donc constituer une bonne indication rapide de production de N_2O. La distinction entre NO_x et NO_2 n'a pas été faite systématiquement. Entre t1 et t2, NO_2 n'a pas été trouvé, tandis qu'il constituait la majorité des NO_x entre t3 et t4. Cette particularité pourrait être lié à la vitesse de parcours de l'air dans l'andain, l'andain 2 étant plus actif que l'andain 4 et le monoxyde d'azote ayant le temps d'être transformé avant sa sortie, ou à la plus ou moins grande présence d'oxygène au cœur de l'andain.

Activités de nitrification et de dénitrification

Il est bon de rappeler, ce qui a été dit dans le chapitre précédent, que la présence de N_2O au temps 0 d'incubation marque l'existence d'une production dans l'andain et que différents cas de figure peuvent ensuite être envisagés :

- Absence de nitrification et de dénitrification. La production horaire est à 0 avec les trois traitements.
- Présence de nitrification sans dénitrification. La production horaire est supérieure pour O que pour A et B.
- Présence de dénitrification sans nitrification. La production horaire est plus importante pour B que pour O et peut être au même niveau pour A que pour O ou légèrement supérieure en cas d'inhibition partielle, par ce traitement, de la dénitrification également.

Le tableau 24 donne l'ensemble des résultats de mesure du N_2O libéré par des échantillons de compost pour lesquels ces activités ont été inhibées (traitements A ou B) ou non (traitement O) par l'addition d'acétylène aux concentrations de 0,02% (A) et 7% (B) à l'air d'incubation (air prélevé dans l'andain à l'endroit où ont été prélevés les échantillons). Les valeurs, lorsqu'elles sont élevées, ne doivent être considérées que comme relatives. En termes absolus, elles représentent seulement un minimum pour la production, les concentrations de N_2O dans les tubes utilisés pour les mesures étant alors très fortes et dépassant celles de la gamme étalon des appareils de mesure.

A la mise en place du mélange, l'activité de dénitrification est très sensible. Elle correspond à la présence de protoxyde d'azote dans l'air effluent de l'andain. Cette activité ne pourra plus s'exprimer pratiquement immédiatement après la mise en place de l'andain (Figure 7).

On retrouve un pic de production de N_2O lors du premier retournement. Ce pic pourrait correspondre à la production de bactéries dénitrifiantes ayant survécu à la montée en température

dans les zones d'entrée et de sortie les plus extérieures de l'andain. L'absence d'activité dans les zones de fond est, à cet égard, significative.

Par la suite, pendant deux périodes d'andainage, tandis que les températures sont très élevées, la production de N_2O est importante dans l'andain. Au moment des retournements, les activités observées ne sont alors pas explicables par de la nitrification et de la dénitrification simples. L'absence d'activité à t3 dans le fond de l'andain est encore une caractéristique de cette période.

De t3 à t4, à l'inverse, le fond redevient actif, tandis que la production de N_2O de l'andain est faible durant la période. On peut donc penser que la sortie est consommatrice de ce gaz.

Discussion et conclusion

Contrairement au mélange d'écorces et fientes, il y a une colonisation importante, à l'origine, des boues par les bactéries dénitrifiantes. Par contre, on n'observe pas de nitrification à la mise en place de l'andain paille et boues. Au premier retournement, à l'exception du fond, la dénitrification est encore plus active même à des températures de 50°C. Aux deuxième, troisième et quatrième retournements, l'activité microbienne est élevée. Les résultats obtenus ne peuvent être expliqués en faisant seulement appel aux activités habituelles de nitrification et de dénitrification.

Les émissions d'ammoniac de l'andain sont relativement faibles compte tenu de la charge en azote du mélange. En revanche, on observe dans les gaz effluents du protoxyde d'azote. Néanmoins, il est en quantité beaucoup moins élevée que dans l'andain. L'existence d'oxyde de carbone est un phénomène déjà observé en compostage, mais non encore expliqué (Hellebrand, 1998). Ce qui pose problème, en termes d'effluent gazeux, pour un tel compostage, est l'émission, en grande quantité, de méthane. Si l'on se réfère à une digestion anaérobie où les proportions de CO_2 et de CH_4 vont de 50-50 à 80-20%, on peut penser qu'avec des proportions de 10-90% dans l'andain expérimenté, de larges zones fonctionnent en anaérobiose (Figure 49). Des recherches complémentaires seront donc nécessaires avant de pouvoir affirmer que le compostage des boues ne présente pas de risque pour l'environnement et, notamment, certaines recherches techniques visant à l'amélioration des moyens de décolmatage des boues pressées ou de leur mélange avec la paille.

Cette conclusion rejoint celle que l'on peut faire au niveau de la filière de valorisation. Le compostage de boues pressées de station d'épuration rurale s'avère une technique intéressante, puisqu'elle permet d'obtenir un produit sec, désodorisé et hygiénisé, qui ne colle pas et s'émiette, contrairement au substrat d'origine. Néanmoins, il importe d'adapter la technique et le matériel de manutention au mélange à composter, un certain nombre de contraintes étant inhérentes aux caractéristiques des boues pressées. Le niveau et la bonne tenue des températures observées

Tableau 24. Activités de nitrification et de dénitrification lors du compostage d'un mélange de paille et de boues

Période	$N\text{-}NH_4^+$ g kg^{-1}	$N\text{-}NO_3^-$ g kg^{-1}	Echantillons	T	Traitement	N_2O (0h) ng g^{-1}comp.		N_20 (0-2h) ng g^{-1}comp. h^{-1}		N_20 (0-4h) ng g^{-1}comp. h^{-1}	
						Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type
MP	3,09	0,00	I	30°C	O	231,41	517,46	108,95	124,12	-26,70	109,40
					A	0,00	0,00	610,15	553,44	193,19	213,53
					B	507,42	399,35	4559,55	1996,19	1040,69	679,39
			II	30°C	O	859,07	507,16	1413,93	1470,29	200,53	349,96
					A	665,73	505,34	223,74	252,37	166,86	265,06
					B	2705,78	759,20	3040,88	1454,32	3341,01	736,05
			III	30°C	O	0,00	0,00	5,94	13,29	10,58	23,66
					A	0,00	0,00	143,39	279,73	228,22	384,49
					B	140,62	253,03	964,30	412,30	982,03	439,34
R1	12,65	0,25	E	50°C	O	88,93	48,30	324,59	236,10	1262,16	684,71
					A	43,92	31,95	185,89	111,10	499,94	541,58
					B	53,90	23,27	323,26	192,87	2074,92	1826,93
	10,10	0,44	S	50°C	O	2304,81	1448,58	9177,63	3053,87	11451,38	3507,65
					A	4480,39	6488,85	10706,71	6587,22	5028,45	519,42
					B	3166,15	2105,72	10535,04	7880,83	13004,81	7016,31
	12,30	0,00	F	30°C	O	0,00	0,00	2,47	5,52	0,00	0,00
					A	0,00	0,00	0,23	0,52	0,00	0,00
					B	0,00	0,00	3,79	7,03	5,36	9,65
	11,48	0,11	M	30°C	O	3288,50	3813,36	1807,90	1162,98	1153,49	609,18
					A	222,22	270,55	39,93	166,50	10,94	103,63
					B	2926,62	3635,30	2877,83	3722,59	3197,79	4297,93
R2	9,58	0,61	E	55°C	O	1672,03	364,64	4799,86	1042,44	5783,49	1430,99
					A	1737,39	957,30	6055,30	2524,56	5677,15	2415,34
					B	1400,24	992,60	5548,73	2815,93	6199,25	1944,85
	14,12	0,08	S	55°C	O	0,00	0,00	0,00	0,00	3,32	7,42
					A	79,42	177,60	22,29	134,21	267,00	547,45
					B	0,00	0,00	0,00	0,00	3,14	7,03

	16,93	0,01	F	40°C	O	540,38	651,68	527,29	1219,38	2620,04	4431,12
					A	74,99	167,67	174,18	389,48	98,63	220,55
					B	0,00	0,00	301,10	194,33	302,02	184,32
	12,73	0,16	M	40°C	O	66,30	95,78	571,72	532,71	788,75	581,11
					A	111,41	152,58	1327,89	1326,98	1207,40	1229,60
					B	152,06	340,02	1849,94	2188,86	1585,87	1846,28
R3	3,35	1,16	E	30°C	O	1316,34	525,53	832,24	991,77	809,50	696,60
					A	1458,65	595,33	625,45	643,89	720,05	791,51
					B	1327,72	257,43	954,19	393,69	1156,38	567,16
	4,43	0,02	S	32°C	O	410,13	41,81	28,22	45,96	57,06	40,68
					A	0,00	0,00	14,94	16,52	50,03	19,22
					B	171,92	184,21	5,00	5,94	19,33	23,67
	4,18	0,01	F	32°C	O	89,31	102,25	-15,57	54,22	-1,32	32,18
					A	45,49	41,86	-0,96	7,40	8,64	33,20
					B	99,88	100,80	49,72	24,40	65,69	37,68
	3,68	0,14	M	30°C	O	365,38	98,23	6075,98	1004,41	4883,17	1140,85
					A	302,44	136,21	3169,20	3331,37	2405,84	1080,13
					B	190,36	146,77	2320,69	1460,77	4714,80	2060,47
R4	8,28	1,68	E	40°C	O	147,87	99,26	110,22	99,66	121,92	104,35
					A	160,48	73,02	68,15	49,13	78,71	40,57
					B	113,41	60,76	70,25	66,50	97,60	69,28
	13,67	0,26	S	40°C	O	1841,01	1303,31	231,37	288,10	494,06	267,86
					A	3172,91	1419,49	691,65	277,81	1191,56	844,30
					B	1337,28	611,25	197,32	110,51	466,72	308,09
	10,73	0,19	F	30°C	O	4502,19	2015,31	3385,19	1482,90	5368,06	2670,29
					A	4150,39	1350,28	3585,22	2203,71	5823,84	2576,96
					B	4686,16	1667,93	3377,92	1029,00	5191,61	1435,16
	7,45	0,66	M	30°C	O	87,88	196,51	96,12	207,86	119,00	146,50
					A	0,00	0,00	142,36	245,29	93,93	129,76
					B	12,53	19,00	269,01	225,64	237,41	228,22

T pour température ; MP, R1, R2, R3, R4 pour mise en place et retournements 1 à 4 ; O, A et B pour absence de traitement à l'acétylène et traitements avec 0,02% et 0,7 % d'acétylène dans l'air d'incubation respectivement ; E, S, Fet M pour entrée, sortie, fond et mélange, I, II et III indiquent trois échantillonnages indépendants à la mise en place de l'andain.

montrent qu'il devrait être possible de supprimer un retournement, ce qui limiterait d'autant les pertes en ammoniac, relancées à chaque retournement. L'augmentation de la quantité de paille ajoutée par quantité de boue à composter permettrait aussi d'obtenir un mélange un peu moins compact et moins anaérobie en même temps qu'il faciliterait sa manipulation et celle du compost pendant les deux premiers mois.

Figure 49. Structure du tas paille-boues générant des zones anaérobies.

Pour le rapport C/N d'origine qui est bas (10), les pertes d'azote ammoniacal sont relativement limitées par rapport à un mélange à base de déjections animales par exemple. La suppression envisagée d'un retournement et l'augmentation du rapport C/N par addition de paille en quantité légèrement plus importante devraient les amener à un niveau très acceptable pour

l'environnement. On sait que le rapport C/N des microorganismes se situe autour de 10, ce qui est une valeur faible pour le compostage, beaucoup de carbone étant dissipé pour les besoins énergétiques du processus. L'élimination totale d'azote de 50%, au même taux que celle du carbone, s'explique donc par l'équilibre qu'ils doivent maintenir entre C et N. Ces microrganismes étant présents en très grand nombre dans les boues, leur activité concernant le cycle de l'azote est à considérer de près, voire orienter vers la production d'azote moléculaire plutôt que d'oxydes ou protoxyde polluants. Pour cela, la taille de l'andain est importante, car elle permet la création de zones, le nitrate produit en entrée étant consommé dans le cœur de l'andain, et les oxydes et protoxyde d'azote étant consommés en sortie et au niveau de la croûte, pour être finalement converti en azote atmosphérique. Une hauteur d'andainage de 1,5 mètre pour une largeur de 3 mètres paraît acceptable.

En ce qui concerne la faisabilité sur le terrain du compostage des boues, il convient de noter la bonne adéquation entre les différentes quantités en jeu, boues, surfaces d'épandage, quantité de paille ou surfaces pour les produire. Pour une station de 2000 équivalent-habitants, ce qui le cas d'une station rurale où ce type de technique est adapté, les besoins en paille restent faibles pour un rapport C/N porté à 13-14 qui permettrait d'obtenir :

- un taux de matière sèche du compost d'environ 30 %,
- un mélange un peu moins compact,
- un taux de matière organique plus élevé en fin de compostage, par rapport au taux en phosphore qui constituera le facteur limitant pour l'épandage.

Remerciements

Nous remercions le personnel du C.A.T. de 4 Vaulx, qui a mené à bien les opérations relatives à la manipulation des tas de compost, et particulièrement Jacques Mazé qui a apporté tout son savoir-faire. Nous sommes reconnaissants à COOPAGRI-Bretagne, dont le laboratoire central, sous la direction de René Roudaut, a effectué les analyses chimiques des échantillons et a été partie prenante de cette étude. Nous voulons aussi remercier Nathalie Josselin pour son aide lors des analyses chromatographiques, Marc Lebouvier qui nous a apporté son concours pour l'utilisation des appareils de mesure et Gilles Pinay pour ses conseils.

Ce travail a bénéficié du support financier des régions Bretagne et Pays de la Loire, avec le concours du Pôle Agronomique Ouest, ainsi que de la SFERE (Société d'Exportation des Ressources Educatives), par l'octroi d'une bourse de thèse et d'un soutien complémentaire à l'expérimentation.

Références

Baron, S. 1998. Relations micro-organismes - effluents gazeux dans des andains en cours de compostage. Rapport bibliographique, D.E.A. " Génétique des populations et éco-éthologie ", Univ. Rennes I, France, VI + 22 pp.

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

Hellebrand, H.J., 1998. Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. J. Agric. Engng Res., 69: 365-375.

Mariotti, A., 1997. Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In : G. Lemaire and B. Nicolardot (Editors), Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA, Paris, France, pp. 9-24.

Morand, P., S.Baron and H. Yulipriyanto. 1999. Détermination de la nature et quantification des gaz émis lors du compostage de mélanges d'effluents d'élevage et déchets ligno-cellulosiques, en relation avec les populations et les activités microbiennes de ces mélanges. Rapport Final, Convention n° 9875026, Université de Rennes 1, 4 Vaulx-Jardin, COOPAGRI-Bretagne, 115 p.

Morand P, Baron S, Yulipriyanto H, Robin P (2000) Gaseous emissions during composting of poplar bark-poultry dung mixtures. First Results. In : Warman PR, Taylor BR (eds) Proceedings of the International Composting Symposium (ICS'99), September 19-23, 1999, Dartmouth/Halifax, Nova Scotia, Canada. CBA Press Inc., Truro, NS, Canada.

Mustin. 1987. Le compost. Gestion de la matiere organique. Dubusch. F. Paris 951 pp.

CONCLUSION GÉNÉRALE

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les formes sous lesquelles le carbone et l'azote perdus lors du compostage de substrats variés sont dégagés dans l'atmosphère ne sont pas neutres pour l'environnement. On doit donc s'efforcer de mettre en place des processus de compostage le plus possible adaptés à en limiter les émissions nocives. Dans cette étude, quatre gaz polluants ont été pris en compte, CH_4, NH_3, N_2O et NO_x, les oxydes d'azote étant pris comme un tout. Leur émission a été étudiée tant sur un plan quantitatif que qualitatif, les mécanismes conduisant à leur formation étant recherchés. CO_2, quant à lui, n'est pas considéré comme polluant, puisqu'il participe au cycle de la vie, sa libération par le compostage de sous-produits de différentes activités n'étant que le stade final de transformations qui ont commencées par son intégration dans les plantes par photosynthèse.

La synthèse ou la volatilisation de ces gaz et leur libération dans l'atmosphère obéissent à des logiques qui leur sont propres, qu'il importe de bien connaître pour pouvoir limiter les émissions nocives. Le premier facteur à prendre en compte pour cela est le mode de compostage. Cette étude se limite à celui du compostage en andain non ventilé, le plus adapté à l'agriculture ou au traitement de déchets en petites stations pouvant être présentes dans le monde rural.

CO_2 est principalement le résultat de la respiration des microorganismes et associé au bon fonctionnement du compostage pendant les phases thermophiles, puisque son émission va de pair avec le maintien en température de l'andain. Elle augmente rapidement après mise en place, puis diminue régulièrement.

CH_4 est libéré lorsque des conditions d'anoxie se développent dans l'andain. Il est associé à des substrats compacts et au début du compostage lorsque l'humidité de l'andain est encore très importante. On a trop souvent pris l'habitude de considérer comme synonyme dégradation aérobie et compostage. Notre étude montre bien l'aspect réductif d'une telle conception. Les dégagements de méthane peuvent atteindre des valeurs 10 fois supérieures pour le compostage de boues de station d'épuration rurale mélangée à de la paille (PB) que pour celui de fientes de poule mélangées à de l'écorce de peuplier (EF), alors que d'autres paramètres que l'on a l'habitude de prendre en compte pour apprécier le bon déroulement du compostage (pertes en carbone, C/N, pertes en eau, températures) peuvent évoluer de façon similaire. Dans ce cas, ces dégagements sont véritablement à considérer et on cherchera à les minimiser, car leur impact sur l'effet de serre est supérieur à celui que l'on pourrait attribuer au gaz carbonique relâché par l'andain pour la même période.

NH_3 est libéré par volatilisation lors du déplacement de l'équilibre NH_3-NH_4^+ dans l'andain. Son émission est donc très sensible à la composition du substrat et à la température, les andains EF sont beaucoup plus réactifs sur ce plan (chapitres 2 et 4) que l'andain PB (chapitre 5) en raison du matériel riche en urée et ammoniac que constitue les fientes de poules. La différence de prise en compte des concentrations d'ammoniac au cours d'un cycle nycthéméral à partir de mesures isolées faites sur les andains EF tient au

fait que lorsque l'andain est bâché avec ventilation naturelle, la diminution des flux avec l'abaissement des températures au cours de la nuit permet à l'andain de maintenir sa propre température interne, ce qui n'est pas le cas lorsqu'il est à l'air libre.

N_2O et NO_x sont très liés aux activités microbologiques du cycle de l'azote. Leur libération est simultanée, pour autant que nous ayons pu tester NOx, souvent à la limite du détectable. Il est clair que l'ensemencement initial joue un grand rôle sur leurs émissions, mais des paramètres telles que présence d'ammonium, températures, phases d'aérobiose et anoxiques se succédant dans l'espace et nature du substrat sont tout aussi importants. Les courbes représentatives du dégagement de N_2O des andains PB et EF sont tout à fait différentes. L'attribution de la production de ces gaz à telle ou telle activité demandera sans doute quelques expérimentations complémentaires. De plus la période de maturation doit être testée si l'on veut avoir une comparaison complète de filières agricoles, puisque dans le cas décrit en chapitre 2, c'est après 6 mois de compostage que l'émission de N_2O est la plus forte. C'est un point qu'il convient de souligner puisque, dans la littérature, la plupart des études portent sur des compostages de 4 mois, voire 3 ou 2.

Enfin, il convient de mentionner la présence de CO, testé accessoirement, dans l'air émis, celui-ci n'étant produit que pendant une période ponctuelle, Bien qu'en quantité, cette émission soit très faible, il conviendrait d'approfondir le sujet.

Une difficulté rencontrée lors de cette étude a été la récupération des flux d'air émis lors du compostage. Elle est inhérente a un travail sur le terrain. La ventilation passive de l'inter-espace bâche andain a conduit à une approximation d'environ 25%, ce qui est relativement satisfaisant, mais surtout à une diminution des pertes en eau, ce qui l'est moins, car cela modifie les conditions du compostage. Le système des cloches facilement utilisable sur le terrain se heurte à l'hétérogénéité des tas et à l'existence de chemins préférentiels qui se mettent en place pour l'évacuation des gaz . Même si une analyse quantitative peut être faite, sa précision laissera forcément à désirer. Le système d'aération par un courant d'air très ténu venant lécher l'andain, grâce à un ventilateur soufflant, est moins facile à transposer en tout lieu, présente l'avantage de ne pas perturber le compostage, mais garde quand même une précision de 25% en raison des fuites constatées par différence entre flux entrant et flux sortant. Il conviendra donc à l'avenir de faire de telles études avec un air aspiré.

Dans l'état actuel des choses, il convient de préconiser deux points . Des retournements trop fréquents sont à éviter avec des andains très chargés en ammoniac, car leur premier effet est la libération du gaz contenu et souvent piégé dans l'andain. Néanmoins, un bon équilibre reste à maintenir, car on peut observer que l'aération qui résulte des retournements diminue justement la libération d'ammoniac et surtout celle de méthane. D'une manière générale, la volatilisation d'ammoniac augmente plus que proportionnellement avec le chargement d'azote. Le rapport C/N devrait être donc maintenu à un niveau en tout cas supérieur à celui des micro-organismes, sans pour autant atteindre les chiffres de 25 à 35 habituellement rencontrés dans la littérature, si l'on cherche avant tout à composter (en mélange) des déchets azotés. Par contre, avec des C/N bas, les conditions du compostage sont d'autant plus importantes à maîtriser, notamment le niveau de compacité, qui diminue d'ailleurs logiquement avec l'augmentation du rapport C/N. Il peut aussi être fait recours à certains additifs, d'origine microbienne ou végétale.

Nos donnés montrent à quel point les interventions sur le compostage doivent être sous-tendues par une connaissance précise des phénomènes, plus particulièrement quand les conséquences de ces interventions peuvent être paradoxales. Les masses concernées ne sont en effet pas négligeable. Les quantités de C-CO_2 relâchées peuvent être estimées autour de 50% du stock initial pour un compostage de 4 mois et CH_4 et CO_2, dans un rapport de 1 à 100 en moyenne, quelquefois largement supérieur, dans l'air effluent. Des pertes en azote de l'ordre de 50% dont 1 à 1,5% sous forme N-N_2O sont envisageables. Les potentialités d'effet de serre peuvent alors être estimées à 0,25 et 0,5 pour CH_4 et N_2O par rapport à l'effet qu'aurait le gaz carbonique libéré.

La multiplication des recherches effectuées tout récemment sur les émissions gazeuses de composts en fabrication souligne le besoin qu'il y a à les déterminer et à éviter qu'elles ne soient néfastes à l'environnement. Les résultats que nous avons obtenus montrent l'intérêt du compostage. En effet, le protoxyde d'azote apparaît pouvoir être repris et métabolisé par des microorganismes situés en aval de sa production avant d'être libéré. Le passage par un tas de compostage peut donc présenter un avantage certain pour éviter la libération de gaz à effet de serre, par rapport à d'autres pratiques comme l'épandage direct. Il sera donc nécessaire de comparer ce qui se passe dans le compostage avec ce qui se passe dans le sol pour une même quantité de déchets organiques absorbés. En fait, l'évolution de l'azote apporté n'est pas très différent dans les deux cas, volatilisation et minéralisation. Les produits du compostage devront aussi être évalués pour leur valeur agronomique, et les résultats de filières de valorisation des sous-produits pourront alors être comparés.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

Adani, F., Genevini, P.L., Gasperi, F. and Tambone, F., 1999. Composting and humification. Compost Science & Utilization, 7: 24-33

Andrews, S.A., Lee, H. and Trevors, J.T., 1994. Bacterial in raw and cured compost from a large-scale urban composter. J. Indust. Microbiol. 13: 177-182

Anon., 1990. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. b60, 1-420. Proceedings of the International Workshop on Denitrification Soil, Rhizosphere and Aquifer. Giessen, FRG, March 17-19, 1989

Anon., 1996. Tradicompost. Complexe fermentaire pour le compostage des végétaux et des matières organiques. Santel, Louverné, France. 28 pp

Arquès, P., 1998. La pollution de l'air. Edisud, La Calade, RN7,13090 Aix-en-Provence, France

Asman, W. A. H., 1992. Ammonia emissions in Europe: updated emissions. Report n° 228471008. National Institute of Public Health and Environmental Protection Bilthoven, The Netherlands. 88 pp

Atkinson, C. F., Jones, D. D. and Gauthier, J. J., 1996. Biodegradability and microbial activities during composting of poultry litter. Poultry Science 75: 608-617

Aubert, C., 1998. Le compostage des fumiers de volailles. In: Le compostage à la ferme des effluents d'élevage. Actes du colloque. Paris, 15 décembre 1998. ACTA, Paris, France. pp. 45-55

Aubert, C. and Guiziou, F., 1997. Le compostage des fumiers de volailles à la ferme. Sci. Tech Avicoles 19: 21-30

Baca, M.T., Fornasier, F. and Nobili, M. de, 1992. Mineralization and humification pathways in two composting processes applied to cotton wastes. J. Fermentation Bioeng. 74: 179-184

Balderson, W.L., Sherr, B. and Payne, W.J., 1976. Blockage by acetylene of nitrous oxide reduction in *Pseudomonas perfectomarinus*. Appl. environ. Microbiol. 31: 504-508

Barker, J., Ross, R. and March, H., 1999. An introduction to global warning. Am. J. Phys. 67: 1216-1226

Baron, S. 1998. Relations micro-organismes - effluents gazeux dans des andains en cours de compostage. Rapport bibliographique, D.E.A. « Génétique des populations et éco-éthologie », Univ. Rennes I, France, VI + 22 pp

Barton, P.K., Bird, D.N. and Atwater, J.W., 2000. Composting: An action that reduces greenhouse gas emission? In: P.R. Warman and B.R. Taylor (eds). Proceedings of the International Composting Symposium (ICS'99), September 19-23, 1999, Dartmouth/Halifax, Nova Scotia, Canada. CBA Press Inc., Truro, NS, Canada

Beaumont, O., 1985. La combustion du bois. Biomasse Actualités, 34, Suppl. 7: 15-24

Beck-Friis, B., Pell, M., Sonesson, U., Jönsson, H. and Kirchmann, H., 2000. Formation and emission of N_2O and CH_4 from compost heaps of organic household waste. Environmental Monitoring and Assessment 62: 317-331

Beck-Friis, B., Smars, S., Jonsson, H. and Kirchmann, H., 2001. Gaseous emission of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. J. agric. Engng Res. 74: 423-430

Beffa, T., Lott Fischer, J., Aragno, M., Selldorf, P., Gandolla, M. and Gumowski, P., 1994. Etude du développement de moisissures potentiellement allergéniques (en particulier *Aspergillus fumigatus*) au cours du compostage en Suisse. Swiss Federal Environmental Office (OFEFP-BUWAL, reference RD/OFEFP/310.92.84), pp. 1-95

Beffa, T., Blanc, M., Lott Fischer, J., Lyon, P.F., Marilley, L. and Aragno, M., 1995. Composting: a microbiological process. In: A. Barrage and X. Edelman (eds). Recovery, Recycling and Re-integration. EMPA. Dübendorf (Switzerland). 4: 139-144

Beffa, T., Blanc, M., Lyon, P.-F., Vogt, G., Marchiani, M.., Lott Fischer, J. and Aragno, M., 1996. Isolation of Thermus strains from hot compost (60-80°C). Applied and Environmental Microbiology 62: 1723-1727

Beffa, T., Blanc, M., Marilley, L., Lott Fischer, J., Lyon, P.-F. and Aragno, M., 1996. Taxonomic and metabolic microbial diversity during composting. In: M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi (eds). The science of composting. Blackie Academic & Professional, London

Berg, P., Klemedtsson, L. and Rosswall, T., 1982. Inhibitory effect of low partial pressures of acetylene on nitrification. Soil Biology &Biochemistry 14: 301-303

Bernal, M.P., Sanchez-Monedero, M.A., Paredes C. and Roig, A., 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. Agriculture Ecosystem and Environment 69: 175-189

Bertoldi, M. de and Zucconi, F., 1980. Microbiologia della trasformazione dei rifiuti solidi urbani in compost e loro utilizzazione in agricoltura (Microbiology of the transformation of urban solid waste in compost and its use in agriculture), Ingegneria Ambientale 9 (3): 209-216

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

Bisson, G.D., 1994. Sources of nitric and nitrous oxyde in grassland soil. PhD thesis, University of Reading, United Kingdom

Blanc M., Marilley L., Beffa T. and Aragno, M., 1999. Thermophilic bacterial communities in hot composts as revealed by most probable number counts and molecular (16S rDNA) methods. FEMS Microbiology Ecology 28: 141-149

Bline, D. and Aubert, C., 1998. Pertes d'azote et dégagements d'ammoniac par les élevages de poulets. Sciences et Techniques avicoles 25: 11-16

Bline, D., 1998. Ammoniac en aviculture : Etude en bâtiments et lors du compostage du fumier. Mémoire d'ingénieur des techniques agricoles. Ecole Nationale d'Ingénieurs des Travaux Agricoles de Bordeaux, Bordeaux, France. 132 pp

Bolmann, A . and Conrad, R., 1997. Acetylene blockage technique leads to underestimation of denitrification rates in oxic soils due to scavenging of intermediate nitric oxide. Soil Biol. Biochem. 29 (7):1067-1077

Bothe, H., Jost, G., Schloter, M., Ward Bess, B. and Witzel, K.-P., 2000. Molecular analysis of ammonia oxidation and dénitrification in natural environments. FEMS Microbiology Reviews 24: 673-690

Bronson, K.F. and Mosier, A.R., 1991. Effect of encapsulated calcium carbide on dinitrogen, nitrous oxyde, methane and carbon dioxide emissions from flooded rice. Biol. Fertil. Soils, 11: 116-120

Brown, N.L. and Tata, P.B.S., 1985. Biomethanation.nENSIC Review no. 17/18. Environmental Sanitation Information Centre, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand

Buijsman, E., Maas, H.F.M. and Asman, W.A.H., 1987. Anthropogenic NH_3 emissions in Europe. Atmospheric Environ 21: 1009-1022

Campbell, C.D. and McHardy, J., 1994. Scanning electron microscopy of the microbial colonization of composted tree bark. Micron. 25: 253-255

Chalk, P.M. and Smith, C.J. 1983. Chemodenitrification. In: J.R. Freney and J.R. Simpson (eds). Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems. Developments in Plant and soils Sciences 9, 65-89

Chen, Y. and Aviad, 1990. Effect of humic substances on plant growth. In: P. Mac Carty, C.E. Clapp., R.L. Malcolm and P.R. Bloom (eds). Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings. Proceedings of a symposium cosponsored by the International Humic Substances Society, Chicago, IL, pp. 161-186

Chen, Y., Magen, H. and Riov, J., 1994. Humic substances originating from rapidily decomposition organic matter: properties and effects on plant growth. In: N. Senesi and T.M. Miano (eds). Humic substances in the Global Environment And Implication On Human Health. Elsevier Science B.V., London, pp. 427-445

Chidthaisong, A., Obata, H. and Wanatabe, I., 1997. Methane formation and substrate utilisation in anaerobic rice soils as affected by fertilisation. Soil Biol. Biochem. 31: 135-143

Chidthaisong, A. and Conrad, R,. 2000. Pattern of non-methanogenic and methanogenic degradation of cellulose in anoxic rice field soil. FEMS Microbiology Ecology 31: 87-94

Clay, J., 1993. Control of ammonia in poultry houses using deodorase. Zootech Int. 10: 34-37

Clemput, O. van, Malkanti, R.M., d'Ydewalle, Y. and Baert, L., 1990. Denitrification influenced by incorporated harvest residues. In: G. Benckiser, N.N. Goswani, J.C.G. Ottow, R.K. Thaur and G. Trolldenier (eds). Proceedings of the International Workshop on Denitrification Soil, Rhizosphere and Aquifer, Giessen, FRG, March 17-19, 1989

Conrad, R., 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H_2, CO, CH_4, OCS, N_2O and NO). Microbiological Reviews, p. 609-640

Davidson E.A., Swank, W.T. and Perry, T.O., 1986. Distinguishing between nitrification and denitrification as sources of gaseous nitrogen production in soil. Applied and Environmental Microbiology 52: 1280-1286

Deschamps, A.M. and Leuliliette, L., 1984. Tannins degradation by yeast from decaying barks. Int. Biodeterioration 20: 237-241

Dewes, Th., 1995. Nitrogens losses from manure heaps in (A B Academic Publishers) In: Nitrogen Leaching in ecological Agriculture. pp. 309-317

Eighball, B., Power , J.F., Gilley, J.E. and Doran, J.W., 1997. Nutrient, carbon and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. J. Environ. Quality 26: 189-193

Eklin, Y., Kirchmann, H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments I: carbon turnover. Bioresource Technology: 115-124

Elwell, D.L., Keener, H.M., Carey, D.S. and Schlak, P.P., 1998. Composting unamended chicken manure. Compost Science Utilization 6 (2): 22-35

Fang, M. and Wong, J.W.C., 1999. Effects of lime amendment on availability of heavy metals and maturation in sewage sludge composting. Environnemental Pollution 106: 83-89

Ferrer, J., Paez, G., Marmol, Z., Ramones, E., Chandler, C., Marin M. and Ferrer, J., 2001. Agronomic use of biotechnologically processed grape wastes. Bioresource Technology 76: 39-44

Finstein, M.S., Cirello, J., MacGregor, S.T. and Miller, F. C., 1980. Discussion of Haug, R.T. « Engineering principles of sludge composting », Journal of the Water Pollution Control Federation, 52: 2037-2042

Forsysth, W.G.C. and Webley, D.M., 1948. The microbiology of composting II. A study of the aerobic thermophilic bacterial flora developing in grass. Composts. Proc. Soc. Appl. Bact. 3: 34-39

Garland, G.A., Grist, T.A. and Green, R.E., 1995. The compost story: from soil enrichment to pollution remediation. Biocycle 53-56

Garrido, F., Henault,C., Gaillard., H. and Germon, J.C., 2000. Inhibitory capacities of acetylene on nitrification in two agricultural soils. Soil Biology &Biochemistry 32: 1799-1802

Génermont, S., 1996. Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole. Th. Doctorat: Physico-chimie de l'Atmosphère, Univ. Paul Sabatier, Toulouse, France, XL + 331 pp

Gobat, J.-M., Aragno, M. and Matthey, W., 1998. Le sol vivant: Bases de pédologie, biologie des sols. Presses polytechniques et universitaires romandes, CH-1015 Lausanne, 519 pp

Golouke, C.G., 1991. Principles of composting. In: The staff of Biocycle Journal of Waste Recycling. The art and science of composting. The JG Press Inc., Pennsylvania, USA, pp. 14-27

Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V.R ., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schröder M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Scholtens, R. and Wathes, C.M., 1998. Concentration and emission of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. J. agric. Engng. Res. 70: 79-95

Hadar, Y. and Mandelbaum, R., 1992. Suppressive compost for biocontrol of soil borne plant pathogens. Phytoparasitica. 20 (suppl): 113-116

Haug, R.T., 1993. The Practical Handbook of composting Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA. pp. 124-125

Haug, R.T., 1980. Compost Engineering. Ann Arbor Science, Michigan

He, Yaowu, Inamori, Yuhei, Mizuochi, Motoyuki, Kong, Hainan, Iwami, Norio and Sun, Tieheng, 2000. Measurements of N_2O and CH_4 from the aerated composting of food waste. The Science of the Total Environment 254: 65-74

Hellebrand, H.J., 1998. Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. J. Agric. Engng. Res. 69: 365-375

Herbert, R.A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. FEMS Microbiology Reviews, 23: 563-590

Hochstein, L.I. and Tomlinson, G., A., 1988. The enzymes associated with denitrification. Annual Review of Microbiology 42: 231-261

Hooper, A.B. and Terry, K.R., 1979. Hydroxylamine oxydoreductase of *Nitrosomonas* production of nitric oxide from hydroxylamine. Biochimica et Biophysica Acta 571: 12-20

Hopkins, D.W., Dundee, L., Webster, E.A. and Simek, M., 1997. Production et consommation biologiques de protoxyde d'azote dans les sols. Eur. J. Soil Biol. 33 (3): 145-151

Hopkins, D.W., Wheatley, R. E. and Robinson, J., 1998. Stable isotope studies of soil nitrogen. In: H. Griffiths (ed.). Stable Isotopes and the Integration of Biological, Ecological and Geochemical Processes. Oxford. Bios Scientific Publishers, pp. 75-88

Houdijk, A. L. F. M. and Roelofs, J. G. M., 1991. Deposition of acidifying and eutrophicating substances in Dutch forests. Acta Bot. Neerl., 40: 245-255

Humer, M.P.E. and Lechner, P.P.E., 1999. Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. Waste Manage. Res. 17: 443-452

Husted, S., 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry manures. J. Environ. Qual. 23: 585-592

Hwang, S. and Keisuke, H., 2000. Effects of oxygene concentration and moisture content of refuse on nitrification, denitrification and nitrous oxide production. Bioresource Technology 71: 159-165

Ihnat, M. and Fernandes, L., 1996. Trace elemental characterization of composted poultry manure. Bioresource Technology 57: 143-156

Insam, H., Amor, K. and Crepaz, C., 1996. Changes in functional abilities of the microbial community during composting of manure. Microb. Ecol. 31: 77-87

IPPC, 1995. Houghton, J.T., Jenkins, G.J. and J.J. Ephraums (eds). Climate Change: The Science of Climate Change. Cambridge. Cambridge University Press, Cambridge

Itävaara, M., Venelampi, O. and Karjomaa, S., 1995. Testing methods for determining the compostability of packaging materials. In: Barth, J. (ed.). Proceedings of Biological Waste Management «Wasted Chance» BWM Infoservice, Germany

Jakobsen, S.T., 1992. Chemical reactions and air change during decomposition of organic matters. Resources, Conservation and Recycling. 6: 259-266

Jakobsen, S.T., 1993. Water balance and aeration of a compost heap during decomposition. In: Proceedings of the International Recycling congress, 1993. Geneva, Switzerland. pp. 78-82

Jetten, M. S. M., Logemann, S., Muyzer G., Robertson, L. A., de Vries, S., Van Loosdrecht, M. C. M. and Kuenen, G., 1997. Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. Antonie van Leeuwenhoek 71: 75-93

Kaiser, M., 1983. L'analyse de la microbiologie du compost. 1ère partie. Compost information, 12: 9-13

Kakezawa, M., Mimura, A. and Takahara, Y., 1990. A two step composting process for woody resources. J. Fermentation Bioeng., 70: 173-176

Keeney, D.R., 1988. Inhibition of nitrification in soils. In: J.I. Posser (ed.). Nitrification, Society of General Microbiology, IRL Press, Washington DC, pp. 99-115

Khalil, M. A. K. (ed.), 1991. Atmospheric Methane : Sources, Sinks, and Role in "Global Change". Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York

Kirchmann, H. and Witter, E., 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. Plant and soil 115: 35-41

Kirchmann, H. and Widen, P., 1994. Separately collected organic household wastes. Swedish J. Agric. Res. 24: 3-12

Kissel, J.C., Henry, C.L. and Harrison, R.B., 1992. Potential emissions of volatile and adorous organic compounds from municipal solid waste composting facilities. Biomass and Bioenergy 3 (3-4): 181-194

Klamer, M. and Baath, E., 1998. Microbial community dynamics during composting of straw material studied using phospholipid fatty acid analysis. FEMS Microbiology Ecology 27: 9-20

Klamer, M. and Socchting, U., 1998. Fungi in a controlled compost system-with special emphasis on the thermophilic fungi. In: R.A.K. Szmidt (ed.). Proc. IS Composting and Use Composted Materials. Acta Hort. 469, ISHS, pp. 405-413

Klamer, M., Eiland, F., Lind , A.-M., Leth , J.J., Iversen, L., Sochting, U. and Baath., E., 2000. Changes in chemical composition and microbial biomass during composting of straw and pig slurry. In: P.R. Warman and B.R. Taylor (eds). Proceedings of the International Composting Symposium (ICS'99), September 19-23, 1999, Dartmouth/Halifax, Nova Scotia, Canada. CBA Press Inc., Truro, NS, Canada

Klemedtsson, L. and Hansson, G.I., 1990. Methods to separate N2O produced from denitrification et nitrification. In: Proceedings of the International Workshop on Denitrification Soil, Rhizosphere and Aquifer. Giessen, FRG, March 17-19, 1989

Knowles, R., 1982. Denitrification. Microbiological Reviews 46: 43-70

Laine, M.M., Haario, H. and Jorgensen, K. S., 1997. Microbial functional activity during composting of chlorophenol - contaminated sawmill soil. Journal of Microbiological Methods 30: 21-32

Lal, R. and Kimble, J.M., 2000. Tropiocal ecosystems and the global C cycle. In: R. Lal, J.M. Kimble and B.A. Stewart (eds). Global climate change and tropical ecosystem, CRC Press LLC, London

Laudenbach, V., Mantz, J. and Desmonts, J.M., 1999. Comprendre la biologie moléculaire. Ann. Fr. Anesth. Réanim. 18: 725-747

Lavoie, J., Marchand, G., Drolet, J.Y. and Gringsras, G., 1995. Biological and chemical contamination of the air in a grower-finisher pig building using deep-litter systems. Can. Agric. Eng. 37: 195-203

Lazzari, L. L., Sperni, L., Bertin, P. and Pavoni, B., 2000. Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micro polluant concentrations during sewage sludge composting processes. Chemosphere 41: 427-435

Le Droff, E., 2000. Bilan global des emissions d'azote gazeux d'origine agricole en Bretagne. Plan Régional Qualité de l'Air. Chambre d'Agriculture Bretagne, 95 pp

Lei, F. and Vandergheynst, J.S., 2000. The effect of microbial inoculation and pH on microbial community structure changes during composting. Process Biochemistry 35: 923-929

Lensi, M., Domenach, A.M. and Abbadie, L., 1992. Field study of nitrification and denitrification in a wet savanna of West Africa (Lamto, Cote d'Ivoire). Plant and Soil 147: 107-113

Lescure, C., Gamard, P., Pidello, A. and Lensi, R., 1990. Effect of oxygen on soil denitrifying expression and potential. . In: G. Benckiser, N.N. Goswani, J.C.G. Ottow, R.K. Thaur and G. Trolldenier (eds). Proceedings of the International Workshop on Denitrification Soil, Rhizosphere and Aquifer, Giessen, FRG, March 17-19, 1989

Lückemeyer, M., 2000. Political dimension of greenhouse gas mitigation in agriculture. In: A. Freibauer and M. Kaltschmitt (eds). Biogenic emissions of greenhouse gases caused by arable and animal agriculture-processes, inventories, mitigation. Proceedings of the International Conference at Stuttgart, Germany, 13-15 October 1999

Malone, J.P., Stevens, R.J. and Laughlin, R.J., 1998. Combining the ^{15}N and acetylene inhibition techniques to examine the effect of acetylene on denitrification. Soil Biol. Biochem., 30(1): 31-37

Mariotti, A., 1997. Quelques reflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In: G. Lemaire and B. Nicolardot (eds). Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA, Paris, France, pp. 9-24

Martikainen, P.J. and DeBoer, W., 1993. Nitrous oxide production and nitrification in acidic soils from a Dutch conferous forest. Soil Biol. Bioch., 25: 343-347

Matthies, C., Griebhammer, A., Schmittroth, M. and Drake, H. L., 1999. Evidence for involvement of gut-associated denitrifying bacteria in emission of nitrous oxide (N_2O) by earthworms obtained from garden and forest soils. Appl. environ. Microbiol. 65: 3599-3604

Mazé, J., Mélec, D. and Théobald, O., 1996. Le compostage du lisier de porc sur différents supports carbonés et selon deux modes d'aération. Journées Rech. porcine en France 28: 231-240

McKinley, V.L. and Vestal, J.R., 1985. Biokinetic analyses of adaptation and succession: Microbial activity in composting municipal sewage sludge. Appl. Environ. Microbiol. 47: 933-941

McKinley, V.L. and Vestal, J.R., 1985. Effects of different temperature regimes on microbial activity and biomass in composting municipal sewage sludge. Can J. Microbiol., 31: 919-925

Michel, F. C., Reddy, C. A., and Forney, L. J., 1995. Microbial degradation and humification of the lawan care pesticide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid during the composting of yard trimmings. Appl. environ. Microbiol. 61: 2566-2571

Miller , F.C., Macauley, B.J. and Harper, E.R., 1991. Investigation of various gases, pH and redox potential in mushroom composting Phase I stacks. Aus.J.Exp.Agric. 31: 415-425

Misselbrook T.H., Balsdon, S., Pain, B.F., Gibbs, P.A., Parkinson, R. J., 2000. Gaseous emissions from on-farm composting of cattle farm yard manure. In: F. Sangiorgi (ed.). Proceedings of the Ninth International Workshop of the European Cooperative Research Network Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture. Gargnano (BS), Italy, 6-9 September 2000. University of Milan, Italy, pp. 373-375

Moal, J. F., 1995. Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage. CEMAGREF Dicova, Antony, France. 232 pp

Monaghan, R.M. and Barraclough, D., 1993. Nitrous oxyde and dinitrogen emissions from urine affected soil under controlled conditions. Plant Soil, 151: 127-138

Mondini, C., Chiumenti, R., Borso, F. da, Leita L. and Nobili, M. de, 1996. Changes during processing in the organic matter of composted and air-dried poultry manure. Bioresource Technology 55: 243-249

Morand, P., Baron, S. and Yulipriyanto, H., 1999. Détermination de la nature et quantification des gaz émis lors du compostage de mélanges d'effluents d'élevage et déchets ligno-cellulosiques, en relation avec les populations et les activités microbiennes de ces mélanges.

Rapport Final, Convention n° 9875026, Université de Rennes 1, 4 Vaulx-Jardin, COOPAGRI-Bretagne, 115 pp

Morand, P., Baron, S., Yulipriyanto, H. and Robin, P., 2000. Gaseous emissions during composting of poplar bark-poultry dung mixtures. First Results. In : P. R.Warman and B. R. Taylor (eds). Proceedings of the International Composting Symposium (ICS'99), September 19-23, 1999, Dartmouth/Halifax, Nova Scotia, Canada. CBA Press Inc., Truro, NS, Canada, pp. 544-570

Morard, V., 2000. Emissions of biogenic greenhouse gases from agriculture: political background and a Européan perspective. In: A. Freibauer and M. Kaltschmitt (eds). Biogenic emissions of greenhouse gases caused by arable and animal agriculture-processes, inventories, mitigation. Proceedings of the International Conference at Stuttgart, Germany, 13-15 October 1999

Morvan, T., Dach, J. and Cellier, P., 1998. Estimating ammonia losses during the composting of farmyard manure, using closed dynamic chambers. In: J. Martinez and M.N. Maudet (eds). Proceedings of the 8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture. Ramiran 98, 26-29 May 1998, Rennes. FAO-Cemagref Editions. 427-432

Müller, C., Sherlock, R.R. and Williams, P.H.,1998. Field method to determine N_2O emission from nitrification and denitrification. Biol Fertil Soils 28: 51-55

Mustin. 1987. Le compost. Gestion de la matière organique. Dubusch. F. Paris 951 pp

Nakasaki, K., Sasaki, M., Shoda, M. and Kubota, H., 1985. Change in Microbial Numbers during Thermophilic Composting of Sevage Slude with Reference to CO_2 Evolution Rate. Applied and Environmental Microbiology, 49: 37-41

Ozores-Hampton, M., Bryan, H.H. and McMillan, R., 1994. Suppressing diseases in field crops. Biocycle 35(7): 60-65

Pain, B., 1999. Gaseous pollutants from organic waste use in agriculture. In: 8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture. J. Martinez and M.N. Maudet (eds). Cemagref Editions, pp. 233-246

Pel, R., Gottschal, J. C. and Zwart, K. B., 1990. Application of a pO_2-auxostat as a model in thermophilic composting of manure at low partial pressures of oxygen. In: J.J. dekkers, H.C. van der Plas and D.H. Vuijk (eds). Agricultural biotechnology in focus in The Netherlands. PUDOC, Wageningen, The Netherlands, pp. 243-250

Pelmont J., 1998. Bactéries et environnement. Adaptations physiologiques. Presses Universitaires de Grenoble, B.P. 47X, Grenoble, France. IV-900 pp

Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schröder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Grootkamp, P.W.G., Uenk, G.H., Scholtens, R., Metz, J.H.M. and Wathes, C.M., 1998. The development of robust methods for measuring concentrations and emission rates of gaseous and particulate air pollutions in livestock buildings. J. agric. Engng Res. 70: 11-24

Poincelot, R. P., 1972. Biochemistry and methodology of composting. Connecticut Experiment Station Bull. 727: 1-38

Polprasert, C., 1989. Composting. In: Organic Waste Recycling. John Wiley & Sons, New York, NY, USA. p. 66

Renault, P., Parry, S., Sierra, J. et Bidel, L., 1997. Les transferts de gaz dans les sols, implications environnementales et agronomiques. Courrier de l'Environnement de l'INRA n°32

Richardson, D. J., and Watmough, N. J., 1999. Inorganic nitrogen metabolism in bacteria. Current Opinion in Chemical Biology 3: 207-219

Robertson, F. A. and Morgan, W. C., 1995. Mineralization of C and N in organic materials as affected by duration of composting. Aust. J. Soil Res. 33: 511-524

Rossum, J.R. and Villaruz , P.A., 1963. Determination of ammonia by the indophenol method. S. Amer. Water Works Ass., 55: 657-658

Rynk, R., Van de Kamp, M., Willson, G. B., Singley, M. E., Richard, T. L., Kolega, J. J., Gouin, F. R., Laliberty, JR. L., Kay, D., Murphy, D. W., Hoitink, H. A. J. and Brinton, W. F., 1992. In:

R. Rynk (ed.). On-farm composting handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, NRAES-54, Ithaca, New York, 186 p

Schlegel, H.G., 1992. Allemeine Mikrobiologie. 7th ed. Thieme Verlag, Stuttgart, New York

Skiba, U., Smith, K.A. and Fowler, D., 1993. Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil. Soil Biol. Biochem., 25: 1527-1536

Sommer, S.G. and Dahl, P., 1999. Nutrient and balance during the composting of deep litter. J. agric. Engng Res. 74: 145-153

Sommer, S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. European Journal of Agronomy 14: 123-133

Strom, P. F., 1985. Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. Applied and Environmental Microbiology 50: 899-905

Stutzenberger, F.J., 1971. Cellulase production by *Thermomonospora curvata* isolated from municipal solid waste composts. Appl. Microbiol. 22 (2): 147-152

Tam, N.F.Y., and Tiquia, S.M., 1999. Nitrogen transformation during co-composting of spent pig manure, sawdust litter and sludge under forced-aerated system. Environmental Technology 20: 259-267

Théobald, O., 1994. L'élevage de porcs sur litière: Compte rendu du colloque de Rosmalen 21-22 septembre 1992, Techni-porc 16193: 39-42

Tiedje, J.M., Sextone, A.J., Myrold, D.D. and Robinson, J.A., 1982. Denitrification: ecological niches, competition and survival. Antonie van Leeuwenhoek, 48: 569-583

Tiedje, J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In : A. J. B. Zehnder (ed.). Biology of Anaerobic Microorganisms. John Wiley & Sons. New York. pp. 179-244

Tiquia, S.M. and Tam, N.F.Y., 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. Environmental Pollution 110: 535-541

Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y. and Hodgkiss, I.J., 1998. Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. Agriculture, Ecosystems and Environment 67: 79-89

Tricot, G., 1999. Maîtrise des émissions azotées lors du compostage de fumier de volailles. Mémoire de fin d'études. Ecole Supérieure d'Agriculture d'Angers, Angers, France. 118-XLII pp

Tricot G., Aubert, C., Robin, P. and Bline, D., 1999. Maîtrise des émissions azotées lors du compostage de fumier de volailles. Sciences et Techniques Avicoles 31: 25-31

Trogler, W. C., 1999. Physical properties and mechanisms of formation of nitrous oxide. Coordination Chemistry Reviews 187: 303-327

Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka and A., Itävaara, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. Bioresource Technology 72: 169-183

Van den Weghe, H., Zhou, S. and Zaied, H., 2000. Gaseous emission control by composting pig slurry in an aerated static reactor - influence of several physical parameters on gaseous emissions. In: 9th international workshop of the European cooperative research network Recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture. Gargnano (BS), Italy, 6-9 Sept 2000. Abstr papers. University of Milan, Italy, p 106

Verstraete, W. and Philips, S. 1998. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. Environmental Pollution 102 (S1): 717-726

Waksman, S.A. and Cordon, T.C., 1939. Thermophilic decomposition of plant residues and in composts by pure and mixed cultures of microorganisms. Soil Sci. 47 (3): 37-61

Waksman, S.A., Cordon, T.C. and Hulpoi, N., 1939. Influence of temperature upon the microbiological population and decomposition processes in composts of stable manure. Soil Sci. 47: 83-114

Webster, E.A. and Hopkins, D.W., 1996. Contribution from different microbial processes to N_2O emission from soil under different water regimes. Biol. Fert. Soils 22: 331-335

Witter, E and Lopez-Real, J., 1998. Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in adsorbing the volatised ammonia. Biol. Wastes 23: 279-294

Ye, R.W. and Thomas, S.T., 2001. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. Current Opinion in Microbiology, 4: 307-312

Yoshinari T and Knowles, R., 1976. Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. Biochem Biophys Res Comm 69: 705-710

Yulipriyanto H., Morand P., Robin P., Tricot G. and Aubert C., 2002. Effect of Additives on the Nitrification-Denitrification Activities During Composting of Chicken Manure. In: H. Insam, N. Riddech and S. Klammer (eds). Microbiology of Composting. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York. pp. 247-261

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. and de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. Bio Cycle 22: 54-57

Résumé

La prise de conscience de l'importance de la gestion des déchets et de la préservation des ressources a conduit de plus en plus d'acteurs du monde agricole à s'intéresser au compostage comme mode de traitement d'effluents d'élevage ou de boues de stations d'épuration. Les filières d'utilisation de ces substrats, épandage, compostage ou autre, doivent donc être comparées. On sait en effet que l'agriculture est responsable d'une part importante des émissions d'ammoniac (NH_3) et de protoxyde d'azote (N_2O) et ainsi, indirectement ou directement, de l'augmentation de la concentration de N_2O dans l'atmosphère.

Trois séries d'expérimentations ont été menées respectivement sur des mélanges d'écorces de peuplier et de fientes de poules pondeuses, sur du fumier de poulet sans ou avec additifs et sur un mélange de paille et de boues de station d'épuration rurale, en parallèle avec un nouveau mélange d'écorces et de fientes.

La première a permis de mesurer les émissions de gaz azotés d'un andain (25 m^3) en cours de compostage. Elles étaient de 50% environ de l'azote initial sous forme N- NH_3 et de moins de 1% sous forme N-N_2O. La production de N_2O était associée à des activités de nitrification/dénitrification et avait principalement lieu en phase de maturation. La seconde a révélé, pour du compostage de courte durée (1,5 mois) et en taille expérimentale (2 m^3), les conditions dans lesquelles les émissions de NH_3 et de N_2O étaient les plus fortes ou les plus faibles et lesquelles favorisaient l'activité de dénitrification des micro-organismes. L'augmentation du rapport carbone/azote et l'addition de composés ou microorganismes adéquats font passer les pertes en N-NH_3 de 55 à 7% de l'azote initial. Leur effet sur la libération de N_2O (0,2-0,9%) dépend de nombreux facteurs. La troisième a montré que les andains de compostage (10 et 25 m3) devaient être considérés comme des écosystèmes à part entière composés de différents compartiments (grossièrement entrée, fond, sortie et croûte) où les populations microbiennes s'organisent différemment, l'entrée étant productrice de N_2O, le fond et la sortie, producteurs, en équilibre ou consommateurs suivant les moments. La taille de l'andain en expérimentation est donc une donnée capitale pour considérer les résultats comme représentatifs de la réalité.

Abstract

The awakening of the importance of the waste management and the safeguarding of resources led actors of the agricultural world more and more to be interested in composting as a mode of waste processing of breeding effluents or mud of wastewater treatment plants. The ways of use for these substrates, spreading, composting or other, must thus be compared. One knows indeed that agriculture is responsible for a significant share of the ammonia (NH_3) and nitrous oxide (N_2O) emissions and thus, indirectly or directly, of the increase in the atmospheric N_2O concentration.

Three series of experiments were carried out respectively on mixtures of poplar barks and poultry dung, on chicken manure without or with additives and on a mixture of straw and rural wastewater treatment mud, in parallel with a new mixture of barks and dung.

The first one allowed to measure the nitrogenous gas emissions of a pile (25 m^3) in the course of composting. They were 50% approximately of initial nitrogen in N-NH_3 form and less than 1% in N-N_2O form. The production of N_2O was associated with activities of nitrification/denitrification and took place mainly in the maturation phase. Second revealed, for composting of short duration (1,5 months) and of experimental size (2 m^3), the conditions in which the N_2O and NH_3 emissions were strongest or weakest and which of them supported the denitrification activity of micro-organisms. The increase of the carbon/nitrogen ratio and the addition of adequate micro-organisms or compounds result in the decrease of the N-NH_3 losses from 55 down to 7% of initial nitrogen. Their effect on the N_2O release (0,2-0,9%) depends on many factors. Third showed that the composting piles (10 and 25 m^3) must be considered as thorough ecosystems composed of different compartments (coarsely inlet, bottom, outlet and crust), where the microbial populations organize differently, the input being producer of N_2O, the bottom and the output, producer, consumer or both, according to the moment. The size of the pile in experimentation is thus a capital data to obtain results which are representative of reality.

Eh Oui c'est ...
Mais....C'est la vie
It's your turn
COMPOST
C'est à ton tour