



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du
DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse (INSA Toulouse)

Discipline ou spécialité :

Génie des Procédés et Environnement - GPE

Présentée et soutenue par :

Didier OUDART

le : 8 novembre 2013

Titre :

Modélisation de la stabilisation de la matière organique et des émissions gazeuses au cours du compostage d'effluents d'élevage

JURY

Renaud ESCUDIE - Chargé de Recherche - INRA

François GAUVRIT - Directeur Général - Crête d'Or Entreprise

Jean-Marie PAILLAT - Chercheur - CIRAD

Paul ROBIN - Chargé de Recherche - INRA

Anne TREMIER - Ingénieure de Recherche - IRSTEA

Ecole doctorale :

Mécanique, Energétique, Génie civil et Procédés (MEGeP)

Unité de recherche :

Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Biologiques et Procédés

Directeur(s) de Thèse :

Etienne PAUL - Professeur - INSA Toulouse

Rapporteurs :

Pierre BUFFIERE - Directeur de Recherche - INSA Lyon

Sabine HOUOT - Directrice de Recherche - INRA

Résumé détaillé

Le compostage est un procédé aérobie de stabilisation de la matière organique (MO). La production de chaleur biologique et les transformations de la MO conduisent à des émissions gazeuses polluantes (NH_3 , N_2O , CH_4). Dans le cas d'effluents d'élevage riches en azote utile pour la fertilisation, une part de l'azote peut être perdue sous forme non polluante (N_2). De même, les émissions de CO_2 et H_2O contribuent majoritairement à la perte de masse mais sont considérées comme des pertes gazeuses non polluantes. Ce traitement appliqué aux effluents d'élevage permet après épandage de stocker le carbone dans le sol et d'apporter de l'azote progressivement aux cultures. La variété des pratiques et les différences de nature des substrats modifient la vitesse de dégradation de la MO, la qualité finale du compost produit et la part d'émissions sous forme de polluants gazeux. Dans le cas du compostage des effluents d'élevage en andain, le climat influence les résultats d'un procédé donné. L'optimisation du procédé pour concilier des objectifs industriels, agronomiques et environnementaux nécessite la prédiction de ces transformations par modélisation ou la réalisation d'essais empiriques accompagnés de mesures des émissions gazeuses et de la qualité du produit.

Cette thèse analyse les interactions entre les processus biologiques, biochimiques, physico-chimiques et thermodynamiques majeurs à l'origine de la stabilisation de la MO et des émissions gazeuses de CO_2 , H_2O , NH_3 et N_2O . Elle se focalise sur le compostage par aération passive en andain. La méthode s'appuie sur la modélisation dynamique, semi-empirique, du procédé et sur des expérimentations sur des andains de petite taille. Ce travail apporte également des recommandations pour adapter le modèle aux contraintes opérationnelles du procédé et permettre son utilisation à l'échelle industrielle.

Dans un premier temps, l'impact des interactions entre les facteurs clés du compostage, soit la biodégradabilité du carbone, la disponibilité de l'azote, l'humidité et la porosité, sur la cinétique et la stœchiométrie des émissions gazeuses est analysé en conditions de climat constant (dispositif expérimental de l'INRA de Rennes). La répétabilité des mesures caractérisant le processus du compostage a été quantifiée par le suivi de trois andains identiques d'un mélange de lisier de porc et de paille de blé dans ce même dispositif expérimental. Les résultats des bilans de masse et des cinétiques d'émissions gazeuses et de températures ont montré que : (i) les processus mis en jeu lors du compostage conduisent à des émissions et à des bilans de masse répétables (respectivement 3 à 11% pour les émissions

de CO_2 , H_2O , NH_3 et 1 à 5% pour les pertes de C et H_2O) lorsque les conditions initiales et la conduite du procédé sont identiques et (ii) les bilans massiques sont essentiels afin de valider les calculs d'émissions gazeuses, la mesure de ces dernières ayant une incertitude plus élevée. Les effets des conditions initiales (nature du mélange, teneur en eau, volume et porosité libre à l'air) sur les cinétiques et la stœchiométrie des émissions gazeuses dépassent les incertitudes liées à la répétabilité des conditions initiales. Une hiérarchie des effets simples et combinés a été proposée à partir de ces observations : l'effet de la porosité couplé à celui de l'humidité joue le rôle majeur dans la régulation des transformations de la MO et des émissions gazeuses.

Huit situations de compostage en andain de litières de volailles ont été suivies sur la plateforme de compostage de l'entreprise Couvée d'Or à la Réunion. Les émissions gazeuses (CO_2 , H_2O , NH_3 , N_2O , CH_4) ainsi que les cinétiques de températures internes ont été mesurées en continu sur des périodes variant de 20 à 80 jours. Les effets observés de la porosité (tassement du fumier), de l'humidité et du type de structurant sur les transformations de la MO confirment les observations en conditions contrôlées. Toutefois, l'effet de la porosité sur les émissions de N_2O et CH_4 est différent selon qu'on l'observe avant ou après une première séquence de compostage et un retournement. La hiérarchie des effets proposée précédemment doit être complétée par d'autres caractéristiques biochimiques ou microbiologiques. La reproductibilité (intermédiaire) du compostage d'un fumier de volaille (même site d'élevage, périodes différentes) conduit à des différences de bilan de masse supérieures aux différences résultant des effets de la porosité ou de l'humidité. En conséquence, lorsque les paramètres du modèle sont choisis a priori (à partir de la connaissance des substrats), sans calage à partir de cinétiques observées, on s'attend à ce que le modèle semi-empirique prédise correctement des différences entre pratiques de compostage, par exemple l'effet du tassement sur l'émission ammoniacale. En revanche on s'attend à ce que le modèle prédise moins bien les valeurs absolues d'émissions, par exemple en comparant les émissions ammoniacales observées et simulées.

Dans un deuxième temps, un modèle dynamique de compostage a été développé simulant la stabilisation du carbone et de l'azote ainsi que les émissions gazeuses de CO_2 , H_2O , NH_3 , N_2O et N_2 . Ce modèle est composé de quatre modules couplés. Le premier simule les cinétiques d'oxydation de la MO (diminution de la DCO) par une population microbienne hétérotrophe produisant du dioxyde de carbone (CO_2) et de la chaleur. Le deuxième décrit les

échanges thermiques (convectifs, conductifs, latents) se déroulant lors du compostage, à l'origine de l'aération naturelle de l'andain et des cinétiques de températures internes et d'évaporation de l'eau (H₂O). Le troisième module décrit le transfert d'oxygène au sein de l'andain modulé par la porosité et l'humidité. Le quatrième module simule les transformations et la stabilisation de l'azote ainsi que les cinétiques d'émissions ammoniacales (NH₃) et de protoxyde d'azote (N₂O). Les couplages entre modules sont pérés par des « fonctions de limitation » des transformations. Ces fonctions de limitation dépendent de la température, de l'humidité, de l'O₂ disponible et de l'azote disponible. Le système représentant un andain de compostage en aération passive est considéré comme homogène en termes de composition et de caractéristiques thermiques. L'andain est décrit à chaque pas de temps par 44 variables d'état. Son évolution mobilise 60 paramètres. 46 ont été déterminés à partir de la littérature ou des expérimentations. 14 sont spécifiques de chaque andain, respectivement 4, 3, 1, 6 paramètres pour les modules DCO, thermique, oxygénation et azote. Leur calibration permet de reproduire le bilan de masse et les cinétiques observées.

Lors de la phase thermophile, le facteur limitant le plus rapidement l'organisation de la MO par la biomasse est la disponibilité de l'azote. Ce résultat original contraste avec l'idée *a priori* de l'abondance de l'azote dans les effluents d'élevage et montre le potentiel de réduction des émissions ammoniacales à travers la production d'azote organique. L'abaissement de la porosité entraîne une diminution des pertes gazeuses. Lorsque cette baisse induit une augmentation des échanges aux interfaces solide/liquide/gaz on peut s'attendre à une augmentation de l'organisation de la MO et à la transformation dans les zones aérobies de l'ammoniac et du méthane issus des sites anaérobies. Prédire l'effet de la compaction sur la cinétique de température à cœur n'est pas trivial. Celle-ci augmente les pertes de chaleur de l'andain par conduction mais réduit celles par convection ainsi que l'apport d'oxygène nécessaire au métabolisme thermogénétique. Le fractionnement initial de la MO ainsi que la teneur initiale en biomasse microbienne sont les facteurs clés pour prédire les cinétiques d'organisation du carbone et de l'azote. Les paramètres spécifiques des émissions de CO₂ sont liés à la nature du substrat uniquement tandis que ceux du NH₃, de l'H₂O et du N₂O sont également liés aux caractéristiques physiques initiales de l'andain.

La modélisation devra être poursuivie par une amélioration des résultats de calibration. Une analyse statistique complémentaire des résultats est nécessaire pour relier les paramètres d'initialisation à la connaissance *a priori* de l'andain. Cette analyse peut en outre indiquer

quel gain de précision dans les prédictions peut être obtenu si ces paramètres choisis *a priori* sont recalibrés à partir de suivis de température ou de mesures de la perte de masse ou des émissions gazeuses. Le modèle ainsi achevé devra par la suite être validé en conditions semi-industrielles et industrielles, par la mise en place de nouvelles expérimentations. Les effets modélisés de la porosité, de l'humidité et du type de structurant sur les transformations de la MO permettent cependant d'envisager d'ores et déjà l'usage du modèle pour optimiser le compostage d'effluents d'élevage de manière qualitative.

Mots-clefs

Compostage d'effluents d'élevage, modélisation dynamique, bilan de masse, bilan thermique, stabilisation de la matière organique, azote, ammoniac, protoxyde d'azote.

Abstract

Composting is an aerobic process used to stabilize the organic matter (OM) which leads to the production of gaseous emissions (NH_3 , N_2O , CH_4 , CO_2) and the loss of nitrogen. The variety of the practices and the differences in nature of the substrates modify the kinetics of degradation of OM, the final quality of the produced compost and the share of emissions in the form of gaseous pollutants. To optimize the composting process, it is required to predict these transformations or to do some empirical test.

This thesis analyzes the interactions between the main biological, biochemical, physicochemical and thermodynamic processes which explain the OM stabilization and the gaseous emissions of CO_2 , H_2O , NH_3 , and N_2O . Focus is done on windrow composting with passive aeration. The method is based on dynamic semi-empirical modeling of the process and experimentations at semi-industrial scale.

In a first part, we analyzed the impact of the interactions between the key factors of composting, i.e. bioavailability of carbon and nitrogen, moisture and porosity, on the kinetics and the stoichiometry of the gaseous emissions. This analysis was based on data gathered in controlled conditions and on data observed on a platform located on La Réunion Island over periods ranging from 20 to 80 days. The hierarchy of the factors was established: the effect of porosity coupled with the effect of moisture plays the most important role in the regulation of the transformations of OM and the gas emissions. The effects of porosity, moisture and bulking agent on OM transformations observed on field conditions confirmed the observations in controlled conditions. The repeatability differences observed in controlled conditions on temperatures or mass balances were much lower than the repeatability differences observed in field conditions.

In the second part, a dynamic model of composting was developed simulating the stabilization of carbon and nitrogen as well as the emissions of CO_2 , H_2O , NH_3 and N_2O . This model is composed of four coupled modules. The first simulates the kinetics of oxidation of OM by a heterotrophic microbial population producing carbon dioxide and heat. The second describes heat exchange occurring during composting. These exchanges are at the origin of the passive aeration of the windrow and the internal kinetics of temperature and water evaporation. The third module describes the transfer of oxygen within the windrow modulated by porosity and moisture. The fourth module simulates the transformations and the stabilization of nitrogen as well as the kinetics of ammonia emissions (NH_3) and nitrous oxide (N_2O). The whole system representing a windrow of composting in passive aeration is considered as having homogeneous composition and thermal properties.

During the thermophilic phase, the first factor limiting the organization of OM is the availability of nitrogen. The decrease in porosity induces a reduction in the gas losses through the increase in the organization of OM. The initial OM fractionation and the initial microbial biomass are the key factors to predict the kinetics of organization of carbon and nitrogen. The parameters specific of the emissions of NH_3 , H_2O and N_2O are initialized according to the nature of the substrate and the physical characteristics of the windrow. The modelled effects of porosity, moisture content, bulking agent on the OM transformations can be used to develop the industrial use of the model to optimize the composting of animal effluents.

Keywords

Animal manure composting, dynamic modeling, mass balance, heat balance, stabilization of organic matter, nitrogen, ammonia, nitrous oxide.

Remerciements

Cette thèse CIFRE a été effectuée en partenariat avec Crête d'Or Entreprise, producteur de volailles à la Réunion, avec l'unité Sols hydro et Agrosystèmes Spatialisation de l'INRA de Rennes, avec l'unité Recyclage et Risque du CIRAD à la Réunion ainsi qu'avec le Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes biologiques et Procédés de l'INSA de Toulouse.

Je tiens tout d'abord à remercier Mr Gauvrit pour l'apport financier apporté à ce travail de recherche ainsi que pour la mise à disposition de la plateforme de compostage de Couvée d'Or pour mener à bien nos expérimentations, ainsi que pour sa patience lors de longues conversations techniques lors des différents comités ! Je remercie également Adeline Vion, Responsable R&D de Crête d'Or Entreprise pour son soutien moral et logistique tout ainsi que pour l'intérêt porté à ce travail tout au long de la thèse.

Je remercie également Etienne Paul, Professeur à l'INSA de Toulouse et Directeur de cette thèse, de m'avoir fait confiance pour réaliser ce travail de recherche ainsi que pour son apport très riche en termes de modélisation et de connaissances en respirométrie. Je remercie également très vivement Jean-Marie Paillat et Paul Robin, respectivement Responsable de l'unité Recyclage et Risque du CIRAD et Chargé de Recherche à l'UMR SAS de l'INRA Rennes, instigateurs de ce sujet de thèse pour m'avoir permis d'effectuer cette thèse et de m'avoir soutenu très fortement tout au long de ces années de travail. Les longues sessions de manipulation de fourche et de mise en place d'expé ainsi que les longues soirées de modélisations resteront pour toujours de très bons souvenirs. A vous trois, je vous envoie mes remerciements les plus chaleureux pour l'aide apportée et votre confiance même dans les moments les plus durs...

J'adresse également tous mes remerciements à Sabine Houot, Pierre Buffière, Renaud Escudié et Anne Tremier d'avoir accepté d'évaluer ce travail de thèse.

Je remercie également Marcel Lecomte, Armelle Racapé, Philippe Germain ainsi que tous les techniciens de l'UMR SAS qui ont participé de près ou de loin au traitement de nos échantillons. Je remercie également très chaleureusement Didier Baret, Géraud Moussard, Patrick Légier, Jocelyn Idmond du CIRAD pour le travail accompli sur la quantité astronomique d'échantillons de fumiers de volaille ! Un grand merci également à Géraud pour

ta bonne humeur et tous ces moments conviviaux échangés, au labo, à la machine à café, et en dehors du boulot !

Je remercie également l'ensemble du personnel de l'UMR SAS de l'INRA de Rennes et du CIRAD de la Station de la Bretagne à la Réunion pour le soutien moral, la vie partagée et pour certains le temps passé à explorer l'île intense !

Sommaire

Résumé détaillé.....	3
Abstract	7
Remerciements	9
Sommaire	11
Liste des figures	17
Liste des tableaux	21
Liste des notations	23
Introduction.....	27
Chapitre 1 : Étude bibliographique	35
1.1. Le compostage en général	35
1.1.1 Définition du compostage.....	35
1.1.2 Déroulement du compostage.....	36
1.1.3 Les paramètres du compostage.....	39
1.1.3.1 Diversité des paramètres	39
1.1.3.2 Température	41
1.1.3.3 Porosité libre à l'air	42
1.1.3.4 Humidité	43
1.1.3.5 Caractéristiques thermiques	43
1.1.3.6 Caractéristiques biochimiques	44
1.1.3.7 Effet global des paramètres sur la stabilisation de la matière	46
1.1.3.8 Effet global des paramètres sur les émissions gazeuses	47
1.2. Le compostage d'effluents d'élevage en France	47
1.2.1 Gisements d'effluents d'élevages.....	47
1.2.2 Intérêts du compostage.....	49
1.2.3 Le compostage des effluents d'élevage : un procédé de traitement parmi d'autres.....	51
1.2.4 Le compost : normes et usages	53
1.2.4.1 Usages des composts.....	53
1.2.4.2 Cadre réglementaire.....	55
1.3. Transformations de la matière organique et émissions gazeuses au cours du compostage	57
1.3.1 Successions de populations microbiennes	57
1.3.2 Stabilisation de la matière organique	58
1.3.3 Transformations et pertes gazeuses de l'azote	61

1.4. Etat de l'art de la modélisation.....	65
1.4.1 Les objectifs de modélisation.....	65
1.4.2 Les différentes approches de modélisation.....	66
1.5. Conclusion : besoin de connaissances complémentaires pour prédire les émissions gazeuses et la stabilisation de la MO lors du compostage en andain	69

Chapitre 2 : Hiérarchie des facteurs déterminant les émissions gazeuses au cours du compostage..... 75

2.1. Introduction	75
2.2. Présentation du jeu de données initial	77
2.2.1 Principes.....	77
2.2.2 Matériels et méthodes.....	79
2.2.2.1 Choix des constituants	79
2.2.2.2 Organisation des expérimentations.....	79
2.2.2.3 Dispositif expérimental et mesure des émissions gazeuses.....	81
2.2.2.4 Calcul des émissions gazeuses.....	83
2.2.3 Résultats expérimentaux.....	83
2.2.4 Questions en suspens à l'issue de ces expérimentations.....	85
2.3. Répétabilité du dispositif expérimental et du procédé de compostage	86
2.3.1 Démarche expérimentale.....	86
2.3.2 Matériels et méthodes.....	87
2.3.2.1 Matériaux utilisés et mise en tas.....	87
2.3.2.2 Echantillonnage et analyses	87
2.3.2.3 Mesure des émissions gazeuses	88
2.3.2.4 Evaluation de la répétabilité du dispositif expérimental.....	88
2.3.3 Résultats et discussions	89
2.3.3.1 Cinétiques de température.....	89
2.3.3.2 Cinétiques d'émissions gazeuses	90
2.3.3.3 Bilans massiques.....	92
2.3.3.4 Stabilisation de la matière organique	94
2.3.3.5 Volume et porosité	95
2.3.4 Conclusion	95
2.4. Variabilité des cinétiques d'émissions ammoniacales au cours du compostage (adapté de Oudart et al., 2010)	96
2.4.1 Introduction.....	96
2.4.2 Materials and methods	98
2.4.2.1 Model of ammonia emission	98
2.4.2.2 Simulations	99
2.4.3 Results.....	100
2.4.3.1 Simple effects	101
2.4.3.2 Combined effects.....	103
2.4.4 Discussion.....	104
2.4.4.1 Physical characteristics have more impact than biochemical characteristics	104
2.4.4.2 Macroporosity should be reduced, when nitrogen availability is high, to avoid high ammonia emission.....	105
2.4.5 Conclusion	106
2.5. Conclusions : répétabilité du compostage, hiérarchie des caractéristiques initiales sur les émissions, conséquences pour la modélisation	107

Chapitre 3 : Effet des pratiques de compostage en conditions représentatives d'une ferme commerciale..... 111

3.1. Introduction	111
3.2. Matériels et méthodes.....	113
3.2.1 Site de compostage.....	113
3.2.2 Situations de compostage étudiées.....	113
3.2.2.1 Choix des pratiques de gestion	113
3.2.2.2 Mise en place des andains	115
3.2.3 Dispositif expérimental de mesure des émissions gazeuses	117
3.2.4 Echantillonnage et analyses	120
3.2.5 Calcul des émissions gazeuses.....	121
3.2.6 Analyse statistique des pertes gazeuses.....	122
3.3. Résultats	123
3.3.1 Effets du tassement et de l'humectation sur les pertes d'eau et de MS.....	123
3.3.2 Effets du tassement, du retournement et de l'ajout d'eau sur les températures	125
3.3.3 Effets du tassement et de l'humectation sur les émissions de GES et d'ammoniac	127
3.3.4 Reproductibilité intermédiaire du processus de compostage.....	128
3.4. Discussion et conclusion : utilisation de modèles pour prédire l'effet d'un changement des pratiques de compostage	130

Chapitre 4 : Modélisation dynamique du compostage..... 135

4.1. Introduction	135
4.2. Enjeux de représentation	136
4.2.1 Prédire les spécifications du compost final.....	136
4.2.2 Prédire l'impact d'un changement de procédé sur l'atmosphère.....	137
4.2.3 Prédire les effets du climat	137
4.2.4 Conclusion : structure globale du modèle et démarche de modélisation	138
4.3. Module biodégradation.....	143
4.3.1 Objectifs du module et structure globale.....	143
4.3.2 Equations du module	144
4.4. Modules thermique et porosité	148
4.4.1 Objectifs de représentation et structure globale.....	148
4.4.2 Equations des modules thermique et porosité	149
4.4.2.1 Production de chaleur biologique et vaporisation de l'eau	150
4.4.2.2 Equilibre thermique et bilan de chaleur sensible	152
4.4.2.3 Calcul du débit d'air.....	154
4.4.2.4 Porosité et volumes d'eau, d'air et de MS.....	156
4.4.2.5 Oxygénation.....	157
4.5. Module azote	159
4.5.1 Objectifs et structure globale du module.....	159
4.5.2 Equations du module	161
4.5.2.1 Croissances microbiennes.....	161
4.5.2.2 Emission ammoniacale	165
4.5.2.3 Dénitrification et émissions de N ₂ et N ₂ O.....	166
4.6. Elaboration du compost final	169

4.7. Initialisation du modèle	174
4.7.1 Fractionnement de la matière organique	174
4.7.2 Fractionnement de l'azote	175
4.8. Conclusion.....	176
Chapitre 5 : Calibration du modèle	181
5.1. Introduction	181
5.2. Méthodes de calibration	182
5.2.1 Paramètres issus de la littérature	182
5.2.2 Paramètres issus de la calibration basée sur les expérimentations	183
5.2.2.1 Paramètres indépendants de la situation de compostage	184
5.2.2.2 Paramètres dépendant du substrat et de la géométrie de l'andain	186
5.2.3 Présentation des résultats.....	187
5.3. Résultats de la calibration pour les 11 tas	189
5.3.1 Comparaison des données expérimentales et simulées.....	189
5.3.1.1 Emissions de CO ₂ et de H ₂ O	189
5.3.1.2 Cinétiques de température.....	192
5.3.1.3 Emissions azotées	193
5.3.2 Discussions sur les valeurs des paramètres calibrés.....	196
5.3.2.1 Module biodégradation.....	196
5.3.2.2 Modules thermique et porosité	198
5.3.2.3 Module azote	200
5.4. Conclusions	201
5.4.1 Un modèle qui a été calibré en première approche	201
5.4.2 Un modèle qui, calibré en première approche, représente correctement les processus et leur dynamique	202
5.4.3 Des points importants à maîtriser pour assurer une représentativité du modèle et donc sa justesse	203
5.4.4 Des points importants pour renseigner sur des contraintes de qualité du compost et du compostage.....	204
5.4.5 Un modèle pour la prédiction des dynamiques et pour une aide à l'exploitant ?	205
Chapitre 6 : Analyse du modèle	209
6.1. Introduction	209
6.2. Les originalités du modèle développé	209
6.3. Influence des processus sur le déroulement du procédé.....	210
6.3.1 Limitation de l'apport d'oxygène.....	213
6.3.1.1 Connaissances apportées	213
6.3.1.2 Recommandations opérationnelles	214
6.3.2 Modulation de l'activité microbienne et maîtrise de la température interne	215
6.3.2.1 Connaissances apportées	215
6.3.2.2 Recommandations opérationnelles	217
6.3.3 Capacité d'évaporation de l'eau.....	218
6.3.3.1 Connaissances apportées	218
6.3.3.2 Recommandations opérationnelles	218
6.3.4 Volatilisation ammoniacale	219
6.3.4.1 Connaissances apportées	219
6.3.4.2 Recommandations opérationnelles	220

6.4. Conclusion : conditions pour améliorer les prédictions du modèle	220
Conclusion générale	225
Références bibliographiques.....	231
Annexes.....	241
Résumé.....	338

Liste des figures

Figure 1.	Phases du compostage caractérisées par la cinétique de température interne (d'après Mustin, 1987).....	37
Figure 2.	Trois phases (gaz, liquide, solide) en interactions dans le compostage, appréhendées à trois échelles (tas, agrégats, particules) ; d'après Trémier et al., (2009) cités par ADEME (2012a).....	40
Figure 3.	Insertion du compostage dans un projet de recyclage des déchets organiques (d'après ADEME, 2010).....	52
Figure 4.	Minéralisation de différentes MO et fourniture au sol de C et N ; d'après Chabaliér et al. (2006)	54
Figure 5.	Devenir d'une MO selon qu'elle est "homologuée", "normalisée" (usage sous la responsabilité de son utilisateur) ou sans statut (épandage sous la responsabilité de son producteur) ; d'après ADEME (2010)	56
Figure 6.	Processus de transformation de la matière organique en traitement biologique (d'après Boursier, 2003).....	59
Figure 7.	Les quatre voies de l'humification (Stevenson, 1994 ; cité par Albrecht, 2007).....	61
Figure 8.	Transformations de l'azote et mécanismes d'émission de N ₂ O et NH ₃ (d'après ADEME, 2012a) ; les numéros renvoient aux détails ci-dessous	63
Figure 9.	Structure globale des modèles dynamiques	68
Figure 10.	Schématisation des situations de compostage par rapport aux paramètres étudiés ; le processus de compostage tend à « rééquilibrer » les caractéristiques des substrats initiaux	78
Figure 11.	Situations de compostage (disponibilité du carbone et de l'azote, aération, porosité) du jeu de données initial (d'après Paillat et al., 2005a)	80
Figure 12.	Représentation schématique d'une cellule de mesure	81
Figure 13.	Représentation schématique d'un tas et positionnement des thermocouples.....	82
Figure 14.	Exemples de cinétiques de température et d'émissions ammoniacales obtenues pour 8 des 15 tas suivis en conditions contrôlées.....	84
Figure 15.	Positionnement de l'expérimentation de répétabilité du compostage dans le plan global des essais menés à la Halle expérimentale de Rennes	86
Figure 16.	Evolution des températures à cœur (gauche) pour les tas 1, 2 et 3 (respectivement montrés par un trait noir, des tirets et un trait gris). Coefficient de variations (droite) des températures mesurées en bas (trait noir), sur le côté (tirets noirs), à cœur (trait gris) et en haut (tirets gris) des trois tas répétés (Oudart et al., 2012).....	89
Figure 17.	Emission de dioxyde de carbone (en gC-CO ₂ h ⁻¹) durant la phase thermophile des tas 1 (trait noir), 2 (tirets noirs) et 3 (tirets gris), Oudart et al., (2012).....	90

Figure 18.	Cinétiques d'émission d'ammoniac (en g N-NH ₃ h ⁻¹) durant la phase thermophile des tas 1 (trait noir), 2 (tirets noirs) et 3 (tirets gris), Oudart et al., (2012).....	92
Figure 19.	Simulation of the cumulative NH ₃ -N emissions after 56 composting days (g kg ⁻¹ initial nitrogen) as a function of water content (kg water kg ⁻¹ wet weight) for four couples (C _{biodég} , N _{av}) (a, b, c, d) and for four dry matter densities : 100 (squares), 150 (diamonds), 200 (triangles) and 240 (circles) kg DM m ⁻³	102
Figure 20.	Vue générale du site de Couvée d'Or.....	111
Figure 21.	Silos de compostage Val'id® de Couvée d'Or.....	112
Figure 22.	Positionnement des expérimentations menées à Couvée d'Or (CO_x) dans le plan d'expérience global des essais de compostage menés pour la calibration du modèle, en termes de d _{MS} (en abscisse, en kgMS/m ³) et de rapport H ₂ O/MS (en ordonnée, en kgH ₂ O/kgMS).....	115
Figure 23.	Mise en place d'un andain.....	116
Figure 24.	Cellules de mesure des concentrations gazeuses pour deux andains.....	118
Figure 25.	Représentation schématique du dispositif expérimental de mesures d'émissions gazeuses.....	120
Figure 26.	Cinétiques internes des températures pour les tas CO_A (a, trait noir plein), CO_B (a, pointillés noirs), CO_C (a, trait gris plein), CO_D (a, pointillés gris), CO_E (b, trait noir plein), CO_F (b, pointillés noirs), CO_G (b, trait gris plein), et CO_H (b, pointillés gris) en haut (figures 1), à cœur (figures 2) et en bas (figures 3) des tas.....	126
Figure 27.	Représentation conceptuelle du modèle - Processus majeurs et objectifs de modélisation des différents modules représentés (flèches : interactions entre les modules).....	139
Figure 28.	Représentation schématique des processus du module biodégradation (gauche : dynamiques de consommation d'oxygène (OUR) et d'émissions de CO ₂ à la température interne globale ; droite : structure générale du module biodégradation).....	143
Figure 29.	Structure globale des modules thermique et porosité.....	149
Figure 30.	Représentation du partage partLat de chaleur biologique entre la chaleur latente et la chaleur sensible.....	151
Figure 31.	Représentation du paramètre de perméabilité K.....	156
Figure 32.	Représentation du paramètre d'efficacité de diffusion de l'oxygène dans le biofilm (peffO ₂) ; ce paramètre représente la diminution de la diffusion gazeuse au sein d'un andain lorsque l'on passe d'une distribution homogène de la porosité connectée à l'air extérieur à une distribution hétérogène avec une taille croissante des agrégats dont le biofilm est déconnecté de l'air extérieur.	158
Figure 33.	Structure globale du module azote.....	160
Figure 34.	Représentation schématique du bilan massique d'un andain.....	169

Figure 35.	Répartitions des paramètres selon la méthode de calibration.....	182
Figure 36.	Tas sélectionnés pour la présentation des résultats de calibration.....	188
Figure 37.	Comparaisons des cinétiques d'émissions simulées (noir) et observées (gris), instantanées (trait plein) et cumulées (tirets) pour le dioxyde de carbone (haut) et la vapeur d'eau (bas).....	191
Figure 38.	Comparaisons des cinétiques de température simulées (noir) et observées (gris), à cœur (trait plein) et en haut du tas (tirets ; donnée manquante pour le tas K).....	193
Figure 39.	Comparaisons des cinétiques d'émissions simulées (noir) et observées (gris), instantanées (trait plein) et cumulées (tirets) pour l'ammoniac (haut) et le protoxyde d'azote (bas)	195
Figure 40.	Simulation des cinétiques d'émissions de CO ₂ et de NH ₃ (graphiques du haut), de température et de débit d'air sec (graphiques du bas) pour les tas B (trait noir), F (trait gris), G (tirets noirs) et K (tirets gris)	211
Figure 41.	Fonctions de limitations de la croissance hétérotrophe par l'humidité (a), la disponibilité de l'azote (b), la température (c), l'oxygène (d), le substrat disponible (e) et de la croissance autotrophe par l'oxygène (f), calculées pour les tas B (trait noir), F (tirets noirs), G (trait gris) et K (tirets gris).....	212

Liste des tableaux

Tableau I.	Compositions chimiques et biochimiques du mélange initial et après 20 jours de compostage : moyenne, écart-type (ET) et coefficient de variation (CV) pour les 3 tas répétés	93
Tableau II.	Pertes de carbone, d'eau et d'azote mesurées par les émissions gazeuses et par bilan de masse.....	94
Tableau III.	Composition des andains, en % de la masse fraîche.....	114
Tableau IV.	Caractéristiques massiques, volumiques et biochimiques des andains.....	117
Tableau V.	Planning de mesures des émissions gazeuses pour chaque tas.....	118
Tableau VI.	Pertes de masses et de volume des huit andains exprimées en kg d'élément par tonne de MB initiale, et en % de la masse initiale de l'élément mesuré.....	124
Tableau VII.	régressions multiples à 5 variables expliquant les pertes de masse brute, matière sèche, eau, carbone et azote	125
Tableau VIII.	Emissions gazeuses des différents andains.....	128
Tableau IX.	Interaction entre les modules par la limitation des processus.....	140
Tableau X.	Variables d'état du modèle de compostage	140
Tableau XI.	Paramètres du modèle de compostage	141
Tableau XII.	Matrice de Petersen du module biodégradation de la matière organique (DCO)	148
Tableau XIII.	Matrice de Petersen du module azote	168
Tableau XIV.	Matrice de Petersen du bilan massique.....	173
Tableau XV.	Calcul des facteurs de conversion de DCO	175
Tableau XVI.	Valeurs des paramètres issus de la littérature	183
Tableau XVII.	Valeurs des paramètres calibrés via les expérimentations.....	185
Tableau XVIII.	Paramètres spécifiques des situations de compostage	186
Tableau XIX.	Typologie des cinétiques de température et d'émissions gazeuses (CO ₂ , H ₂ O, NH ₃).....	188
Tableau XX.	Ecart relatif entre les cumuls observés et simulés à 40 jours pour le CO ₂ , l'H ₂ O, le NH ₃ et le N ₂ O.....	190
Tableau XXI.	Valeurs des paramètres dépendant de la situation de compostage pour les 11 tas.....	197
Tableau XXII.	Influence de la densité de matière sèche (d _{MS}) et de l'humidité (tH ₂ O) sur le paramètre de diffusion d'oxygène (peff _{O2}) et la conductivité thermique (U).....	200

Liste des notations

Sigle	description
ADF	Acid detergent fiber
ADL	Acid detergent lignin
AGV	Acides gras volatils
AOA	Ammonia oxidizing archae
AOB	Ammonia oxidizing bacteria
ASM	Activated Sludge Model
C	Carbone
C/N	Rapport carbone azote
C _{biodeg}	Carbone biodégradable
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
C _{soluble}	Carbone soluble
CV	Coefficient de variation
C _{VS}	Fraction cellulose (Van Soest)
DBO	Demande biologique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
DM	Dry Matter
DM _d	Dry Matter density
d _{MS}	Densité de matière sèche
ET	Ecart-type
FAS	Free air space
GES	Gaz à effet de serre
H ₂ O	Eau
HC _{VS}	Fraction hémicellulose (Van Soest)
HNO ₂	Acide nitreux
ISB	Indice de stabilité biologique
ISMO	Indice de stabilité de la matière organique
K	Potassium
L _{VS}	Fraction lignine (Van Soest)
MB	Masse brute
MM	Matière minérale
MO	Matière organique
MS	Matière sèche
MS	Matière sèche
MVAD	Mission de valorisation agricole des déchets
N	Azote
N ₂	Azote atmosphérique
N ₂ O	Protoxyde d'azote
N _{av}	azote biodisponible
NDF	Neutral detergent fiber
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO ₃ ⁻	Nitrates
Norg	Pzote organique
N _{soluble}	Azote soluble
N _{total}	Azote total Kjeldahl
O ₂	Oxygène

Sigle	description
OM	Organic matter
P	Phosphore
pH	Potentiel hydrogène (mesure logarithmique de l'acidité d'un matériau humide)
SN	Soluble Nitrogen (azote soluble)
S _{vs}	Fraction soluble (Van Soest)
TC	Total carbon
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen
VIM	Vocabulaire international de métrologie
W _c	Water content
WFPS	Water field porosity
WFPS	Volume d'eau dans la porosité du tas
WM _d	Wet matter bulk density
WW	Wet weight

Identification des tas	Description
A, B, C, D	Etude de l'effet de la disponibilité de l'azote en conditions contrôlées
E, F, G, H	Etude de l'effet de la biodégradabilité du carbone en conditions contrôlées
I, J, K, L	Etude de l'effet de la porosité en conditions contrôlées
M, N, O	Etude de l'effet de l'humidité en conditions contrôlées
CO_A, CO_B	Etude de l'effet de la porosité en conditions commerciales
CO_C, CO_D	Etude de l'effet de la porosité après retournement en conditions commerciales ; les andains CO_C et CO_D ont été construits à partir de l'andain CO_A
CO_E, CO_F	Etude de l'effet de l'humidité en conditions commerciales
CO_G, CO_H	Etude de l'effet de la nature du structurant en conditions commerciales

Introduction

Introduction

Les enjeux agricoles ont fortement évolué ces dernières années sous la double contrainte d'une population mondiale croissante et mal nourrie pour une large part, d'une accumulation d'impacts environnementaux associée à une extension spatiale des effets de l'agriculture sur les ressources en eau, l'atmosphère et les sols (Bruntland, 1987). Un nouveau paradigme prend de l'importance : "produire plus avec moins" (FAO, 2011) qui reprend les éléments de la "révolution doublement verte" (Tilman, 1998). Cet appel à un renouvellement des pratiques et des systèmes de production agricoles passe par davantage de complexité à travers des productions intégrées de cultures et de bétail qui optimisent les intrants (FAO, 2011). L'élevage est particulièrement mobilisé pour répondre à ces enjeux en raison de sa contribution majeure au cycle de l'azote, nutriment essentiel aux rendements agricoles devenu vecteur majeur des polluants agricoles des eaux et de l'air (Galloway et al., 2003; FAO, 2006; Peyraud et al., 2012).

Cette évolution vers des systèmes agricoles plus complexes et interdépendants renouvelle les approches scientifiques en faisant appel à une pluridisciplinarité accrue des projets (Spiertz, 2009). La modélisation intervient dans ce contexte comme un outil majeur d'agrégation des connaissances, de dialogue entre acteurs de la production, de la réglementation, de la R&D, de la recherche académique. La confrontation des résultats modélisés aux observations fait aussi de la modélisation un outil de la recherche finalisée qui facilite l'identification de connaissances critiques pour répondre à des enjeux d'amélioration des pratiques, de transfert des connaissances entre des acteurs qui exploitent des territoires contrastés, d'anticipation des impacts locaux et globaux associés à des changements rapides de systèmes agricoles.

La Réunion est un territoire exemplaire pour l'expression de ces enjeux puisque son insularité et son relief font ressortir les besoins d'autonomie alimentaire et énergétique, de s'adapter à la diversité des conditions pédo-climatiques de production agricole, de conserver la biodiversité des flores et faunes naturelles. C'est pourquoi a été créée la Mission de valorisation agricole des déchets (MVAD), grâce aux financements de l'Europe, de l'ADEME, du Conseil général et du Conseil régional (Chabalier et al., 2006).

Le compostage est un procédé aérobie de stabilisation de la matière organique (MO) par des flores microbiennes complémentaires. La production de chaleur biologique et les

transformations de la MO conduisent à une montée en température puis une décroissance ainsi qu'à des émissions gazeuses polluantes (NH_3 , N_2O , CH_4). L'émission d'ammoniac est considérée comme la principale perte gazeuse azotée (ADEME, 2012a). Une fois dans l'atmosphère, l'ammoniac contribue aux retombées acides, à la formation d'aérosols et à l'eutrophisation des milieux naturels pauvres en azote (ApSimon et al., 1987; Fangmeier et al., 1994). N_2O et CH_4 sont deux gaz à effet de serre. Le N_2O est émis en faibles quantités (Beck-Friis et al., 2001) à la mise en andain (Sommer et Moller, 2000; Wolter et al., 2004), en fin de compostage (Paillat et al., 2005a; Jarvis et al., 2009) ou lors de retournements (Abd El Kader et al., 2007). Le CH_4 est émis lorsque des conditions anaérobies sont favorisées dans le tas (Sommer, 2001 ; Hellmann et al., 1997; Fukumoto et al., 2003; Paillat et al., 2005a). Dans le cas d'effluents d'élevage riches en azote utile pour la fertilisation, une part de l'azote peut être perdue sous forme non polluante (N_2). De même, les émissions de CO_2 et H_2O contribuent majoritairement à la perte de masse mais sont considérées comme des pertes gazeuses non polluantes. Ce traitement appliqué aux effluents d'élevage permet de stabiliser le carbone dans une fraction fine (Robin et al., 2008) et donc après épandage de stocker ce carbone dans le sol, et d'apporter de l'azote progressivement aux cultures (Morvan et al., 2006). D'où l'intérêt de privilégier les voies métaboliques qui conduisent à un produit homogène pour des durées longues de compostage tout en conservant une plus grande part du carbone et de l'azote initial.

Dans le cas du compostage des effluents agricoles, on constate une grande variabilité des situations. La variété des pratiques et les différences de nature des substrats modifient la vitesse de dégradation de la MO, la qualité finale du compost produit et la part d'émissions sous forme de polluants gazeux. De plus, dans le cas du compostage des effluents d'élevage en andain, le climat influence les résultats pour un procédé donné. L'optimisation du procédé pour concilier des objectifs industriels, agronomiques et environnementaux nécessite la prédiction de ces transformations par modélisation ou la réalisation d'essais empiriques accompagnés de mesures des émissions gazeuses et de la qualité du produit.

Dans ce contexte, la modélisation du compostage des effluents d'élevage a pour enjeu d'agréger les connaissances utiles pour :

- adapter les composts produits aux gisements d'effluents d'élevage à gérer, aux besoins agronomiques dans leur diversité (cultures, sols, climats),

- minimiser les impacts environnementaux, notamment des émissions de gaz à effet de serre,
- conserver les nutriments utiles à la fertilisation,
- optimiser les expérimentations destinées à valider des choix de procédés de compostage avant leur développement à grande échelle.

L'objectif général de cette thèse est de prédire les effets majeurs d'une modification des pratiques de compostage sur la valeur agronomique du compost final et les pertes gazeuses au cours du procédé de compostage. Parmi l'ensemble des procédés de compostage (ADEME, 2012a), nous nous sommes focalisés sur le compostage en andain tel qu'il peut être pratiqué à la ferme ou en plate-forme industrielle. En effet, lorsque le mélange initial est approprié, ce procédé simple produit les mêmes composts tout en étant plus économique que des procédés utilisant l'aération forcée (Solano et al., 2001).

Cet objectif requiert l'agrégation de connaissances génériques pour s'adapter à la diversité des situations de compostage rencontrées selon les espèces animales, la gestion de leurs déjections en cours d'élevage, leurs aliments, les matériaux ajoutés pour constituer le mélange initial à composter, le type de procédé (andain, retournement, volume en compostage, etc.). Toutefois, des connaissances spécifiques restent indispensables pour connaître la composition des matériaux choisis et pour caractériser le mélange initial. La précision de ces connaissances spécifiques déclinées sous forme de paramètres et la sensibilité du modèle à ces paramètres vont conditionner la capacité du modèle à prédire les caractéristiques du compost final et les émissions gazeuses totales.

Cet objectif requiert une représentation dynamique des processus. La séquence climatique est difficilement prévisible et il est utile de pouvoir y adapter les pratiques de compostage. Par exemple, si une baisse de la température extérieure réduit la perte d'eau et la température de l'andain, elle aura des conséquences sur les résultats d'un procédé donné de compostage. En d'autres termes, il est souhaitable de pouvoir moduler le procédé en fonction du climat pour obtenir un résultat donné de stabilité de la MO finale et de pertes gazeuses à partir du même effluent d'élevage.

La représentation dynamique d'un grand nombre de processus en interaction peut induire une sensibilité accrue aux incertitudes sur les caractéristiques internes et externes de l'andain initial. Pour limiter les dérives associées à une représentation imparfaite des processus, nous avons choisi :

- de limiter la représentation des processus aux effets majeurs ; ainsi, si une erreur de prédiction (émissions, stabilité MO) est difficile à éviter, on souhaite néanmoins que le sens de variation soit correctement évalué (par exemple une baisse des émissions ou de la stabilité de la MO) ;
- d'étudier la hiérarchie des caractéristiques du tas, en termes d'effet sur l'émission ammoniacale, de façon à identifier les caractéristiques minimales à renseigner pour que le sens de variation soit prédit correctement ;
- de mobiliser des données expérimentales à une petite échelle (ordres de grandeur : temps \approx 1 semaine à 1 mois, masse \approx 100 à 300 kg, volume \approx 1 à 2 m³), représentative du compostage en andain, de sorte que les paramètres fixes du modèle soient adaptés au cas du compostage des effluents d'élevage en andain ;
- de compléter ces données expérimentales par des connaissances génériques sur les processus internes aux tas de compost, dont les paramètres peuvent être issus de modèles ou de données expérimentales à des échelles plus grandes (ordres de grandeur : temps \approx 1 heure à 1 jour, masse \approx 1 g à 1 kg, volume \approx 1 mL à 1 L), estimés sur des effluents d'élevage ou pour d'autres produits organiques.

En conséquence, nous avons adopté une démarche générale en trois étapes qui a mobilisé des outils expérimentaux, statistiques et de modélisation :

- identifier à partir de données expérimentales les effets majeurs à représenter dans un modèle de compostage en andain : (i) caractériser la répétabilité des mesures et la reproductibilité du procédé de compostage d'effluents d'élevage : dans quelle mesure un même procédé de compostage conduit-il aux mêmes valeurs d'émissions gazeuses et de stabilité de la MO ? (ii) hiérarchiser les effets des caractéristiques initiales de l'andain sur les émissions gazeuses et la stabilisation de la MO ;
- représenter les mécanismes internes à l'andain de façon à reproduire ces effets majeurs, tout en tenant compte de la variabilité climatique autour du tas (température et humidité de l'air entrant dans le tas) ;

- calibrer le modèle pour : (i) adapter les valeurs des paramètres fixes aux situations expérimentales rencontrées ; (ii) évaluer la variabilité des paramètres spécifiques des situations de compostage et identifier les conditions pour pouvoir prédire ces valeurs a priori.

Chapitre 1
Etude bibliographique

Chapitre 1 : Étude bibliographique

1.1. Le compostage en général

1.1.1 Définition du compostage

Plusieurs définitions du compostage existent dans la littérature (Mustin, 1987; Haug, 1993 ; ADEME, 2012a) dont les points communs sont qu'il s'agit d'une *dégradation de la matière organique* animale et végétale, la dégradation étant interprétée au sens où une part importante de la matière initiale est perdue sous forme gazeuse. Ceci nécessite la rupture des chaînes moléculaires initiales, par une *succession de communautés microbiennes*, en *conditions globalement aérobies* - même si certaines parties peuvent rester en anoxie - entraînant une *montée en température* du système, une destruction plus ou moins complète des souches pathogènes ou des souches utilisées comme indicatrices de flores pathogènes, *conduisant à une matière organique plus stable* se présentant sous la forme d'un substrat humifié, plus ou moins désodorisé et homogène par rapport aux substrats initiaux, appelé *compost*. Comme le compostage est un procédé se déroulant en présence d'oxygène moléculaire (O₂), il s'oppose aux procédés de dégradation anaérobie, comme la méthanisation. Cependant, l'hétérogénéité de la matière mise à composter, l'abondance locale de l'eau qui freine la diffusion de l'oxygène et la forte consommation de l'oxygène par les flores aérobies ont pour effet de créer des zones anaérobies ou anoxiques à l'intérieur des agrégats de matière organique humide.

Nous retiendrons la définition réglementaire pour la France : "procédé biologique aérobie contrôlé comportant habituellement une phase de montée en température, qui permet l'hygiénisation et la stabilisation par dégradation/réorganisation de la matière organique, et conduit à l'obtention d'un compost utilisable comme amendement ou engrais organique" (MEDDTL, 2012).

Le compostage est équivalent au procédé naturel d'humification des résidus organiques dans les sols, sous l'action des flores microbienne et des faunes détritiphages (saprophages). Le compostage permet toutefois d'accélérer les transformations biologiques. Ce procédé crée des conditions favorables à une catalyse plus rapide des réactions via la montée en température des substrats organiques et la composition d'un mélange initial comprenant les nutriments et les flores microbiennes nécessaires à la dégradation. La production de chaleur biologique est

issue de la respiration des flores microbiennes en présence d'oxygène. On distingue le compostage dit "naturel" du compostage "accéléré" :

- le compostage naturel, ou encore compostage au champ se déroule à partir d'une mise en tas initiale, l'oxygénation étant entretenue via une ventilation naturelle. La montée en température de l'andain crée des courants d'air ascendants convectifs. Cette ascendance dans la porosité de l'andain crée une dépression qui sera à l'origine d'un flux d'aspiration d'air atmosphérique dans les zones basses de l'andain.
- le compostage accéléré est généralement effectué en site industriel, en silo ou dans des tambours en rotation. De l'air est soufflé à travers les substrats. Le soufflage d'air est contrôlé pour maintenir une température élevée, les substrats sont régulièrement mélangés pour entretenir la disponibilité des nutriments et des flores microbiennes dans l'ensemble du volume en compostage. L'accélération des processus de biodégradation aérobie ainsi induite augmente généralement les pertes gazeuses si celles-ci ne sont pas contenues dans les dispositifs. Le compostage accéléré doit être suivi d'une phase de maturation si l'on veut obtenir une MO humifiée (Albrecht, 2007). Il est possible d'optimiser conjointement la durée des deux phases (compostage initial en réacteur suivi d'un compostage en andain ; Sidelko et al., 2010).

1.1.2 Déroulement du compostage

Lors du compostage, l'oxydation aérobie de la matière organique par les microorganismes est accompagnée d'une production de chaleur biologique. Cette chaleur produite entraîne une montée en température de la matière. Une fois les matières organiques peu réfractaires consommées, la production de chaleur diminue et le compost se refroidit (Mustin, 1987). Cette évolution de la température au cœur du compost conduit à définir quatre phases caractéristiques du procédé : mésophile (juste après le mélange initial), thermophile (phase la plus chaude), refroidissement, maturation. Les différentes phases sont représentées dans la Figure 1 et décrites plus en détails ci-dessous. Ces phases sont largement décrites dans la littérature, sous des angles complémentaires : thermique, microbiologique, physico-chimique. Elles sont plus ou moins représentées selon les procédés de compostage mis en œuvre. Les phases de refroidissement et maturation ont rarement lieu à l'intérieur des réacteurs ventilés développés pour la phase thermophile.

Lors des premiers jours de compostage, la présence de matières organiques (MO) facilement biodégradables permet un fort développement des microorganismes (bactéries hétérotrophes). L'activité microbienne se développe dans un biofilm liquide à l'interface des particules solides et de la phase gazeuse. Cette activité engendre une production de chaleur intense et une montée en température de l'andain. C'est la phase initiale de colonisation de la MO par les microorganismes, dite « phase mésophile ».

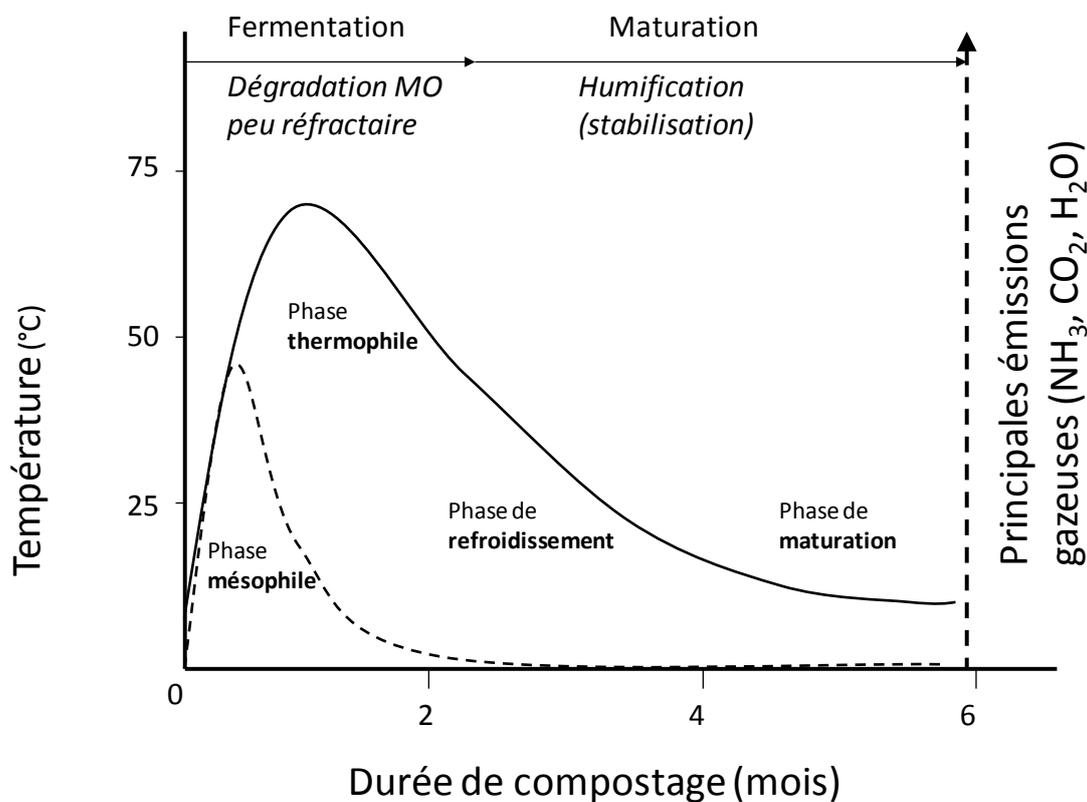


Figure 1. Phases du compostage caractérisées par la cinétique de température interne (d'après Mustin, 1987)

Rapidement, la température peut atteindre des valeurs situées entre 60 et 75°C. Cette deuxième phase appelée « phase thermophile » est caractérisée par des cinétiques de transformations rapides, catalysées par la forte température. C'est la phase privilégiée dans les dispositifs industriels de compostage. Durant cette phase, les pathogènes sont détruits, et des pics d'émissions gazeuses sont observés (CO₂, H₂O, N₂O, NH₃). La synthèse bibliographique de Andersen et al. (2010) détaille ces pics d'émissions dans le cas des déchets verts. L'émission de dioxyde de carbone couplée à l'évaporation de l'eau entraîne une forte perte de masse. Un séchage de la matière est observé qui a pour effet de diminuer la surface de biofilm et donc l'activité microbienne. Les pertes de carbone et d'eau sont accompagnées d'une

production de molécules organiques plus réfractaires (voire inhibitrices) que les molécules initiales. L'accumulation de ces molécules a pour effet de stabiliser la matière organique. Lorsqu'il s'agit d'un compostage naturel, la montée en température du compost concerne le cœur du tas de compost car la température de la périphérie reste majoritairement proche de la température de l'air.

La consommation des MO facilement biodégradables couplée à la stabilisation de la matière et parfois au séchage engendre un ralentissement de l'activité microbienne. La population de bactéries hétérotrophes thermophiles diminue. La production de chaleur biologique devient alors inférieure aux pertes de chaleur par convection et conduction engendrant une diminution de la température au sein de l'andain. Il s'agit de la « phase de refroidissement » durant laquelle des microorganismes mésophiles tels les actinomycètes et les champignons colonisent la matière.

Au cours de la dernière phase appelée « phase de maturation », les composés difficilement biodégradables sont consommés et les processus d'humification prédominent. Cette phase dure jusqu'à l'utilisation du compost et continue également après incorporation dans le sol. Suivant les conditions environnementales et le type de substrat mis à composter, les durées de ces différentes phases vont fortement varier. Le compostage peut ainsi durer de quelques semaines à plusieurs mois (Mustin, 1987).

Ainsi, tant la définition du procédé que la description de son déroulement sous-entendent l'hétérogénéité des matériaux, des paramètres physico-chimiques (notamment température, humidité et disponibilité de l'oxygène), des flores microbiennes (aérobies et anaérobies, bactéries et champignons). Cette hétérogénéité n'est pas explicite dans la définition du procédé bien qu'elle apparaisse indispensable à l'obtention du compost. L'hétérogénéité spatiale au sein du tas peut également augmenter à mesure que le contraste des conditions de température, humidité et oxygénation entre le cœur et la périphérie du tas de compost induit une différenciation des évolutions microbiennes et biochimiques internes. Cette hétérogénéité peut être recherchée si l'existence de conditions différentes et la durée nécessaire à la prolifération microbienne conduisent à une production suffisante de composés complémentaires (enzymes, nutriments, etc.) utiles à la stabilisation des matières organiques entre deux étapes d'homogénéisation. Le produit final, le compost, est considéré comme un produit homogène. L'homogénéité macroscopique finale est obtenue *via* les retournements (mélanges) plus ou moins fréquents des substrats au cours des phases thermophiles et de

maturation. Les retournements peuvent être complétés par un criblage avant commercialisation pour récupérer et recycler comme structurant les grosses particules.

1.1.3 Les paramètres du compostage

1.1.3.1 Diversité des paramètres

Les paragraphes précédents ont évoqué le rôle de la température, de l'humidité, de l'oxygène, de la nature de la MO dans la description des différentes phases de compostage. On s'intéresse aux paramètres du compostage parce qu'ils permettent le contrôle du procédé. Le contrôle de ces paramètres permet d'optimiser les transformations de substrats plus ou moins bien connus en un produit répondant à un cahier des charges, dans des conditions climatiques plus ou moins variables. Ce paragraphe considère ces paramètres de façon analytique. La conjonction de ces paramètres et leur hétérogénéité au sein de l'andain conditionnent le rythme des transformations microbiennes, les émissions gazeuses et le produit final. Si l'on souhaite minimiser les interventions anthropiques et le coût énergétique du procédé, on doit considérer leur évolution entre deux interventions, sous l'influence des rétroactions spécifiques aux procédés biologiques.

La problématique scientifique associée aux paramètres du compostage se pose en termes pluridisciplinaires. Dans la suite du texte, nous évoquerons les processus biologiques, biochimiques, physico-chimiques et thermodynamiques. Les caractéristiques physiques permettent de mieux comprendre les mécanismes de diffusion gazeuse et de dissipation thermique (Haug, 1993). Les modalités analytiques pour caractériser les flores microbiennes et la composition chimique dépendent des objectifs recherchés (De Bertoldi et al., 1987): suivi des pathogènes, déterminisme de la dégradation des substrats, déterminisme des pertes gazeuses, usage du compost final (horticulture ou grandes cultures, fertilisation ou amendement, plante sensible ou non à la salinité, sols riches ou pauvres en oligo-éléments). Les difficultés d'utilisation de la littérature expérimentale pour la modélisation sont en partie liées à l'absence d'une métrologie rigoureuse pour les paramètres physiques et biologiques, basée sur des matériaux de référence standardisés. Ainsi par exemple l'humidité des substrats est souvent mesurée par séchage à l'étuve. Or cette mesure conduit à perdre des composés organiques volatils. Ainsi un biais systématique apparaît sur le bilan d'eau lié au fait que ces

composés seront moins abondants dans le compost mature que dans les effluents animaux frais.

Les paramètres associés aux processus biologiques comprennent l'abondance des populations microbiennes (dénombrement, biomasse), leur activité, leur caractère plus ou moins adapté aux substrats mis à composter, la complémentarité de leurs fonctions dans la transformation des matières organiques initiales en molécules plus stables, molécules facilement biodégradables, molécules minérales. Les paramètres associés aux processus biochimiques comprennent essentiellement la répartition de la MO en différentes fractions biochimiques et la distribution du carbone et de l'azote entre ces fractions. Les paramètres physico-chimiques sont les plus nombreux. Ils sont similaires à ceux évoqués précédemment (température, pH, humidité, teneur en oxygène). On peut y ajouter des caractéristiques chimiques moyennes (rapport C/N, teneurs en oligoéléments et en éléments trace), les caractéristiques de volume et de porosité et les fonctions de distribution associées (tailles de particules, diamètres de pores, variations de ces spectres selon la position dans le tas de compost). Les paramètres thermodynamiques servent à décrire les échanges de chaleur : capacité calorifique, conductivité thermique, échanges convectifs, diffusion gazeuse.

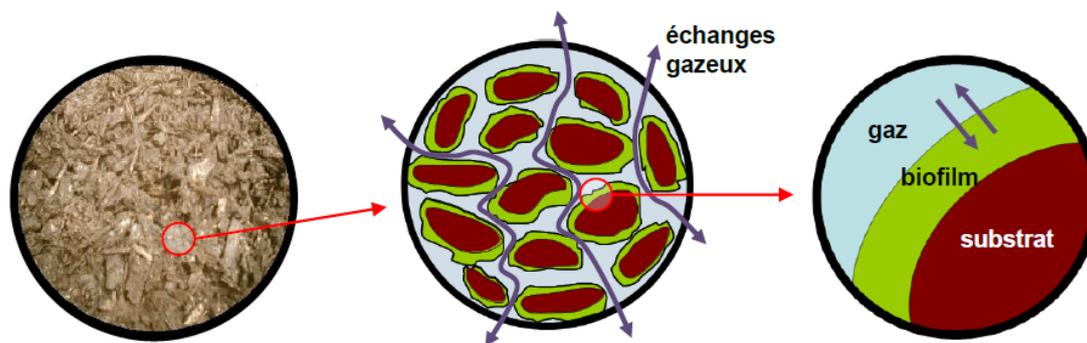


Figure 2. Trois phases (gaz, liquide, solide) en interactions dans le compostage, appréhendées à trois échelles (tas, agrégats, particules) ; d'après Trémier et al., (2009) cités par ADEME (2012a)

La littérature scientifique sur le compostage combine ces paramètres pour interpréter l'évolution des états de la matière au sein du compost. Ainsi par exemple, Kulcu et Yaldiz, (2004) recherchent la porosité libre à l'air optimale pour sécher et stabiliser la matière organique initiale, sur une durée fixée a priori. Nous avons rappelé plus haut le caractère hétérogène du compost. Cette hétérogénéité dépend des échelles considérées (tas entier, agrégats, particules). A l'instar de la Figure 2, nous considérons que le volume de « biofilm »

est représenté par le volume humide à l'interface entre gaz et substrats solides où la flore microbienne se développe.

Les connaissances développées sur de petits volumes relativement homogènes durant des périodes courtes peuvent nécessiter une adaptation pour être cohérentes avec les observations réalisées sur des volumes importants (Albuquerque et al., 2008). La température moyenne n'est pas nécessairement une variable pertinente pour interpréter d'une part les processus se déroulant dans la partie la plus chaude, d'autre part les processus intervenant aux limites plus froides. En contrôle de process, le fonctionnement thermique d'un réacteur de laboratoire peut être différent de celui d'un réacteur industriel (Mason et Milke, 2005a ; 2005b) obligeant à une adaptation des paramètres décrivant le fonctionnement thermique en fonction de la taille du réacteur. Dans notre cas, le premier enjeu de la modélisation est de relier les variables d'intérêt (températures, émissions gazeuses, stabilisation de la MO ; observées à l'échelle du tas) à un minimum de paramètres, pertinents en regard de la variabilité des situations de compostage, si possible déjà décrits dans la littérature scientifique sur le compostage, sinon facile à identifier et à calibrer à partir d'expérimentations pas trop coûteuses. Le second enjeu de la modélisation est de situer la sensibilité des prédictions du modèle à l'incertitude de la caractérisation initiale (choix limité de variables d'initialisation, méthodes employées pour quantifier ces variables). Ce second enjeu n'est pas traité dans cette thèse.

Bernal et al. (2009) considèrent deux catégories de paramètres : ceux qui dépendent du mélange initial (flores microbiennes, composition chimique, pH, tailles des particules, porosité, aération, humidité) et ceux qui dépendent des pratiques de gestion (concentration en O₂, température, humidité). En conséquence nous aurons d'une part des paramètres fixés par l'opérateur lors de l'initialisation du modèle avant la simulation d'une situation de compostage, d'autre part des variables calculées par le modèle à chaque pas de temps sur la durée de la simulation.

1.1.3.2 Température

La température est la variable majeure du processus de compostage. Elle est à la base de la description du procédé en différentes phases (Mustin, 1987). Elle conditionne fortement l'activité microbienne et l'activité des enzymes extracellulaires. La température est souvent

retenue comme un indicateur majeur, mais non exclusif, de l'hygiénisation des composts (Aubert, 2006). Lorsque la température extérieure au tas de compost change peu, la cinétique de température du compost peut être décrite par trois paramètres (Paillat et al., 2005a) : durée pour atteindre la température maximale, amplitude (écart entre la température initiale et maximale atteinte), durée de la décroissance. Dans le cas d'un tas de compost en aération naturelle des écarts de températures supérieurs à 20K peuvent être observés à des distances faibles (Haug, 1980). Cette hétérogénéité permet d'expliquer la coexistence de processus intenses de minéralisation, stimulés par les fortes températures, et de processus de nitrification et d'émission de N_2O , inhibés aux fortes températures (Zeng, 2012). Elle permet également d'expliquer la recontamination des tas de composts par les flores microbiennes supposées détruites lors de phases précédentes à température élevée (Haug, 1980).

La température est déterminée par les processus physiques et microbiens de production et de dissipation thermique (Haug, 1980). En retour elle les conditionne car les flux thermiques des andains augmentent avec les gradients de température tandis que les températures extrêmes froides et chaudes ralentissent les processus microbiens.

1.1.3.3 Porosité libre à l'air

Dans le cas du compostage en andain, la porosité libre à l'air est un paramètre essentiel car il intervient sur le niveau d'oxygénation d'un procédé aérobique (Haug, 1980). Ahn et al. (2008) puis Iqbal et al. (2010) proposent de le calculer en fonction du type de substrat et de son humidité. Ils introduisent l'effet d'échelle en tenant compte du degré de compaction de l'andain en fonction de sa hauteur. Albuquerque et al. (2008) discutent la pertinence des mesures de porosité en fonction de l'échelle d'observation. Ils montrent la nécessité de faire des mesures à l'échelle de l'andain (masse, volume) en plus de la caractérisation d'échantillons des matériaux. Ils montrent également la nécessité d'introduire des paramètres complémentaires pour représenter la diffusion effective de l'oxygène et l'intérêt d'une modélisation distribuée pour représenter l'hétérogénéité des processus thermiques et microbiologiques en fonction de l'hétérogénéité de la distribution de l'oxygène.

1.1.3.4 Humidité

L'eau est indispensable aux processus vivants mais son abondance dans les substrats mis en compostage freine la diffusion de l'oxygène au sein du tas de compost et des agrégats. La disponibilité de l'eau comme milieu de vie (biofilm) dépend de la porosité où elle est présente (Or et al., 2007). Haug (1993) expose les difficultés spécifiques de compostage liées aux substrats très humides ou très secs qui se traduisent globalement par un ralentissement de la montée en température et la nécessité d'adapter les pratiques pour composter ces substrats. La salinité de l'eau ou l'abondance d'éléments toxiques peuvent également limiter la croissance microbienne et ralentir les processus microbiens du compostage. Berthe et al. (2007) proposent des conditions optimales d'humidité, de porosité libre à l'air et de température pour caractériser la biodégradabilité des substrats. En conséquence la variable globale "teneur en eau massique" est indispensable à la modélisation du compostage mais son usage peut donner lieu à des ambiguïtés et nécessiter des mesures complémentaires dépendantes des spécificités des substrats initiaux.

Ahn et al. (2008) montrent comment l'interaction entre porosité libre à l'air et humidité influence la perméabilité à l'air. Aux faibles humidités (20-50%), la perméabilité commence par diminuer quand l'humidité augmente. Puis la perméabilité augmente aux humidités élevées (50-80%). Cette inversion est due à l'effet de l'eau sur l'agrégation des particules qui provoque une augmentation de la macroporosité au détriment de la microporosité qui retient l'eau. La complexité de cet effet est accrue si l'on envisage l'hétérogénéité de la distribution de l'eau et de la consommation d'oxygène dans le tas.

1.1.3.5 Caractéristiques thermiques

Si la perméabilité conditionne l'apport d'O₂ et par conséquent la production de chaleur, elle conditionne également la perte de chaleur convective sous forme sensible ou latente (vapeur d'eau). Ahn et al. (2007) considèrent que les pertes convectives sont majoritaires dans la phase thermophile tandis que les pertes conductives sont majoritaires en phase de maturation. A ces pertes s'ajoute l'accumulation de chaleur dans le tas de compost. Les pertes convectives dépendent du niveau d'aération globale du tas et de la circulation des gaz au sein du tas. Les pertes conductives dépendent des écarts entre les températures interne et externe et de la

conductivité thermique. Le stockage de chaleur dépend de la capacité thermique massique (ou capacité calorifique) et de la variation de masse. Haug (1993) et Klejment et Rosiński (2008) proposent des modes de calcul de la capacité calorifique et de la conductivité thermique des composts en fonction de la teneur en eau, de la teneur en cendres et du volume de l'andain. L'effet de la perte de masse sur le stockage de chaleur ne devrait pas être négligé en raison de la l'importance de la perte de masse, environ 50% de la masse de produit initial.

1.1.3.6 Caractéristiques biochimiques

La caractérisation biochimique permet de comprendre la variabilité des vitesses de dégradation de la MO et de pertes gazeuses au cours du compostage d'une part, après apport au champ d'autre part. L'analyse des effluents d'élevage montre une grande diversité (Levasseur, 2005 ; Bastianelli et al., 2007) et une composition spécifique des effluents sur l'Ile de la Réunion (Chabalier et al., 2006). Le rapport C/N apparaît comme un indicateur majeur de l'évolution du compost sur plusieurs mois (Mustin, 1987 ; Haug, 1993). Bohacz et Kornilłowicz-Kowalska (2009) mettent l'accent sur le rôle majeur des enzymes extracellulaires mais ce type de mesure reste plus délicat à mettre en œuvre, potentiellement plus spécifique des substrats et pour l'instant plus coûteux que la mesure des compositions élémentaires. Pour comprendre l'évolution à court terme il est nécessaire de compléter l'analyse élémentaire par une évaluation de la disponibilité de C et N (Paré et al., 1998 ; Paillat et al., 2005a). Le rapport $N_{\text{soluble}}/N_{\text{total}}$ semble un bon indicateur de la disponibilité de l'azote à court terme (Dulphy et Demarquilly, 1981 ; Paillat et al., 2005a). Liang et al. (2006) utilisent le C_{soluble} . Si la mesure du C_{soluble} convient pour discriminer les effluents frais (Paillat et al., 2005a), elle n'est plus pertinente pour des MO stabilisées car une part de MO récalcitrante est soluble (Morvan et Nicolardot, 2003). Ces éléments sont confirmés par des mesures d'ultrafiltration (De Guardia et al., 2002) montrant une augmentation du poids moléculaire des MO solubles entre le début et la fin du compostage.

Le fractionnement biochimique a été développé pour caractériser les aliments du bétail (Van Soest, 1963). Il renvoie quatre fractions de la matière organique : la MO soluble, la MO équivalente aux hémicelluloses (toutes deux a priori rapidement biodégradables), la MO équivalente aux celluloses (a priori lentement biodégradable) et la MO équivalente aux lignines et cutines (a priori inerte durant le compostage). Ces fractions sont exprimées en

grammes de matière sèche par rapport à la matière sèche totale. Elles permettent de discriminer les effluents frais des composts et de prédire la minéralisation de C et N lorsque la MO est mélangée au sol (Morvan et al., 2006 ; Morvan et Nicolardot, 2009 ; Lashermes et al., 2010). Le fractionnement biochimique a donné lieu à l'élaboration d'indices. L'ISB, indice de stabilité biologique, est calculé à partir de la mesure des fractions Van Soest (Linères et Djakovitch, 1993). Albrecht (2007) rappelle les nombreuses incertitudes qui pèsent sur la caractérisation de la fraction humique.

Le fractionnement de la MO est également utilisé pour représenter la dégradation de la MO dans les stations de traitement biologique des effluents liquides par boues activées. Le point de vue est alors différent. L'analyse se base sur la consommation d'oxygène et l'émission de CO₂ au cours du temps (DCO, DBO). Selon l'intensité du flux de CO₂ émis, on considère différentes fractions organiques comme "rapidement" ou "lentement" biodégradables ou comme "inertes" (non dégradables sur une période de culture). Les fractions sont exprimées en grammes d'oxygène par rapport à la demande chimique en oxygène (DCO) totale. Ces mesures ont été appliquées à la caractérisation d'effluents d'élevage par Boursier (2003). A la différence de la caractérisation biochimique, ce fractionnement ne suppose pas que les compartiments soient homogènes du point de vue analytique (même type de MO et même composition élémentaire).

Ces deux approches scientifiques se complètent. A la suite des travaux de Francou (2003), l'ISB a été complété par une mesure de la minéralisation du carbone. Ainsi, l'ISMO, indice de stabilité de la matière organique, peut être utilisé pour caractériser les amendements organiques (norme expérimentale XP U44-162 AFNOR, 2009). Boursier et al. (2005) analysent la teneur des liquides initiaux en acides gras volatils (AGV) et le devenir de ces AGV pour interpréter les écarts entre DCO "rapide" de différents effluents ainsi que l'augmentation de DCO "lente" au cours du traitement des lisiers de porcs. Notre thèse s'appuie également sur ces deux approches.

La dépendance entre les caractéristiques physiques, chimiques et biochimiques est peu documentée (Said-Pullicino et al., 2010 ; Berthe et al., 2007). Pommier et al. (2010) montrent que la diminution des tailles de particules de papier et carton n'a pas d'effet sur le potentiel méthanogène des déchets organiques urbains. Doublet et al. (2010) indiquent que la MO biodégradable est plutôt localisée dans la fraction grossière et la MO stabilisée dans la fraction fine des substrats. Mustin (1987) indique que la disponibilité en azote peut être un

facteur limitant de la dégradabilité des substrats. Nous faisons l'hypothèse que soit la présence de substances toxiques, soit l'absence ou la faible abondance de certaines fonctions microbiennes peuvent ralentir la transformation des MO. En conséquence la proportion entre fractions "lentement", "rapidement" biodégradables et "inerte", calculée à partir de la somme des caractéristiques des substrats, peut être différente de la proportion observée soit sur un échantillon de mélange, soit sur le tas entier. Les effets de dilution des composants, de complémentarité des fonctions, d'hétérogénéité des mélanges peuvent servir à interpréter ces différences si elles sont observées. La modélisation est alors un outil de production de connaissances. Cette incertitude peut être quantifiée en comparant le fractionnement déduit de la composition biochimique des substrats au fractionnement calibré à partir des cinétiques de température ou d'émissions gazeuses.

1.1.3.7 Effet global des paramètres sur la stabilisation de la matière

Le taux d'aération est un facteur clé de la conduite du compostage, affectant le procédé et la qualité finale du produit. Le taux d'aération affecte l'activité microbienne, la vitesse de dégradation du substrat et les variations de température pendant le compostage (Haug, 1980). Une aération insuffisante peut mener à des conditions anaérobies. Si l'aération est trop forte, le transfert d'énergie vers l'extérieur du tas de compost ou du réacteur augmentera et la température interne diminuera (Kulcu et Yaldiz, 2004). Un refroidissement durant la première phase du compostage est à éviter, car il empêche le système d'acquiescer les conditions de la phase thermophile, phase primordiale pour obtenir des vitesses de dégradation rapide (Ahn et al., 2007) et une bonne hygiénisation du produit (Mustin, 1987). De même un assèchement trop rapide va inhiber les processus de stabilisation de la MO. Ainsi, il est primordial que l'aération soit optimisée à un niveau approprié pour conduire le compostage de manière efficace.

Plusieurs valeurs de taux d'aération sont recommandées dans la littérature, comme $0,4 \text{ l min}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$ pour le compostage en réacteur de déchets verts mélangés à des déchets alimentaires, (Kulcu et Yaldiz, 2004 ; Bueno et al. 2008), $0,5 \text{ l min}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$ pour le compostage en réacteur d'un mélange de fumier de poulet et de sciure de bois (Gao et al., 2010), de $0,39$ à $0,52 \text{ l min}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$ pendant la phase thermophile du compostage de fumier de volaille en réacteur, et de $0,07$ à $0,2 \text{ l min}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ MO}$ pendant la phase de stabilisation (Ahn et al., 2007).

Ces résultats montrent que l'aération optimale est dépendante de la composition initiale et de la dissimilarité de la matière organique.

Si l'objectif principal du compostage est la stabilisation et l'hygiénisation des fumiers, Aubert (2006) montre que le résultat peut être atteint avec un inoculum bactérien malgré des températures globalement plus faibles que dans un compostage en aération forcée, à condition que les dimensions du tas soient suffisantes. Golueke (1973) conclue également sur l'intérêt d'un compostage long pour diminuer les coûts induits par des pratiques de compostage intensives. Une période de maturation de plusieurs semaines est généralement recommandée à l'issue de la phase thermophile de compostage (Misra et al., 2005).

1.1.3.8 Effet global des paramètres sur les émissions gazeuses

Les pratiques de compostage influencent les émissions gazeuses. Beck-Friis et al. (2000) montrent l'influence de la forme du tas, des retournements et de la durée de compostage sur les émissions de N₂O et CH₄. Paillat et al. (2005a) montrent l'importance majeure de la densité de matière sèche sur les pertes ammoniacales dans le compostage en aération naturelle. Ce paramètre dépend de la granulométrie des substrats initiaux, de leur teneur en eau et de la forme initiale du tas de compost. Chadwick (2005) montre également l'effet de la compaction et de la couverture des tas de compost sur les pertes de NH₃ et N₂O. Dans le cas de l'aération forcée Jiang et al. (2011) montrent que la teneur en eau initiale n'a pas d'effet significatif sur les émissions de NH₃, N₂O et CH₄ alors que le rapport C/N et le niveau d'aération les influencent clairement.

1.2. Le compostage d'effluents d'élevage en France

1.2.1 Gisements d'effluents d'élevages

Les gisements d'effluents d'élevage sont rappelés par FranceAgriMer (2012) pour la France métropolitaine et par la MVAD (www.mvad-reunion.org) pour la Réunion.

La production annuelle en France est estimée à 90 millions de tonnes pour les fumiers et 180 millions de tonnes pour les lisiers pour un cheptel s'élevant à 293 millions d'animaux (environ

300 000 élevages). La répartition des cheptels est hétérogène. FranceAgriMer (2012) estime qu'un tiers de la production de fumiers est concentrée dans l'Ouest de la France. Burton et Turner (2003) rappellent que les déjections animales sont trop liquides pour être compostées directement. Il convient donc d'ajouter au gisement d'effluents celui des biomasses ligno-cellulosiques. Le gisement de résidus de culture s'élève ainsi à 75 millions de tonnes par an tandis que la production forestière de BIBE (bois industrie - bois énergie ; diamètre de 7 à 20 cm) est voisine de 68 millions de mètres cubes par an, celle de MB (menus bois ; diamètre inférieur à 7 cm) est de 13 millions de mètres cubes et les productions de BIBE et MB sont respectivement de 547 et 236 millions de mètres cubes par an pour les peupleraies. Les chiffres du compostage industriel paraissent dérisoires en regard de ces productions. L'ADEME (2012a) indique l'existence de 680 sites de compostage industriel en 2005 pour une production annuelle voisine de 5 millions de tonnes. Le potentiel de développement du compostage des effluents d'élevage en France est donc tout à fait considérable pour autant que les procédés fournissent des produits répondant aux besoins des filières de culture alimentaire et non-alimentaire. Pour contribuer également aux enjeux de la durabilité (réductions des fuites gazeuses polluantes, réduction de l'épuisement des ressources naturelles, amélioration de l'efficacité des intrants, durabilité économique et sociétale) une attention particulière doit être accordée à la logistique et notamment l'intermodalité, compte tenu des masses à transporter et des contrastes considérables de l'impact environnemental entre différents modes de transport.

Pour autant, la perspective d'exploitation de ce potentiel reste faible. A l'échelle européenne, l'importance du compostage fait l'objet de programmes internationaux depuis 1979 (De Bertoldi et al., 1987) mais le Grenelle de l'Environnement récent rappelle que ce procédé est toujours peu employé en regard de son développement potentiel pour les déchets organiques d'origine urbaine (ADEME, 2012a). La FAO a sollicité une publication (Misra et al., 2005) afin de lever des difficultés techniques et apporter une information jugée souvent insuffisante pour améliorer le recyclage des matières organiques des exploitations agricoles, notamment dans les pays en développement où la production agricole doit nourrir une population croissante. Le compostage y est ciblé en raison de sa capacité à s'adapter à une grande diversité de contextes (taille d'exploitation, niveau d'équipement, disponibilité de la main d'œuvre) et de l'existence de savoir-faire traditionnels d'usage des matières organiques solides. Le point d'achoppement de ces ambitions est probablement la disponibilité d'un service de conseil, qui soit en mesure d'optimiser une situation existante de productions et d'usages des

matières organiques, en minimisant les investissements matériels et les coûts de logistique et en mutualisant les compétences existantes (Charnay, 2005 ; ADEME, 2010).

La Réunion présente à ce titre un site favorable à l'expérimentation de tels services et filières. Les gisements sont indiqués sur le site internet Mission de Valorisation Agricole des Déchets (www.mvad-reunion.org) et par Chabalier et al. (2006). La production est voisine de 690 000 tonnes de lisier et 64 000 tonnes de fumier par an. La production de bagasse donne une idée de la production de biomasse. Elle s'élève à 569 000 tonnes par an. Sa combustion donne lieu à 18 000 tonnes par an de cendres dépourvues d'azote. La production de composts est également faible (6 700 tonnes de déchets verts par an). Les besoins agronomiques des différentes cultures, les caractéristiques principales des composts et leurs usages agronomiques, les règles d'usages des MO, les risques pour la santé, les filières végétales et animales, les pollutions, la biodiversité ont été revus en détails par Chabalier et al. (2006). La Réunion présente une diversité de contextes pédoclimatiques intéressante qui permet d'aborder conjointement trois problématiques : (i) spécifications des produits en fonction des cultures, des climats, des sols et des équipements d'épandage (Mustin, 1987) ; (ii) volumes de production en fonction des filières agricoles ; (iii) logistique pour optimiser la production, le stockage et l'approvisionnement des utilisateurs. La stabilisation rapide des matières organiques après leur production est un enjeu environnemental important compte tenu des risques climatique et sismique plus élevés qu'en France métropolitaine qui pèsent sur le stockage des matières organiques fraîches.

1.2.2 Intérêts du compostage

Le compostage des matières solides est probablement pratiqué depuis les débuts de l'agriculture et de l'élevage car les processus de compostage se mettent en place naturellement dès que l'on regroupe des matières organiques solides. Ces processus ont pour conséquence de transformer des matières organiques réactives et potentiellement dangereuses pour la santé en matières organiques proches de celles des sols (stabilisation), de détruire les pathogènes, graines d'adventices, résidus de produits d'hygiène ou médicamenteux (hygiénisation), de désodoriser les matières organiques excrétées (nuisances) et de concentrer les éléments nutritifs (perte de matière sèche et d'eau par rapport aux déjections ou résidus végétaux frais). Haug (1980) présente les effets de différents procédés de compostage sur ces différents

points. L'intérêt des composts pour les sols en termes de conservation de la fertilité à long terme, de teneur en matière organique et de lutte contre l'érosion, de propriétés physiques et hydriques est rappelé par Bruntland (1987) et souligné dans la plupart des synthèses sur le compostage (par ex. Yulipriyanto, 2001 ; Albrecht, 2007 ; Bernal et al., 2009).

Lorsqu'il est comparé à d'autres procédés industriels de traitement des déchets, l'intérêt du compostage se heurte à la complexité de sa maîtrise technique, au faible coût de valorisation des produits organiques dans les zones d'élevage ou urbaines en excédent de matières organiques, ainsi qu'aux limites économiques liées aux coûts d'investissement dans des plateformes de compostage et de fonctionnement associés à la manutention et au transport des substrats et des produits (Haug, 1980 ; Bernal et al., 2009). Pratiquement, il s'avère intéressant essentiellement dans les situations de compostage domestique d'une part (désodorisation, hygiénisation, stockage et stabilisation des MO), d'autre part dans les exploitations agricoles en agriculture biologique (interdiction d'usage des fertilisants minéraux).

Son usage industriel est actuellement associé à une problématique d'élimination des déchets, les producteurs de MO n'étant dans la situation de vendre leurs coproduits à l'acheteur le plus offrant. Une part des coûts associés au procédé de compostage est alors prise en charge au titre du traitement des déchets. Le compostage des fumiers est reconnu comme une technique pouvant être mise en œuvre pour traiter les produits animaux : éliminer une part de l'azote excrété (CORPEN, 2003) ; hygiéniser des déchets (Aubert, 2006 ; Das et al., 2002). Le compostage peut être mis en œuvre simplement pour sécher et réduire la masse de MO avant transport. Ainsi le cocompostage des boues de stations de traitement des eaux résiduaires ou des déchets verts est fréquemment mis en œuvre pour faciliter leur usage agricole (Dinis, 2010 ; Andersen et al., 2010). Barone et Arikan (2007) analysent le devenir de produits plastiques fabriqués à partir de plumes. Said-Pullicino et al. (2010) analysent l'intérêt d'apports de compost dans la remédiation de sols industriels. Dans ces derniers cas, les composts s'éloignent des produits type issus des matières organiques de l'agriculture et de l'élevage. Le développement de filières non-alimentaires permet de limiter les risques associés à l'usage répété de ces produits (principe de précaution et responsabilité du producteur de déchets). A grande échelle, il conviendrait d'en analyser les conséquences sur l'accumulation éventuelle de xénobiotiques dans les chaînes alimentaires de l'écosystème.

1.2.3 Le compostage des effluents d'élevage : un procédé de traitement parmi d'autres

La Figure 3 illustre comment le compostage s'inscrit dans un système de traitement des déchets organiques, entre des filières de collecte et de valorisation des produits, en complément de systèmes associés au traitement des liquides ou des gaz. On distingue en simplifiant les procédés anaérobies plutôt destinés aux liquides et à la production de biogaz et d'énergie et les procédés aérobies plutôt destinés aux solides et à la réduction de masse avant transport et valorisation (Burton et Turner, 2003). Cette distinction peut être plus poussée en distinguant les procédés biologiques des procédés physiques ou chimiques et en caractérisant des filières à partir des équipements mis en œuvre pour transformer les MO initiales.

La problématique scientifique relève dans ces cas de l'optimisation d'un ensemble de procédés, l'optimum de l'ensemble pouvant s'éloigner de l'optimum des procédés pris isolément (Rousseau et al., 2008 ; Sidelko et al., 2010).

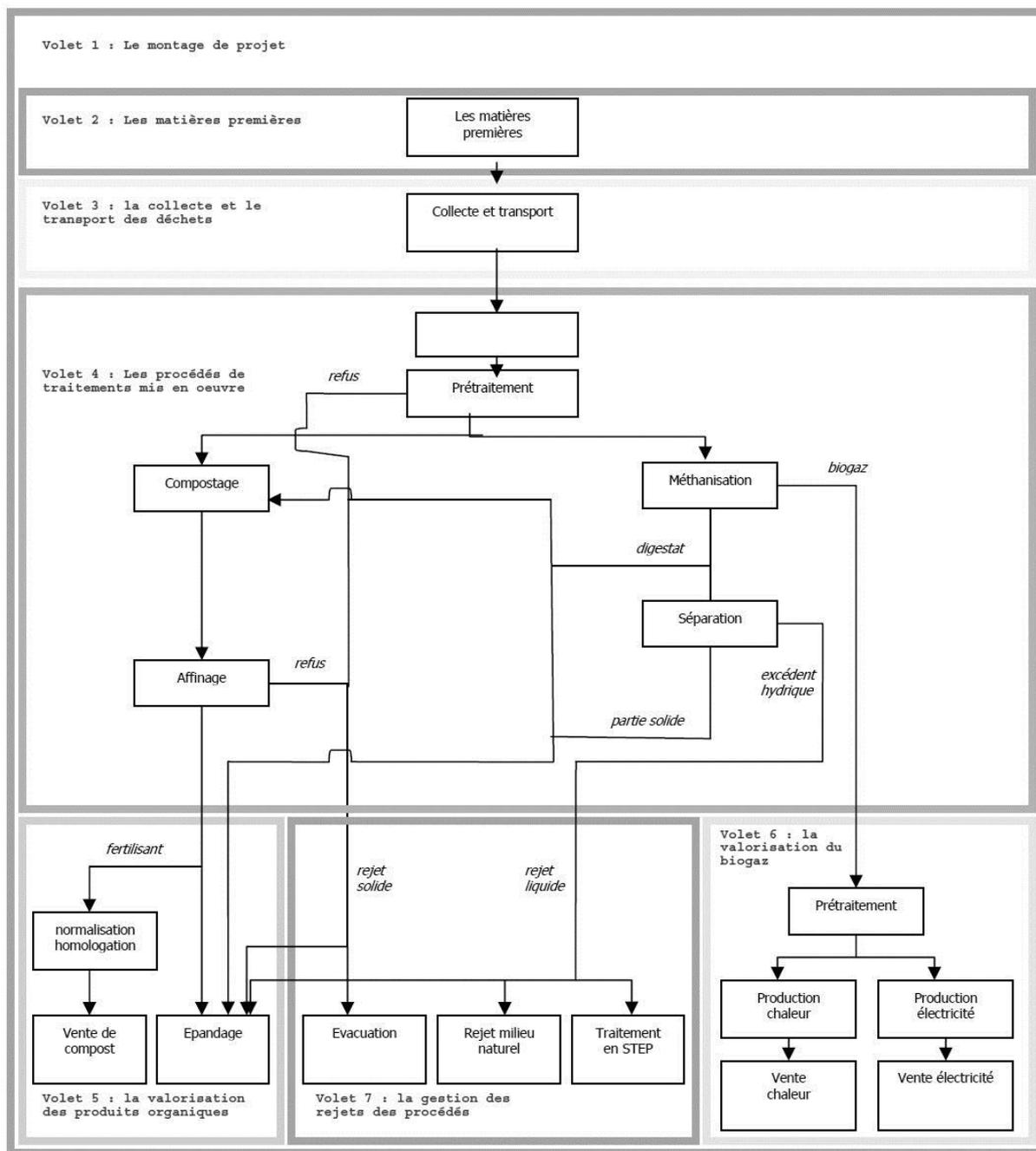


Figure 3. Insertion du compostage dans un projet de recyclage des déchets organiques (d'après ADEME, 2010)

Avec l'augmentation des préoccupations environnementales des sociétés occidentales, on peut s'attendre à ce que l'optimisation ait besoin d'intégrer des indicateurs de performance environnementale, avec différentes pondérations en fonctions des attentes des acteurs locaux et de l'évolution de ces attentes au fil des années. La plasticité offerte par les procédés de compostage sur une plate-forme donnée (durées, mélanges, origines des substrats, destination des produits) présente de ce point de vue un intérêt stratégique à condition d'être en mesure de suivre l'évolution des besoins en MO, de fournir des produits adaptés à des usages

spécifiques, de maîtriser les pertes gazeuses polluantes, les émissions de particules et les nuisances olfactives, de dialoguer avec les acteurs locaux pour intégrer l'évolution de leurs attentes et communiquer sur les résultats obtenus.

1.2.4 Le compost : normes et usages

1.2.4.1 Usages des composts

Le principal usage du compostage est observé en élevage, dans le cas des effluents solides (fumiers plus ou moins secs) produits à partir des déjections collectées en mélange avec des résidus végétaux (Burton et Turner, 2003). Le compostage facilite le stockage et l'épandage des fumiers tout en conservant les éléments fertilisant. Un des principaux enjeux scientifiques de l'usage des composts est la définition des critères techniques permettant de choisir la nature des composts et de formuler les quantités à épandre en fonction du contexte d'usage et des objectifs recherchés. Ceux discutés dans la littérature sur les indices de maturité comprennent : l'inocuité et l'absence de phytotoxicité, le caractère aérobie, l'absence d'odeurs putrides et d'attraction des insectes, l'absence de compétition pour l'azote avec les plantes (Haug, 1993 ; Bernal et al., 2009). L'inocuité des produits est un des principaux enjeux de la normalisation des amendements organiques (NF U44-051, AFNOR, 2006). Une faible émission d'odeurs et d'ammoniac à l'épandage est nécessaire pour faciliter l'usage des composts. Albrecht (2007) ajoute les caractéristiques biochimiques qui permettent de rapprocher les composts de la MO des sols. Ces caractéristiques ne sont néanmoins pas suffisantes pour anticiper les effets des MO sur les cultures en fonction des sites.

Des doses croissantes par unité de surface sont utilisées lorsque l'objectif est la fertilisation d'une culture, la séquestration du carbone, la remédiation d'un sol artificialisé, la constitution d'un substrat horticole. Pour la fertilisation de la canne à sucre l'apport de compost peut varier de 15 à 30 tonnes de produit brut/ha (Chabalier et al., 2006). Lorsque l'objectif est de reconstituer un sol, par exemple dans le cas de la végétalisation d'anciennes décharges, la recommandation technique peut atteindre 800 m³ de compost/ha (ADEME, 2012b). En cas d'usage à forte dose, la salinité et les autres critères physico-chimiques (pH, réserve hydrique, etc.) doivent être pris en compte si des plantes sensibles sont installées.

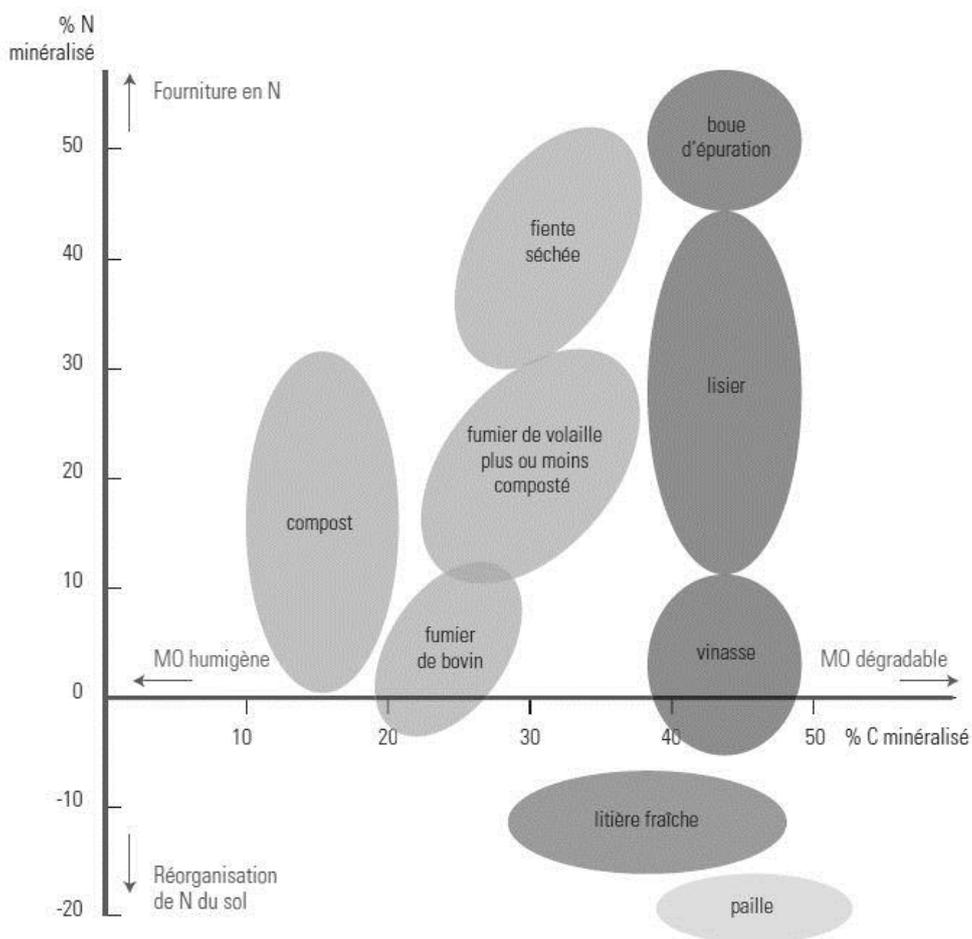


Figure 4. Minéralisation de différentes MO et fourniture au sol de C et N ; d'après Chabalier et al. (2006)

La capacité à fertiliser d'un compost diminue avec sa vitesse de minéralisation dans le sol. L'ISB caractérisé en France métropolitaine peut être applicable pour le calcul de la fertilisation à la Réunion malgré des conditions climatiques plus chaudes (0,4 à 0,8 pour les composts, Figure 4 ; Chabalier et al., 2006). Sa valeur augmente avec la durée de compostage et la proportion de substrats ligneux dans le mélange initial. Le coefficient équivalent-engrais renseigne sur la proportion d'éléments fertilisant (N, P, K, etc.) utilisables dans l'année par les cultures. Il est généralement supérieur à 50% pour l'azote des effluents animaux frais (fumiers et lisiers de porcs et volailles mais inférieur à 20% pour les produits compostés (Chabalier et al., 2006). Les valeurs sont supérieures à 60% pour le phosphore et le potassium.

1.2.4.2 Cadre réglementaire

Le cadre réglementaire qui s'applique aux sites industriels de production de composts est précisé par l'ADEME (ADEME, 2010) pour les aspects environnementaux et sanitaires (les aspects associés à l'emploi de salariés ne sont pas abordés). Ce guide indique les sources de droit : communautaires, directives et règlements, français : constitution, lois, codes, arrêtés, circulaires). Il rappelle la nécessité d'actualiser ces informations au moment de concrétiser un nouveau projet.

La problématique scientifique associée à la réglementation sur les déjections animales et les matières organiques produites en agriculture est détaillée par Langlais (2001) et résumée par Langlais (2003). Elle ne peut se limiter aux seules opérations de transformation des MO. Elle doit considérer en outre l'origine des MO, leurs usages agricoles et les dommages éventuels à l'environnement ou à des tiers. Il s'agit de déterminer dans quelles conditions une matière organique est qualifiée de "produit" ou de "déchet" (Figure 5) et pour chacune de ces catégories comment définir les responsabilités des acteurs publics et privés en cas de dommages occasionnés par la production ou l'usage de ces matières. Elle rappelle la définition d'un déchet : " tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement, tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon." L'application de cette définition à des processus vivants n'est pas triviale. Dans le cas des animaux, leur métabolisme excrète par exemple de l'urée et du dioxyde de carbone. Lorsque la première est collectée dans des fosses à lisier en vue de la valorisation agricole de l'azote excrété pour améliorer les rendements, la loi considère ce composé comme un déchet. Lorsque le second est rejeté par les voies respiratoires et dilué vers l'atmosphère, la loi ne le considère pas comme un polluant dont il faudrait réduire l'émission mais comme un gaz à effet de serre "biogénique", c'est-à-dire qui participe naturellement au recyclage des éléments. Ainsi les notions de seuil, de procédé de production, d'impact sur la santé humaine ou sur l'environnement sont au cœur des débats publics sur les évolutions législatives.

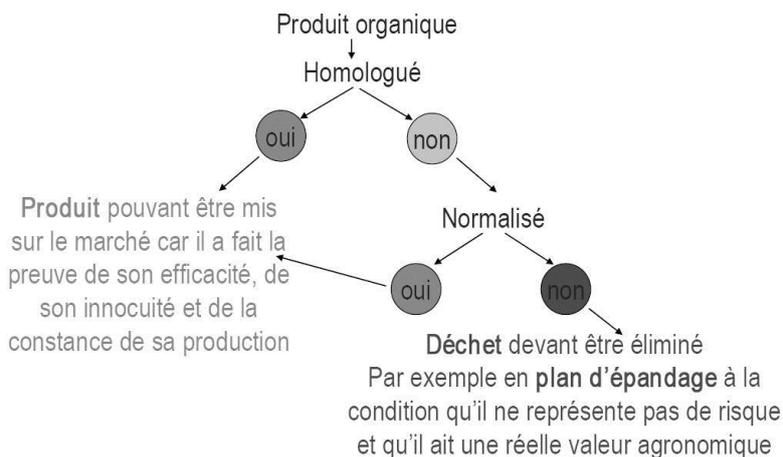


Figure 5. Devenir d'une MO selon qu'elle est "homologuée", "normalisée" (usage sous la responsabilité de son utilisateur) ou sans statut (épandage sous la responsabilité de son producteur) ; d'après ADEME (2010)

Langlais (2001 ; 2003) relève ainsi les ambiguïtés des textes juridiques, les difficultés de leur application en raison d'une part de l'hétérogénéité à l'intérieure des catégories "déchets agricoles" et "coproduits agricoles", d'autre part des mélanges entre produits (notamment entre ceux strictement d'origine agricole et ceux issus des intrants de l'exploitation et pour lesquels les agriculteurs mettent en œuvre des recommandations techniques dont ils n'ont pas la paternité) avant de les orienter vers différents usages. La multiplication des sources de MO sur les plateformes de compostage, la dilution des produits à risque dans de grandes quantités de MO, la dissémination de produits tous étiquetés "NF 44-051" sur des surfaces importantes et des cultures diversifiées peut modifier les risques de contamination et rendre plus difficile la traçabilité des produits, l'analyse des causes d'un dommage, la communication sociétale, la proposition de remèdes, par rapport à des filières produisant des MO plus différenciées et associées à des filières végétales plus ciblées (climats, sols, successions culturales).

Dans le cas de la Réunion, les règles sont exposées par Chabalier et al. (2006). La réglementation reflète les évolutions sociétales. Les règles d'usages agronomiques des MO résultent avant tout de pratiques et d'observations réalisées par les producteurs et les utilisateurs de MO dans des systèmes agricoles. Ces derniers ont évolué lentement jusqu'au XXème siècle. Leurs pratiques évoluent désormais plus rapidement et leur taille a tendance à croître. Dans le cas de la Réunion, une difficulté supplémentaire apparaît car on doit y appliquer en climat tropical la réglementation française développée essentiellement pour une agriculture de régions tempérées. Toutefois, les difficultés spécifiques des MO de l'élevage sont les mêmes qu'en France métropolitaine. Les effluents d'élevage sont produits en quantités

importantes dans des zones où leur production dépasse largement les besoins locaux des cultures. La production de fertilisants organiques est localement excédentaire mais globalement déficitaire en regard des importations de fertilisants minéraux pour les cultures. A court terme, le recyclage des nutriments excrétés est plus difficile techniquement et moins intéressant économiquement que l'usage de fertilisants minéraux. A moyen terme, les modèles de production dominant résultent plus d'un avantage économique que d'un avantage de durabilité environnementale (Tregaro, 2005). Sans changement de ce contexte économique, les aides publiques peuvent entretenir l'existence de quelques filières alternatives innovantes, ces dernières restant minoritaires.

1.3. Transformations de la matière organique et émissions gazeuses au cours du compostage

1.3.1 Successions de populations microbiennes

La succession des populations microbiennes au cours du temps est constitutive du procédé de compostage (Mustin, 1987). Elle résulte des changements de conditions physiques au cours du temps (température, activité de l'eau, potentiel d'oxydo-réduction, pH, distribution de la porosité ; Or et al., 2007), de la compétition entre populations microbiennes pour un même substrat (Korniłłowicz-Kowalska et Bohacz, 2010) et en conséquence de la nature des substrats initiaux (Vargas-García et al., 2010).

La problématique scientifique associée à l'étude des successions microbiennes a évolué ces dernières années avec la mutation des méthodes. Initialement, les populations microbiennes étaient isolées, cultivées et étudiées hors de leur milieu d'origine ce qui limitait l'étude aux populations que l'on savait isoler et cultiver. L'apparition de la microbiologie moléculaire et l'adaptation de ses méthodes aux matrices constituées de sols et d'effluents organiques a renouvelé le champ des questions de recherche en étendant la diversité génétique des populations étudiées et en analysant leurs contributions à différentes fonctions (minéralisation de la MO, émissions gazeuses, production de MO humifiée, production d'enzymes, transmission de gènes de résistance). Albrecht et al. (2010) ont combiné ces deux types de méthodes pour analyser comment la succession de populations de bactéries, actinomycètes et champignons reflète la succession des phases thermophile et de maturation, s'adapte à des

substrats différents, puis génère les molécules complexes typiques de la MO humifiée. Ils montrent notamment que si les bactéries sont présentes tout au long du procédé de compostage, les champignons deviennent abondants après le refroidissement et durant la phase de maturation. Ils proposent l'hypothèse que l'augmentation de la diversité des populations microbiennes au cours du compostage est due à une augmentation de la diversité des substrats et à une diminution de leur biodégradabilité. Si l'on souhaite simplifier le fractionnement de la MO, cette hypothèse conduit à privilégier un fractionnement de la MO où les comportements voient leur composition élémentaire évoluer (fractions de DCO, cf. §1.1.3.6). A l'inverse si l'on souhaite que le fractionnement de la MO correspondent à des comportements identifiables sur le plan biochimique, on doit envisager un nombre de compartiments croissant avec la durée de compostage, la diversité des substrats initiaux, la diversité des combinaisons de cycles plus ou moins humides, oxygénés ou chaud.

Hellmann et al. (1997) associent les cinétiques d'émissions gazeuses à des populations microbiennes différentes. Zeng et al. (2013) étudient les populations microbiennes impliquées dans la nitrification et l'émission de protoxyde d'azote (AOB, ammonia-oxidizing bacteria, et AOA, ammonia-oxidizing archaea). La mise en œuvre de méthodes moléculaires leur permet de remettre en cause l'hypothèse que ces souches devraient être inhibées aux fortes températures suivant la mise en tas des composts (phase thermophile) et n'apparaître qu'au cours de la phase de maturation. Ils montrent également que la disponibilité du carbone, associée à la nature des substrats initiaux et à la cinétique de minéralisation de la MO, est un facteur déterminant de la diminution des émissions de N₂O en favorisant les AOA au détriment des AOB.

1.3.2 Stabilisation de la matière organique

Les principaux mécanismes de stabilisation de la MO et les limites de nos connaissances sont clairement exposés dans les synthèses de Albrecht (2007) et Boursier (2003).

On distingue les transformations biologiques extra-cellulaires, intra-cellulaires et la colonisation des substrats par des flores microscopiques (bactéries, archaea, actinomycètes, champignons, algues, protozoaires). A l'action de ces flores s'ajoute celle de la faune (arthropodes, nématodes, insectes, annélides, mollusques, crustacés ; Mustin, 1987), plus ou

moins significative selon le type de processus de compostage. Par exemple dans le cas du lombricompostage/lombrifiltration, l'abondance des lombriciens (400 individus/kg substrat humide ; Luth, 2011) contribue à l'existence d'une flore digestive abondante et à une action mécanique de mélange à l'intérieur du mélange initial. Cette grande diversité biologique nous a conduit à définir le « biofilm » sous un angle très générique (cf. 1.1.3.1).

L'action des bactéries est détaillée dans le cas des stations de traitement biologique par boues activée. Avec le développement des modèles ASM (Activated Sludge Modelling), les connaissances sont complétées et agrégées de façon cohérente (Henze et al., 2000). La représentation actuelle est indiquée de façon simplifiée dans la Figure 6. Le fractionnement de la MO sous forme de compartiments de DCO a été privilégié pour que les paramètres clés des compartiments soient stables.

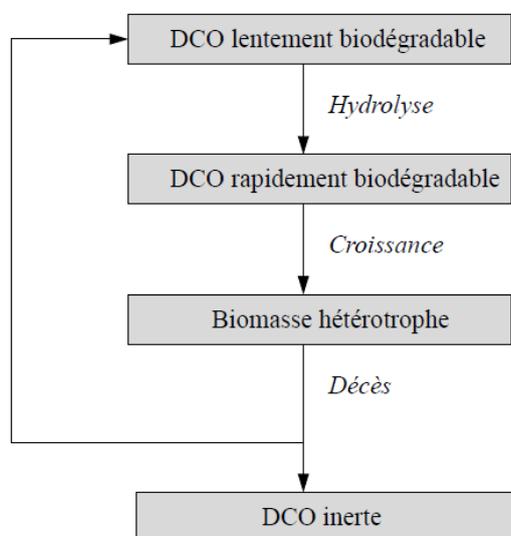


Figure 6. Processus de transformation de la matière organique en traitement biologique (d'après Boursier, 2003)

L'étape d'hydrolyse correspond à la dégradation des substrats initiaux pour en faire des composés assimilables par la flore microbienne. Les composés assimilables sont considérés comme "rapidement" biodégradables quand ils sont dans le biofilm, à l'extérieur des cellules microbiennes, et "lentement" biodégradables quand ils sont stockés à l'intérieur des cellules microbiennes. La biomasse constitue la matière vivante, par opposition aux substrats considérés comme de la MO morte. Le décès cellulaire libère des composés "inertes". Ils sont sous forme particulaire ou dissoute. Ce sont les boues qui s'accumulent dans les stations de

traitement biologique, mais également des molécules organiques solubles ou minérales qui ne sont plus assimilées par les flores microbiennes dans le processus en cours (mais peuvent l'être dans un procédé aval ou dans les sols). Outre ces composés "inertes", le décès libère des composés "lentement" biodégradables (polysaccharides, lipides, protéines, acides nucléiques) et des composés "rapidement" assimilables (acides aminés, sucres, en proportion moindre que les précédents) qui alimentent le compartiment des substrats.

L'intensité du flux d'hydrolyse dépend de la nature des substrats, des enzymes et autres composés (H^+ par exemple) excrétées par la flore microbienne ou accessibles à l'extérieur de leur membrane cellulaire, des conditions physiques et chimiques dans le biofilm (pH, potentiel redox, activité de l'eau, température) qui influencent l'activité des enzymes.

L'intensité des flux de croissance et décès dépend de l'abondance de biomasse microbienne (exprimée en grammes d'oxygène) et des facteurs limitant la prolifération microbienne comme la température, la disponibilité en oxygène ou en azote, l'humidité du milieu, la prédation et la compétition entre organismes pour un même substrat. La croissance microbienne est à l'origine de la minéralisation de la MO. Elle produit notamment le CO_2 , le CH_4 , l' NH_3 , le N_2O et le N_2 .

L'action des actinomycètes et des champignons reçoit une attention particulière dans le cas du compostage. Ils ont une action spécifique sur l'hydrolyse des constituants des parois végétales (lignine, cutine, subérine, tanins, cellulose) qui sont peu attaqués par les bactéries seules (Tuomela et al., 2000 ; Albrecht, 2007). Leur prolifération dépend des conditions de température, d'hygrométrie, de substrats, d'éclairage. La durée entre deux retournements permet aux hyphes mycéliens de coloniser les particules grossières tandis que les mélanges accentuent le décès des champignons et alimentent les processus bactériens en MO lentement et rapidement biodégradables.

Les processus de formation des substances humiques sont discutés par Albrecht (Albrecht, 2007). La Figure 7 présente les hypothèses de Stevenson quant aux voies métaboliques qui conduisent aux substances humiques. Ces voies combinent des composés issus des métabolismes de la flore microbienne et des substrats végétaux initiaux. La séquence serait ainsi la production de polyphénols puis de quinones qui réagiraient pour donner des acides fulviques, puis des acides humiques et enfin les humines qui s'accumulent dans la phase liquide du compost.

La stabilisation des matières organiques au cours du compostage peut constituer un préalable favorable à la séquestration de carbone au champ. Robin et al. (2008) observent une augmentation de la masse de MS présente dans la fraction particulaire fine (<2 microns) à l'issue d'une phase de maturation de plusieurs mois. Céliér (2008) observe que l'apport de compost favorise la constitution d'agrégats organo-minéraux stables contenant ces particules fines. En conséquence, lorsque le processus de compostage est orienté vers la conservation du carbone et de l'azote et vers la production de MO humifiée et d'une fraction fine et stable de MO, le compostage peut augmenter le potentiel de séquestration du carbone par rapport à l'épandage direct des MO brutes initiales.

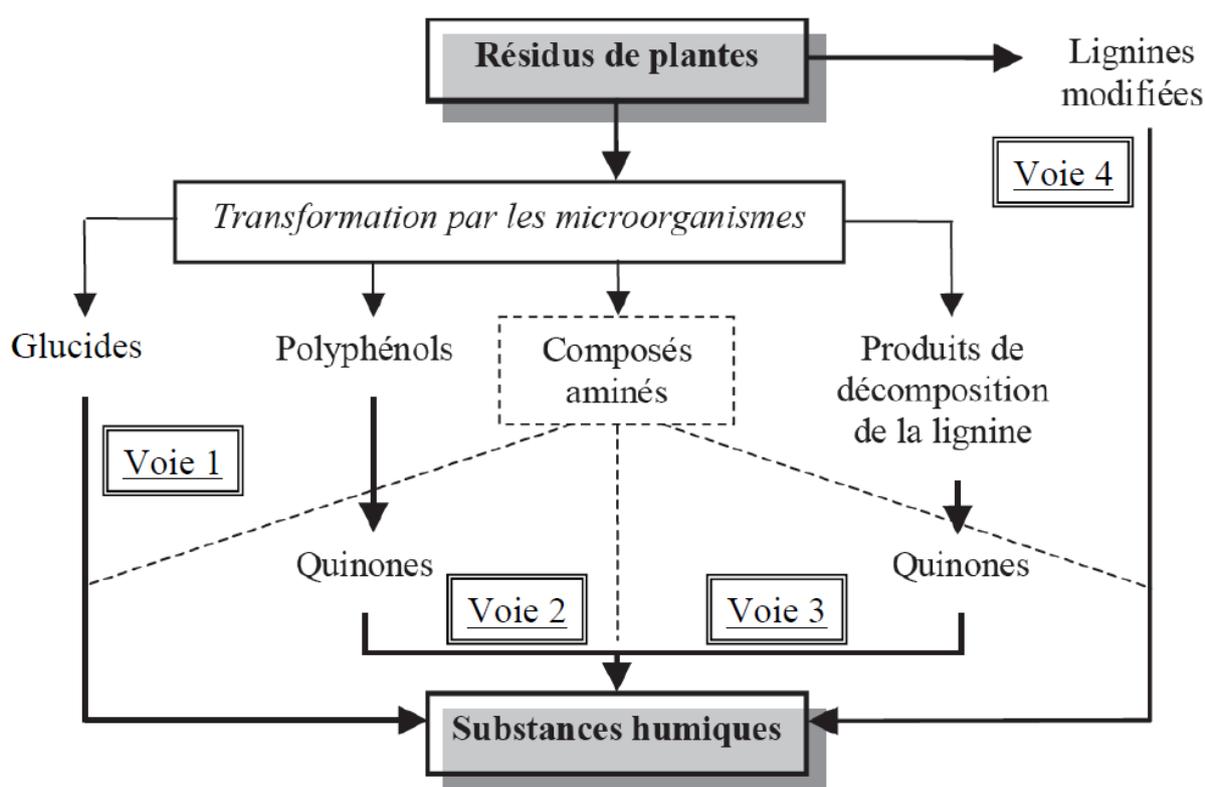


Figure 7. Les quatre voies de l'humification (Stevenson, 1994 ; cité par Albrecht, 2007)

1.3.3 Transformations et pertes gazeuses de l'azote

Les enjeux à la fois scientifiques et politiques de la problématique de l'azote ont fait l'objet de deux vastes synthèses récentes, l'une à l'échelle européenne (Sutton et al., 2011), l'autre à l'échelle nationale (Peyraud et al., 2012). Ces synthèses soulignent l'importance de l'enjeu d'une meilleure efficacité de l'azote, nécessaire pour la production agricole mais dangereux

pour l'air, les eaux, la biodiversité, et la difficulté des solutions sociétales à apporter en raison de la complexité des systèmes vivants et de l'imbrication des processus à plusieurs échelles spatiales. Le compostage peut faire partie des solutions techniques à condition d'y maîtriser les transformations de l'azote et de limiter les pertes gazeuses, en particulier les émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote. Spiertz (2009) explicite les questions de recherche associées à une meilleure efficacité de l'azote. Il distingue les systèmes agricoles à hauts niveaux d'intrants de ceux à bas niveaux. Pour ces derniers les connaissances associées à la gestion de la teneur en MO des sols revêtent une importance majeure.

Au cours du compostage les transformations de l'azote et les émissions gazeuses azotées résultent de processus physiques et biologiques répartis au sein du tas de compost. Ces processus, les pratiques de compostage qui les influencent sont bien résumés dans ADEME (2012a). Les facteurs qui influencent ces processus sont principalement la disponibilité de N et C, l'oxygénation, la température et l'humidité pour les processus microbiens ; la diffusion gazeuse et la convection pour les processus physiques. Le pH est une variable importante de l'émission ammoniacale. Il est influencé par les composés produits au cours de la minéralisation de la MO et par les émissions de NH_3 et CO_2 . En conséquence nous le considérons davantage comme une résultante des pratiques de compostage que comme une variable de contrôle qui pourrait être modulée indépendamment.

Les différentes étapes du cycle de l'azote sont observées au cours du compostage (Figure 8). Il s'agit principalement de réactions biologiques mais une part des transformations peut être réalisée par des réactions chimiques abiotiques (Mancinelli, 1992).

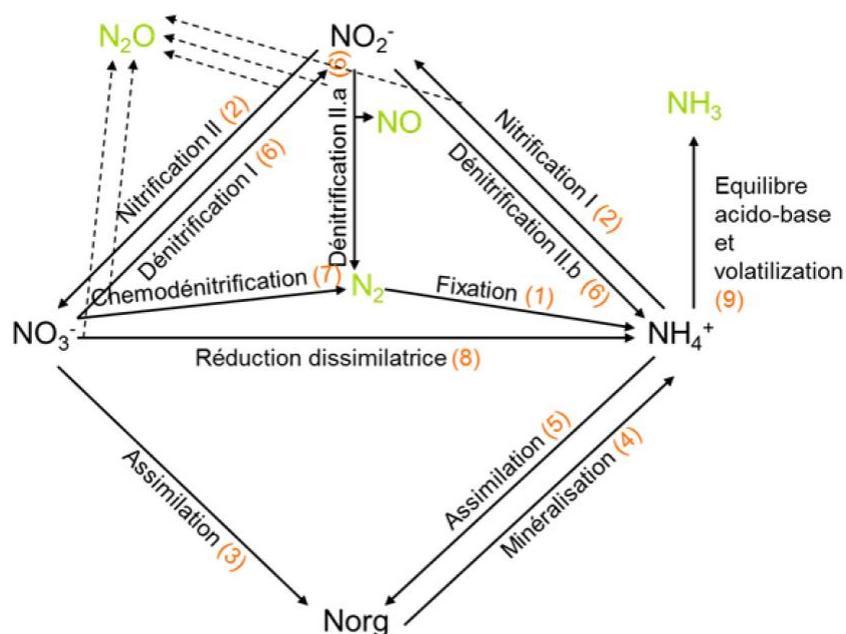


Figure 8. Transformations de l'azote et mécanismes d'émission de N_2O et NH_3 (d'après ADEME, 2012a) ; les numéros renvoient aux détails ci-dessous

La fixation (1) est la conversion de l'azote atmosphérique (N_2) en ammonium (NH_4^+) puis en azote organique. Elle nécessite des conditions anoxiques. Cette réaction nécessitant une énergie importante, on observe une augmentation de la masse d'azote uniquement dans les milieux pauvres en azote (rapport C/N très élevé). Elle est réalisée par un faible nombre de microorganismes mais qui sont présents dans tous les compartiments de la biosphère (Mancinelli, 1992).

L'abondance de l'ammonium est à l'origine de l'émission d'ammoniac (9). En conséquence, les réactions d'hydrolyse de la MO qui conduisent à la minéralisation de l'azote organique en azote ammoniacal (4) favorisent cette émission. C'est pourquoi on observe un pic d'émission ammoniacale après la mise en tas, au cours de la phase thermophile. L'augmentation de température favorise l'émission ammoniacale pour deux raisons : le passage de l'ammoniac de la phase liquide à la phase vapeur augmente avec la température (Sommer et al., 2006) ; la convection naturelle dans le tas augmente avec l'écart de température entre l'intérieur et l'extérieur du tas ce qui favorise l'évacuation de l'ammoniac émis dans la phase gazeuse du tas de compost. Le pic d'émission ammoniacale diminue avec la présence de C disponible. Cela s'explique par l'assimilation (5) de l'ammoniac par la flore microbienne pour constituer la biomasse microbienne. L'ammoniac peut également être utilisé par la flore microbienne comme une ressource énergétique. C'est le cas des populations qui effectuent la nitrification (2) (bactéries et archaées ; Zeng, 2012). L'activité de ces populations est néanmoins ralentie

aux fortes températures, augmentant la part d'ammoniac disponible pour la volatilisation. De Guardia et al. (2008a, 2008b) et Jiang et al. (2011) montrent qu'une aération excessive favorise la volatilisation ammoniacale. A l'inverse, Chadwick (2005) montre que la couverture des tas de compost limite cette volatilisation. En conséquence, une augmentation de l'humidité des substrats initiaux peut limiter l'émission ammoniacale. Elle ralentit la diffusion d'oxygène dans le tas et la montée en température. Il en résulte une moindre minéralisation, une moindre volatilisation de l'ammoniac au coeur du tas, une nitrification accrue.

La disponibilité du C joue également un rôle majeur à travers l'influence de la taille des particules sur la porosité libre à l'air, l'influence de la nature du carbone organique sur la fraction rapidement assimilable et le pH du biofilm (Bernal et al., 2009a). Kirchmann et Witter (1989) montrent que l'ajout de paille induit une augmentation de l'émission d'ammoniac quand il se traduit par une élévation de la température de l'air et de la convection naturelle. A l'inverse, il induit une diminution de l'émission lorsqu'il favorise l'assimilation de l'ammoniac en biomasse microbienne. Barrington et al., (2002) montrent une faible corrélation entre l'augmentation des pertes de C et la diminution des pertes de N. Robin et al. (2001) montrent la grande variabilité des pertes de N et C en fonction du mode de compostage des fumiers de volailles. La modélisation de ces différents flux permet d'envisager une amélioration de la synchronisation des flux de production et d'utilisation de l'ammoniac. Cette synchronisation permet de réduire la perte ammoniacale et de conserver la valeur fertilisante azote des substrats initiaux (Andersson, 1996).

On considère généralement que l'activité nitrifiante est plus intense après la phase de refroidissement. Les facteurs influençant l'activité nitrifiante sont synthétisés par Béline (1998). La nitrification a lieu entre 5 et 49°C avec une plage de température optimale entre 30 et 36°C. Une teneur faible en O₂ ou CO₂, des teneurs élevées en NH₃ ou HNO₂ ralentissent la nitrification.

Une part des nitrates peut être assimilée par la flore microbienne (3) et contribuer à la production de biomasse. La chemodénitrification (7) et la réduction dissimilatrice (8) contribuent à réduire le stock de nitrates mais sont considérés comme des processus minoritaires lors du compostage (Fukumoto et al., 2006). L'essentiel de la diminution du stock de nitrates est dû à l'usage de l'oxygène des nitrates comme ressource énergétique pour la flore microbienne dénitrifiante. L'azote étant un déchet de ces réactions il est perdu sous

forme de N_2O et N_2 (comme le CO_2 est un déchet de la respiration). L'accumulation de nitrates et de carbone assimilable, associée à une faible disponibilité en oxygène, favorise la dénitrification (6) et l'émission de N_2O et N_2 . Cette perte d'azote importante est à l'origine de la reconnaissance du compostage comme procédé de réduction de l'azote avant épandage (CORPEN, 2003). L'absence d'oxygène dissous est nécessaire pour que la dénitrification soit complète et fournisse du N_2 et non du N_2O . La distribution de l'oxygène est hétérogène au sein du tas de compost. Des zones de production de N_2 voisinent avec les zones productrices de N_2O . On considère qu'une part du N_2O produit par la dénitrification peut être soit réduite en N_2 soit assimilée en NH_4^+ (Hénault et al., 2005 ; Mancinelli, 1992).

1.4. Etat de l'art de la modélisation

Afin de garantir une bonne qualité de compost et une dégradation désirée des MO mises à composter, la conception de l'andain ou la nature du silo de compostage doivent être maîtrisées. Pour définir les conditions optimales au déroulement du procédé, à savoir la dépendance des cinétiques de transformations aux conditions environnementales, la modélisation mathématique est largement utilisée, limitant ainsi le nombre d'expérimentations à produire et réduisant ainsi le temps et les coûts nécessaires à l'optimisation du procédé (Haug, 1993 ; Mason, 2006 ; Giusti et Marsili-Libelli, 2010).

1.4.1 Les objectifs de modélisation

Dans la littérature, plus de 100 papiers traitant de la modélisation ont été recensés (Vlyssides et al., 2009). Différents objectifs motivent la production de modèles mathématiques :

- comprendre les effets des paramètres environnementaux sur l'efficacité globale du compostage (étude des cinétiques de transformation de la matière organique, des émissions gazeuses et/ou de la maturité),
- hiérarchiser les mécanismes primordiaux à représenter afin de produire un modèle à caractère prédictif,
- prédire les biotransformations et la qualité finale du compost.

1.4.2 Les différentes approches de modélisation

Deux types de modèles peuvent être dissociés : les modèles corrélatifs et les modèles dynamiques. Parmi les différents travaux présentant des modèles corrélatifs, certaines études ont essayé de modéliser les émissions de CO₂ et de NH₃ (Andersson, 1996 ; Paré et al., 1998). Kirchmann et Witter (1989) ont ajusté un modèle parallèle de premier ordre, basé sur la décomposition de fractions d'azote rapidement et lentement dégradables, sur des données de volatilisation de NH₃ et paramétré pour différents rapport C/N. Ekinci et al. (2000) prédisent ces émissions à partir du rapport C/N et du pH. Eklind et Kirchmann (2000) ont paramétré un modèle de premier ordre, de décomposition de la matière organique pour les déchets ménagers et prédisent les pertes de carbone organique en distinguant différentes fractions en fonction de leur biodégradabilité.

Le principe des modèles de premier ordre est de calculer une perte de MO au cours du temps t à partir de la taille du compartiment de MO et d'une constante de proportionalité k (Kulcu et Yaldiz, 2004) :

$$[\text{eq. 1}] \quad \left(\frac{dMO}{dt} \right) = -k \cdot MO$$

Cette formulation peut être intégrée sur une période et l'on a alors l'expression suivante, similaire à celle utilisée par Kirchmann et Witter (1989) pour simuler l'émission ammoniacale, où MO₀ correspond au stock initial :

$$[\text{eq. 2}] \quad MO(t) = MO_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t})$$

Cette première approche de modélisation est basée sur l'ajustement de paramètres en utilisant des données expérimentales. Les émissions peuvent être alors expliquées par de nombreux facteurs (Haug, 1993). Les paramètres sont relativement aisés à caler et en conséquence on obtient de bons outils pour simuler et optimiser des processus reproductibles (Nelson et al., 2003 ; Kulcu et Yaldiz 2004 ; Gomes and Pereira, 2008 ; Jeon et al., 2011).

Néanmoins, cette approche ne prend pas en compte les dynamiques de croissance des communautés microbiennes et leurs interactions avec les facteurs abiotiques (Sole-Mauri et al., 2007).

Quelques études plus récentes ont donc essayé de modéliser les processus microbiologiques et/ou physiques ayant lieu au cours du compostage (Kaiser, 1996; Liang et al., 2004; Mason, 2006; Sole-Mauri et al., 2007 ; Petric et Selimbašić, 2008; Vlyssides et al., 2009 ; Yu et al., 2009).

Par exemple, le modèle développé par Sole-Mauri et al. (2007) représente l'hydrolyse de 7 compartiments de matière organique solide, la croissance et le décès de différentes communautés microbiennes sur les différents substrats hydrolysés et considérés en phase liquide, ainsi que les transferts d'O₂, CO₂, H₂O et NH₃ vers la phase gazeuse. Les cinétiques d'émissions de CO₂ et NH₃ résultent de la transformation des substrats par ces communautés microbiennes, et d'équilibre physicochimiques entre les phases liquide et gaz.

L'ensemble des modèles basés sur les dynamiques de croissance des populations microbiennes peuvent être schématisés par la Figure 9. La spécificité de chaque modèle tient :

- à la nature des substrats considérés ;
- au nombre de compartiments (fractionnement de la MO des différents substrats, répartition entre les phases solide-liquide-gaz) ;
- au nombre de flores microbiennes (thermophile/mésophile ; aérobie/anaérobie ; bactéries/champignons ; etc.) ;
- aux produits de la croissance ;
- à la nature des variables de forçage (température, humidité, débit d'air, teneur en glucose, etc.) ;
- à la représentation des processus : nature des couplages entre processus physiques et biologiques ; représentation des régulations par les variables de forçage, la disponibilité des substrats, les biomasses microbiennes ;
- aux variables utilisées pour une éventuelle calibration des paramètres du modèle.

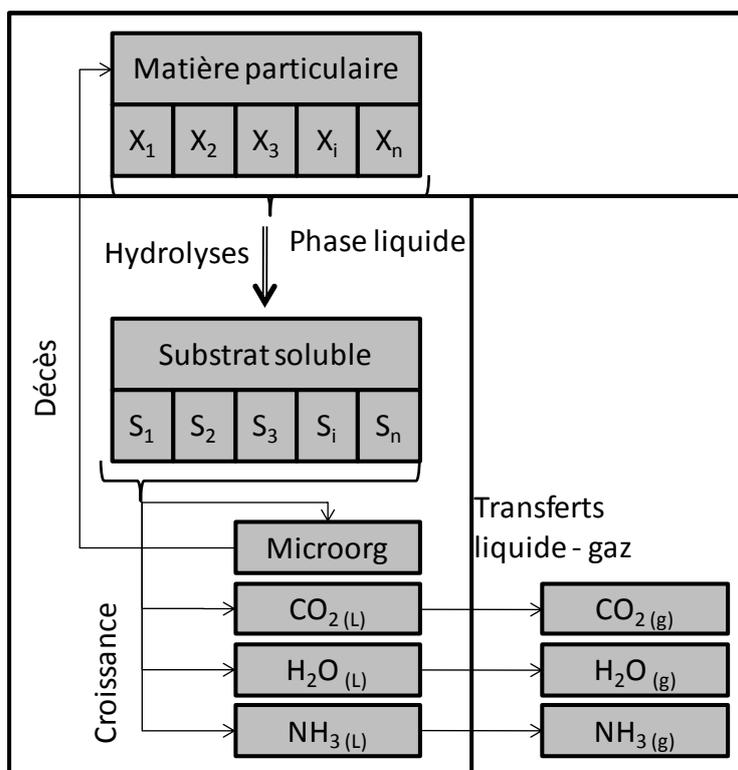


Figure 9. Structure globale des modèles dynamiques

La principale différence avec les modèles d'ordre 1 vient de ce que la stabilisation de la MO, représentée par l'émission de CO_2 , ne dépend pas que de la quantité de substrats mais également d'une (ou plusieurs) biomasse microbienne et de ses variables de régulation (température, humidité, oxygène, abondance des substrats, pour citer les principales).

Cette approche déterministe est intéressante pour comprendre et représenter les processus qui interviennent au cours du compostage. Elle est nécessaire dans une démarche à long terme de capitalisation des connaissances à des échelles variées. Mason (2006) constate que les modèles d'ordre 1 sont plus efficaces pour simuler les cinétiques de température. La majorité de ces modèles est développée à partir d'expérimentations conduites à l'échelle du laboratoire, permettant le contrôle de paramètres comme le renouvellement d'air, la température extérieure. Ces modèles sont difficiles à paramétrer à partir de la connaissance a priori des substrats. Leur usage pour prédire le compostage en andain à la ferme devient difficile à valider à plus large échelle. Dans ce cas, le comportement des dynamiques microbiennes, ainsi que les flux gazeux sont très hétérogènes au sein de l'andain même. C'est pourquoi le calcul de flux gazeux à partir de ce type de modèles est encore difficilement

extrapolable dans des conditions réelles. Finalement, cette approche nécessite de caractériser de manière très précise le substrat à composter, ce qui est difficilement abordable dans les fermes commerciales, où le simple échantillonnage du substrat en vue de la caractérisation de l'andain pose des problèmes méthodologiques (Albuquerque et al., 2008b).

1.5. Conclusion : besoin de connaissances complémentaires pour prédire les émissions gazeuses et la stabilisation de la MO lors du compostage en andain

Cette étude bibliographique a montré dans un premier temps la diversité des processus mis en jeu expliquant les différentes phases caractéristiques du procédé. Elle a également montré la variété de processus à l'origine de la stabilisation de la MO, de la montée en température de la matière de l'andain et des émissions gazeuses. Ces processus sont déterminés par les caractéristiques biochimiques de la matière (biodégradabilité du carbone et de l'azote) et par les caractéristiques physiques du tas (humidité, porosité). Ces facteurs influencent directement les temps caractéristiques des cinétiques et la stoechiométrie des transformations.

Face à cette complexité, la modélisation apparaît donc comme un outil nécessaire pour comprendre les interactions entre les processus mis en jeu et pour anticiper les principales transformations à l'origine de la stabilisation de la MO et des émissions gazeuses majeures (CO_2 , H_2O , NH_3 , N_2 , N_2O). L'étude de la littérature nous a permis d'identifier les principales variables à prendre en compte pour prédire les transformations ayant lieu au cours du compostage :

- concernant les caractéristiques du tas, la composition (C, N, eau), l'oxygénation, et la flore microbienne sont les facteurs ayant une influence majeure. Dans le cas du compostage en andain nous faisons l'hypothèse que l'oxygénation est liée au volume d'air dans le tas, lui-même dépendant de la porosité totale et de la fraction de porosité occupée par l'eau. Dans le cas du compostage d'effluents d'élevage, nous faisons l'hypothèse que la flore microbienne est apportée par les déjections, qu'elle a en conséquence un effet comparable pour tous les effluents, que son effet est moindre que ceux associés à la composition physique ou biochimique de l'andain ;

- certaines caractéristiques extérieures à l'andain interviennent également dans le déroulement des processus : la température et humidité de l'air, l'humidification de l'andain par la pluie, et les retournements ;
- finalement, la durée de compostage apparaît comme la variable clé du procédé : la stabilité de la MO et les pertes gazeuses augmentent avec la durée. Pour une même durée, les pertes gazeuses diminuent avec la porosité libre à l'air de l'andain.

Ces variables clés ont un impact sur le procédé de compostage en modifiant la vitesse des processus mis en jeu. Parmi la diversité de processus interagissant au cours du procédé, cette étude bibliographique a permis d'identifier les mécanismes primordiaux représentés en modélisation dynamique pour décrire les principales transformations de la MO :

- la biodégradation de la MO par la flore microbienne ;
- la thermogénèse associée à l'émission de CO₂, la dissipation de la chaleur et l'élévation de la température de l'andain, l'évaporation d'eau, les pertes convectives ;
- la diffusion d'O₂ dans l'andain ;
- la minéralisation de l'azote organique, nitrification de NH₄⁺, émission de NH₃, stabilisation de l'azote facilement biodégradable, dénitrification de NO₃⁻ en N₂O et N₂.

Une agrégation de connaissances génériques est nécessaire pour adapter la modélisation dynamique à la diversité des situations de compostage. L'étude bibliographique a permis de mettre en avant des connaissances manquantes pour prédire la stabilisation de la MO et les pertes gazeuses lors du compostage d'effluents d'élevage en andain :

- peu d'études abordent la reproductibilité du procédé de compostage, soit le déterminisme des transformations de la MO liées aux caractéristiques initiales de l'andain et aux pratiques de compostage ; quelles sont les différences minimales sur les émissions gazeuses et la stabilité de la MO permettant de considérer qu'il y ait un effet du procédé ?
- l'effet simple des facteurs influençant le procédé est bien décrit dans la littérature ; en revanche peu d'études concernent leurs effets combinés ; quelle est la hiérarchie des effets associés aux caractéristiques initiales de l'andain ?
- la modélisation dynamique dans la littérature est utilisée pour représenter des jeux de données obtenus en conditions contrôlées à l'échelle du laboratoire ; peu d'études représentent la perte d'eau et de la diffusion d'O₂ lors du compostage par aération naturelle en andain.

- finalement, les interactions entre les processus biologiques, biochimiques, physico-chimiques et thermodynamiques qui permettent d'expliquer l'effet des caractéristiques initiales du tas et du climat sur la diversité des résultats de stabilité de la matière organique et des émissions gazeuses (CO_2 , NH_3 , N_2O , H_2O) que l'on peut observer lors du compostage sont peu décrites dans la littérature.

Chapitre 2

Hiérarchie des facteurs déterminant les émissions gazeuses au cours du compostage

Chapitre 2 : Hiérarchie des facteurs déterminant les émissions gazeuses au cours du compostage

2.1. Introduction

L'objectif de ce chapitre est de fournir :

- une évaluation de la répétabilité des mesures caractérisant les processus majeurs du compostage qui conduisent au bilan de masse de l'andain et aux cinétiques de température et d'émissions gazeuses ;
- une analyse de la hiérarchie des caractéristiques initiales qui influencent les émissions d'ammoniac : constituants physiques et biochimiques du mélange à composter ; paramètres physiques de l'andain.

Le VIM (Vocabulaire International de Métrologie ; JCGM, 2012) définit les termes de fidélité, répétabilité et reproductibilité. La fidélité de mesure correspond à la dispersion des résultats obtenus lorsque l'on mesure "la même chose". Elle est définie par "*l'étroitesse de l'accord entre les valeurs mesurées sur le même objet dans des conditions spécifiées*". Ces conditions distinguent ainsi 3 notions :

- la reproductibilité est analysée à partir des résultats obtenus dans les conditions les plus larges "qui comprennent des lieux, des opérateurs et des systèmes de mesure différents, ainsi que des mesurages répétés sur le même objet ou des objets similaires" ;
- la répétabilité est analysée dans les conditions les plus restrictives "qui comprennent la même procédure de mesure, les mêmes opérateurs, le même système de mesure, les mêmes conditions de fonctionnement et le même lieu, ainsi que des mesurages répétés sur le même objet ou des objets similaires pendant une courte période de temps" ;
- la fidélité intermédiaire se distingue par une période de temps étendue et d'autres conditions que l'on peut faire varier sans toutefois modifier la procédure de mesure ou le lieu. C'est cette variabilité qui sera analysée en conditions commerciales, sur des fumiers avicoles issus du même site de production localisé à la Réunion dans un chapitre suivant.

Ce chapitre est organisé en deux parties sous forme de deux articles. Le premier traite de la répétabilité pour des résultats variés tels que la température de l'andain, les émissions

gazeuses ou la composition finale. Le deuxième se focalise sur les émissions d'ammoniac compte tenu de l'importance environnementale (pollution locale et transfrontalière) et agronomique (perte de fertilisant) de cette émission. Pour le premier, la démarche utilise une approche expérimentale à travers une expérience de répétabilité que nous avons réalisée. Pour le deuxième, la démarche utilise un modèle statistique mis au point à partir de données obtenues antérieurement à ma thèse. Cette partie se focalisant sur l'émission d'ammoniac, nous faisons l'hypothèse pour la suite du travail que la hiérarchie des variables qui l'influencent sera applicable aux processus de stabilisation de la MO et aux autres émissions gazeuses.

La répétabilité des processus biologiques, physico-chimiques et thermodynamiques qui déterminent les émissions gazeuses et la stabilisation de la MO au cours du compostage permet de situer d'une part le niveau de prédiction que l'on peut espérer de la modélisation, d'autre part les différences minimales entre deux situations de compostage que l'on peut interpréter. Une expérimentation de compostage a été mise en place dans le dispositif d'étude des andains en conditions climatiques contrôlées utilisé pour l'obtention du jeu de données antérieures. Cette expérimentation a pour but de répondre aux questions suivantes :

- quelle est la variabilité des processus conduisant aux émissions gazeuses au cours du compostage ?
- quelle est l'incertitude du dispositif expérimental ayant permis l'acquisition des données de modélisation ?

La modélisation dynamique du procédé de compostage impose de connaître au préalable les facteurs déterminant les transformations de la matière organique et leur influence sur les cinétiques d'émissions gazeuses. Le chapitre précédent a présenté les processus et les paramètres qui les déterminent. Dans le cas du compostage des effluents d'élevage en andain, à la ferme, on peut difficilement envisager à court terme une connaissance précise de la distribution spatiale de tous ces paramètres dans l'andain, au moment de la mise en tas. Toutefois en l'absence d'une caractérisation minimale, la modélisation ne peut être prédictive. C'est pourquoi, connaître la hiérarchie des facteurs qui influencent le compostage est essentiel pour identifier les caractéristiques initiales dont la connaissance peut permettre à la modélisation d'être prédictive. A la suite de Paillat et al. (2005b) et Abd El Kader et al. (2007) nous faisons l'hypothèse que quatre facteurs principaux (biodégradabilité du carbone,

disponibilité de l'azote, humidité et porosité) sont suffisants pour expliquer la diversité des situations initiales de compostage observées en élevage et qu'il est nécessaire de connaître leur combinaison pour prédire l'émission d'ammoniac.

Dans ce chapitre, le second article analyse les effets de ces facteurs principaux, sur la variabilité des émissions d'ammoniac, dans le but de proposer une hiérarchie des facteurs déterminant les pertes gazeuses au cours du compostage. L'analyse est limitée à l'ammoniac car d'une part les données d'émissions du N₂O et du CH₄ sont manquantes pour la moitié des expérimentations, et d'autre part celles-ci sont insuffisamment contrastées entre les différentes situations de compostage pour pouvoir discuter des émissions de gaz à effet de serre.

Un modèle statistique représentant les émissions cumulées d'ammoniac après 56 jours de compostage, a été utilisé pour séparer les effets de ces quatre facteurs principaux caractérisant l'andain mis à composter. Ce modèle est basé sur un jeu de données antérieur, acquis en conditions climatiques contrôlées, sur des andains où ces quatre facteurs varient de façon conjointe en raison du choix des substrats et des modalités de mise en tas. Ce modèle statistique a été utilisé afin de répondre aux questions suivantes :

- quels sont les effets des facteurs majeurs du compostage sur l'émission d'ammoniac ?
- peut-on hiérarchiser ces facteurs (effets simples) ?
- les effets sont-ils additifs lorsque les facteurs sont combinés ?

2.2. Présentation du jeu de données initial

2.2.1 Principes

Les principes retenus pour élaborer ce jeu de données ont été exposés par Paillat et al. (2005b). Les éléments principaux sont rappelés ici.

Le premier principe consistait à définir des situations de compostage contrastées représentant la diversité des situations pouvant être rencontrées lors du compostage d'effluents d'élevages à la ferme. Cette importante diversité provient de la multiplicité des combinaisons pouvant être réalisées en fonction de la nature des effluents d'élevage mis à composter (lisiers, fumier de porcs, de volailles, de bovins) et des substrats carbonés pouvant être ajoutés (paille, déchets verts, sciure), à laquelle s'ajoutent des techniques de compostage variées (retournement, aération, ajout d'eau, tassement). Le besoin de représentativité obligeait à privilégier des

volumes de produit de 1 m³ au minimum et des durées de compostage de plusieurs semaines ce qui limitait le nombre de situations réalisables et les répétitions de ces situations.

Quatre facteurs ont été retenus pour exprimer la diversité des situations (Figure 10) :

- la proportion d'azote disponible par rapport à l'azote total (mesurée par le rapport azote soluble/azote total ; Dulphy and Demarquilly, 1981), les effluents d'élevage sont en effet caractérisés par l'abondance de l'azote avec des formes plus ou moins stables selon l'origine animale (urée/acide urique) et l'âge des produits mis à composter (fumier frais, fumier après plusieurs semaines de stockage, lisier) ;
- la proportion de carbone biodégradable par rapport au carbone total (mesurée par le rapport entre les fractions soluble et hémicellulose de l'analyse Van Soest (Van Soest, 1963) et la matière sèche, en effet si l'on peut faire l'hypothèse que le carbone des déjections est plutôt facile à dégrader lors de la constitution de l'andain, on doit admettre que le carbone d'un substrat à base de déchets de bois sera moins dégradé, en conséquence on peut s'attendre à des réactions d'organisation de l'azote minéralisé et à une montée en température plus rapide dans le cas de carbone plus facile à dégrader ;
- la teneur en eau (mesurée par le rapport eau/matière sèche) qui conditionne d'une part le développement microbien, d'autre part la diffusion de l'oxygène ;
- la porosité du tas (mesurée par la densité volumique de matière sèche de l'andain) qui conditionne la porosité libre à l'air et par conséquent l'apport d'oxygène aux micro-organismes et les pertes gazeuses à partir du cœur de l'andain.

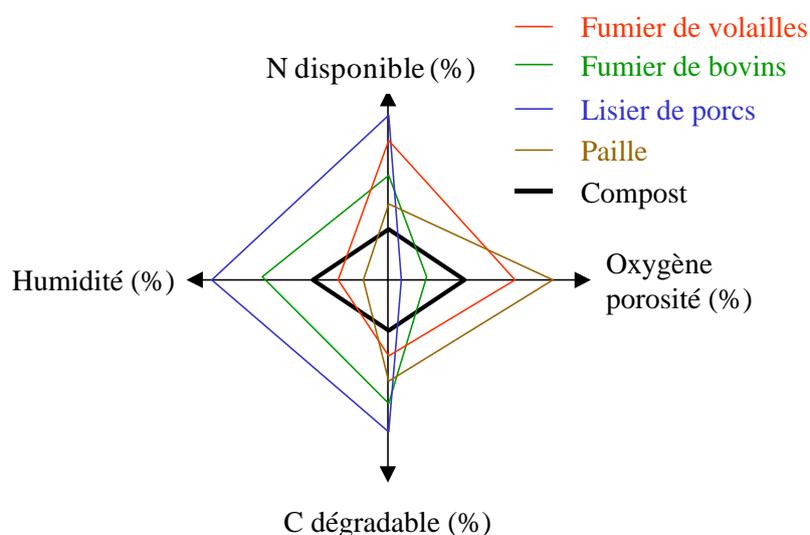


Figure 10. Schématisation des situations de compostage par rapport aux paramètres étudiés ; le processus de compostage tend à « rééquilibrer » les caractéristiques des substrats initiaux

Le climat a été choisi constant, avec une température de l'air au-dessus de l'andain voisine de 25°C, plutôt favorable aux transformations de la MO et aux émissions gazeuses.

2.2.2 Matériels et méthodes

2.2.2.1 Choix des constituants

Le lisier de porc est un effluent d'élevage riche en azote ammoniacal (environ 70% de l'azote total ; Levasseur, 2002). Il produit de fortes émissions d'ammoniac lors de la phase thermophile. De même sa forte humidité (entre 92 et 95% de la masse brute) assure des conditions de croissance microbienne rapide. La paille de blé joue le rôle de structurant, en assurant au mélange une porosité importante, augmentant ainsi la diffusion gazeuse. De part son rapport C/N élevé, elle apporte une grande partie du carbone nécessaire à la croissance microbienne et donc à l'activation du procédé de compostage. La sciure de bois joue le même rôle au niveau de la porosité et de l'apport de carbone. La mélasse permet d'apporter du carbone très biodégradable sous forme de sucres pour la croissance microbienne. Les fumiers de volaille sont généralement secs et compacts, leur humectation préalable au compostage peut conduire à une hétérogénéité de la distribution d'eau dans l'andain. L'azote y est partiellement sous forme d'acide urique et par conséquent moins disponible pour les flores microbiennes ou la volatilisation que lorsqu'il est sous les formes uréique ou ammoniacale.

2.2.2.2 Organisation des expérimentations

16 situations de compostage contrastées ont été réalisées dans la halle expérimentale de l'INRA de Rennes (UMR SAS), en conditions climatiques contrôlées. Elles diffèrent par l'influence de la biodégradabilité du carbone, de la disponibilité de l'azote, de la porosité et de l'humidité (Figure 11 ; tas notés A à P) sur les cinétiques des principales émissions gazeuses (CO₂, H₂O et NH₃). Avec l'objectif de plutôt privilégier l'observation de contrastes, le suivi simultané de tas identiques, conduit dans des conditions climatiques identiques n'a pas été réalisé. Pour chaque expérimentation, l'influence d'un facteur sur les émissions gazeuses a été privilégiée, par le suivi simultané de quatre tas différents. La composition des tas est disponible dans la table 1 de l'annexe 2 p250. A chaque fois, les facteurs non étudiés étaient identiques, autant que possible, ainsi que le volume des andains (excepté pour les tas H, L et M d'une hauteur moindre : pour minimiser la perte par écoulement de jus dans le cas de H et M très humides, pour maximiser le renouvellement d'air pour L très sec) :

- en 2002, l'influence de la disponibilité de l'azote a été étudiée en compostant différents mélanges de fumier et lisier de porc, d'urée, de paille de blé et d'eau (tas notés A, B, C et D) ;
- en 2003, l'influence de la biodégradabilité du carbone a été étudiée en compostant différents mélanges de lisier de porc, de paille de blé, de sciure de bois, de mélasse de betteraves et d'eau (tas notés E, F, G et H) ;
- en 2004, l'influence de la porosité libre à l'air a été étudiée en compostant du fumier de dinde plus ou moins tassé et humidifié (tas notés I, J, K et L) ;
- en 2004 également, l'influence de l'humidité a été étudiée en compostant différents mélanges de lisier de porc, de paille de blé, de sciure, de mélasse, d'urée et d'eau (tas notés M, N, O et P).

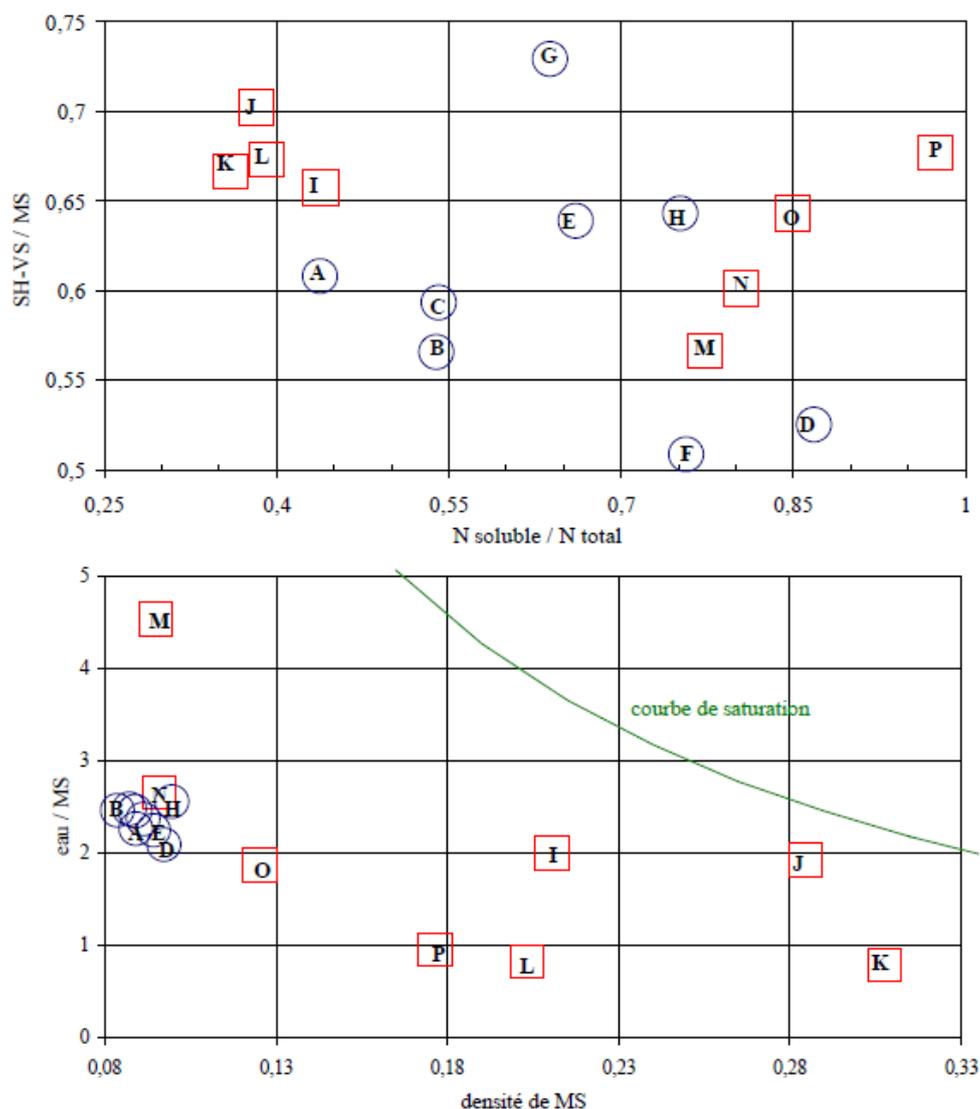


Figure 11. Situations de compostage (disponibilité du carbone et de l'azote, aération, porosité) du jeu de données initial (d'après Paillat et al., 2005a)

15 tas sont retenus pour le présent travail. Le tas P a été exclu de ce jeu de données initial car nous suspectons que la mélasse apportée en quantité importante a produit des acides organiques qui ont perturbé les mesures d'émissions gazeuses (interférences entre gaz ; Paillat et al., 2005a ; Hassouna et al., 2013).

2.2.2.3 Dispositif expérimental et mesure des émissions gazeuses

Les essais de compostage ont été réalisés à l'intérieur de quatre cellules expérimentales situées dans un local à température constante (Figure 12). La forme de chaque cellule est un trapèze surmonté d'une fine cheminée. Chaque cellule possède un volume de 8 m^3 pour une surface au sol de 3 m^2 . La température à l'intérieur des cellules est contrôlée à 25°C tout au long des manipulations par des apports électriques complémentaires si la production de chaleur du compost est insuffisante. La ventilation statique au sein des cellules est modulée par l'ouverture de volets et de trous calibrés selon la production de chaleur et de gaz émis par le tas.

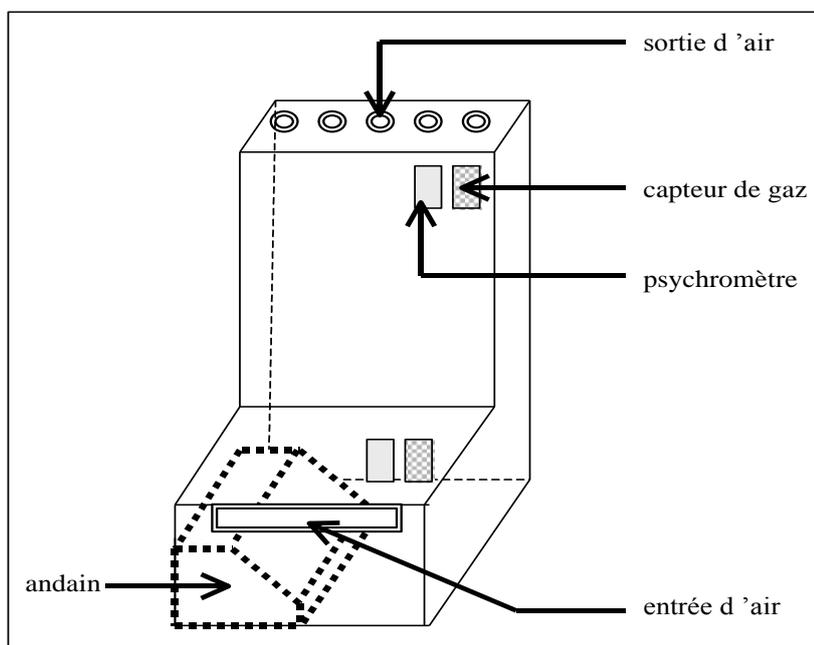


Figure 12. Représentation schématique d'une cellule de mesure

La disposition des tas à l'intérieur des cellules est faite pour que celui-ci soit représentatif d'une situation réelle, soit un demi andain. La forme initiale du tas est définie par des tasseaux fixés sur les parois internes aux cellules. Les dimensions des quatre tas sont identiques

(Figure 13). Les températures sèches et humides de l'air sont suivies à l'aide de thermocouples (type K) et de psychromètres disposés à l'extérieur et à l'intérieur des cellules de façon à mesurer respectivement la température et l'humidité de l'air entrant et sortant.

La température à l'intérieur des tas est suivie par l'intermédiaire de 8 thermocouples disposés au sein du tas en quatre positions : respectivement à 80 cm de profondeur au fond du tas, à 50 cm de profondeur au cœur du tas, à 10 cm de profondeur en haut du tas et à 15 cm de profondeur sur le devant du tas (Figure 13). Ces zones de mesures correspondent respectivement au bas, au cœur, au haut et à l'entrée d'air du tas. Les thermocouples sont insérés dans des filets remplis du mélange, sur lesquels un suivi massique est effectué.

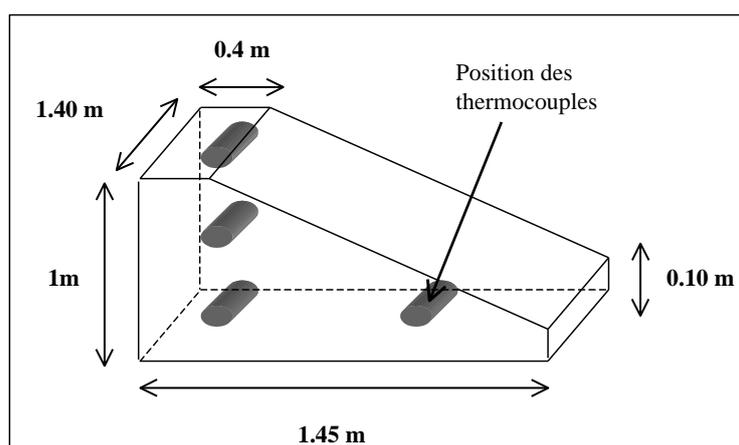


Figure 13. Représentation schématique d'un tas et positionnement des thermocouples

La vitesse d'air en sortie de cellule est mesurée à l'aide d'un anémomètre fil chaud (8450 de TSI Incorporated, Shoreview, MN 55126 USA) disposé à la sortie de cheminée. L'entrée et la sortie de l'air dans la cellule sont régulées selon le fonctionnement du tas de façon à maintenir toujours sa valeur entre 0,3 et 0,8 m s⁻¹. Une mesure manuelle avec un anémomètre à hélice (LCA 6000, de Airflow Developments LTD, Cressex Business Park, High Wycombe, Buckinghamshire, HP12 3QP, UK) est effectuée à chaque ouverture au niveau des cheminées, deux fois par jour en début de compostage, puis une fois par jour après que la température soit montée dans les andains, afin de contrôler les vitesses d'air enregistrées automatiquement.

L'air à l'intérieur et à l'extérieur des cellules est automatiquement pompé et analysé toutes les 2 minutes pendant 20 minutes par zone de prélèvement. L'air est prélevé sur 6 zones (les 4 cellules et 2 prises extérieures) ; la durée d'un cycle de mesure est donc de 2 h. Les mesures

réalisées en continu sont enregistrées toutes les minutes par l'intermédiaire d'une centrale d'acquisition (SA120, AOIP SAS, Ris-Orangis F-91130). Celle-ci pilote également un automatisme de changement de voies de prélèvements. Pour une période de 20 minutes, la concentration moyenne pour chaque gaz est calculée.

Les teneurs en dioxyde de carbone (CO₂), en vapeur d'eau (H₂O_{vap}), ammoniac (NH₃), protoxyde d'azote (N₂O) et méthane (CH₄) ont été déterminées, selon les expérimentations, par un analyseur de gaz 1312 ou 3426 (Brüel et Kjaer, Innova, Skordsborgvej 307, Naerum DK-2850), reliés à un ordinateur par une interface RS232.

2.2.2.4 Calcul des émissions gazeuses

Les émissions gazeuses sont calculées à chaque pas de temps par l'équation suivante (exemple du CO₂) :

$$[\text{eq. 3}] \quad E_{\text{C-CO}_2} = (n_t \cdot A_t \cdot S \cdot 3600) \cdot \rho_{\text{Tsi,Thi}} \cdot [(C_i - C_e) \cdot M_{\text{C}} / (\rho_{\text{norm}} \cdot M_{\text{CO}_2}) \cdot 1/C_0]$$

où $E_{\text{C-CO}_2}$ est l'émission de dioxyde de carbone pour une cellule (en g C-CO₂ h⁻¹ kg⁻¹ C initial), n_t est le nombre de trous ouverts au niveau de la cheminée, A_t est la surface d'un trou (en m²), S est la vitesse d'air moyenne à travers les trous (en m.s⁻¹), $\rho_{\text{Tsi,Thi}}$ est la densité d'air sec en sortie (kg d'air sec m⁻³ d'air humide) calculé à partir des températures de l'air sec et de l'air humide, C_i et C_e sont les concentrations mesurées à l'intérieur et à l'extérieur de la cellule (en gCO₂ m⁻³ dans des conditions normales de température et de pression d'air), M_{C} et M_{CO_2} sont les masses molaires du carbone et du dioxyde de carbone (respectivement en gC mol⁻¹ et gCO₂ mol⁻¹), ρ_{norm} est la densité de l'air dans les conditions normales de pression et de température (en kg d'air sec m⁻³ d'air normal), C_0 est la masse initiale de carbone dans le tas (en kg C). Pour les autres gaz (H₂O, NH₃, N₂O, CH₄) les concentrations, les masses molaires et les masses initiales sont adaptées dans l'équation [eq. 3].

2.2.3 Résultats expérimentaux

Les résultats de ces expérimentations sont présentés par Paillat et al. (2005b) et Abd El Kader et al. (2007) dont nous reprenons ici quelques conclusions.

Les différences de mesures observées sont expliquées par la variation initiale des facteurs étudiés et par les incertitudes liées aux mesures et à la répétabilité d'une situation de compostage.

Les caractéristiques initiales d'un andain de compostage influencent l'ensemble des processus biologiques, physico-chimiques et thermodynamiques ayant lieu au sein du système. Elles conduisent à des valeurs contrastées des critères décrivant les cinétiques d'émissions gazeuses (Figure 14) : le temps pour lequel le pic thermophile est atteint, l'amplitude du pic d'émission intervenant à ce moment là, ainsi que les flux d'émissions rémanentes ayant lieu au cours de la phase de refroidissement, et donc la quantité totale de gaz émis.

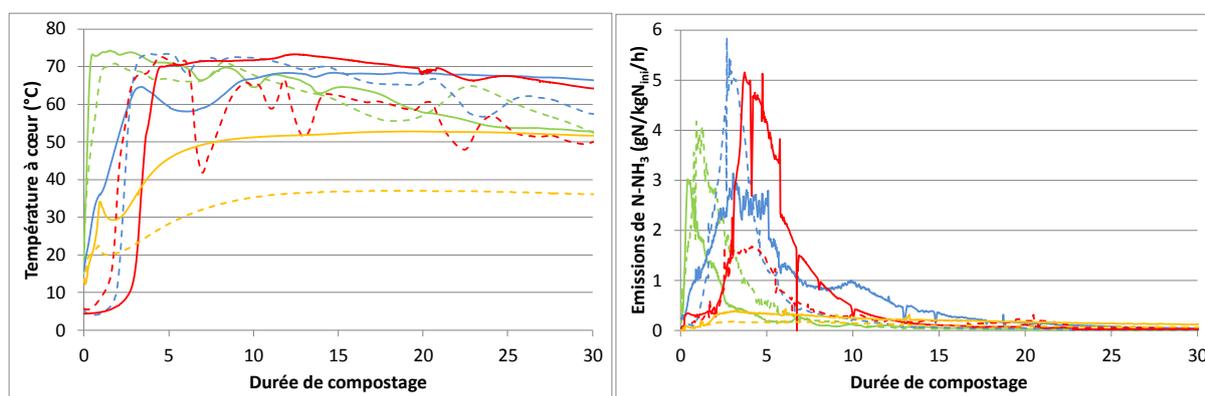


Figure 14. Exemples de cinétiques de température et d'émissions ammoniacales obtenues pour 8 des 15 tas suivis en conditions contrôlées

Les observations montrent l'importance des processus d'organisation de l'azote pour limiter la volatilisation ammoniacale. En conséquence, une diffusion minimale d'oxygène dans le tas est nécessaire pour éviter l'accumulation d'azote sous forme ammoniacale. Les processus de nitrification et de dénitrification, tous deux émetteurs de N_2O , interviennent lorsque la phase thermophile est achevée ou à l'interface liquide/air dans les endroits du tas moins chaud (température $< 45^\circ C$), en particulier au voisinage de la surface (échange avec l'extérieur) ou dans les zones de condensation (sol et parois). Si l'objectif est de conserver l'azote dans le compost, l'apport de carbone est primordial, le rapport C/N étant un critère clé de cette organisation. Cependant, dans le cas des effluents d'élevage avec des rapports C/N faibles, la source de carbone apporté doit être très biodégradable. Pour des fumiers très secs, l'ajout d'eau permet de conserver relativement le carbone et favorisera l'organisation, mais un excès d'eau favorise la dénitrification et donc la perte d'azote. Pour des fumiers humides, le

tassement est à éviter car, même s'il réduit la volatilisation d'ammoniac, il favorise la dénitrification. Le compromis optimal entre ces processus dépend des objectifs de teneur en matière sèche, de stabilité de l'azote et de limitation des émissions de NH_3 et N_2O . Ce jeu de données a permis de calibrer les paramètres d'un modèle statistique expliquant les émissions gazeuses mesurées instantanées et cumulées (CO_2 , H_2O et NH_3 essentiellement) par les variables caractérisant les principaux facteurs retenus (disponibilité de l'azote, biodégradabilité du carbone, humidité et porosité de l'andain).

2.2.4 Questions en suspens à l'issue de ces expérimentations

Ces 15 situations ne permettent pas d'appréhender la précision du modèle. Une connaissance de la répétabilité des mesures d'émissions gazeuses et de température de l'andain permettrait de situer l'amplitude minimale des écarts que l'on peut interpréter entre deux traitements d'une même expérience. La connaissance de cette répétabilité permettrait de situer l'enjeu de prédiction des différences simulées entre deux procédés différents. La reproductibilité d'un andain à partir d'un fumier de même type sera nécessairement différente en conditions contrôlées sur un "petit volume" et en conditions commerciales sur un "volume industriel". Dans ce deuxième cas, la variabilité due au climat, aux conditions d'élevage et de gestion de litière, aux conditions de manutention de gros volumes de fumier amplifie nécessairement la dispersion des mesures de température et d'émissions gazeuses même si le compostage est conduit selon le même procédé. Une connaissance de la reproductibilité permettrait d'interpréter les différences entre valeurs observées pour une situation de compostage et prédictions du modèle.

L'analyse partielle des résultats présentée dans Paillat et al. (2005b) et Abd El Kader et al., (2007) ne va pas jusqu'à l'analyse des effets simples ou combinés de la disponibilité de l'azote ou du carbone, de l'humidité et de la porosité sur les émissions gazeuses lors du compostage. Le jeu de données, présentés ici, a été construit en faisant l'hypothèse que ces quatre facteurs permettraient d'expliquer l'essentiel de la variabilité des situations de compostage d'effluents d'élevage. Parmi les différences entre traitements observées, aucune n'a été en contradiction avec cette hypothèse. Les cinétiques de compostage ont cependant montré que l'abondance de fumier dans l'andain initial (tas A, B et C) accélérât la montée en température. Cela montre

l'intérêt de compléter ces quatre facteurs physiques et biochimiques par des caractéristiques microbiologiques.

2.3. Répétabilité du dispositif expérimental et du procédé de compostage

2.3.1 Démarche expérimentale

En comparant les transformations chimiques et biochimiques de la matière organique, via les bilans massiques, Lashermes et al. (2012) montrent que le procédé de compostage est reproductible. Néanmoins, cette étude a été réalisée sur un dispositif de compostage à l'échelle du réacteur (4 L), avec des températures et flux d'air régulés. La répétabilité du procédé de compostage est étudiée ici à l'échelle du demi-andain d'environ 1 m³, dans des conditions climatiques contrôlées mais avec un renouvellement d'air statique. Elle est étudiée par la comparaison des bilans massiques ainsi que des cinétiques d'émissions gazeuses pour trois tas conduits à l'identique.

Le mélange a été choisi afin de produire des conditions de transformation de la matière organique intense générant de forts flux d'émissions gazeuses. En effet, l'appréciation de l'incertitude est d'autant plus précise que les émissions gazeuses sont importantes. Finalement, les proportions des différents constituants dans le mélange ont été choisies afin de se situer au centre du plan d'expérience des précédentes expérimentations de compostage (Figure 15). Les rapports (SH-VS)/MS et N_{sol}/N_{tk} étaient voisins respectivement de 0,57 et 0,70 (cf. Figure 11).

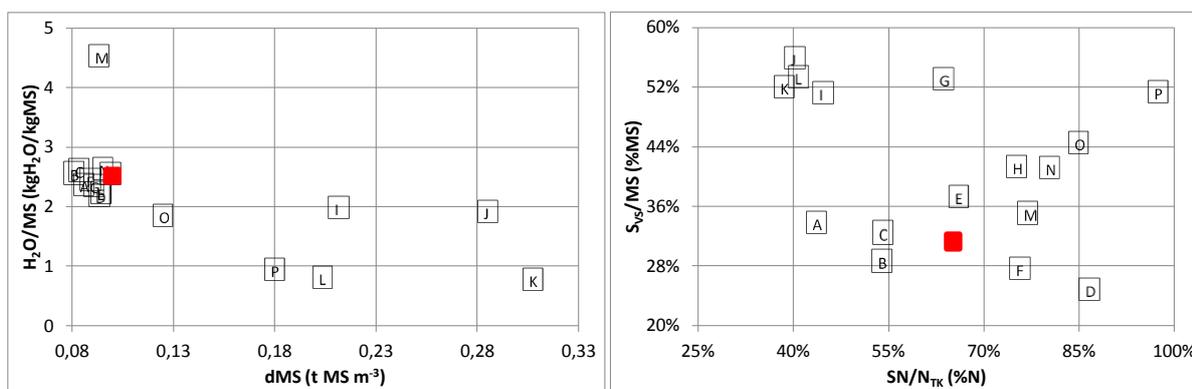


Figure 15. Positionnement de l'expérimentation de répétabilité du compostage dans le plan global des essais menés à la Halle expérimentale de Rennes

2.3.2 Matériels et méthodes

2.3.2.1 Matériaux utilisés et mise en tas

Trois tas d'un même mélange de 880 kg de paille de blé et de 3 t de lisier de porc (proportions massiques respectives de 21 et 79% de la masse totale) ont été mis en place dans trois enceintes isolées.

Pour préparer le mélange de lisier/paille, toute la paille de blé a été étalée sur une plateforme bétonnée (INRA Saint Gilles) sur une épaisseur de 80 cm environ. Le lisier de porc a ensuite été épandu en trois fois à partir d'une tonne à lisier. Entre chaque aspersion, le tout a été homogénéisé avec un cultivateur rotatif à axe horizontal et à la fourche. Une fois le mélange effectué, la matière a été mise en sac de 20 kg pour être ensuite acheminée à la halle expérimentale de Rennes. Le mélange lisier/paille a ensuite été réparti dans trois des cellules du dispositif expérimental. Les tas ont été construits simultanément afin de maîtriser la masse de chacun. La mise en tas a duré 24 h, sur deux jours consécutifs. Le compostage a donc démarré un peu avant la fin de la mise en tas. Les 3 tas ont été construits avec les mêmes caractéristiques de masse ($517,4 \pm 0,4$ kg de masse brute par tas), de volume ($1,37 \text{ m}^3$), de teneur en matière sèche (29,8%) et de porosité libre à l'air (66,4%). Le compostage a été suivi pendant 20 jours dans le dispositif expérimental décrit précédemment (cf. § 2.2.2.3).

2.3.2.2 Echantillonnage et analyses

Des échantillons ont été prélevés lors de la mise en tas, lors du retournement et à la fin du compostage. A chaque fois, le tas a été pesé et échantillonné suivant le protocole de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe, Angers, France) : une vingtaine d'échantillons de 300 à 500 g ont été prélevés par tas puis homogénéisés ensemble manuellement. Cet échantillon global a ensuite été divisé en 2 plusieurs fois jusqu'à obtenir un échantillon moyen d'1 kg environ. Pour chaque tas et à chaque étape du compostage, deux échantillons moyens ont été prélevés ainsi. Ces échantillons ont été immédiatement congelés à -18°C . Chaque échantillon a ensuite été broyé sous son état congelé par un mixeur (Robotcoupe Blixer 5+ d'Ecotel, Vezin le Coquet, France), puis divisé en 4 sous-échantillons destinés aux analyses biochimiques. Ces sous échantillons ont été immédiatement de nouveau congelés afin d'éviter les pertes d'éléments par émissions gazeuses. Un des sous échantillons

a été séché à l'étuve à 60°C jusqu'à obtenir un poids constant, afin de mesurer la teneur en matière sèche. Cet échantillon a ensuite été broyé à 1 mm afin d'effectuer les analyses sur la matière sèche. Un des sous échantillons a été utilisé pour effectuer les analyses sur la matière fraîche, un autre a permis d'acquérir un spectre en spectrométrie proche infrarouge, tandis que le dernier a été conservé au congélateur.

L'échantillon séché et broyé a été utilisé pour effectuer l'analyse Van Soest (Van Soest, 1963) (XPU 44-162 ; AFNOR, 2009). Cet échantillon ainsi que les fractions ADF et NDF de l'analyse Van Soest ont été utilisés pour déterminer leurs teneurs en carbone total par la méthode d'oxydation Dumas (ISO10694-1995). La teneur en matière organique a été calculée après calcination à 480°C (NF U144-160 ; AFNOR, 1985). La teneur en phosphore a été déterminée après minéralisation par voie sèche à 550°C avec un dosage par colorimétrie en flux continu, le potassium par spectrométrie d'émission et le calcium, le magnésium et les oligo-éléments ont été dosés en spectrométrie d'absorption atomique.

La teneur en azote a été déterminée sur un échantillon frais par une distillation de type Büchi après minéralisation par la méthode Kjeldahl (ISO 5663-1994). Cet échantillon frais est également utilisé pour déterminer les teneurs en azote ammoniacal par distillation de type Büchi et nitrique par colorimétrie sur un analyseur à flux continu (ISO 14256-2). Afin de mesurer la teneur en azote soluble (N_{sol}), l'échantillon frais et broyé a été macéré pendant 24 h à 5°C. Ce mélange a ensuite été centrifugé puis filtré (0,45 μ m). N_{sol} a ensuite été déterminé par la méthode Kjeldahl sur le jus d'extraction (Dulphy et Demarquilly, 1981).

2.3.2.3 Mesure des émissions gazeuses

Les émissions gazeuses ont été mesurées de la même manière que pour les expérimentations du jeu de données initial, à partir des concentrations en gaz observées à l'intérieur et à l'extérieur des enceintes, des températures et humidité de l'air et des vitesses d'air observées en sortie des enceintes (cf. § 2.2.2.3 et 2.2.2.4).

2.3.2.4 Evaluation de la répétabilité du dispositif expérimental

Afin d'analyser la répétabilité du dispositif expérimental et la répétabilité des processus intervenant au cours du compostage, la déviation standard (moyenne \pm écart-type) et les coefficients de variation (CV) ont été calculés pour les émissions gazeuses cumulées (CO_2 , H_2O , NH_3 et CH_4), les températures, les caractéristiques massiques (masse brute, masse

sèche, teneurs en carbone total et azote total Kjeldhal, fractions Van Soest) ainsi que pour les caractéristiques physiques (volume et porosité) des trois tas répétés, à l'état initial et après 20 jours de compostage.

2.3.3 Résultats et discussions

2.3.3.1 Cinétiques de température

La Figure 16 montre l'évolution des températures à cœur pour les 3 tas. Les écarts sont importants dans la phase initiale de montée en température puis deviennent inférieurs à 5 K dans la phase de décroissance. Au cours de la phase initiale une forte variabilité des températures à l'intérieur de chaque tas est également observée.

Les températures à cœur sont répétables avec un coefficient de variation maximal sur les profils de 3% pendant la phase thermophile (Figure 16). Cette répétabilité montre que les processus de création et de pertes de chaleur sont identiques entre les andains, ce qui atteste de la répétabilité du processus de croissance microbienne et des processus thermodynamiques d'échange de chaleur (production de chaleur, pertes par conduction et convection). Le CV maximum (7,5%) a été observé pour le bas du tas durant la phase thermophile. Cette zone est la moins aérée, la production de chaleur créant un courant d'air ascendant. L'air est donc aspiré par le côté du tas puis est évacué par la zone haute du tas. La zone basse est donc aérée de manière plus hétérogène selon les andains.

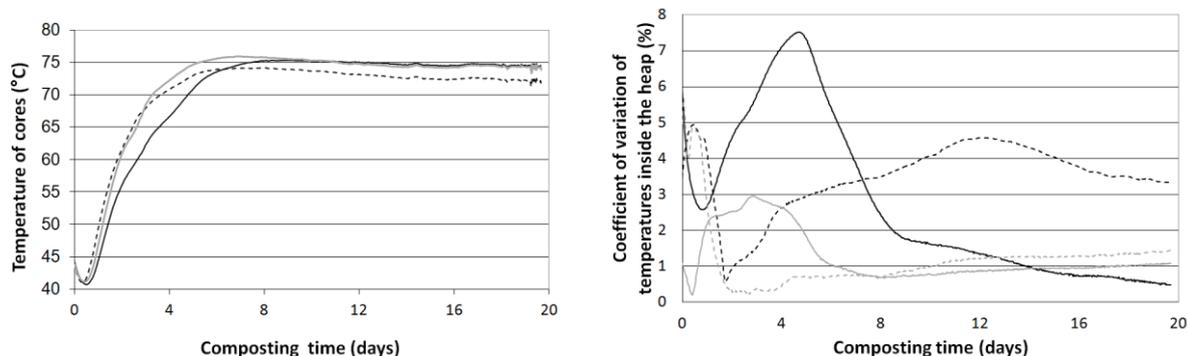


Figure 16. Evolution des températures à cœur (gauche) pour les tas 1, 2 et 3 (respectivement montrés par un trait noir, des tirets et un trait gris). Coefficient de variations (droite) des températures mesurées en bas (trait noir), sur le côté (tirets noirs), à cœur (trait gris) et en haut (tirets gris) des trois tas répétés (Oudart et al., 2012)

De même, cette plus forte différence de température, et donc la plus forte variabilité des processus mis en jeu, est expliquée par le tassement de la zone basse par rapport aux autres

zones observées de plus grande épaisseur. Des phénomènes de condensation et de lixiviation des jus dans les zones basses expliquent également cette hétérogénéité, la répartition de l'humidité dépendant fortement de l'organisation de la matière et plus précisément du structurant. Cette organisation est dépendante de la manière dont à été mise en place l'andain, variant inévitablement d'un tas à l'autre.

2.3.3.2 Cinétiques d'émissions gazeuses

La Figure 17 montre que l'émission de CO₂ est très proche pour les trois tas. Les émissions augmentent, atteignent un maximum puis diminuent d'abord rapidement puis de façon asymptotique. On distinguera donc : la durée entre la mise en tas et le moment du pic, l'amplitude de l'émission au moment du pic, la rapidité de la décroissance après le pic. D'après la Figure 17, les points singuliers des cinétiques d'émissions gazeuses sont similaires. Les durées nécessaires pour atteindre le pic d'émission durant la phase thermophile sont voisines, la différence entre le premier et le dernier pic étant inférieure à 5h.

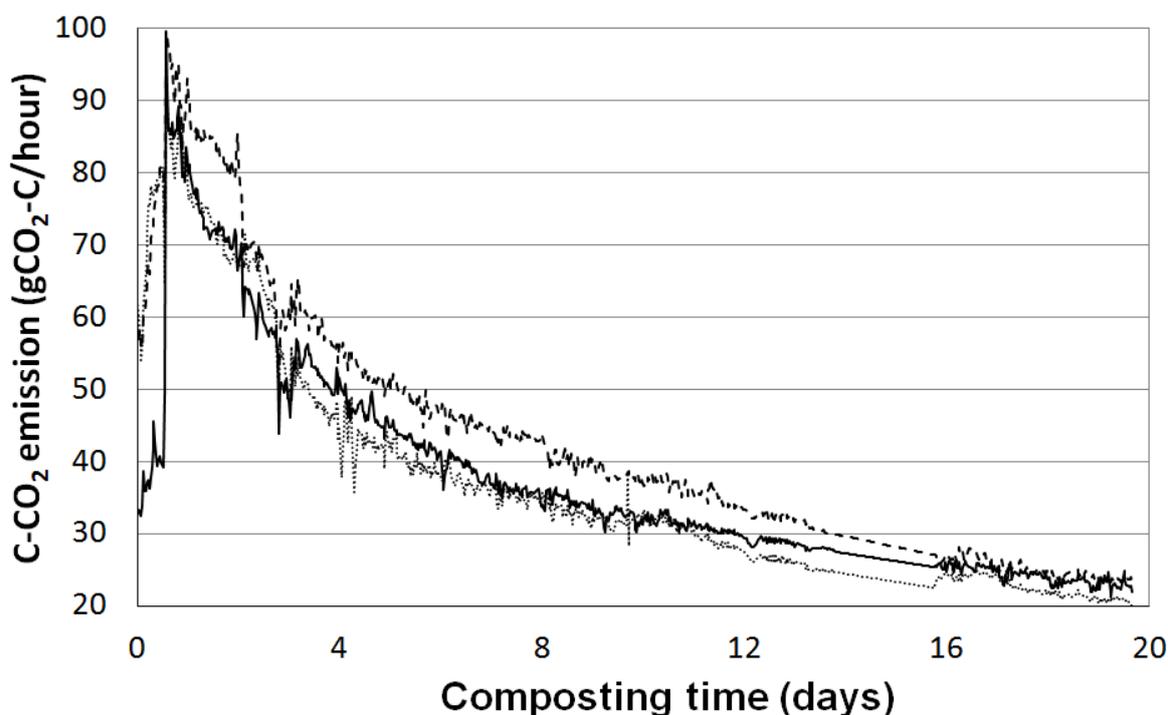


Figure 17. Emission de dioxyde de carbone (en gC-CO₂ h⁻¹) durant la phase thermophile des tas 1 (trait noir), 2 (tirets noirs) et 3 (tirets gris), Oudart et al., (2012)

Les amplitudes des pics d'émissions varient plus fortement d'un tas à l'autre. L'écart entre la valeur maximale et la valeur minimale d'émissions au moment du pic est égal à 16,0%, 17,4%, 22,4% et 32,6% respectivement pour la vapeur d'eau, le dioxyde de carbone,

l'ammoniac (Figure 18) et le méthane (cf. annexe 1 p.245). Les émissions cumulées de CO₂, H₂O et NH₃ après trois semaines sont respectivement égales à 24,2 ±2,0% du carbone initial, 36,7 ±1,4% de l'eau initiale et 12,1 ±1,3% de l'azote initial. La variation des flux de gaz pour une même situation de compostage au moment de la phase thermophile ne semble donc pas intervenir sur la quantité totale de gaz émis. Les variations observées de l'amplitude du pic d'émission n'expliquent donc pas l'émission cumulée totale.

Au moment du pic, des amplitudes d'émission plus variables sont observées pour l'ammoniac et le méthane par rapport au dioxyde de carbone et à l'eau. Pour les deux premiers gaz, les flux sont largement inférieurs à ceux mesurés pour les deux autres gaz, ce qui explique un écart relatif plus important. De même, les émissions de dioxyde de carbone et d'eau sont liées à des processus biologiques et thermodynamiques se produisant dans l'ensemble de l'andain. En revanche, l'émission d'ammoniac est due à des phénomènes d'échanges à l'interface liquide/gaz (Sommer et al., 2006). L'ammonium sous forme ionique est converti sous forme gazeuse en fonction du pH et de la température. Cette conversion est donc liée aux conditions de pH dans le biofilm, pouvant fortement varier suivant la répartition de l'humidité autour de la matière sèche. De même, la production de méthane est liée à des effets de site, puisque ce gaz est produit dans des conditions anaérobies (Conrad, 1996). Le méthane est donc produit dans les microsites en manque d'oxygène : là où la porosité est remplie par de l'eau (baisse de l'entrée d'O₂ par baisse de la diffusion gazeuse), où la matière est très compacte (baisse de la macroporosité libre à l'air connectée à l'air extérieur), où la biodégradabilité du carbone est plus forte (consommation accrue de l'oxygène en périphérie des agrégats entraînant sa disparition à l'intérieur des agrégats). Le méthane est ensuite évacué par diffusion gazeuse et par convection de l'air circulant à travers la part de porosité libre à l'air de l'andain qui est connectée à l'air extérieur. Il peut également être oxydé dans les zones supérieures de l'andain par les flores méthanotrophes (Morand et al., 1999 ; Streese et Stegmann, 2003). L'émission observée résulte donc à la fois des flux de production, de diffusion et d'oxydation du méthane, variant avec la distribution de l'humidité, de la porosité, de la biodégradabilité du carbone et donc de l'oxygène (Czepiel et al., 1995 ; Kammann et al., 2009) dans l'andain.

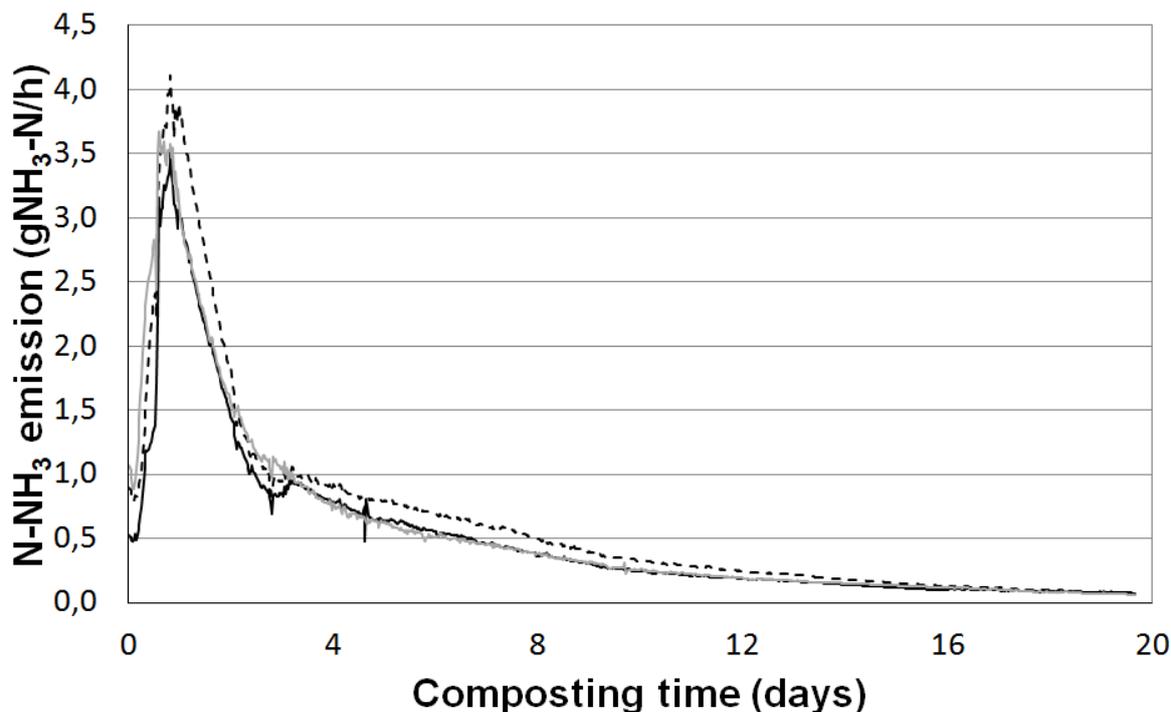


Figure 18. Cinétiques d'émission d'ammoniac (en g N-NH₃ h⁻¹) durant la phase thermophile des tas 1 (trait noir), 2 (tirets noirs) et 3 (tirets gris), Oudart et al., (2012)

2.3.3.3 Bilans massiques

La comparaison des pertes élémentaires déduites du bilan de masse avec les pertes déduites des mesures d'émissions gazeuses permet d'évaluer l'incertitude sur la quantification des émissions. La masse et la composition des composts pour l'état initial et après 20 jours de compostage sont répertoriées dans le Tableau I. Après 20 jours, les masses brutes des 3 tas étaient très proches ($332 \pm 1,9$ kg) tout comme la teneur en matière sèche ($34,1 \pm 0,2\%$). Les bilans de masses élémentaires étaient également très répétables : les pertes de carbone et d'eau étaient respectivement égales à $28,1 \pm 1,2\%$ du carbone initial et $39,7 \pm 0,6\%$ de l'eau initiale. Nous faisons l'hypothèse que les pertes d'azote étaient également très proches compte tenu des émissions ammoniacales similaires. Ces faibles écarts de bilans massiques attestent du fonctionnement global similaire des andains : les mêmes quantités de matière sèche ont été converties en gaz et en eau métabolique. De même, les pertes d'eau ont également été identiques entre les andains.

Tableau I. Compositions chimiques et biochimiques du mélange initial et après 20 jours de compostage : moyenne, écart-type (ET) et coefficient de variation (CV) pour les 3 tas répétés

	Mélange initial		Compost	
	Moy ± ET	CV (%)	Moy ± ET	CV (%)
MB (kg masse brute)	517,4 ± 0,4	0.1	332.2±1.9	0.6
MS (% masse brute)	29.8 ± 0.9	3.0	34.1±0.3	0.8
TC (% masse sèche)	49.4±0.1	0.1	48.1±0.7	1.5
TKN (%masse sèche)	1,4±0,1	6,5	#N/A	#N/A
S _{VS} (%masse sèche)	30,0±1,1	3,7	37,5±0,9	2,5
HC _{VS} (%masse sèche)	27.5±0.4	1.4	16.2±0.1	0.8
C _{VS} (%masse sèche)	36.4±0.6	1.8	36.8±0.8	2.2
L _{VS} (%masse sèche)	6.1±0.2	2.8	9.5±0.3	2.7

MB : masse brute ; MS : matière sèche ; TC : teneur en carbone ; TKN : teneur en azote total (Kjeldahl) ; S_{VS} : matière sèche soluble (van Soest) ; HC_{VS} : hémicelluloses (van Soest) ; C_{VS} : cellulose (van Soest) ; L_{VS} : Lignine (van Soest)

Les pertes d'eau et de carbone sont proches (écarts respectifs de 10 à 20%). Les pertes élémentaires estimées par le calcul des émissions gazeuses ont été surestimées par rapport à l'estimation faite par le calcul des bilans massiques (Tableau II). Les variations entre les 3 tas étaient également plus importantes pour l'estimation faite par le calcul des émissions gazeuses. Trois hypothèses peuvent expliquer ces différences :

- la complexité du protocole de mesure des émissions gazeuses par rapport aux protocoles de mesure des concentrations élémentaires dans les échantillons a pu induire une plus forte incertitude de mesure à l'origine d'un biais ;
- les émissions d'autres espèces chimiques ont été significatives (émissions d'acides gras volatils, AGV, non négligeables) et l'eau produite ou consommée par le métabolisme microbien (produite à partir de la dégradation de la matière sèche initiale ou consommée pour fabriquer la biomasse microbienne) n'a pas été négligeable ;
- les enceintes étant en ventilation naturelle (par effet de densité de l'air), une part des gaz est sortie par diffusion gazeuse en plus de la part mesurée sur le flux convectif de la cellule.

Les émissions gazeuses ont donc donné une estimation des cinétiques de transformation de la matière dans le temps, tandis que les bilans de masses ont permis d'attester des quantités d'éléments perdus. Les bilans massiques, qui présentent des CV inférieurs, sont donc essentiels pour corriger les calculs de pertes élémentaires par mesure des émissions gazeuses.

Tableau II. Pertes de carbone, d'eau et d'azote mesurées par les émissions gazeuses et par bilan de masse.

	Emissions gazeuses		Bilan de masse	
	Moy \pm ET	CV (%)	Moy \pm ET	CV (%)
C-CO ₂ (% carbone initial)	24,2 \pm 2,0	8,3	28,4 \pm 1.2	4,4
H ₂ O (% eau initiale)	36,7 \pm 1,4	3,8	39,7 \pm 0.6	1,5
N-NH ₃ (% azote initial)	12,1 \pm 1,3	10,9	#N/A	#N/A

2.3.3.4 Stabilisation de la matière organique

L'évolution de la taille des fractions Van Soest permet d'évaluer la répétabilité des processus de stabilisation de la MO. Elle est similaire pour les 3 tas (Tableau I). Les coefficients de variations sont similaires entre le mélange initial et après 20 jours de compostage, et entre toutes les fractions (autour de 3%). Après 20 jours de compostage, toutes les fractions ont diminué en masse sèche totale par tas, excepté la fraction lignine (L_{VS}) qui est restée constante (respectivement 9,4 et 10,7 kg en début et après 20 jours de compostage). En termes de répartition du fractionnement, seule la part d'hémicellulose (HC_{VS} passe de 27,5 à 16,2 %MS) a diminué. Les fractions solubles (S_{VS}) et lignine (L_{VS}) ont augmenté (respectivement de 30,0 à 37,5 et de 6,1 à 9,5 %MS). La part de la fraction cellulose (C_{VS}) est restée constante. Lors de la biodégradation, une part de la matière sèche est convertie en matière sèche inerte. Cette conversion est effectuée par le décès microbien, une certaine partie du matériel cellulaire restant réfractaire à l'oxydation sur la durée du compostage (Boursier, 2003). Cette fraction inerte est sous forme soluble et particulaire (Morvan et Nicolardot, 2003 ; Morvan et al., 2006 ; Robin et al., 2008). Les fractions HC_{VS} et C_{VS} sont dégradées avec des cinétiques plus lentes que la fraction S_{VS}. La fraction L_{VS} est réfractaire à l'oxydation pour un temps court de compostage. L'évolution du fractionnement Van Soest dépend de la biodégradabilité de la matière (Robin, 1997) ainsi que de la cinétique de consommation d'oxygène (Oudart et al., 2012b). La répétabilité de l'évolution des fractions montre la répétabilité des processus de croissance et de décès microbiens, et donc de consommation d'oxygène. Ces résultats sont corroborés par la répétabilité du flux d'émission de dioxyde de carbone.

2.3.3.5 Volume et porosité

Le volume des trois tas diminue de $1,37 \text{ m}^3$ à $1,13 \pm 0,02 \text{ m}^3$ (CV = 1,7%), tandis que la porosité augmente de 66,4% à $74,3 \pm 0,4\%$ du volume total (CV = 0,5%) après 20 jours de compostage. Les trois tas ont eu le même comportement quant à l'évolution de volume, de matière brute, d'eau, d'air et de matière sèche. Alors que la structuration des trois tas lors de leur mise en place a varié inévitablement avec une répartition hétérogène de la matière et de la porosité entre les tas, l'évolution globale du volume et de la porosité a été identique. Les évolutions locales de porosité et de volume ont variés d'un tas à un autre comme l'en atteste la plus forte variabilité des émissions de méthane, mais n'ont pas eu d'impact sur leurs évolutions globales. Pour un même type de structurant avec une porosité d'andain spécifique, la prédiction de l'évolution du volume et de la porosité, et donc son potentiel de maintien de bonnes conditions d'aération, semble possible.

2.3.4 Conclusion

Les résultats des bilans de masse, des temps caractéristiques des émissions gazeuses et des cinétiques de température ont montré que : (i) les processus mis en jeu lors du compostage conduisent à des mesures d'émissions et à des bilans de masse répétables (respectivement 3 à 11% pour les émissions de CO_2 , H_2O , NH_3 et 1 à 5% pour les défauts de bilan de C et H_2O) lorsque les conditions initiales et la conduite du procédé sont identiques ; (ii) les bilans massiques sont essentiels afin de valider les calculs d'émissions gazeuses, la mesure de ces dernières ayant une incertitude plus élevée.

Les processus biologiques, biochimiques, physico-chimiques et thermodynamiques ont été très répétables dans le dispositif d'étude en conditions de climat contrôlé, pour des andains constitués à partir du même mélange initial et pour une même conduite du procédé de compostage. Les différences observées entre les flux d'émissions gazeuses permettent de situer le niveau d'incertitude de ces mesures. Au moment du pic d'émission, les différences d'émissions observées pour l'ammoniac et le méthane entre trois tas identiques étaient supérieures, en valeur relative, aux différences d'émissions observées pour la vapeur d'eau et le CO_2 . Des différences de distribution de la porosité et de l'humidité entre les tas peuvent expliquer des écarts entre les processus de production, de diffusion et de consommation de

l'ammoniac et du méthane qui conduisent à ces écarts relatifs plus élevés. Les émissions de CO₂ et H₂O dépendent essentiellement des processus de production et sont vraisemblablement moins sensibles aux phénomènes de diffusion et de consommation des gaz trace.

La répétabilité du procédé de compostage et la faible incertitude du dispositif expérimental nous permettent d'attribuer aux différents traitements les différences observées en termes d'émissions gazeuses et de bilans massiques lorsque celles-ci dépassent largement 10%. La quantification des émissions pour des situations contrastées de compostage permet de développer un modèle statistique reliant les émissions aux caractéristiques physiques et biochimiques initiales des composts. Ce modèle statistique sera utilisé dans la partie suivante pour explorer les effets combinés des caractéristiques initiales du compost sur l'émission d'ammoniac.

2.4. Variabilité des cinétiques d'émissions ammoniacales au cours du compostage (adapté de Oudart et al., 2010)

Cette partie est également en cours d'adaptation pour un projet d'article (cf annexe 2 p.250).

2.4.1 Introduction

In France, 77% of ammonia (NH₃) is emitted by animal manure (CITEPA, 2009). NH₃ can harm the environment. The atmospheric ammonia deposition contributes to soil acidification (Breemen et al., 1982) and eutrophication (Erisman et al., 2007). Composting is an attractive process to stabilize the organic matter. However, a large quantity of ammonia can be released during composting. This loss of nitrogen in ammonia form leads to the decline in the value of the compost as a fertilizer. Understanding the factors responsible for the ammonia emission during the composting of animal manure could allow the control of nitrogen losses (form and quantity) and the elaboration of simple recommendations for farm composting adapted to each situation.

The effects of the amount of total carbon (TC) and total nitrogen (TKN) are already known. The biotransformations are led by the TC:TKN ratio: the microorganisms consume from 15 to 30 times more carbon than nitrogen. An optimal ratio TC:TKN which characterizes the initial matter is then around 30. For a ratio under 20, the nitrogen losses by volatilization are more

important. If the ratio is too high, the nitrogen is a limiting element for the microbial growth. There is less mineralisation and volatilization, but the reaction of stabilization is slower (Mustin, 1987). Therefore higher ammonia emission is observed when TC:TKN is lower (Kirchmann and Witter, 1989).

In the case of animal manure, most $\text{NH}_3\text{-N}$ is emitted at the beginning of the composting period, called the thermophilic phase (Hellmann et al., 1997 ; Fukumoto et al., 2003). The microbial activity is responsible for the mineralisation of the organic matter and heat increase which lead to ammonia emissions. When nitrogen availability (N_{av}) increases, the gross mineralisation of organic matter (OM) will produce more ammonia. In such conditions, to increase N immobilisation and therefore to reduce net mineralisation of OM, the carbon biodegradability (C_{biodeg}) can be adjusted. The effect of variations in N_{av} or C_{biodeg} for a given TC:TKN has not received much attention (Paillat et al., 2005b). C_{biodeg} can be characterized through Van Soest fractionation (Van Soest, 1963; Robin, 1997). N_{av} can be expressed by the proportion of soluble nitrogen (SN) in the TKN, as used for grass silage (Dulphy and Demarquilly, 1981). The SN is composed of ammonium and organic nitrogen in solution, specifically unhydrolysed urea. For a given TC:TKN ratio, higher ammonia emission is observed when either N_{av} is higher or C_{biodeg} is lower (Paillat et al., 2005b).

Beside biochemical aspects, physical characteristics can also influence $\text{NH}_3\text{-N}$ emission. Free air space will influence both O_2 diffusion required for N biotransformations and $\text{NH}_3\text{-N}$ diffusion through the compost heap (Mustin, 1987; Haug, 1993; Albuquerque et al., 2008). Free air space depends on water content (W_C) and total porosity that can be calculated from dry matter density (DM_d) (Agnew and Leonard, 2003). W_C also influences the microbial activity. When the volume of biofilm is reduced at low W_C , the biologic activity is also reduced (Or et al., 2007). However, the resulting effect of porosity and water content on ammonia emission is not well described in literature.

These four variables have been studied from an experimental point of view (Paillat et al., 2005b; Abd El Kader et al., 2007). These studies did not allow to discriminate the role of each variable and to understand the combined effects between variables. To complete these studies, the data, based on contrasted composting situations in terms of C_{biodeg} , N_{av} , DM_d and W_C , have been compiled into a statistical model for predicting the gaseous emissions (H_2O , CO_2 and NH_3) during animal waste composting.

This paper aims to understand the role of carbon biodegradability and nitrogen availability, the humidity and the porosity on the ammonia emissions during composting of animal manure by using a statistical model. Different interactions between biological, biochemical, chemical and physical processes spark off observed ammonia emissions. These processes have not the same influence. We will discuss their impact during the composting process by using the results of the simulations. This knowledge is used to discuss simple recommendations to reduce ammonia emissions during farm composting.

2.4.2 Materials and methods

2.4.2.1 Model of ammonia emission

A model has been built based on emission data observed during composting of animal manure in controlled conditions representative of farm composting. 15 different mixtures were prepared using pig or turkey manure, pig slurry, wheat straw, sawdust, sugar beet molasses, urea and water. We are presenting here only the general features of the model. More details are given in appendix (p. 249). The NH₃-N cumulative emissions during the thermophilic phase of the composting process are simulated with a parallel first-order model (Kirchmann and Witter, 1989) :

$$[\text{eq. 4}] \quad M = M_0 N_R (1 - e^{-k_R t}) + M_0 N_S (1 - e^{-k_S t})$$

with $NS = 1-NR$, where M is the NH₃-N cumulative emission (g NH₃-N kg⁻¹ initial TKN) at time t (d), $M_0 N_R$ is the rapidly emitted fraction (g NH₃-N kg⁻¹ initial TKN), $M_0 N_S$ is the slowly emitted fraction (g NH₃-N kg⁻¹ initial TKN), k_R and k_S are the corresponding rate constants (d⁻¹).

For each heap, parameters of the equation [eq. 4] were fitted on the NH₃-N emissions observed kinetics, with an adjusted determination coefficient R^2 ranged from 0.95 to 1. The parameter sets of all heaps were then predicted with multiple regressions models (see appendix p. 249).

$$[\text{eq. 5}] \quad P = I + a_1 x_1 + a_2 x_2 + \dots + a_n x_n$$

where P is one of the parameters of equation [eq. 4] for one heap, I is the intercept of the variance analysis, x_i are explicative variables and a_i are multiple regression coefficients. For each parameter P there are either 4 or 8 x_i (see appendix p. 249).

x_i were selected by the multiple regression analysis in a set of the following 14 explicative variables : TC:DM (g kg^{-1}), S_{VS} :DM (g kg^{-1}), HC_{VS} :DM (g kg^{-1}), TKN:DM (g kg^{-1}), SN:DM (g kg^{-1}), SN:TKN (kg kg^{-1}), TC:TKN (kg kg^{-1}), CS_{VS} :SN (kg kg^{-1}), FAS ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), DM_d (kg m^{-3}), WM_d (kg m^{-3}), DM (kg kg^{-1}), W_C :DM (kg kg^{-1}), DM: W_C (kg kg^{-1}), where S_{VS} and HC_{VS} are the soluble-like and hemicellulose+cellulose-like fractions from Van Soest fractionation, CS_{VS} is the carbon in the soluble-like Van Soest fraction, FAS is the free air space calculated with a dry matter density of 1.5 and WM_d is the wet matter bulk density. The adjusted R^2 corresponding to the prediction of the parameters varied between 0.7 and 0.9 (see appendix p. 249).

All this explicative variables are calculated by the following four studied variables: C_{biodeg} , N_{av} , DM_d and W_C . The C_{biodeg} is described by the soluble fraction of DM (S_{VS} in $\text{kg soluble DM kg}^{-1}$ DM) of the Van Soest fractionation. The N_{av} is the ratio between the soluble nitrogen of the wet sample and the total nitrogen (SN:TKN in kg SN kg^{-1} TKN). The porosity is described by the dry matter density (DM_d in kg DM m^{-3}) and the humidity by the water content (W_C in kg water kg^{-1} WW).

2.4.2.2 Simulations

Simulations are based on variations of the four variables: C_{biodeg} , N_{av} , DM_d and W_C . The TC:TKN ratio and the values of TC and TKN are the average values obtained during the previous experiments (Paillat et al., 2005b; Abd El Kader et al., 2007), fixed at 20 kg C kg^{-1} N, $0.42 \text{ kg C kg}^{-1}$ DM and $0.021 \text{ kg N kg}^{-1}$ DM respectively.

The boundaries of the variables are fixed as the limits of the observations during the experiments. C_{biodeg} varies between 0.25 and $0.55 \text{ kg soluble DM kg}^{-1}$ DM. For N_{av} , the limits are 0.4 and $0.85 \text{ kg SN kg}^{-1}$ TKN. During the experiments, the DM_d did not exceed 250 kg DM m^{-3} and was more than 80 kg DM m^{-3} . The W_C was included between 0.5 and $0.8 \text{ kg water kg}^{-1}$ WW. The parameter datasets were chosen within this domain of calibration. The

parameters were also limited by the minimal and the maximal values fitted for each observed ammonia emission in the experiments.

Four sets of simulation were done for different (C_{biodeg} , N_{av}) couples:

- set 1 : C_{biodeg} low: 0.30 kg soluble DM kg^{-1} DM ; $N_{\text{av}} = 0.8$ kg SN kg^{-1} TKN (C-, N+)
- set 2 : C_{biodeg} high: 0.50 kg soluble DM kg^{-1} DM ; $N_{\text{av}} = 0.8$ kg SN kg^{-1} TKN (C+, N+)
- set 3 : C_{biodeg} low: 0.30 kg soluble DM kg^{-1} DM ; $N_{\text{av}} = 0.5$ kg SN kg^{-1} TKN (C-, N-)
- set 4 : C_{biodeg} high: 0.50 kg soluble DM kg^{-1} DM ; $N_{\text{av}} = 0.5$ kg SN kg^{-1} TKN (C+, N-)

For each couple, 28 simulations were done with 4 values of DM_d and 7 for W_C depending on DM_d . When DM_d is high, the porosity is reduced within a defined volume. In this case, the W_C varies in a small range. On the contrary, when DM_d is low, the porosity is higher and the W_C can also be higher. Therefore, it is not possible to choose values of W_C and DM_d independently.

- for $DM_d = 100$ kg DM m^{-3} ; W_C varied between 0.44 and 0.80 kg water kg^{-1} WW.
- for $DM_d = 150$ kg DM m^{-3} ; W_C varied between 0.35 and 0.73 kg water kg^{-1} WW.
- for $DM_d = 200$ kg DM m^{-3} ; W_C varied between 0.29 and 0.67 kg water kg^{-1} WW.
- for $DM_d = 240$ kg DM m^{-3} ; W_C varied between 0.25 and 0.63 kg water kg^{-1} WW.

We have done a total of 112 simulations. When parameters reached their maximum or minimum values, change in the variables did not induce variations in cumulative $\text{NH}_3\text{-N}$ emissions (saturation). When such saturation was observed the results were not taken into account. After the suppression of these simulations, we kept 62 simulations which represent the variability of $\text{NH}_3\text{-N}$ emissions within the domain of calibration of the model. The results are given for a period of eight weeks (56 days). This duration was chosen in order to integrate all the decrease in the ammonia emission, even for the longest emission peak.

2.4.3 Results

The simulated cumulative $\text{NH}_3\text{-N}$ emissions after 56 composting days are shown in Figure 19. One graph (a, b, c or d) represented the emissions for one couple (C_{biodeg} , N_{av}). Each curve represented the emissions for one value of DM_d . The points of a curve were differentiated by

the W_c . Ammonia emission varied between 5% and 42% of initial nitrogen. This highest variation of ammonia emissions occurred when N_{av} was highest and C_{biodeg} lowest (Figure 19.d). It shows that a combination of effects is necessary to observe either the lowest or the highest ammonia emission.

2.4.3.1 Simple effects

Simple effects of DM_d , W_c , C_{biodeg} and N_{av} were analyzed when the effect was higher than the differences of 12% in ammonia emissions between the three heaps, observed during the repeatability experiment.

An increase in DM_d led to a fall in the ammonia emission of around 60% maximum for high C_{biodeg} and N_{av} . This effect of DM_d was much higher than the variability observed during the repeatability experiment. When DM_d increased from 100 to 150 kg DM m^{-3} , the ammonia emission decreased from 305 to 120 g NH_3-N kg^{-1} init. TKN (Figure 19.b; $W_c = 0.70$ kg water kg^{-1} ww).

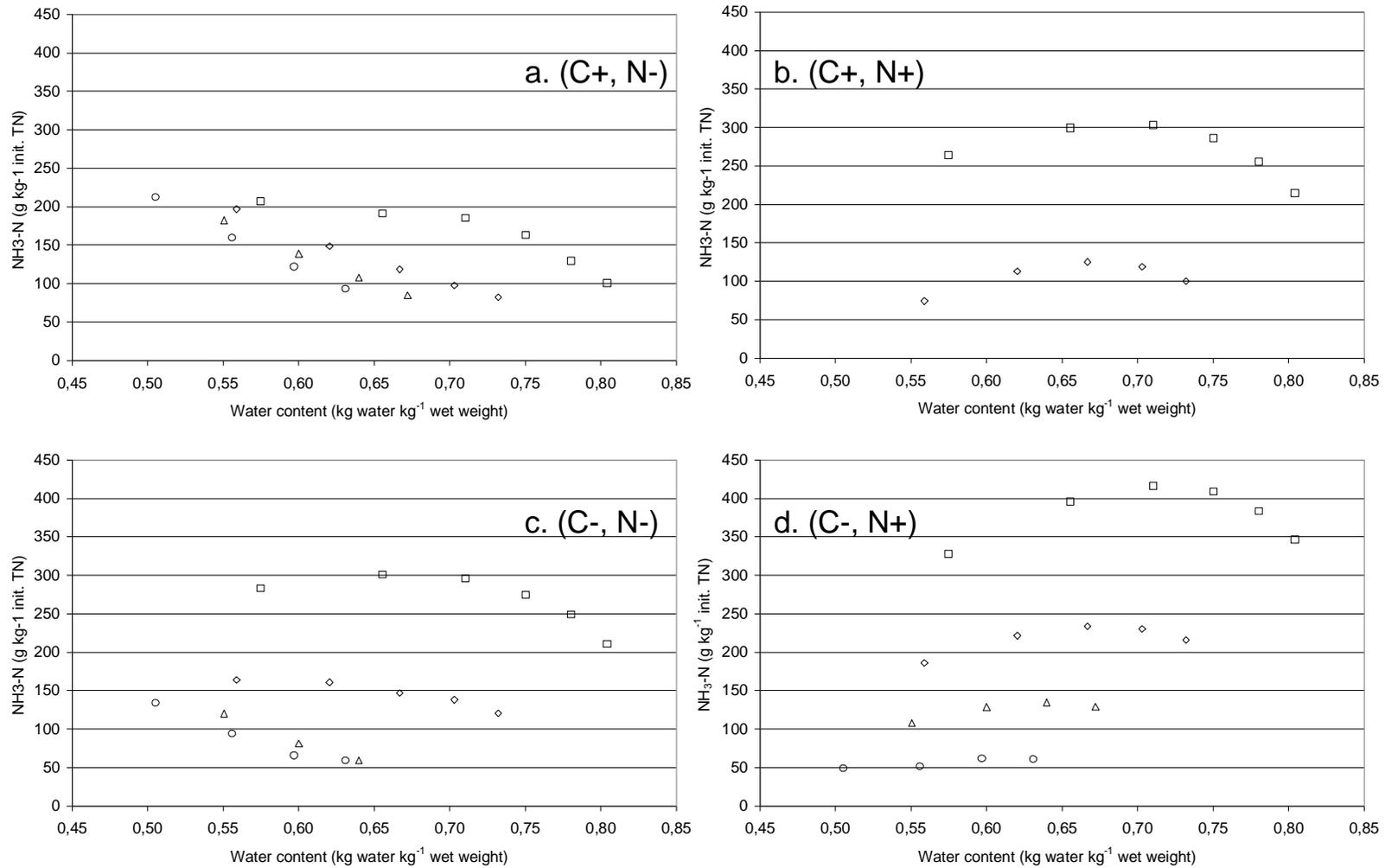


Figure 19. Simulation of the cumulative $\text{NH}_3\text{-N}$ emissions after 56 composting days (g kg^{-1} initial nitrogen) as a function of water content (kg water kg^{-1} wet weight) for four couples (C_{biodeg} , N_{av}) (a, b, c, d) and for four dry matter densities : 100 (squares), 150 (diamonds), 200 (triangles) and 240 (circles) kg DM m^{-3}

An increase in C_{biodeg} led to a fall in the ammonia emission of around 30% maximum for a low N_{av} . Effect of C_{biodeg} was also higher than the variability observed during the repeatability experiment. When C_{biodeg} rose, then the ammonia emission decreased from 300 to 190 g $\text{NH}_3\text{-N kg}^{-1}$ init. TKN (Figure 19.c to Figure 19.a; with $\text{DM}_d = 100 \text{ kg DM m}^{-3}$ and $W_C = 0.65 \text{ kg water kg}^{-1}$ WW).

When W_C was high, an increase in W_C led to a drop in the ammonia emission around 30% maximum for high C_{biodeg} and N_{av} : when W_C rose from 0.70 to 0.80 kg water kg^{-1} WW, the ammonia emission decreased from 305 to 215 g $\text{NH}_3\text{-N kg}^{-1}$ init. TKN (Figure 19.b; $\text{DM}_d = 100 \text{ kg DM m}^{-3}$). At low W_C , an increase in W_C led first to an increase in the ammonia emission of around 20% maximum for a low C_{biodeg} and high N_{av} . When W_C increased from 0.50 to 0.70 kg water kg^{-1} WW, the ammonia emission increased from 325 to 415 g $\text{NH}_3\text{-N kg}^{-1}$ init. TKN (Figure 19.d) for 56 composting days. In both cases, low or high W_C , the effect of W_C was also higher than the variability observed during the repeatability experiment.

A decrease in N_{av} led to a decrease in the ammonia emission of around 25% maximum for a low C_{biodeg} content. It is considered significant because it exceeds the difference of 12% observed in the previous repeatability experiment. When N_{av} decreased from 0.8 to 0.5 kg SN kg^{-1} TKN, the ammonia emission dropped from 415 to 300 g $\text{NH}_3\text{-N kg}^{-1}$ init. TKN (Figure 19.d to Figure 19.c; with $\text{DM}_d = 100 \text{ kg DM m}^{-3}$ and $W_C = 0.7 \text{ kg water kg}^{-1}$ WW).

2.4.3.2 Combined effects

Figure 19 shows that effects of DM_d , W_C , C_{biodeg} and N_{av} can be considered neither independent nor additional: the effect of one parameter on the ammonia emission depends on the combination of the other parameters. In all graphs a maximum of ammonia emission is observed for a specific W_C . The existence of this maximum depends on N_{av} . When N_{av} decreased from 0.8 to 0.5 kg SN kg^{-1} TKN, the drop in the cumulative emission was not observed with a drop in the W_C below 0.7 kg water kg^{-1} WW. The major effects of DM_d and C_{biodeg} are modulated by the values of W_C and N_{av} .

The specific W_C at which the maximum ammonia emission occurred was modulated by the DM_d . The lower the DM_d , the higher this specific W_C . For a low C_{biodeg} and a high N_{av} , when

DM_d decreased from 240 to 100 kg DM m^{-3} the W_C at which the maximum of ammonia occurred was increased from 0.60 to 0.70 kg water kg^{-1} WW (Figure 19.d).

The fall in the ammonia emission due to the DM_d effect was modulated by the W_C . When the W_C decreased, the ammonia emissions became closer. For a low C_{biodeg} , a high N_{av} , a W_C around 0.70 kg water kg^{-1} WW, and for DM_d of 100 and 150 kg DM m^{-3} (Figure 19.d), the ammonia emissions were respectively 415 and 230 g NH_3-N kg^{-1} init. TKN. If the W_C dropped to 0.55 kg water kg^{-1} WW, the values became respectively 320 and 180 g NH_3-N kg^{-1} init. TKN. Thus, with a fall of the W_C from 0.70 to 0.55 kg water kg^{-1} WW, the difference between two ammonia emissions calculated for two different DM_d decreased from 185 to 140 g NH_3-N kg^{-1} init. TKN (i.e. a decrease of 25%).

This effect became more important with an increase in C_{biodeg} or with a decrease in N_{av} . For a high C_{biodeg} and low N_{av} (Figure 19.a), the difference between both values of ammonia emission ($DM_d = 100$ and 150 kg DM m^{-3} respectively, $W_C = 0.7$ or 0.55 kg water kg^{-1} WW) decreased from 90 to 15 g NH_3-N kg^{-1} init. TKN (i.e. a decrease of 85%). For a rise in the carbon biodegradability only, the effect of W_C on the reduction of ammonia emission was lessened (Figure 19.b)

The variation in the ammonia emission for a given DM_d was lessened by the carbon biodegradability. For a DM_d of 100 kg DM m^{-3} , the increase of C_{biodeg} led to a flattening out of the curve.

2.4.4 Discussion

2.4.4.1 Physical characteristics have more impact than biochemical characteristics

The main effect observed was the effect of the DM_d which could decrease the ammonia emission by around 90%. DM_d is linked to the porosity, then to the ammonia diffusion from the inside to the outside of the heap. For a low DM_d , the diffusion of ammonia is higher for a given production of ammonia by mineralisation. A high oxygen diffusion can also induce higher mineralisation, and therefore higher ammonia production (Liang et al., 2004).

Two different processes sparked off the W_C effect. For high W_C , an increase in the humidity depending on the DM_d lessened the ammonia emission through the decrease of gas diffusion : the higher W_C is, the higher the macro porosity is filled. At low W_C , a decrease in humidity led to a drop in ammonia emissions too. This can be explained by the drop in the microbial activity because of the decrease in the volume of biofilm. This decrease led to a fall of the temperature of the matter and then to a fall in the production of ammonia at the solid-liquid-gas interface.

The C_{biodeg} effect sparked off the immobilisation of ammonia nitrogen by the microorganisms. This effect needed an increase in the DM_d to be maximised. Indeed, a reduction of the free air space leads to a decrease in the volume in the macroporosity. This can increase transfers between the zones where ammonia is produced and the zones where ammonia is consumed. This effect is also modulated by the humidity because oxygen is required to avoid accumulation of ammonia nitrogen.

This effect of DM_d on the ammonia emission lead us to propose following hypothesis : free air space is necessary for composting (Haug, 1993), the efficiency on the composting process of a given free air space increases when the surface of the liquid-solid-gas interface rises. On the contrary, when the surface of the liquid-solid-gas interface decreases, the free air space in the macroporosity is higher. Then, the oxygen input in the biofilm is reduced and the ammonia emission out of the heap becomes easier.

2.4.4.2 Macroporosity should be reduced, when nitrogen availability is high, to avoid high ammonia emission

The DM_d can be managed by compaction or addition of water. The effect of the compaction of the heap is more important if there is a high potential of ammonia emission. If N_{av} is low, the potential of ammonia emission is low. Adding easily degradable materials rich in carbon, like vegetables or sugar beet molasses is also enough to reduce ammonia emissions.

If N_{av} is high, the potential of ammonia emission is high. Then a control of the DM_d is necessary. As earlier suggested by Abd El Kader et al. (2007), the heap can be compacted at the beginning to promote the immobilisation of nitrogen.

The W_C has to be optimized according to the DM_d and other parameters (composting duration, final and initial maturity) to keep the ammonia inside the heap and to enhance N organisation instead of volatilization. The W_C can be modified by the addition of water at the beginning or during the composting. To achieve a similar maturity of organic matter with a lower porosity, it is expected that a higher duration of composting will be required. The C_{biodeg} can be adapted to the production of ammonia nitrogen by adding easily degradable materials with high TC:TKN at the beginning or during the composting.

Efficiency of the free air space of the heap should be managed during on-farm composting. When there are large clods with a high humidity and a low free air space, the input materials should be mixed before settling the heap. When doing this, it is expected that the macroporosity will be converted into microporosity allowing a composting process more rapid and homogeneous and less ammonia emission.

2.4.5 Conclusion

A statistical model was used to study the relationships between ammonia emission and biochemical and physical characteristics, during the composting of animal manure. Carbon biodegradability, nitrogen availability, porosity and humidity influence the growth of microorganisms. The two first factors are involved in biochemical reactions, whereas porosity and humidity are involved in the gaseous transfers between the liquid and the gaseous phases.

A set of 112 combinations of these four parameters was designed to represent usual conditions of farm composting. The ammonia emission varied between 5% and 42% of initial nitrogen for a TC:TKN ratio of 20 kg C kg⁻¹ N. The simulations allowed to understand the role of the different factors C_{biodeg} , N_{av} , W_C and DM_d and to propose solutions to reduce the ammonia emissions. Acting on porosity by compaction and water supplies allows the control on ammonia emissions. These techniques can achieve a reduction of 90% of ammonia emission for the majority of composting situations. Increase in C_{biodeg} at the beginning and during the composting is also a potential mitigation strategy.

2.5. Conclusions : répétabilité du compostage, hiérarchie des caractéristiques initiales sur les émissions, conséquences pour la modélisation

Nous avons montré la répétabilité du procédé de compostage par la répétabilité des cinétiques d'émissions gazeuses (3 à 11% pour les émissions de CO₂, H₂O, NH₃) et de température et des bilans de masses (1 à 5% pour les défauts de bilan de C et H₂O). Lorsque les variations observées dépassent clairement ces valeurs, on peut imputer les variations observées pour des situations contrastées de compostage aux variations des processus biologiques, biochimiques, physico-chimiques et thermodynamiques induites par ces situations.

Sur un jeu de données de 15 expérimentations où variaient la densité de matière sèche (DM_d), la biodégradabilité du carbone (C_{biodég}), la teneur en eau (W_c) et la disponibilité en azote (N_{av}) les émissions ammoniacales ont varié de 50 à 400 g N-NH₃ kg⁻¹ N_{tot} initial. Ces écarts dépassent très largement le seuil de répétabilité constaté empiriquement. Un modèle statistique a été mis en œuvre pour séparer les effets de ces quatre caractéristiques initiales et proposer une hiérarchie de ces caractéristiques.

Parler de "hiérarchie" est une formulation simplificatrice car les variables considérées n'ont pas des effets indépendants. Il y a bien des variables (DM_d, C_{biodég}) dont l'effet sur l'émission d'ammoniac est plus élevé que d'autres variables (W_c, N_{av}). Pour les conditions testées, les variations de DM_d, C_{biodég}, W_c et N_{av} ont respectivement fait chuter les émissions ammoniacales de 60, 30, 30 et 25%. Les effets de ces variables ne sont pas dissociables : l'effet de la densité de matière sèche sur l'émission d'ammoniac se manifeste seulement quand la teneur en azote disponible est suffisante. Plus qu'une hiérarchie, ce chapitre montre que ces caractéristiques sont **nécessaires** pour prédire l'émission ammoniacale et comment leurs effets se combinent pour augmenter ou réduire les pertes gazeuses. La modélisation dynamique du compostage nous permettra d'évaluer si ces caractéristiques sont **suffisantes** pour représenter les processus d'émissions gazeuses et de stabilisation de la MO.

Par rapport aux connaissances antérieures, nous avons confirmé le rôle de la teneur en azote disponible sur l'émission ammoniacale. A la suite de Paillat et al., (2005b), nous avons utilisé la teneur en azote soluble qui caractérise mieux la disponibilité initiale de l'azote que l'azote ammoniacal généralement utilisé pour modéliser l'émission ammoniacale. Nous avons montré que pour modéliser l'émission au cours du compostage cette caractéristique était insuffisante.

Il est évident que si la teneur en azote ammoniacal est faible, alors l'émission d'ammoniac sera faible. Dans les effluents d'élevage, la quantité d'azote disponible est importante. L'émission ammoniacale au cours du compostage est potentiellement forte. Pour ces situations, il est important de maîtriser la teneur en carbone biodégradable et la densité de matière sèche. La mesure du volume initial est indispensable pour estimer la DM_d dont l'effet domine la variabilité de l'émission ammoniacale. Une augmentation de la teneur en carbone biodégradable ($C_{biodég}$) de 30 à 50% de la MS permet de réduire cette émission de 30%. On peut donc faire l'hypothèse que les processus d'organisation de l'azote peuvent constituer un facteur limitant de l'émission ammoniacale.

Les expérimentations nous ayant permis cette étude ont été menées dans des conditions climatiques identiques, sans prise en compte des pratiques (retournement, bâchage...). Même si les situations étudiées étaient volontairement contrastées, les résultats n'intéressent ainsi qu'un domaine de variation limité. Elles ne permettent donc pas d'expliquer toutes les situations de compostage constatées en élevage. Le domaine de validité et d'explication du modèle statistique est donc limité par ce jeu de données obtenues en conditions contrôlées. Il semble primordial de représenter de façon explicite les processus en jeu dans un objectif de compréhension des interactions et afin de pouvoir faire face à d'autres situations de compostage. Produire un modèle dynamique est donc la condition requise pour étudier plus complètement le système « compostage » et son évolution au cours du temps.

Cette meilleure connaissance du jeu de données expérimentales et de leur validité, nous permet d'identifier différents modules, définis comme un ensemble de processus physiques, chimiques et biologiques, à représenter dans la modélisation dynamique afin de simuler correctement l'impact des différents facteurs sur les cinétiques d'émissions gazeuses :

- un module représentant la biodégradation de la matière organique, prenant en compte l'impact de la biodégradabilité de la matière sur les processus de croissance,
- un module représentant la dynamique de transformation de l'azote,
- un module représentant les échanges thermiques,
- un module représentant les effets de la porosité sur les diffusions gazeuses (O_2 et gaz émis).

Chapitre 3

Effet des pratiques de compostage en conditions représentatives d'une ferme commerciale

Chapitre 3 : Effet des pratiques de compostage en conditions représentatives d'une ferme commerciale

3.1. Introduction

Les objectifs de ce chapitre sont de fournir :

- une évaluation de la reproductibilité d'un même processus de compostage (reproductibilité intermédiaire, le lieu et les équipements de mesure restant identiques) ;
- une évaluation de la reproductibilité des effets de pratiques de compostage ; les pratiques de compaction et humectation ont montré des effets sur la réduction des émissions en conditions contrôlées ; l'objectif de cette partie est de vérifier que ces effets sont reproductibles sur une plateforme de compostage ;
- des indications sur les possibilités de mettre en œuvre ces pratiques pour réduire les pertes gazeuses d'ammoniac et ainsi améliorer les performances environnementales de la plateforme de compostage de Couvée d'Or.

La ferme d'élevage de la Société Couvée d'Or située à Dos d'Âne (La Possession, 974 ; Figure 20) produit annuellement 450 tonnes de litières de poules et coqs reproducteurs et de poussinières (jeunes reproducteurs).



Figure 20. Vue générale du site de Couvée d'Or

Ces effluents sont compostés sur site, en utilisant pour la phase thermophile le système Val'id® (Figure 21), un système de compostage par aération forcée. Après la vidange des bâtiments d'élevage, les litières sont déposées directement par un épandeur à fumier dans deux silos couloir en béton armé. Le tout est ensuite recouvert d'une bâche, type camion, isolant complètement le système des conditions extérieures. La phase de fermentation en silo est maintenue pendant 30 jours par l'insufflation d'air via des drains présents dans le fond des silos. Des capteurs de température permettent d'ajuster le débit d'air afin de conserver des conditions optimales de croissance microbienne aérobie. Cette phase est ensuite suivie d'une maturation à l'air libre sous hangar d'une durée minimale de 4 semaines. Cette technique de compostage permet théoriquement d'accélérer le processus de compostage et donc de diminuer le temps de traitement des effluents, grâce à l'aération forcée. L'hermétisme des silos permet également de s'affranchir des conditions extérieures (pluie surtout) et de diminuer les pertes azotées atmosphériques par la volatilisation ammoniacale. Après production et émission, l'ammoniac condense contre les bâches et l'azote est réintégré à la matière organique en surface des andains. De même, les pertes par lixiviation sont annulées par un système de récupération des jus et d'aspersion en surface des andains.



Figure 21. Silos de compostage Val'id® de Couvée d'Or

Cependant, l'utilisation actuelle du procédé ne semble pas adaptée à l'obtention d'un produit homogène et suffisamment composté – donc « stable » – issu des litières produites sur le site de Couvée d'Or. Les volailles sont élevées sur des copeaux de *Cryptomerias japonica*, un support carboné dont la dégradation au cours de l'élevage est importante. Après la durée d'élevage de 10 mois pour les poulets reproducteurs et de 4 mois pour les poussinières, le produit sortant est sec (25 à 30 % de teneur en eau) et a une granulométrie très fine (densités de matières sèches respectives de 300 et 260 kgMS/m³ pour une densité initiale des copeaux de 160 kgMS/m³). Ces caractéristiques physiques de la matière ne sont pas propices à un

compostage correct, puisque l'humidité et la d_{MS} optimales se situeraient aux alentours de 60 à 70% d'eau et de 100 à 200 kgMS/m³. De même, lors du compostage en aération forcée, une forte hétérogénéité de la matière se crée. Le soufflage d'air via les drains crée des chemins préférentiels dans l'andain. Seule la MO en contact direct avec ces voies d'air se retrouve compostée et hygiénisée. Lors de la mise en hangar de maturation, de forts dégagements d'ammoniac sont observés ainsi que le maintien d'une température élevée tout au long de la maturation. La phase thermophile perdure donc bien au-delà des 30 jours de compostage en aération forcée. La caractérisation du compostage de ce type de fumier et sa modélisation peuvent servir à proposer des pistes d'amélioration du procédé.

Afin de mieux comprendre les biotransformations observées avec le procédé actuel et permettre leur modélisation, différentes situations de compostage ont été étudiées sur une période de 6 mois, en utilisant une partie des 450 tonnes de litières de volaille produites annuellement à la ferme d'élevage Couvée d'Or. Les facteurs primordiaux du compostage, l'humidité et la densité de matière sèche, identifiés en conditions contrôlées (chapitre 2) ont été testés afin d'évaluer leur incidence sur l'évolution de la MO et les pertes gazeuses, en conditions commerciales. Ces expérimentations avaient également pour objectif de fournir des données permettant d'adapter la calibration du modèle dynamique (chapitre 4) aux spécificités des substrats produits à Couvée d'Or.

3.2. Matériels et méthodes

3.2.1 Site de compostage

Les travaux ont été conduits à la ferme d'élevage de volailles Couvée d'Or à Dos d'Âne (La Possession, 974). Les expérimentations ont été menées sur une aire de compostage bétonnée, du 23 mai 2011 jusqu'au 21 novembre 2011. Le dispositif expérimental permettait le suivi de 2 tas simultanément.

3.2.2 Situations de compostage étudiées

3.2.2.1 Choix des pratiques de gestion

Afin d'obtenir des situations contrastées de compostage en terme d'humidité et de porosité, huit mélanges ont été effectués soit en variant les proportions de litières de volailles, de structurant et d'eau (Tableau III), soit en compactant plus ou moins des mélanges identiques.

Les andains CO_A et CO_B ont été produits à partir d'un même mélange de litière de volaille (reproducteurs), de copeaux de *Cryptomeria japonica* et d'eau. L'ajout de copeaux a permis de diminuer la d_{MS} des litières de volaille. Le tas CO_A a été tassé lors de sa mise en place afin d'obtenir une DMS plus importante que le tas CO_B, non tassé (respectivement 300 et 230 kgMS/m³). Afin d'obtenir les mêmes conditions d'échanges gazeux et thermiques entre les andains et l'atmosphère, les deux tas ont été construits avec les mêmes dimensions et donc avec un volume identique.

Tableau III. Composition des andains, en % de la masse fraîche

N°	CO_A	CO_B	CO_C*	CO_D*	CO_E	CO_F	CO_G	CO_H
Modalité	Tassé	Non tassé	Tassé retourné tassé	Tassé retourné non tassé	Humide	Normal	Déchets couvoir retournement	Copeaux retournement
Durée (jrs)	23	23	70**	70**	59	59	24/74***	24/74***
Fumier de volaille, %	52	52			64	78	50	54
Copeaux, %	13	13			12	14	-	11
Déchets de couvoir, %	-	-	-	-	-	-	13	-
Eau, %	35	35			24	8	37	35

* andains construits à partir de l'andain A

** après retournement

*** 24 jours avant retournement ($CO_G^{(1)}$ et $CO_H^{(1)}$) puis 50 jours après retournement ($CO_G^{(2)}$ et $CO_H^{(2)}$)

La teneur en matière sèche des tas est également identique (45% de MS), ainsi que leurs caractéristiques biochimiques (Tableau IV). Le compostage de ces tas a été suivi sur une durée de 23 jours. Les andains CO_C et CO_D ont été construits après retournement de l'andain CO_A, avec une durée de compostage additionnelle de 70 jours. Le volume de ces deux tas est également identique, mais le tas CO_C a été plus tassé que le tas CO_D (DMS respectives de 265 et 190 kgMS m⁻³). Les andains CO_E et CO_F ont été formés avec un rapport massique identique de fumiers de volailles (reproducteurs) et de copeaux de *Cryptomeria japonica* mais l'andain CO_E a été humidifié trois fois plus que l'andain CO_F (teneur en MS respectives de 45 et 55%). Le compostage de ces andains a été suivi sur une période de 59 jours. Les tas CO_G et CO_H ont été formés pour identifier la relation entre le type de structurant et les processus de transformation de la MO. Les proportions de fumier de volaille (poussinières), en eau et en structurant ont été identiques, mais l'andain CO_G a été formé avec des déchets de couvoir. Ces déchets sont composés de coquilles d'œufs et de restes de MO issues de l'éclosion (blanc et jaune d'œuf, embryons mort et poussin nés morts). Ces déchets ont été préalablement broyés avant l'incorporation à la litière de volaille.

L'andain CO_H a été formé avec des copeaux de *Cryptomeria japonica*. De part la granulométrie différente des structurants utilisés, il n'a pas été possible d'obtenir la même d_{MS} pour ces deux andains (Tableau IV). De même, les compositions biochimiques des structurants étant différentes, le rapport C/N ainsi que la nature de l'azote diffèrent entre les deux andains. Le compostage de ces tas a été suivi sur une période de 74 jours. Un retournement de ces deux tas a été effectué après 24 jours de compostage.

Les conditions physiques de ces tas sont situées dans la gamme de variation des conditions étudiées (Figure 22) lors des expérimentations effectuées à la Halle expérimentale de Rennes (INRA, UMR SAS), notamment celle concernant la porosité réalisée avec du fumier de dinde (Abd El Kader et al., 2007).

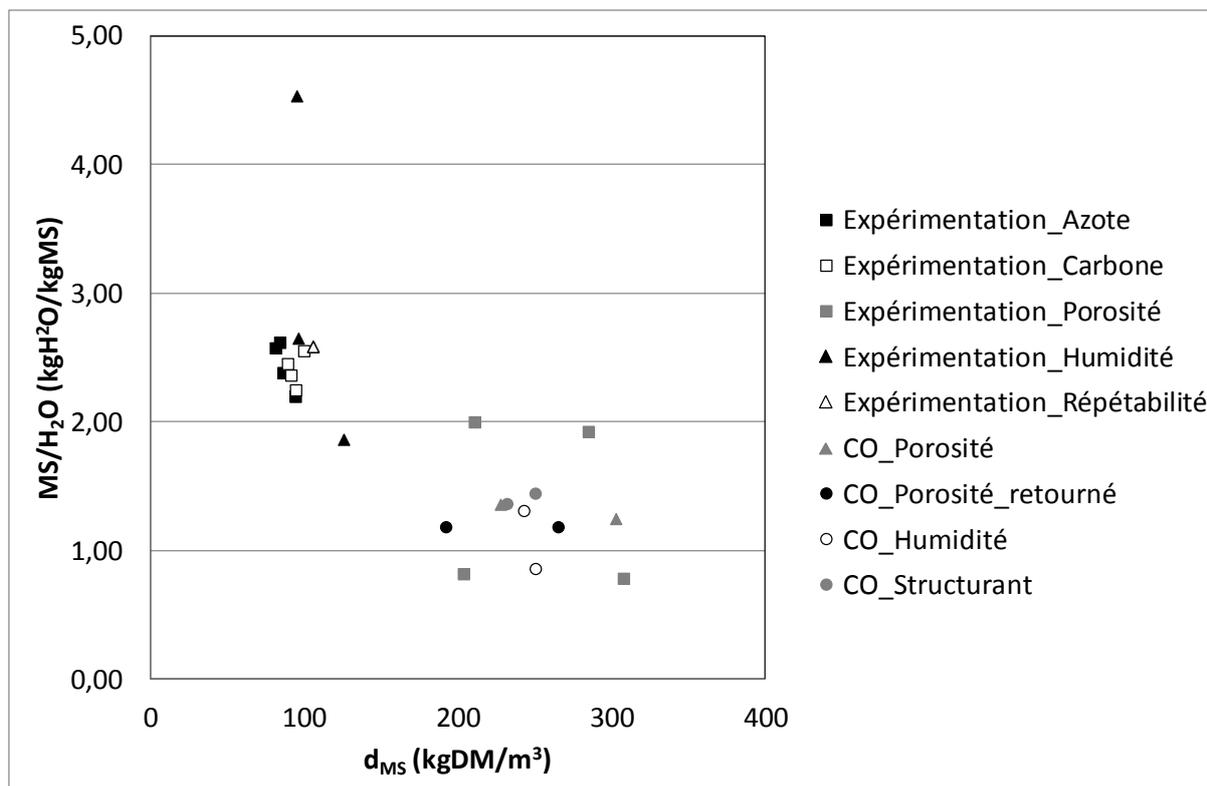


Figure 22. Positionnement des expérimentations menées à Couvée d'Or (CO_x) dans le plan d'expérience global des essais de compostage menés pour la calibration du modèle, en termes de d_{MS} (en abscisse, en kgMS/m³) et de rapport H₂O/MS (en ordonnée, en kgH₂O/kgMS)

3.2.2.2 Mise en place des andains

Après évacuation des bâtiments d'élevage, la litière est acheminée et vidée sur la plateforme de compostage. Les mélanges ont été effectués dans un épandeur à fumier à hérissons

horizontaux (EP 2060, Jeantil). La litière et les structurants ont été intégrés au mélange par un chargeur télescopique (Manitou BT 420). A chaque godet de matière ajouté au mélange, le chargeur est pesé à vide et à plein par un pèse essieu mobile (Metil Industrie, précision ± 5 kg). La quantité d'eau intégrée au mélange est mesurée via un compteur volumétrique. L'épandeur à fumier, est pesé avec 3 répétitions, à vide puis à plein, une fois l'ensemble de la matière versée. La vidange de l'épandeur permet également le mélange des matières incorporées. Les prélèvements sont effectués sur les matières en sortie d'épandeur.



Figure 23. Mise en place d'un andain

Afin de maîtriser les dimensions et volumes des andains, des gabarits trapézoïdaux ont été mis à chaque extrémité des tas (Figure 23). Pour obtenir une d_{MS} la plus homogène possible au sein d'un même andain, le tassement a été effectué au fur et à mesure de la construction des andains. La masse de matière à incorporer tous les 20 cm de hauteur a été calculé en fonction des d_{MS} recherchées. La matière est déversée entre les gabarits par le chargeur, pesé à vide puis à plein à chaque apport de matière, afin de suivre la masse incorporée à l'andain. Une fois la totalité de la matière incorporée, la forme trapézoïdale de l'andain est homogénéisée sur l'ensemble de la longueur du tas.

Tableau IV. Caractéristiques massiques, volumiques et biochimiques des andains

N°	CO_A	CO_B	CO_C	CO_D	CO_E	CO_F	CO_G	CO_H
Masse brute MB (kg)	4642	3733	1701	1232	3578	3098	3526	3042
Volume (m ³)	6,82	6,96	2,94	2,94	6,39	6,66	5,79	5,56
Teneur en masse sèche MS (%)	45	42	46	46	43	54	45	43
Densité MS (kgMS.m ⁻³)	303	227	265	192	243	250	274	238
Porosité (%)	43,4	54,9	52,1	65,3	53,1	62,9	49,2	54,2
Teneur en carbone C (kgC.t ⁻¹ MS)	380	352	355	355	341	344	370	414
Teneur en azote N (kgN.t ⁻¹ MB)	9,2	9,8	9,6	9,6	10,9	13,6	12,0	10,0
Rapport C/N (kgC.kg ⁻¹ N)	18,4	15,2	16,7	16,7	13,5	13,7	13,8	18,1
Teneur en matière organique MO (%)	66,4	64,6	64,0	64,0	69,3	68,5	69,6	81,1
Teneur N-NH ₄ ⁺ (kgN.t ⁻¹ MB)	3,6	3,7	4,9	4,9	4,7	5,2	4,0	3,2
Teneur en azote soluble SN (gN.kg ⁻¹ MB)	4,1	4,2	4,8	4,8	5,9	6,8	4,8	3,7
Fractionnement Van Soest (% MS)*								
Soluble (100-NDF)	52,3	49,3	52,1	52,1	54,3	51,3	50,9	36,3
Hémicellulose (NDF-ADF)	8,1	17,8	12,2	12,2	12,1	16,3	15,3	15,6
Cellulose (ADF-ADL)	26,1	20,7	22,3	22,3	21,9	20,8	22,0	31,1
Lignine (ADL)	13,5	12,2	13,4	13,4	11,8	11,5	11,8	16,9

*NDF: Neutral detergent fiber; ADF: Acid detergent fiber; ADL: Acid detergent lignin.

3.2.3 Dispositif expérimental de mesure des émissions gazeuses

Pendant la durée de compostage, les andains ont été placés dans des enceintes mobiles à armatures en acier, recouvertes d'une bâche imperméable (Figure 24 et Figure 25). L'ensemble de l'appareillage a permis d'effectuer les mesures sur deux tas simultanément (dispositif 1 et dispositif 2). Le planning de mesures des émissions gazeuses par tas est présenté dans le Tableau V. Le compostage des tas CO_C, CO_D, CO_E et CO_F ayant été mené sur une période commune, la mesure des émissions gazeuses a été effectuée en alternance entre ces deux expérimentations.

Tableau V. Planning de mesures des émissions gazeuses pour chaque tas

Date de début de mesure	Date de fin de mesure	Dispositif 1	Dispositif 2
24/05/2011	16/06/2011	CO_A	CO_B
16/06/2011	27/06/2011	CO_D	CO_C
27/06/2011	12/07/2011	CO_E	CO_F
12/07/2011	21/07/2011	CO_D	CO_C
21/07/2011	08/08/2011	CO_E	CO_F
08/08/2011	16/08/2011	CO_D	CO_C
16/08/2011	25/08/2011	CO_E	CO_F
09/09/2011	03/10/2011	CO_G ⁽¹⁾	CO_H ⁽¹⁾
03/10/2011	21/11/2011	CO_G ⁽²⁾	CO_H ⁽²⁾

Un ventilateur extracteur d'air (ATIS, Cubus 9) a été placé à l'extérieur de chaque enceinte, relié par une gaine d'extraction, pour créer une aération évitant la condensation sous la bâche et capturer les gaz émis par l'andain. La gaine est positionnée au dessus du tas afin d'extraire l'air chaud ascendant évacué par l'andain. Une entrée d'air est positionnée à l'autre extrémité de chaque enceinte. Le débit d'air est réglé de telle sorte qu'une légère dépression s'observe dans l'enceinte, afin de s'assurer que le flux d'air soit en sens unique de l'entrée vers la sortie d'air. Après chaque réglage de débit, les concentrations internes en gaz sont comparées aux concentrations externes, pour s'assurer que les gradients de concentration en CO₂ et H₂O soient supérieurs à la résolution de mesure de l'analyseur de gaz, condition nécessaire aux calculs d'émissions.



Figure 24. Cellules de mesure des concentrations gazeuses pour deux andains

Les concentrations en gaz sont mesurées en continu, pour l'air extérieur et à l'intérieur de l'enceinte ; au niveau de la gaine d'extraction d'air dans l'enceinte et au dessus de l'andain. L'air est pompé automatiquement toutes les 2 minutes pendant 20 minutes par lieu d'échantillonnage d'air, via des tubes en téflon, protégés par un filtre téflon 0,2 μm , isolés thermiquement et chauffés sur toute leur longueur afin d'éviter la condensation des gaz. Un programme développé par l'UMR SAS (Robin et al., 2010) a été utilisé pour changer les voies d'échantillonnage de l'échantillonneur-doseur type 1303 (Innova). La durée d'un cycle de mesure était de 2h (6 points d'échantillonnage). Les concentrations en gaz ont été mesurées par un analyseur de gaz par spectrométrie d'absorption infrarouge photoacoustique de type 1312 (Innova) équipé de 5 filtres (CO_2 , NH_3 , H_2O , N_2O et CH_4). Les mesures de concentrations étaient automatiquement enregistrées par un ordinateur, connecté à l'analyseur par une interface RS232.

Des capteurs enregistreurs USB DL-120TH ont été placés aux entrées et sorties d'air (dans la gaine d'extraction avant et après l'extracteur d'air) pour en mesurer l'hygrométrie et la température.

La température au sein des andains a été mesurée par des thermocouples de type K reliés à une centrale d'acquisition de type CR10X (Campbell). Les thermocouples (TC) ont été placés dans différentes zones de l'andain afin d'obtenir la variation globale de température de l'andain. Les andains CO_A, CO_B, CO_G et CO_H ont été équipés de huit thermocouples placés en bas (2 TC), au cœur à gauche (1 TC), au cœur au milieu (2 TC), au cœur à droite (1 TC) et en haut (2 TC) de l'andain. Les andains CO_C, CO_D, CO_E et CO_F ont été équipés de 6 thermocouples : 2 en haut, 2 à cœur et 2 en bas de l'andain. La température extérieure (thermocouple type K), la pluviométrie (pluviomètre à augets basculeur, Campbell), la vitesse et la direction du vent (anémomètre et girouette Campbell) ont été mesurés puis enregistrés par la centrale CR10X. Ces mesures sont effectuées toutes les 5 secondes, puis moyennées sur 1h. Ces données horaires sont relevées et enregistrées par un ordinateur via un port RS232.

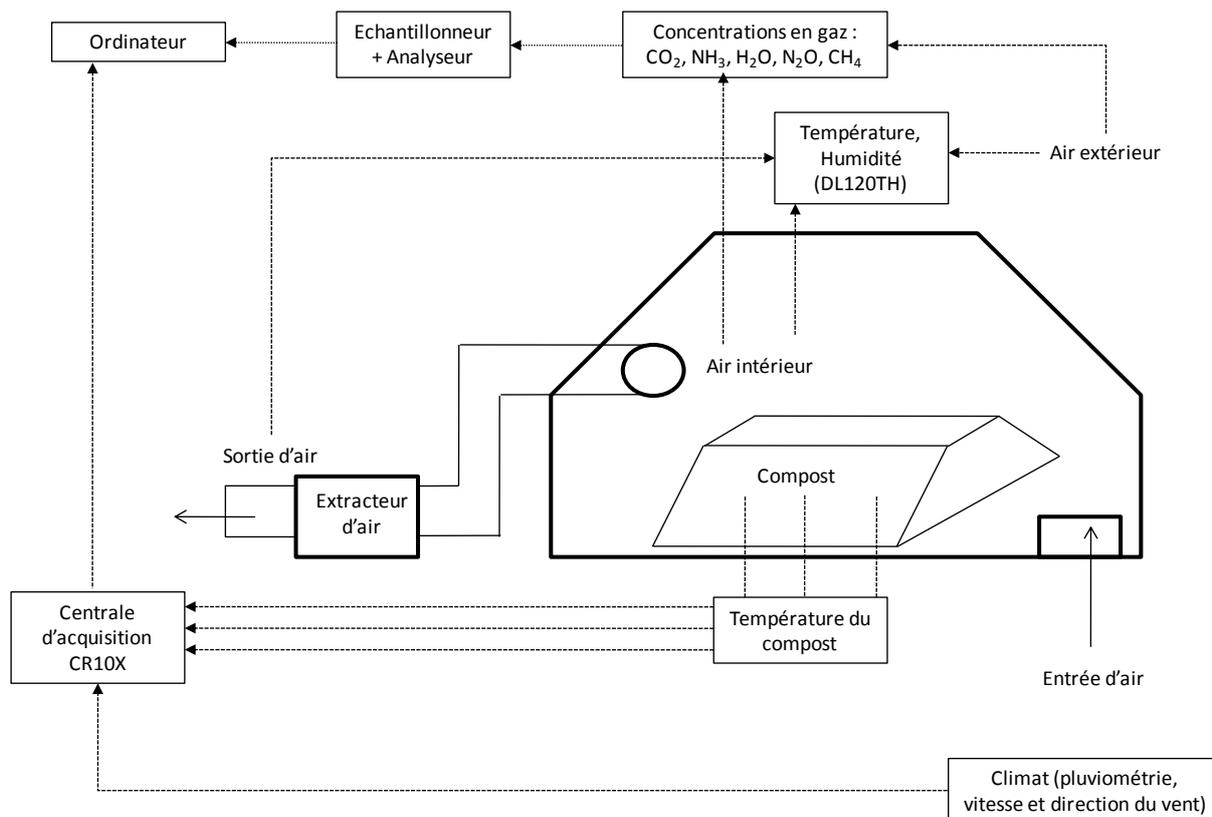


Figure 25. Représentation schématique du dispositif expérimental de mesures d'émissions gazeuses

3.2.4 Echantillonnage et analyses

Des échantillons ont été prélevés lors de la mise en tas, lors du retournement (tas CO_G et CO_H) et à la fin du compostage. A chaque fois, le tas a été pesé et échantillonné suivant le protocole de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe, Angers, France) : une vingtaine d'échantillons de 300 à 500g ont été prélevés par tas puis homogénéisés ensemble manuellement. Cet échantillon global a ensuite été divisé en 2 plusieurs fois jusqu'à obtenir un échantillon moyen d'1kg environ. Pour chaque tas et à chaque étape du compostage, trois échantillons moyens ont été prélevés ainsi, excepté pour l'état initial du tas CO_A et CO_B (un échantillon moyen par tas). Ces échantillons ont été ensuite immédiatement congelés à -18°C. Chaque échantillon a été ensuite broyé sous son état congelé par un mixeur (Robotcoupe Blixer 5+ d'Ecotel, Vezin le Coquet, France), puis divisés en 4 sous-échantillons destinés aux analyses biochimiques. Ces sous échantillons ont été immédiatement de nouveau congelés afin d'éviter les pertes d'éléments par émissions gazeuses. Un des sous échantillons a été séché à 60°C jusqu'à obtenir un poids constant, afin

de mesurer la teneur en MS. Cet échantillon a ensuite été broyé à 1mm afin d'effectuer les analyses sur la matière sèche. Un des sous échantillons a été utilisé pour effectuer les analyses sur la matière fraîche (teneurs en azote Kjeldahl, en azote ammoniacal, en nitrate et en azote soluble), un autre utilisé pour acquérir un spectre en spectrophotométrie proche infrarouge, tandis que le dernier a été conservé au congélateur.

L'échantillon séché et broyé a été utilisé pour effectuer l'analyse Van Soest (1963) (XP U44-162 ; AFNOR, 2009). Cet échantillon ainsi que les fractions ADF et NDF de l'analyse Van Soest ont été utilisés pour mesurer leurs teneurs en carbone total par la méthode d'oxydation Dumas (ISO10694-1995). La teneur en matières organiques a été calculée après calcination à 480°C (NF U144-160). La teneur en phosphore a été déterminée après minéralisation par voie sèche à 550°C avec un dosage par colorimétrie en flux continu et celle en potassium par spectrométrie d'émission. Le calcium, le magnésium et les oligo-éléments ont été dosés en spectrométrie d'absorption atomique.

La teneur en azote total a été déterminée sur un échantillon frais par une distillation de type Büchi après minéralisation par la méthode Kjeldahl (ISO 5663-1994). Cet échantillon frais est également utilisé pour déterminer les teneurs en azote ammoniacal par une distillation de type Büchi (NF T90015-1975) et en azote nitrique par colorimétrie sur analyseur à flux continu (ISO 14256-2). Afin de mesurer la teneur en azote soluble (N_{sol}), l'échantillon frais et broyé a été macéré pendant 24h à 5°C. Ce mélange a ensuite été centrifugé puis filtré (0,45µm). N_{sol} a ensuite été déterminé par la méthode Kjeldahl sur le jus d'extraction (Dulphy and Demarquilly, 1981).

Les volumes ont été mesurés au moment de la mise en place, avant et après le retournement et avant la fin du compostage, soit avec un Laser mètre DIMETIX DLS-B 30 (tas CO_A, CO_B, CO_E et CO_F), soit manuellement (tas CO_C, CO_D, CO_G et CO_H).

3.2.5 Calcul des émissions gazeuses

L'émission de CO₂ est calculée par [eq. 6] :

$$[eq. 6] \quad E_{CO_2} = \Delta[CO_2]_{ext}^{int} \times Q_{m.airhum} \times \rho_{airhum} \times \frac{1}{M_{C_{initial}}}$$

où E_{CO_2} est l'émission de CO_2 (g C- CO_2 .h⁻¹.kg⁻¹ C_{initial}), $\Delta[CO_2]_{ext}^{int}$ est le gradient de concentration en CO_2 entre l'air entrant et l'air sortant (g C- CO_2 . kg⁻¹ airsec), $M_{C_{initial}}$ est la masse de carbone initial (kgC), $Q_{m.airhum}$ est la quantité d'air entrant (m³.h⁻¹) ici elle représente le débit de ventilateur et ρ_{airhum} est la densité de l'air humide (kg.m⁻³) calculée par [eq. 7] :

$$[eq. 7] \quad \rho_{airhum} = \left[\frac{P_{vap}}{47,1 \times (T_{airsorant})} + \frac{P_{atm} - P_{vap}}{29,27 \times (T_{airsorant})} \right] \times \frac{1}{g}$$

où ρ_{airhum} est la masse volumique de l'air sortant (kg.m⁻³), g est l'accélération de la pesanteur (9,81 m.s⁻²), 47,1 et 29,27 sont les deux constantes des gaz parfaits pour la vapeur d'eau et pour l'air sec, $T_{airsorant}$ est la température de l'air sortant (Kelvin). P_{atm} est la pression atmosphérique (en Pa, soit en conditions normales 101325 Pa). P_{vap} est la pression partielle de vapeur d'eau (en Pa) calculée à partir de [eq. 8] :

$$[eq. 8] \quad P_{vap} = P_{sat} \times \frac{HR}{100}$$

où P_{vap} est la pression partielle de vapeur d'eau dans l'air (en Pa), sachant que par définition l'humidité relative caractérise le rapport de la pression partielle de vapeur d'eau à la pression de vapeur saturante à la température de l'air, et HR (%) est l'humidité relative de l'air, P_{sat} (Pa) est la pression de vapeur saturante de l'air en eau, qui est calculée par la formule de Tetens ([eq. 9]).

$$[eq. 9] \quad P_{sat} = 610,78 \times 10^{\left(\frac{7,5 \times t_i}{237,3 + t_i} \right)}$$

où t_i est la température de l'air mesuré (°C).

Les émissions des autres gaz ont été calculées à partir de l'adaptation de l'équation [eq. 6] par leurs émissions et leurs masses initiales.

3.2.6 Analyse statistique des pertes gazeuses

Les pertes gazeuses déduites du bilan de masse (poids brut, matière sèche, carbone, azote, eau) ont été analysées en relation avec la durée de compostage et différentes expressions des caractéristiques biochimiques et physiques initiales des tas : porosité, densité de matière

sèche, teneur en matière sèche (MS), rapport des teneurs en eau et MS, disponibilité du C (S_{VS} , HC_{VS} , $S_{VS}+HC_{VS}$, L_{VS} , C_{VS} , TC), disponibilité de l'azote (N_{tk} , N_{sol} , $N-NH_4$, N_{org} , rapport N_{sol}/N_{tk} , rapport $N-NH_4/N_{tk}$), rapport des fractions carbone et azote (C/N, CS_{VS}/N_{sol} , rapport N_{tk}/MS). L'outil régression multiple de Excel a été utilisé (XLSTAT 2011.4.02) afin d'identifier les 5 variables explicatives les plus pertinentes pour expliquer ces pertes. Seules les régressions pour lesquelles le coefficient de corrélation R^2 était supérieur ou égal à 0,95 ont été analysées.

3.3. Résultats

3.3.1 Effets du tassement et de l'humectation sur les pertes d'eau et de MS

Les résultats de pertes massiques et de volumes sont présentés dans le Tableau VI. La perte de masse totale varie de 14 à 39% (tas CO_A et CO_D). Elle augmente avec la durée de compostage. Cette perte de masse est liée à la minéralisation de la MS et à l'émission de CO_2 et de CH_4 , mais également à la production d'eau métabolique, ainsi qu'à l'évaporation d'eau. Bien que les pertes de masses totales soit quasi identiques entre chaque tas d'une même expérimentation, les pertes de MS et de H_2O varient plus fortement. Le tas F perd 1.1 fois plus d'eau que de MS tandis que le tas H en perd 3 fois plus.

La comparaison des tas CO_B et CO_H(1) donne une idée de la reproductibilité expérimentale pour deux fumiers de volailles (reproducteurs et poussinières, à une période différente). Les différences entre pertes de matière peuvent s'expliquer par le fumier initial mais aussi par l'homogénéité de l'apport d'eau et la distribution de la porosité libre à l'air au sein de l'andain. On constate que les différences entre CO_B et CO_H⁽¹⁾ sont du même ordre de grandeur que les différences entre deux pratiques d'une même expérimentation (par exemple entre CO_A et CO_B ou entre CO_E et CO_F). En conséquence la maîtrise du résultat du compostage en andain passe par :

- la reproductibilité du mélange initial (composition moyenne et distribution des composants),
- les techniques mises en oeuvre (humectation, compactage, retournement, constituants initiaux).

Tableau VI. Pertes de masses et de volume des huit andains exprimées en kg d'élément par tonne de MB initiale, et en % de la masse initiale de l'élément mesuré

Andain Durée de compostage (en jours)	CO_A 23	CO_B 23	CO_C 70	CO_D 70	CO_E 59	CO_F 59	CO_G ⁽¹⁾ 24	CO_H ⁽¹⁾ 24	CO_G ⁽²⁾ 74	CO_H ⁽²⁾ 74
Perte masse fraîche (kgMB/tonne MB)	137	160	364	394	372	339	171	181	341	377
% masse fraîche initiale	14	16	36	39	37	34	17	18	34	38
Perte matière sèche (kgMS/tonne MB)	50	67	153	160	134	162	56	45	99	94
% matière sèche initiale	11	16	33	35	31	30	13	10	22	22
Perte d'eau (kgH ₂ O/tonne MB)	87	93	211	234	239	177	115	136	242	283
% masse d'eau initiale	16	16	39	43	42	38	21	24	44	50
Perte de carbone (kgC/tonne MB)	29	30	71	73	53	67	31	23	46	46
% carbone initial	17	20	43	45	36	36	19	13	27	26
Perte d'azote (kgN/tonne MB)	0,9	1,4	3,6	4,2	3,9	4,5	1,7	0,7	3,3	2,4
% azote initial	10	14	37	43	35	33	14	7	27	24
Perte phosphore (kgP/tonne MB)	-0,7	-0,4	2,4	2,6	1,7	2,4	0,9	-0,6	0,8	0,9
% phosphore initial	-8	-4	23	25	16	19	11	-8	11	12
Perte de volume total (m ³ /tonne MB)	0,1	0,3	0,1	0,5	0,3	0,3	0,1	0,1	0,4	0,4
% volume initial	4,5	16,3	7,5	20,8	17,7	11,7	9,0	3,7	23,5	19,4

⁽¹⁾ entre état initial et retournement⁽²⁾ entre état initial et fin de compostage (inclut la période de 24 jours avant retournement)

Au cours du compostage, le phosphore est conservé au sein de l'andain, cet élément étant un composé non volatil et peu lessivable. Le recouvrement de cet élément dans le bilan varie de -8 à 25%, avec des valeurs voisines pour 2 tas conduits simultanément. Ces écarts de bilan sont expliqués par la variabilité des échantillonnages, ainsi que par l'incertitude des analyses.

Les régressions multiples (Tableau VII) montrent que le temps et les caractéristiques de porosité ou de densité sont les variables les plus importantes pour expliquer les pertes de masse des différents tas. Disponibilité de l'azote et du carbone interviennent selon les pertes considérées dans un second temps dans les modèles de régression.

Tableau VII. régressions multiples à 5 variables expliquant les pertes de masse brute, matière sèche, eau, carbone et azote

	variable 1	variable 2	variable 3	variable 4	variable 5	R ²	p
Perte MB	t -0,004	Por_0 -0,266	(S+HC)_0 0,278	tNtk_0 0,012	(SN/DM)_0 -0,022	0,999	0,005
Perte MS	t -0,003	Por_0 -0,058	HC_0 -0,548	tNsol_0 -0,056	tNorg_0 0,043	0,999	0,005
Perte C	t -0,002	Por_0 -0,148	tNtk_0 0,028	tNH4_0 -0,105	(CSvs/Nsol)_0 0,004	0,999	0,003
Perte H2O	t -0,005	Por_0 0,902	DMS_0 0,002	tC_0 -2,152	tNsol_0 -0,068	0,999	0,004
Perte N	t -0,003	Por_0 0,201	DMS_0 0,001	tNsol_0 -0,040	(NH4/TN)_0 -0,671	0,999	0,003

DMS_0 : densité de matière sèche initiale (kg MS m^{-3}), *(CSvs/Nsol)_0* : ratio initial du carbone de la fraction soluble Van Soest sur l'azote soluble, *HC_0* : fraction hémicellulose initiale (% MSI), *(NH4/TN)_0* : ratio initial de l'azote ammoniacal sur l'azote total, *Por_0* : porosité initiale (% V_t), *(S+HC)_0* : somme des fractions solubles et hémicelluloses initiales (% MSI), *(SN/DM)_0* : ratio initial d'azote soluble sur matière sèche (gN kg^{-1} MS), *tC_0* : teneur initiale en carbone total (kgC kg^{-1} MS) *tNH4_0* : teneur initiale d'azote ammoniacal (gN kg^{-1} MB), *tNorg_0* : teneur initiale en azote organique (gN kg^{-1} MB), *tNsol_0* : teneur initiale en azote soluble (gN kg^{-1} MB), *tNtk_0* : teneur initiale en azote Kjeldahl total (gN kg^{-1} MB)

3.3.2 Effets du tassement, du retournement et de l'ajout d'eau sur les températures

Les températures maximales à cœur étaient de 47, 55, 52 et 65°C pour les tas CO_A, CO_B, CO_C et CO_D, atteintes respectivement après 11, 18, 8 et 10 jours de compostage (Figure 26 a.2). Ces températures ont été maintenues sur une période allant de 12 à 20 jours pour les tas CO_C et CO_D. Après 23 jours de compostage, la température à cœur des tas CO_A et CO_B était toujours maintenue au niveau de sa valeur maximale, attestant de la poursuite de la phase thermophile. La température maximale a été atteinte pour le tas à plus faible d_{MS} (192 kgMS/m^3 , tas CO_D), tandis que la température maximale la plus faible a été relevée pour le tas CO_A, le tas le plus compacté (303 kgMS/m^3). Les températures maximales à cœur atteintes pour les tas CO_E, CO_F, CO_G et CO_H sont identiques (58°C) après 32, 20, 23 et 17 jours respectivement (Figure 26 b.2), sans retournement. L'ajout d'eau dans le tas CO_E retarde la montée en température par rapport au tas CO_F. Cette température maximale monte à 66°C pour le tas CO_H, 25 jours après le retournement. Le retournement du tas CO_G n'a pas le même effet sur la montée en température à cœur, la température maximale atteinte étant de 54°C lors du retrait du tas, 44 jours après le retournement.

Après retournement, les d_{MS} respectives des tas CO_G et CO_H étaient de 298 et 178 kgMS/m^3 . Cette différence s'explique par la nature des structurants, les coquilles d'œuf étant un matériau plus fin que les copeaux donc par la forte différence de d_{MS} et donc de porosité

entre les deux tas. Les températures maximales des tas CO_E et CO_F sont maintenues jusqu'à la fin de l'expérimentation, après 59 jours de compostage.

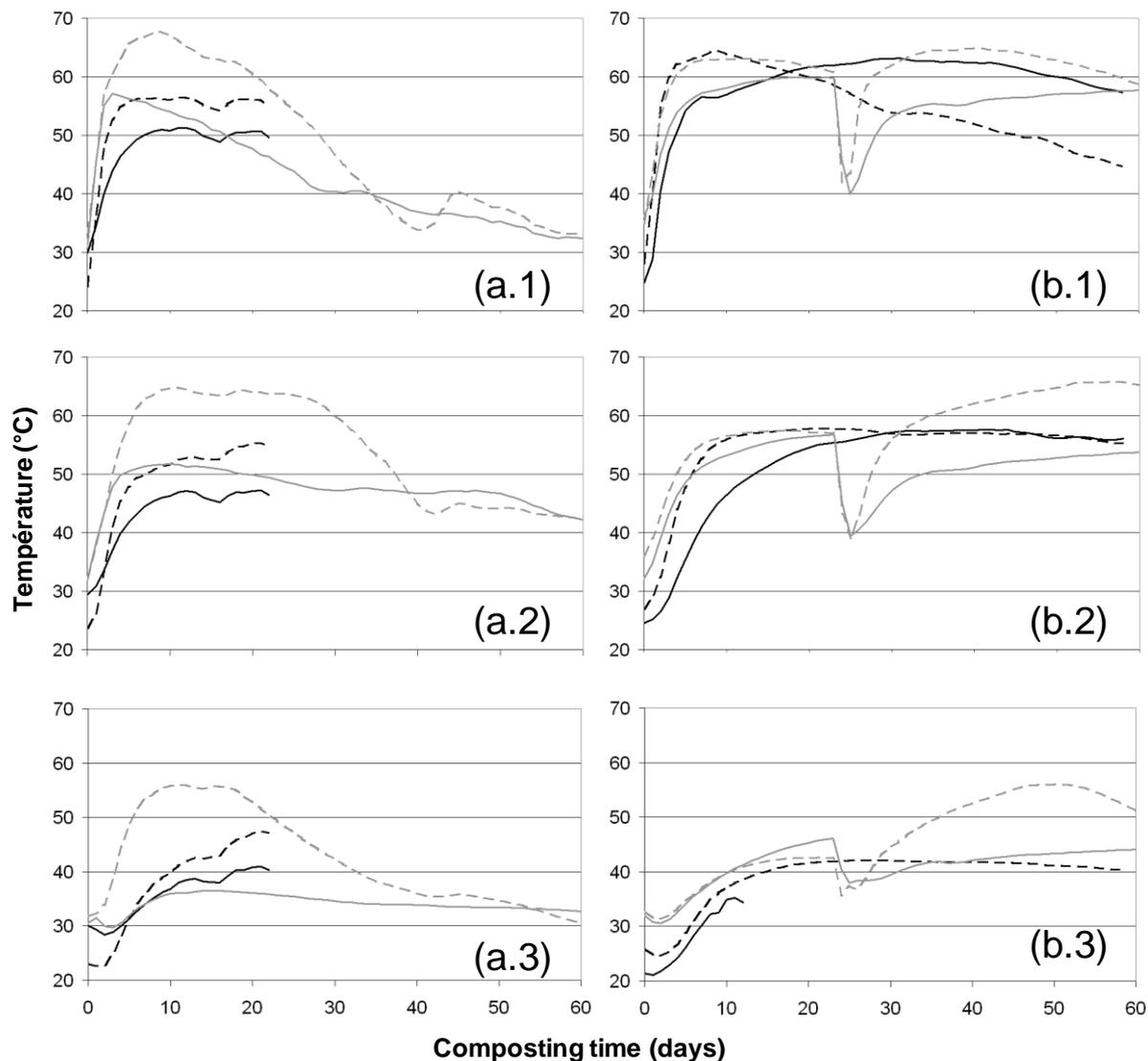


Figure 26. Cinétiques internes des températures pour les tas CO_A (a, trait noir plein), CO_B (a, pointillés noirs), CO_C (a, trait gris plein), CO_D (a, pointillés gris), CO_E (b, trait noir plein), CO_F (b, pointillés noirs), CO_G (b, trait gris plein), et CO_H (b, pointillés gris) en haut (figures 1), à cœur (figures 2) et en bas (figures 3) des tas

L'effet de la variation de la d_{MS} est visible en comparant les cinétiques de température des tas CO_A (tassé) et CO_B (non tassé), CO_C (tassé après retournement de CO_A) et CO_D (non tassé après retournement CO_A). L'effet de la variation de l'humidité est visible en comparant les tas CO_E (humide) et CO_F (sec).

Pour l'ensemble des tas, les montées en température sont plus rapides en haut des andains (Figure 26 a.1 et b.1) tandis que les montées sont plus lentes dans la zone basse des tas

(Figure 26 a.3 et b.3). La dégradation aérobie produit de la chaleur biologique, créant un courant d'air ascendant dans la porosité des tas. La zone haute des tas récupère donc la chaleur produite dans les zones inférieures des andains. En bas des tas, l'apport de chaleur par la convection est réduit, le tassement accru par le poids du tas peut diminuer la porosité libre à l'air et ainsi réduire l'entrée d'oxygène et la production locale de chaleur. La compaction a pour effet de réduire la montée en température (tas CO_A et CO_C plus froid que CO_B et CO_D). De même l'augmentation d'humidité réduit la porosité libre à l'air ce qui peut expliquer les températures du tas CO_E plus faibles que celles du tas CO_F en début de compostage.

3.3.3 Effets du tassement et de l'humectation sur les émissions de GES et d'ammoniac

Les quantités totales de gaz émises sont présentées dans le Tableau VIII. Les cinétiques d'émissions gazeuses pour l'ensemble des tas sont disponibles en annexe 4. L'humectation du fumier de 45 à 55% d'eau induit une augmentation de l'émission de GES. Ainsi le tas CO_F a émis 53% de moins de GES que le tas CO_E (respectivement 65 et 136 kg CO₂eq t⁻¹ MSI) avec les mêmes proportions de N₂O et CH₄ (respectivement 28% et 72% pour N₂O et CH₄) pour des émissions de CO₂ assez proches (respectivement 13 et 17% du C initial pour les tas CO_E et CO_F). Les émissions de NH₃ étaient également voisines (respectivement 9 et 7% de l'azote initial pour CO_E et CO_F). La réduction de l'apport d'eau initial dans le tas CO_F augmente la part de porosité libre à l'air qui augmente l'entrée d'oxygène, ce qui favorise la réduction de la production et de l'émission de méthane. Le tas tassé (CO_A) a émis 48% de moins d'NH₃ que le tas non tassé (CO_B) mais 141% fois plus de GES. Cette augmentation peut être expliquée par des températures plus faibles dans le tas CO_A, pas suffisamment élevées pour limiter la nitrification et l'émission de N₂O associée. Après retournement du tas CO_A les émissions de N₂O sont 64% plus faibles lorsque le tas est tassé (CO_C par rapport à CO_D) mais cela augmente les émissions de CH₄ (2 à 68 kg CO₂eq t⁻¹ MSI). Après retournement, l'émission de N₂O s'explique par la dénitrification durant la phase de maturation. La compaction limite la diffusion d'oxygène ce qui favorise une dénitrification plus complète (émission de N₂ au détriment de N₂O), tandis que la diminution de l'aération

passive réduit la perte d'azote. Néanmoins, l'émission globale de GES est voisine pour les tas CO_C et CO_D.

Par conséquent, pour réduire l'émission de GES au cours de la phase de compostage de ces fumiers de volailles, on peut recommander une phase initiale de compostage à humidité faible et sans compaction. Après cette phase initiale, le retournement et l'ajout d'eau devraient réactiver les biotransformations tandis que la compaction devrait limiter les pertes d'azote durant la phase de maturation. Il est possible que la compaction augmente l'émission de CH₄ mais l'émission globale de GES devrait être minimisée en raison de la réduction de l'émission de N₂O.

Tableau VIII. Emissions gazeuses des différents andains

émissions gazeuses	Unité	CO_A	CO_B	CO_C	CO_D	CO_E	CO_F	CO_G ⁽²⁾	CO_H ⁽²⁾
Durée	jours	23	23	70	70	59	59	74	74
C-CO ₂	% C initial	14	18	12	20	17	13	24	25
N-NH ₃	% N initial	5	10	7	22	9	7	20	12
H ₂ O	% H ₂ O initial	22	22	23	43	30	25	39	37
GHG _t	kgCO ₂ -eq t ⁻¹	84	38	191	203	136	65	58	241
CH ₄	MSI								
	kgCO ₂ -eq t ⁻¹	53	37	68	2	37	18	55	63
	MSI								
N ₂ O	kgCO ₂ -eq t ⁻¹	31	1	123	201	98	46	3	178
	MSI								

3.3.4 Reproductibilité intermédiaire du processus de compostage

La reproductibilité intermédiaire (période de temps étendue mais procédure de mesure et lieu identiques) peut être évaluée en comparant les tas CO_B, CO_E et CO_H en début de compostage et les bilans de masse des tas CO_B et CO_H.

Les températures à cœur et en bas sont plus proches que pour les températures en haut des tas. Ce résultat rejoint les conditions de répétabilité présentées ci-dessus (cf. §2.3.3) où la répétabilité était meilleure au cœur du tas. Il diffère des conditions de répétabilité pour les températures en haut du tas. Les différences de température en haut peuvent être expliquées par une variabilité spatiale plus grande. Des différences dans la circulation de l'air chaud à travers les tas, liées à des agrégats de fumier de tailles différentes et agencés différemment,

peuvent induire des écarts de température élevés à proximité de la surface du tas. De petites différences dans la position du capteur par rapport à la surface du tas, dans un contexte de forte variabilité spatiale des températures, peuvent conduire à des écarts de température importants entre expérimentations. Cette explication rejoint celle faite précédemment en conditions contrôlées pour les températures en bas : la variabilité spatiale des températures explique une diminution de la fidélité de mesure.

Les bilans de masse des tas CO_B et CO_H sont relativement différents en regard des écarts observés entre deux traitements d'une même expérimentation. Si la reproductibilité du bilan de masse est faible (c'est-à-dire une forte variabilité des résultats de bilan de masse à l'intérieur de la catégorie « fumiers de volailles »), on peut s'attendre à ce que les calculs d'un modèle semi-empirique soient peu prédictifs tant que les paramètres seront calés à partir d'un faible nombre d'expérimentations. En revanche, les effets sont plus reproductibles. Ainsi l'effet du tassement sur les bilans de masse entre les tas CO_A et CO_B se retrouve entre les tas CO_C et CO_D (Tableau VI). De même l'effet du tassement sur les températures ou sur les émissions de CO₂, de NH₃ ou de CH₄ est voisin. En conclusion du chapitre 2 (§2.5) nous avons montré que les caractéristiques physiques jouaient un rôle majeur dans le déterminisme des émissions gazeuses. Les effets des caractéristiques physiques sont bien retrouvés en conditions semi-industrielles.

L'effet du tassement sur les émissions de GES observé entre les tas CO_A et CO_B ne se retrouve pas entre les tas CO_C et CO_D, (Tableau VIII). Cela indique que les caractéristiques biochimiques et microbiologiques du produit, qui a évolué au cours de la première phase de compostage, sont déterminantes pour expliquer l'effet du tassement sur ces émissions. Ce résultat complète la conclusion du chapitre 2, indiquant que la connaissance des caractéristiques physiques initiales est **nécessaire** à la prédiction des cinétiques d'émissions gazeuses, mais qu'elle n'est pas **suffisante**. Elle doit être complétée par la connaissance des caractéristiques biochimiques et microbiologiques initiales.

3.4. Discussion et conclusion : utilisation de modèles pour prédire l'effet d'un changement des pratiques de compostage

Les effets d'une baisse de porosité libre à l'air induite soit par la compaction soit par l'ajout d'eau sur les émissions d'ammoniac et de GES ont été observés sur des fumiers avicoles produits en conditions commerciales. Les effets de cette baisse sont conformes aux observations antérieures ainsi qu'aux tendances prédites à la fois par les modèles statistiques et par le modèle semi-empirique développé dans ce travail.

Les observations effectuées en conditions climatiques contrôlées sur des composts d'effluents d'élevage ont été validés en conditions semi industrielles en conditions climatiques non contrôlées :

- le tassement et l'humidification initiales induisent une baisse d'émission ammoniacale,
- l'augmentation de la quantité d'azote (déchet de couvoir) sans augmentation de la quantité de carbone biodégradable, induit une hausse de l'émission ammoniacale.

Il reste à améliorer l'état des connaissances sur les effets du retournement. Une expérimentation spécifique de répétition du retournement serait à mettre en place pour pouvoir conclure sur un effet net du retournement, sur l'effet du retournement ds le temps, sur l'effet du nombre de retournement, et ainsi que sur l'interaction entre le retournement et le type de fumier (liée à la densité).

Il faut insister sur le fait que, même en prenant de grandes précautions expérimentales, il est très difficile, en conditions réelles, d'analyser les effets spécifiques des facteurs influençant le compostage. Cette difficulté tient d'une part à l'interdépendance entre les facteurs, et d'autre part aux difficultés à reproduire le même fumier et/ou les mêmes conditions expérimentales (climat, distribution de l'eau et de la porosité). Donc, en plus de l'importante variabilité des situations spécifiée en introduction, on observe une grande difficulté à reproduire des évolutions de la MO et des émissions gazeuses. D'où l'intérêt de développer une modélisation des processus faisant appel à un minimum de paramètres à calibrer, donc la plus générique possible.

La calibration des paramètres des modèles statistiques et du modèle semi-empirique nécessite dans tous les cas des expérimentations pour s'adapter à la variabilité des substrats initiaux et à l'hétérogénéité induite par les matériels mis en œuvre pour constituer les andains.

L'intérêt du modèle semi-empirique en regard des modèles statistiques est double. D'une part il permet la calibration des paramètres sur des observations telles que les températures de l'andain ou le bilan de masse. Ces variables sont moins coûteuses à observer sur des andains de tailles variables que les émissions d'ammoniac et de GES. D'autre part il permet de prédire **simultanément** un grand nombre de variables d'intérêts agronomique et environnemental (bilan de masse, teneur en MS, stabilité de la MO, émissions gazeuses, température).

Chapitre 4

Modélisation dynamique du compostage

Chapitre 4 : Modélisation dynamique du compostage

4.1. Introduction

Ce chapitre a pour objectif de présenter les choix de représentation adoptés pour la représentation dynamique des transformations de la matière organique et des principales émissions gazeuses (H_2O , CO_2 , NH_3 , N_2O , N_2) ayant lieu au cours du compostage d'effluents d'élevage en andain.

L'objectif principal de ce travail est de produire un modèle le plus prédictif possible, utilisable à l'échelle du compostage sur plateforme commerciale, en vue d'une optimisation du procédé, en termes de réduction des temps de compostage, d'obtention de compost de qualité (normalisation NFU 44-051 ; AFNOR, 2006) et de réduction de l'impact environnemental. Les chapitres précédents, visant dans différentes conditions expérimentales (contrôlées vs plateforme commerciale), l'étude des principaux facteurs influençant les émissions gazeuses ont montré que, pour prédire l'effet des conditions opératoires d'un procédé sur les paramètres du compost, le modèle doit représenter l'incidence :

- de la disponibilité du carbone et de l'azote dans les substrats,
- d'un ajout d'eau ou d'une compaction de l'andain, qui modifieront la disponibilité de l'eau et l'aération de l'andain,
- des caractéristiques biochimiques et microbiologiques initiales.

En conclusion des chapitre 2 et 3, nous avons également vu que le choix de la production d'un modèle dynamique par rapport au modèle statistique existant était motivé par le fait de :

- pouvoir faire face à de nouvelles situations de compostage,
- tenir compte de l'effet du climat et en particulier de la variabilité des températures extérieures,
- calibrer les paramètres du modèle sur des variables moins coûteuses à mesurer que la disponibilité du carbone et de l'azote ou que les émissions gazeuses,
- simuler conjointement plusieurs variables d'intérêts agronomique et environnementale.

L'étude bibliographique a mis en évidence que les différentes phases du compostage (démarrage, phases thermophile puis de refroidissement et maturation) étaient associées à des vitesses de transformations de la MO différentes. La représentation dynamique devrait donc

permettre également de prédire ces vitesses pour chaque phase du compostage, ainsi que les temps caractéristiques auxquels interviennent ces phases. La connaissance de ces temps est primordiale afin d'anticiper les phases critiques pendant lesquelles les éléments fertilisants peuvent être majoritairement perdus et pendant lesquelles les gaz polluants sont émis. La modélisation dynamique doit donc permettre d'anticiper les périodes critiques au cours desquelles il est possible d'agir sur l'andain afin de réduire ces pertes.

4.2. Enjeux de représentation

4.2.1 Prédire les spécifications du compost final

Le modèle doit pouvoir prédire la composition massique biochimique de la matière compostée. Cet objectif est motivé par la nécessité de connaître l'évolution massique globale de la matière, afin de déterminer les quantités de compost produites à partir de la quantité initiale d'intrants. Ce bilan massique passe donc par le suivi de l'évolution massique de l'eau et des éléments composant la matière sèche des produits organiques mis à composter. De plus, anticiper la composition biochimique de la matière sèche permet de connaître les valeurs fertilisantes et le potentiel de minéralisation après épandage de la matière organique plus ou moins compostées (Morvan et al., 2006 ; Lashermes et al., 2010).

La norme AFNOR NFU-44051 (AFNOR, 2006) définit les critères biochimiques et de contamination microbiologique minima à obtenir en vue d'une qualification d'un produit composté en tant que « Amendement organique ». La normalisation d'un compost permet à un éleveur de passer à partir de ses effluents d'une logique de déchet à une logique de produit, en valorisant son compost par la vente et en s'affranchissant de l'établissement d'un plan d'épandage. Cette norme, décrite dans l'étude bibliographique, nous permet de fixer les objectifs principaux de modélisation en termes d'évolution de composition du produit.

Le modèle doit donc représenter l'évolution dynamique de la masse brute (MB), de la matière sèche (MS), de la matière organique (MO), des teneurs en carbone total (TC), en azote total (TN), en phosphore (P) et en potassium (K). Afin de connaître le potentiel d'hygiénisation du procédé, la représentation de l'évolution de la température à cœur (T) est également nécessaire, la destruction des pathogènes étant approchée par le couple durée - température. La représentation de l'évolution de la composition de la matière nécessite aussi de représenter

les pertes d'éléments. Le modèle doit donc également prédire les principales pertes massiques par émissions gazeuses, à savoir le dioxyde de carbone (CO_2) et l'eau (H_2O). Le suivi massique de l'azote nécessite également la représentation des pertes d'azote par volatilisation ammoniacale (NH_3) et par l'émission d'azote moléculaire (N_2).

4.2.2 Prédire l'impact d'un changement de procédé sur l'atmosphère

Lors du compostage, de nombreux gaz polluants sont émis, les majeurs étant l'ammoniac, le protoxyde d'azote et le méthane. Le dioxyde de carbone émis étant d'origine biogénique, il n'est pas considéré comme un gaz polluant émis au cours du procédé. La prédiction des quantités de gaz polluants émis et leurs cinétiques d'émission permettra lors de l'utilisation du modèle d'adapter les pratiques à la mise en tas ou au cours du compostage afin d'en réduire l'impact environnemental. Pour cette raison, la représentation des émissions d'ammoniac (NH_3) est de nouveau justifiée. Le modèle doit aussi représenter les émissions de protoxyde d'azote (N_2O), ce gaz étant très impactant sur le réchauffement climatique. Les processus responsables des émissions de CH_4 n'ont pas été représentés, par manque de données pour élaborer et calibrer la représentation mathématique de ces processus. Ce gaz est peu émis dans le contexte d'un compostage aérobic. Néanmoins, les expérimentations menées sur le site de Couvée d'Or en conditions semi-industrielles ont montré que le développement de cette représentation était souhaitable à l'avenir.

4.2.3 Prédire les effets du climat

L'étude bibliographique a montré que les pratiques de compostage et le climat influençaient à la fois les quantités d'éléments perdus ainsi que les formes moléculaires des pertes, en modifiant la qualité de l'aération de l'andain. Notre objectif est de modéliser le compostage au champ, en prenant le procédé le plus couramment pratiqué d'un andain ventilé naturellement. Le modèle doit donc représenter cette aération naturelle, ainsi que l'influence de la qualité initiale du substrat et des caractéristiques physiques de l'andain (section, porosité) sur les dynamiques d'aération de l'andain et de diffusion de l'oxygène. Les principales variables climatiques modifiant le procédé de compostage sont la température extérieure, les précipitations ainsi que le vent en surface de l'andain. Seul l'impact de la

température extérieure a pu être pris en compte, car les données nécessaires pour paramétrer l'influence de la pluie et du vent sont plus difficiles à acquérir même en conditions contrôlées et de ce fait, nous ne disposons pas de ces données.

4.2.4 Conclusion : structure globale du modèle et démarche de modélisation

Les processus définis dans la conclusion du chapitre précédent résument les objectifs de modélisation. Ils sont regroupés en modules qui interagissent entre eux (Figure 27). Face au nombre et à la complexité des processus en jeu lors du compostage, la démarche de modélisation dynamique consiste dans un premier temps à effectuer des choix dans les processus majeurs à représenter, ainsi que dans leur écriture via les équations mathématiques. Notre démarche a donc consisté à définir les processus biologiques, physico-chimiques et thermodynamiques majeurs conduisant et déterminant les transformations de la matière organique lors du compostage d'effluents d'élevage en andain. La première étape a consisté à représenter la biodégradation de la matière organique par la croissance microbienne de façon très simple, celle-ci, décrivant la stabilisation de la MO et l'émission de CO₂, étant bien décrite dans la littérature. Le modèle a ensuite été complexifié progressivement par l'ajout des autres modules et donc de variables influençant les cinétiques de transformations, successivement :

- le bilan thermique permettant de représenter la cinétique de température interne, la dynamique de vaporisation de l'eau ainsi que l'aération naturelle de l'andain,
- le module porosité permettant de calculer le bilan d'oxygène ainsi que la diffusion gazeuse,
- le module azote permettant de calculer les cinétiques de transformations de l'azote ainsi que les différentes dynamiques d'émissions azotées NH₃, N₂O et N₂.

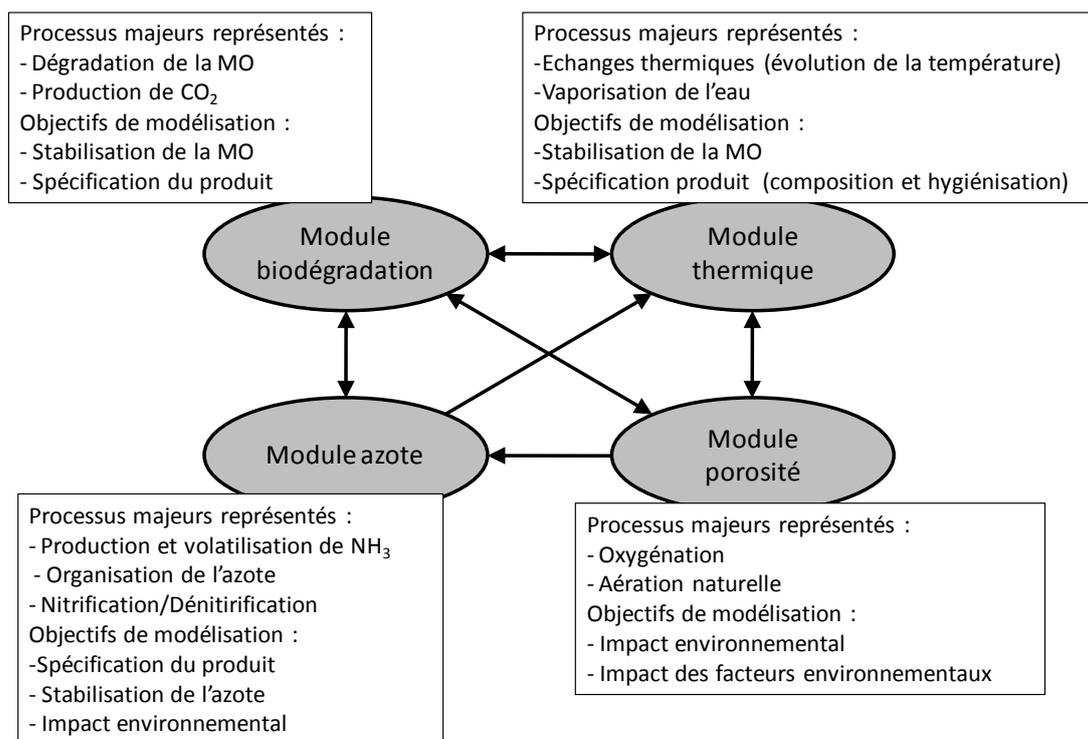


Figure 27. Représentation conceptuelle du modèle - Processus majeurs et objectifs de modélisation des différents modules représentés (flèches : interactions entre les modules)

Nos choix de représentation ont été guidés par la volonté d'une utilisation opérationnelle du modèle et associent donc à la fois des relations théoriques et des relations empiriques déterminées à partir du jeu de données de calibration. La complexité du modèle a été progressivement augmentée par l'ajout de processus biologiques, physiques et thermodynamiques, ainsi que par l'ajout de couplage entre les modules. Les couplages retenus sont présentés dans le Tableau IX.

A chaque étape de modélisation, nous avons calibré le modèle sur 11 des tas présentés dans le §2.2. Les tas non utilisés (C, M, N et O) se trouvent à l'intérieur du domaine de variation. Ils ont été mis de côté dans une perspective de validation du caractère prédictif du modèle. Le niveau de complexité des modules a été déterminé à partir de la qualité des réponses du modèle en termes de simulation des cinétiques d'émissions de CO₂, H₂O et NH₃ en comparaison avec les données expérimentales. Pour simplifier la représentation des processus, l'andain est représenté par un seul compartiment. L'hétérogénéité est prise en compte à travers des paramètres calibrés pour ce compartiment.

Tableau IX. Interaction entre les modules par la limitation des processus

Module	Processus	Facteurs limitant
Biodégradation	Hydrolyses	Humidité, surface réactionnelle
	Croissance hétérotrophe	Humidité, DCO, azote, O ₂ , T
	Décès	Température
Azote	Croissance autotrophe	Humidité, azote, O ₂ , T
	Volatilisation	Température, humidité
	Nitrification	Humidité, azote, O ₂ , T
	Dénitrification	Nitrates, Température
Thermique	Evaporation	Humidité
Porosité	Aération, oxygénation	Température, porosité

Tous les flux sont rapportés à la quantité de matière organique initiale (kg MOI) afin de pouvoir comparer les situations de compostage entre-elles ainsi que nos valeurs de flux simulés par rapport à des données expérimentales présentées dans la littérature.

Les parties suivantes de ce chapitre présentent les choix de représentation mathématique par module. Le modèle fonctionne à un pas de temps horaire. Cette échelle de temps permet de décrire avec précision le début du compostage et de prédire le temps spécifique auquel intervient le pic d'émission thermophile. Le modèle a été programmé avec le logiciel Vensim® (Ventana, 2003). Les Tableau X Tableau XI présentent les variables d'état et les paramètres du modèle.

Tableau X. Variables d'état du modèle de compostage

Variable	Unité	Signification
A	m ²	Surface de l'andain
CO ₂	kgCO ₂	Dioxyde de carbone émis
C _p	J kg ⁻¹ MB K ⁻¹	Capacité calorifique du substrat
dMS	kgMS m ⁻³	Densité de matière sèche
HA _{int}	kgH ₂ O kg ⁻¹ air sec	Humidité absolue de l'air du tas
H ₂ O	kgH ₂ O	Eau dans l'andain
H ₂ O _h	kgH ₂ O	Eau métabolique
H ₂ O _{vap}	kgH ₂ O	Eau évaporée
H _{bio}	J	Chaleur biologique
H _E	J	Chaleur sensible entrante
H _{lat}	J	Chaleur latente
H _S	J	Chaleur sensible sortante

$H_{sensbio}$	J	Chaleur sensible d'origine biologique
$H_{stockée}$	J	Chaleur stockée
K	kg air sec h ⁻¹	Coefficient de perméabilité
MB	kgMB	Masse brute
MM	kgMM	Matière minérale
MO	kgMO	Matière organique
MS	kgMS	Matière sèche
N ₂	kgN	Diazote émis
N _{av}	kgN	Azote disponible pour la croissance microbienne
NH ₃	kgN	Ammoniac émis
NH _{3,g}	kgN	Ammoniac dans la phase gaz de l'andain
NH ₄ ⁺	kgN	Ammonium
N ₂ O	kgN	Protoxyde d'azote émis
NO ₃	kgN	Nitrates
NX _a	kgN	Azote de la biomasse autotrophe
NX _h	kgN	Azote de la biomasse hétérotrophe
NX _I	kgN	Azote inerte
NX _{RB}	kgN	Azote rapidement biodégradable
NX _{SB}	kgN	Azote lentement biodégradable
O _{2,por}	kgDCO	Oxygène dans la porosité de l'andain
O _{2,biofilm}	kgDCO	Oxygène dans le biofilm
Q _{air}	kg air sec kg ⁻¹ MOI h ⁻¹	Débit d'air sec ; MOI représente la masse de matière organique initiale
S _R	kgDCO	Substrat soluble
Θ	m ³ m ⁻³	Porosité libre à l'air de l'andain
T _{ext}	°C	Température extérieure
T _{haut}	°C	Température en haut de l'andain
T _{int}	°C	Température à cœur de l'andain
T _{intnit}	°C	Température de nitrification
T _{Vext}	°C	Température extérieure virtuelle
T _{Vhaut}	°C	Température virtuelle en haut de l'andain
T _{Vint}	°C	Température virtuelle à cœur de l'andain
V _{air}	m ³	Volume d'air dans l'andain
V _{H2O}	m ³	Volume d'eau dans l'andain
V _{MS}	m ³	Volume de matière sèche dans l'andain
V _T	m ³	Volume total de l'andain
WFPS	m ³ m ⁻³	Volume d'eau dans la porosité du tas
X _h	kgDCO	Biomasse hétérotrophe
X _I	kgDCO	Matière organique inerte
X _{RB}	kgDCO	Matière organique rapidement biodégradable
X _{SB}	kgDCO	Matière organique lentement biodégradable

Tableau XI. Paramètres du modèle de compostage

Paramètre	Unité	Signification
b _a	h ⁻¹	Vitesse de décès de la biomasse autotrophe
b _{h,ref}	h ⁻¹	Vitesse de décès de référence de la biomasse hétérotrophe
f _{I,aéro}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Proportion de DCO inerte issue du décès de la biomasse
H1	kgH2O kg ⁻¹ MB	Humidité minimale pour la croissance microbienne
H2	kgH2O kg ⁻¹ MB	Humidité maximale pour la croissance microbienne
k _{HRref}	h ⁻¹	Constante d'hydrolyse rapide
k _{HSref}	h ⁻¹	Constante d'hydrolyse lente

K_{max}	kg air sec h ⁻¹	Coefficient de perméabilité maximal
K_{min}	kg air sec h ⁻¹	Coefficient de perméabilité minimal
K_{NH}	gN m ⁻³	Constante de demi-saturation en azote disponible
K_{NO3}	kgN m ⁻³	Constante de demi-saturation en nitrates
K_{O2a}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Constante de demi-saturation en oxygène pour la croissance autotrophe
K_{O2h}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Constante de demi-saturation en oxygène pour la croissance hétérotrophe
K_S	kgDCO kg ⁻¹ MSI	Constante de demi-saturation du substrat soluble ; MSI représente la masse de matière sèche initiale
K_{XRB}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse rapide
K_{XSB}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse lente
μ_{amax}	h ⁻¹	Taux de croissance maximale de la flore microbienne autotrophe
μ_{hmax}	h ⁻¹	Taux de croissance maximale de la flore microbienne hétérotrophe
P_{aff}	-	Paramètre d'affaissement de l'andain
$partLat_{max}$	J J ⁻¹	Valeur maximale du partage chaleur latente/chaleur totale
$partLat_{min}$	J J ⁻¹	Valeur minimale du partage chaleur latente/chaleur totale
$pDCO_{b0}$	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Proportion initiale de DCO biodégradable
p_{effO2}	-	Paramètre d'efficacité de l'oxygène
p_{IntLG}	-	Coefficient d'échange surfacique entre le NH ₄ ⁺ et NH ₃ _g
$pH_2O_{liée}$	W W ⁻¹	Paramètre d'eau liée
pH_2O_{sat}	%	% de saturation en eau dans l'air sortant
$pMOperte$	kgMO kg ⁻¹ MB	Coefficient de perte de matière organique
$p_{maxdenit}$	kgN kg ⁻¹ N h ⁻¹	Part maximale d'émission de N ₂ O et N ₂ à partir du stock de nitrates
pN_{av0}	kgN kg ⁻¹ N	Proportion initiale d'azote disponible
pN_2O_{denit}	kgN kg ⁻¹ N	Part maximale d'émission de N ₂ O sur l'émission N ₂ + N ₂ O
pN_2O_{nit}	kgN kg ⁻¹ N	Part d'émission de N ₂ O sur l'ammonium nitrifié
pNX_{I0}	kgN kg ⁻¹ N	Proportion initiale d'azote inerte
pS_{R0}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Proportion initiale de substrat soluble
$pWFPS_{denit}$	%	seuil de WFPS minimum pour avoir une dénitrification
pX_{I0}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Proportion initiale de DCO inerte
pX_{h0}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Proportion initiale de biomasse hétérotrophe
Q^{10}_{denit1}	-	Q10 de la fonction de limitation par la température pour la dénitrification
Q^{10}_{denit2}	-	Q10 de la fonction de limitation par la température pour la dénitrification
$rNRS$	kgN kg ⁻¹ N	Ratio initial entre l'azote rapidement et l'azote lentement biodégradable
rRS	kgDCO kg ⁻¹ DCO	Ratio initial entre la DCO rapidement et la DCO lentement biodégradable
θ_{LB}	m ³ m ⁻³	Seuil de porosité pour la perméabilité minimale
θ_{LH}	m ³ m ⁻³	Seuil de porosité pour la perméabilité maximale
T_{denit}	°C	Seuil de température pour la dénitrification
T_{max}	°C	Température maximale pour la croissance microbienne
T_{maxnit}	°C	Température maximale pour la nitrification
T_{min}	°C	Température minimale pour la croissance microbienne
T_{minnit}	°C	Température minimale pour la nitrification
U	W K ⁻¹ m ⁻²	Coefficient global d'échange de chaleur

4.3. Module biodégradation

4.3.1 Objectifs du module et structure globale

Le module doit représenter la dynamique de consommation d'oxygène, de production et d'émissions de CO₂ et de production d'eau métabolique (H₂O_h). Ces processus sont liés à la biodégradabilité de la MO, qui doit donc être représentée par différentes fractions caractérisées par des cinétiques de biodégradation différentes. Toutes les fractions organiques de la matière totale sont exprimées en DCO. Les cinétiques théoriques sont représentées dans la Figure 28 (gauche). La Figure 28 (droite) montre la structure générale du module.

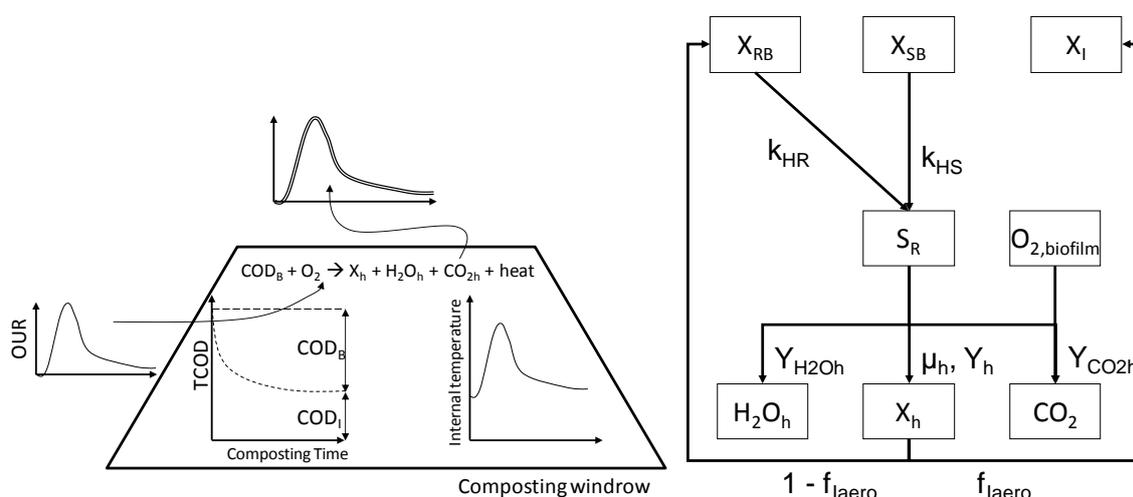


Figure 28. Représentation schématique des processus du module biodégradation (gauche : dynamiques de consommation d'oxygène (OUR) et d'émissions de CO₂ à la température interne globale ; droite : structure générale du module biodégradation)

La description de ce module a fait l'objet de la publication d'un article (cf. annexe p. 312). Ne disposant pas de données de DCO pour les expérimentations servant au calibrage du module, l'objectif de ce travail a été de convertir les fractions Van Soest mesurées sur les échantillons en équivalent DCO pour caractériser l'état initial des différentes fractions de la MO.

Au cours du compostage, la MO biodégradable (DCO_b) est oxydée. Les cinétiques théoriques montrent que la MO doit être décomposée en deux fractions caractérisées par des cinétiques de biodégradation différentes : une fraction rapidement biodégradable (X_{RB}) et une fraction lentement biodégradable (X_{SB}). A la fin du compostage, de la MO est toujours présente dans la matière globale : une fraction inerte (X_I) doit donc être considérée. Les deux premières fractions sont hydrolysées en un substrat soluble (S_R) directement disponible pour les

microorganismes hétérotrophes (X_h), avec des constantes d'hydrolyses spécifiques (k_{HR} et k_{HS}). La croissance de X_h à partir de S_R consomme de l'oxygène dans le film liquide ($O_{2,biofilm}$) avec un rendement limite en production de biomasse microbienne (Y_h). Cette oxydation engendre une production de dioxyde de carbone (CO_2) et d'eau métabolique (H_2O_h), avec des rendements spécifiques (respectivement Y_{CO_2h} et $Y_{H_2O_h}$). La biomasse microbienne décroît à une vitesse de décès spécifique (b_h). Les produits du décès sont recyclés à la fois en matière inerte (X_I) et en MO rapidement biodégradable (X_{RB}), dans des proportions respectives $f_{I,aéro}$ et $(1-f_{I,aéro})$.

4.3.2 Equations du module

Le module se base sur des équations existantes décrivant la dégradation de la matière organique au cours du compostage. Le modèle considère une unique population microbienne afin de simplifier la représentation des processus et pour diminuer le nombre de paramètres à calibrer. La dynamique de la biomasse microbienne est exprimée par l'équation [eq. 12], résultant de la croissance [eq. 10] et du décès microbien [eq. 11] :

$$[eq. 10] \quad \left(\frac{dX_h}{dt} \right)_C = \mu_h \cdot X_h$$

$$[eq. 11] \quad \left(\frac{dX_h}{dt} \right)_D = - b_h \cdot X_h$$

$$[eq. 12] \quad \frac{dX_h}{dt} = \left(\frac{dX_h}{dt} \right)_C + \left(\frac{dX_h}{dt} \right)_D$$

où X_h est la biomasse hétérotrophe (kg DCO kg⁻¹ MOI), μ_h le taux de croissance spécifique de la biomasse (h⁻¹) et b_h la vitesse de perte massique de la biomasse hétérotrophe liée à son décès (h⁻¹). La croissance microbienne à partir du substrat soluble S_R est représentée par la cinétique de Monod (Monod, 1949). Le taux de croissance spécifique μ_h s'écrit donc selon l'équation suivante :

$$[\text{eq. 13}] \quad \mu_h = \mu_{hmax} \cdot \left(\frac{S_R}{S_R + K_S} \right) \cdot f_{limT} \cdot f_{limO2h} \cdot f_{limHum} \cdot f_{limNav}$$

où μ_{hmax} est le taux spécifique maximal de la croissance microbienne (h^{-1}), S_R est le substrat soluble disponible pour la biomasse ($kg \text{ DCO } kg^{-1} \text{ MOI}$), K_S est la constante de demi-saturation en substrat ($kg \text{ DCO } kg^{-1} \text{ MOI}$), et f_{lim} sont les fonctions de limitation de la croissance par la température interne (f_{limT}), par la concentration en oxygène dans le biofilm (f_{limO2h}), par l'humidité (f_{limHum}) et par la concentration en azote disponible (f_{limNav}). Rigoureusement on devrait considérer les valeurs locales - dans le biofilm - pour ces fonctions. De part notre conception, nous considérons des valeurs globales pour l'ensemble de l'andain pour ces variables environnementales. C'est pourquoi notre représentation s'éloigne pour certaines fonctions de limitations des représentations publiées pour les modèles mécanistes de biodégradation (Henze et al., 2000).

La limitation de la croissance microbienne par la température est exprimée par la relation de Rosso et al. (1993) :

$$[\text{eq. 14}] \quad f_{limT} = \frac{(T_{int} - T_{max})(T_{int} - T_{min})^2}{(T_{opt} - T_{min})[(T_{opt} - T_{min})(T_{int} - T_{opt}) - (T_{opt} - T_{max})(T_{opt} + T_{min} - 2T_{int})]}$$

où T_{int} est la température de l'andain, T_{min} , T_{opt} et T_{max} ($^{\circ}C$) sont trois températures cardinales (respectivement minimale, optimale et maximale) caractérisant une biomasse globale contenant à la fois des bactéries psychrophile, mésophile et thermophile, ainsi que des actinomycètes et des champignons. Richard et Walker (2006) ont montré que ce modèle était le plus robuste pour décrire l'effet sur la croissance microbienne, de la température au cours de la biodégradation de la matière organique, en comparaison avec d'autres modèles fréquemment utilisés dans la littérature (Haug, 1993 ; Ratkowsky et al., 1983).

La croissance microbienne est limitée par l'humidité de la matière selon [eq. 15] :

$$[eq. 15] \quad f_{limHum} = \begin{cases} tH_2O < H_1 & ; & 0 \\ tH_2O < H_2 & ; & \frac{tH_2O - H_1}{H_2 - H_1} \\ tH_2O > H_2 & ; & 1 \end{cases}$$

où tH_2O est la teneur en eau de la matière (en $kg \text{ H}_2\text{O kg}^{-1} \text{ MB}$), H_1 et H_2 sont respectivement les seuils d'humidité minimale et maximale pour la croissance microbienne.

La limitation de la croissance microbienne par la concentration moyenne en oxygène est exprimée par la relation suivante :

$$[eq. 16] \quad f_{limO_2h} = \frac{pO_{2,biofilm}}{pO_{2,biofilm} + K_{O_2h}}$$

où $pO_{2,biofilm}$ est la pression partielle en oxygène dans le biofilm et K_{O_2h} la constante de demi-saturation de l'oxygène pour la biomasse hétérotrophe. La limitation de la croissance par la disponibilité de l'azote est exprimée de la même manière ([eq. 17]), où N_{av} est l'azote disponible (en $kg \text{ N kg}^{-1} \text{ MOI}$) (cf. 4.5.2) et K_{N_h} la constante de demi-saturation de l'azote disponible (en $kg \text{ N kg}^{-1} \text{ MOI}$).

$$[eq. 17] \quad f_{limN_{av}} = \frac{N_{av}}{N_{av} + K_{N_h}}$$

La vitesse de décès des microorganismes est influencée par la température du milieu réactionnel (Berthe, 2007) :

$$[eq. 18] \quad b_h = b_{h,ref} \cdot (1.066^{(T_{int} - T_{optdeces})} - 1.21^{(T_{int} - T_{max})})$$

où $b_{h,ref}$ (en h^{-1}) est la constante de décès de référence pour tous les microorganismes, à la température de référence pour la vitesse de décès $T_{optdeces}$ (en $^{\circ}\text{C}$).

Le matériel cellulaire issu du décès produit de la MO inerte et rapidement biodégradable dans les proportions respectives $f_{I,aéro}$ et $(1-f_{I,aéro})$.

La croissance microbienne consomme de l' $O_{2,biofilm}$ ([eq. 19]) et produit du CO_2 et de l'eau métabolique H_2O_h avec des rendements spécifiques respectifs - $(1 - Y_h)/Y_h$, Y_{CO_2h}/Y_h , $Y_{H_2O_h}/Y_h$.

$$[eq. 19] \quad rO_{2,biofilm} = - \frac{(1-Y_h)}{Y_h} \cdot \mu_h \cdot X_h$$

$$[eq. 20] \quad rCO_2 = \frac{Y_{CO2h}}{Y_h} \cdot \mu_h \cdot X_h$$

$$[eq. 21] \quad \frac{dH_2O_h}{dt} = \frac{Y_{H2Oh}}{Y_h} \cdot \mu_h \cdot X_h$$

où Y_h est le rendement spécifique de la biomasse sur le substrat S_R (en kg DCO kg^{-1} DCO consommée), Y_{CO2h} le rendement de production en CO_2 (kg CO_2 produit kg^{-1} de DCO consommée) et Y_{H2Oh} le rendement de production d'eau métabolique (kg H_2O produite kg^{-1} de DCO consommée).

Les pools de MO rapidement et lentement biodégradables sont hydrolysés par le matériel enzymatique cellulaire à des vitesses d'hydrolyses de références respectives k_{HRref} et k_{HSref} . Dans le modèle ASM 3 (Gujer et al., 1999), les hydrolyses rapide et lente sont limitées via les ratios de DCO. Or, cette représentation a abouti à une estimation trop faible de la cinétique d'hydrolyse du compartiment rapide lorsque ce module biodégradation a été couplé au module azote (cf. § 4.5). L'azote de la fraction particulaire est donc un élément clé à prendre en compte dans la description des processus de biodégradation. En conséquence, dans notre modèle, les vitesses d'hydrolyses dépendent de l'humidité de la matière ainsi que de la surface réactionnelle de l'hydrolyse exprimée par les ratios d'azote pour l'hydrolyse rapide et par les ratios de DCO pour l'hydrolyse lente suivant les équations [eq. 22] et [eq. 23].

$$[eq. 22] \quad k_{HR} = k_{HRref} \cdot f_{limHum} \cdot f_{limHydXRB}$$

$$[eq. 23] \quad k_{HS} = k_{HSref} \cdot f_{limHum} \cdot f_{limHydXSB}$$

où f_{limHum} est la fonction de limitation de l'hydrolyse par l'humidité, égale à la fonction de limitation de la croissance par l'humidité [eq. 15], $f_{limHydXRB}$ la fonction de limitation de l'hydrolyse rapide par la disponibilité de l'azote et $f_{limHydXSB}$ la fonction de limitation de l'hydrolyse lente par la surface réactionnelle liée à la DCO.

$$f_{limHydXRB} = \frac{(NX_{RB}/NX_h)}{K_{XRB} + (NX_{RB}/NX_h)} \quad [\text{eq. 24}]$$

$$f_{limHydXSB} = \frac{(X_{SB}/X_h)}{K_{XSB} + (X_{SB}/X_h)} \quad [\text{eq. 25}]$$

où NX_{RB} et NX_h correspondent aux quantités d'azote dans la fraction rapidement biodégradable et dans la biomasse X_h (cf. 4.5.2) et K_{XRB} et K_{XSB} les constantes de demi saturation pour les hydrolyses des fractions X_{RB} et X_{SB} .

Les variations de stocks des différents pools de matière sont résumées dans le Tableau XII.

Tableau XII. Matrice de Petersen du module biodégradation de la matière organique (DCO)

Processus	Variables								Vitesse
	X_{RB}	X_{SB}	X_I	S_R	X_h	H_2O	CO_2	$O_{2,biofilm}$	
Hydrolyse rapide	-1			1					$k_{HR} \cdot X_{RB}$
Hydrolyse lente		-1		1					$k_{HS} \cdot X_{SB}$
Croissance microbienne				$\frac{-1}{Y_h}$	1	$\frac{Y_{H_2O_h}}{Y_h}$	$\frac{Y_{CO_2_h}}{Y_h}$	$\frac{-(1-Y_h)}{Y_h}$	$\mu_h \cdot X_h$
Décès microbien	$1 - f_{I,aero}$		$f_{I,aero}$		-1				$b_h \cdot X_h$

4.4. Modules thermique et porosité

4.4.1 Objectifs de représentation et structure globale

Ces modules doivent représenter la dynamique d'entrée d'air dans l'andain, d'évaporation de l'eau sous forme gazeuse ainsi que la dynamique de température moyenne interne. Ces processus sont liés à la production de chaleur biologique, à la porosité de l'andain et aux échanges de chaleur entre l'air ambiant et l'andain de compostage. La phase gazeuse est considérée comme un mélange de gaz parfaits. Le bilan de chaleur est calculé à partir du modèle de dégradation de la matière organique (Figure 29), utilisant le flux de consommation de l'oxygène ($O_{2,biofilm}$) afin de calculer la production de chaleur biologique (H_{bio}). Cette chaleur est ensuite divisée en chaleur latente (H_{lat}) et chaleur sensible ($H_{sensbio}$). H_{lat} est utilisée pour calculer le flux d'émission de vapeur d'eau ($H_{2O_{vap}}$). $H_{sensbio}$ est utilisée pour

calculer le stockage de chaleur dans la matière à partir duquel sont déduites la cinétique de température interne (T_{int}) ainsi que les pertes de chaleurs convectives et conductives. Les pertes convectives ainsi que le flux d'entrée d' O_2 sont estimées pour le calcul du flux d'entrée d'air sec (Q_{air}). Ce flux est estimé par « l'effet cheminée », à partir de la différence entre la température extérieure (T_{ext}) et la température interne (T_{int}). Ce flux est influencé par la perméabilité (K), l'humidité et l'hétérogénéité (ρ_{effO_2}) de l'andain ainsi que par les pertes conductives (U). Cette méthode de calcul a permis de représenter l'aération naturelle du système (andain) se déroulant lors du compostage à la ferme. Le modèle ayant un pas de temps horaire, les flux de chaleur sont calculés en $J h^{-1}$.

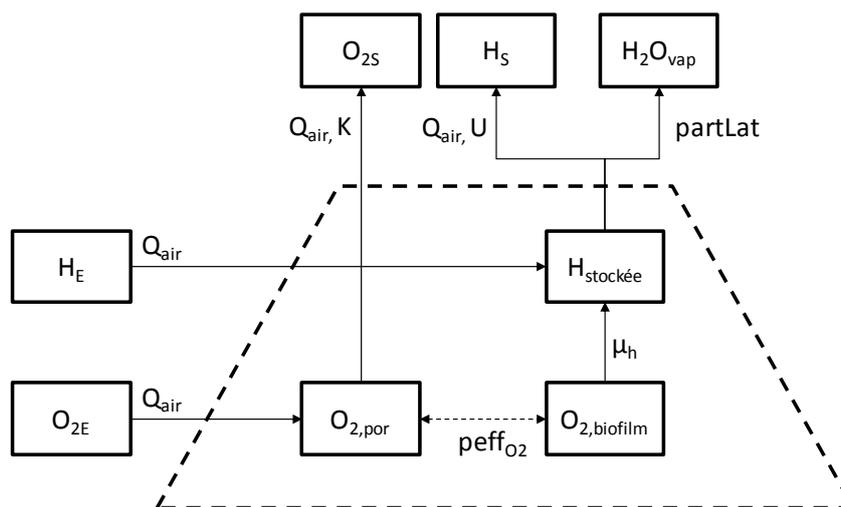


Figure 29. Structure globale des modules thermique et porosité

4.4.2 Equations des modules thermique et porosité

Contrairement au module biodégradation qui s'appuie sur des publications existantes en matière de modélisation, les modules thermique et porosité ne font pas appel à la bibliographie pour la représentation globale des échanges au sein du tas de compost. Ils s'appuient sur les connaissances générales de thermodynamique mobilisés par Haug (1993). Nous n'avons pas trouvé dans la littérature des représentations telles que celles proposées ici, pour les échanges thermiques et la diffusion d'oxygène. Celle proposée par Barrington et al. (2003) est basée sur quelques hypothèses simplificatrices : la diffusion gazeuse peut être négligée en regard de la convection naturelle ; il existe une vitesse d'air unique traversant le tas (apparent air velocity) qui dépend d'un gradient entre la température extérieure et la température intérieure. Souloumiac and Itier (1989) montrent l'importance de prendre en

compte la vapeur d'eau dans les phénomènes de tirage naturel pour les systèmes biologiques en raison de la part importante de chaleur émise sous forme de vapeur d'eau. En reprenant les travaux de Emswiler (1926), ils montrent que le renouvellement d'air dépend de l'écart de température virtuelle (Queney, 1974) et de la géométrie du système. Nous nous sommes basés sur cette approche simple à calibrer.

4.4.2.1 Production de chaleur biologique et vaporisation de l'eau

Le flux de production de chaleur biologique (H_{bio} , en $J\ kg^{-1}\ MOI$) est lié à la consommation de DCO par la constante HcO_2 (en $J\ kg^{-1}\ DCO$ consommée) :

$$[eq. 26] \quad \left(\frac{dH_{bio}}{dt} \right)_P = -r_{O_2, biofilm} \cdot HcO_2 = \frac{(1-Y_h)}{Y_h} \cdot HcO_2 \cdot \left(\frac{dX_h}{dt} \right)_C$$

La chaleur biologique produite est découplée en chaleur latente (H_{lat} , en $J\ kg^{-1}\ MOI$) et en chaleur sensible ($H_{sensbio}$) par le paramètre $partLat$, qui détermine la proportion de chaleur latente produite par rapport à la chaleur biologique totale produite. Pour simplifier, on considère que la chaleur latente est uniquement issue de la chaleur biologique produite.

$$[eq. 27] \quad \left(\frac{dH_{bio}}{dt} \right)_P = \left(\frac{dH_{lat}}{dt} \right)_P + \left(\frac{dH_{sensbio}}{dt} \right)_P$$

$$[eq. 28] \quad \left(\frac{dH_{lat}}{dt} \right)_P = partLat \cdot \left(\frac{dH_{bio}}{dt} \right)_P$$

$$[eq. 29] \quad \left(\frac{dH_{sensbio}}{dt} \right)_P = (1 - partLat) \cdot \left(\frac{dH_{bio}}{dt} \right)_P$$

La chaleur latente produite est perdue par évaporation de l'eau :

$$[eq. 30] \quad \frac{dH_2O_{vap}}{dt} = \frac{\left(\frac{dH_{lat}}{dt} \right)_P}{L_V} = \frac{1}{L_V} \cdot partLat \cdot HcO_2 \cdot \frac{1-Y_h}{Y_h} \cdot \left(\frac{dX_h}{dt} \right)_C$$

où L_V est la chaleur latente de vaporisation de l'eau (en $J\ kg^{-1}\ H_2O$). La proportion $partLat$ est déterminée en fonction de la teneur en eau de l'andain et d'un paramètre $pH_2O_{liée}$ représentant la capacité du tas à retenir l'eau par capillarité ou pression osmotique :

[eq. 31]

$$partLat = \max \left\{ \min \left\{ \begin{array}{l} partLat_{min} \\ partLat_{min} + \left(\frac{partLat_{max} \cdot pH_2O_{liée} - partLat_{min}}{H_2 - H_1} \right) \cdot (H_2 - H_1) \end{array} \right. \right\}$$

La part maximale de chaleur latente est adaptée aux conditions initiales de compostage par le paramètre $pH_2O_{liée}$. Cette représentation a été déterminée à partir de l'étude du jeu de données obtenu dans la halle expérimentale (cf. 2.2) en considérant les tas I, J, K et L (expérimentation porosité). La Figure 30 schématise l'expression de cette variable et indique la signification des paramètres H_1 , H_2 , $partLat_{min}$ et $partLat_{max}$.

On considère deux humidités seuils H_1 et H_2 entre lesquelles le partage $partLat$ augmente linéairement. Pour une humidité de l'andain inférieure à H_1 , le partage $partLat$ est à sa valeur minimale, tandis que pour une humidité supérieure à H_2 , $partLat$ est à sa valeur maximale. Les deux humidités seuils H_1 et H_2 sont identiques à celles déterminant l'activité biologique ([eq. 19]) pour réduire le nombre de paramètres.

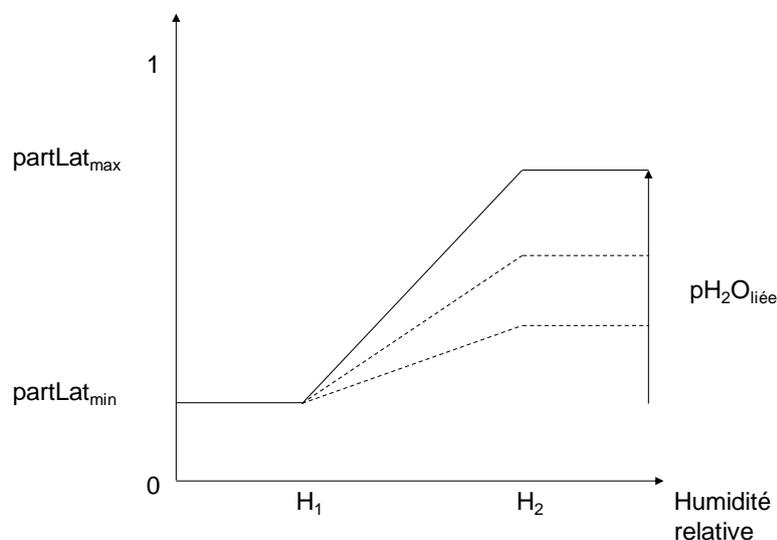


Figure 30. Représentation du partage $partLat$ de chaleur biologique entre la chaleur latente et la chaleur sensible

On définit la température en haut du tas T_{haut} comme la température de l'air en sortie de l'andain. On émet l'hypothèse que l'humidité relative de cet air, pH_2O_{sat} , est 90% car l'eau du tas n'est pas complètement libre. Lorsque la température à cœur est supérieure à la température de sortie de l'air, on peut observer de l'eau condensant sur les parois de la porosité de l'andain.

4.4.2.2 Equilibre thermique et bilan de chaleur sensible

La variation de la température (accumulation ou perte de chaleur) est liée à la chaleur apportée par l'air entrant, à la chaleur biologique produite par la dégradation aérobie, ainsi qu'à la chaleur perdue par l'air sortant, par la vaporisation de l'eau et par conduction. Le bilan de chaleur sensible s'écrit donc de la manière suivante :

$$[\text{eq. 32}] \quad \frac{d(MB \cdot C_p \cdot T_{int})}{dt} = Q_{air} \cdot (H_E - H_S) + UA(T_{int} - T_{ext}) + \frac{d(H_{sensbio})}{dt}$$

où MB est la masse brute (en kg), C_p la capacité calorifique du substrat (en $J \text{ kg}^{-1} \text{ MB K}^{-1}$), T_{int} la température à cœur de l'andain (en $^{\circ}\text{C}$), Q_{air} le débit d'air sec entrant et sortant de l'andain (en $\text{kg d'air sec h}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ MOI}$; le calcul est présenté au paragraphe suivant), H_E et H_S les flux de chaleur sensible respectivement apporté par l'air entrant et perdu par l'air sortant de l'andain (en $J \text{ kg}^{-1} \text{ d'air sec}$), U le coefficient global d'échange de chaleur (en $J \text{ h}^{-1} \text{ K}^{-1} \text{ m}^2$), A la surface d'échange entre l'andain et l'atmosphère (en m^2), T_{ext} la température de l'air extérieur et $H_{sensbio}$ la chaleur biologique sensible (en $J \text{ kg}^{-1} \text{ MOI}$).

On définit les flux de chaleurs sensibles entrant et sortant de l'andain, respectivement notés dHE/dt et dHS/dt (en $J \text{ h}^{-1}$), par les équations suivantes :

$$[\text{eq. 33}] \quad \frac{dHE}{dt} = Q_{air} \cdot H_E + \frac{dH_{sensbio}}{dt} \cdot (1 - partLat)$$

$$[\text{eq. 34}] \quad \frac{dHS}{dt} = Q_{air} \cdot H_S + U \cdot A \cdot (T_{int} - T_{ext})$$

Avec

$$[\text{eq. 35}] \quad H_E = C_a \cdot T_{ext}; \quad H_S = C_a \cdot T_{int}$$

où C_a est la capacité calorifique de l'air sec (en $J\ kg^{-1}\ air\ sec\ K^{-1}$). On en déduit le flux de chaleur stockée H_{st} (en $J\ h^{-1}$), permettant de calculer les variations de température au sein de l'andain :

$$[eq. 36] \quad \frac{dH_{st}}{dt} = \frac{dHE}{dt} - \frac{dHS}{dt}$$

Le bilan thermique s'écrit donc :

$$[eq. 37] \quad \frac{d(MB \cdot C_p \cdot T_{int})}{dt} = \frac{dH_{st}}{dt}$$

d'où :

$$[eq. 38] \quad \frac{dT_{int}}{dt} = \frac{\frac{dHE}{dt} - \frac{dHS}{dt} - \frac{dMB}{dt} \cdot C_p \cdot T_{int} - MB \cdot T_{int} \cdot \frac{dC_p}{dt}}{MB \cdot C_p}$$

Afin de calculer les variations de température, il est nécessaire de connaître la variation de la masse brute et de la capacité calorifique du substrat. La variation de la masse brute est décrite au paragraphe 4.6. La capacité calorifique du substrat varie en fonction de la teneur en eau base sèche (tH_2O_{db}) et de la teneur en matière minérale, tMM (Agnew and Leonard, 2003), par la relation suivante :

$$[eq. 39] \quad C_p = 1,48 - 0,64 \cdot tMM + C_l \cdot tH_2O_{db}$$

Avec

$$[eq. 40] \quad tH_2O_{db} = \frac{H_2O}{MS}$$

où C_l est la capacité calorifique de l'eau liquide (en $J\ kg^{-1}\ H_2O\ K^{-1}$) et tMM la teneur en matière minérale (en $kg\ MM\ kg^{-1}\ MS$). tH_2O_{db} est calculée à partir du bilan massique (cf. 4.6). Pour calculer la variation de la teneur en MM, il est nécessaire de calculer la perte de MO. A partir des données expérimentales, on relie les pertes de MO aux pertes de MS :

$$[eq. 41] \quad tMM = tMS - tMO$$

$$[eq. 42] \quad t_{MO} = \frac{MO}{MB} ; \quad t_{MS} = \frac{MS}{MB}$$

$$[eq. 43] \quad \frac{dMO}{dt} = pMO_{perte} \cdot \frac{dMS}{dt}$$

où pMO_{perte} est le coefficient de proportionnalité des pertes de matière organique en fonction de la perte de MS. La perte de MS est elle-même calculée à partir des émissions de CO₂ et de la production d'eau métabolique (cf §4.6)

4.4.2.3 Calcul du débit d'air

Lors du compostage en andain aéré passivement, l'aération et la sortie d'air augmentent avec la température au cœur de l'andain. La densité de l'air présent dans la porosité diminue en s'échauffant et entraîne ainsi une perte convective qui crée une dépression au sein de la phase gaz de l'andain. Cette dépression produit une entrée d'air froid par aspiration préférentiellement dans la partie basse de l'andain (« effet cheminée » ou tirage thermique). Ces calculs se basent sur les équations développées par Robin et al. (1997) inspirées de Souloumiac and Itier (1989), pour calculer le renouvellement d'air automatique en bâtiment d'élevage lié à la production de chaleur animale. Le débit d'air est exprimé en kg air sec h⁻¹ kg⁻¹ MOI. Il est estimé à partir de la température T_{int} et de la température calculée pour le haut du tas T_{haut} afin de prendre en compte l'hétérogénéité de la température dans l'andain. Cette représentation constitue le meilleur compromis pour calculer la cinétique de température interne pour la phase de montée en température puis pour la phase de décroissance.

$$[eq. 44] \quad Q_{air} = K \cdot \frac{1}{2} \cdot \left(\sqrt{\frac{T_{Vint} - T_{Vext}}{T_{Vint}}} + \sqrt{\frac{T_{Vhaut} - T_{Vext}}{T_{Vhaut}}} \right)$$

où K est le coefficient de perméabilité de la matière, T_{Vint} , T_{Vhaut} et T_{Vext} sont les températures virtuelles respectives de l'andain et de l'air ambiant (en K). La température virtuelle est la température que devrait avoir l'air sec pour qu'il ait la même masse volumique que l'air humide : le bilan d'air est calculé sur l'air sec, permettant ainsi de s'affranchir des variations de volume liées aux changements de température et de composition de l'air.

$$[eq. 45] \quad T_{Vint} = (T_{int} + 273,15) \cdot (1 + 0,608 \cdot HA_{int})$$

où HA_{int} est l'humidité absolue de l'air intérieur (en kg H₂O kg⁻¹ air sec). Il est donc nécessaire de connaître l'humidité absolue de l'air de la phase gaz de l'andain, calculée à partir de la pression partielle de la vapeur d'eau :

$$[eq. 46] \quad HA_{int} = 0,622 \cdot \frac{P_{vapint}}{P_{atm} - P_{vapint}}$$

P_{vapint} (en Pa) est calculée à partir de l'hypothèse d'un air sortant à 90% d'humidité (pH_2O_{sat}).

$$[eq. 47] \quad P_{vapint} = P_{vapsat}(T_{int}) \cdot pH_2O_{sat}$$

La pression de vapeur saturante à la température T_{int} est calculée par la formule de Tetens (Barenburg, 1974):

$$[eq. 48] \quad P_{vapsat}(T_{int}) = 610,78 \cdot 10^{(7,5 \cdot \frac{T_{int}}{237,3 + T_{int}})}$$

Les équations [eq. 45] à [eq. 48] mises en œuvre pour le calcul de T_{Vint} sont appliquées de façon similaire au calcul de T_{Vhaut} et T_{Vext} . Pour cette dernière, on utilise l'humidité de l'air extérieur observée.

Le coefficient de perméabilité (K) est déterminé par un coefficient de perméabilité maximal (K_{max}), régulé par la porosité θ .

$$[eq. 49] \quad \frac{K}{K_{max}} = \text{si} \left\{ \begin{array}{ll} \theta < \theta_{LB} ; & \frac{K_{min}}{K_{max}} \\ \theta < \theta_{LH} ; & 1 - \frac{K_{min}}{K_{max}} \\ \theta > \theta_{LH} ; & \frac{K_{max}}{\theta_{LH} - \theta_{LB}} \cdot (\theta - \theta_{LB}) + \frac{K_{min}}{K_{max}} \\ & 1 \end{array} \right.$$

où θ_{LB} et θ_{LH} sont des seuils de porosité correspondant aux perméabilités minimale et maximale de l'andain. La Figure 31 représente l'évolution du coefficient de perméabilité en fonction de la porosité.

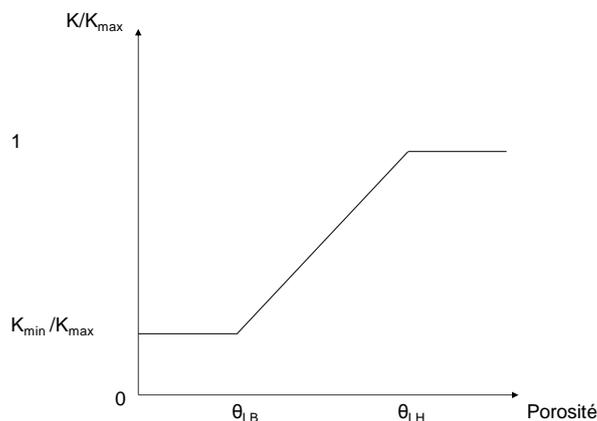


Figure 31. Représentation du paramètre de perméabilité K

4.4.2.4 Porosité et volumes d'eau, d'air et de MS

La porosité est définie comme le ratio de volume d'air dans le volume total :

$$\theta = \frac{V_{air}}{V_T}$$

[eq. 50]

où V_{air} est le volume d'air et V_T le volume total de l'andain (en m^3). Le volume d'air est calculé par bilan de volume :

$$V_{air} = V_T - V_{H_2O} - V_{MS}$$

[eq. 51]

où V_{H_2O} et V_{MS} sont respectivement les volumes d'eau et de matières sèches contenues dans l'andain (en m^3). Ils sont déterminés à partir des masses volumiques de l'eau et de la matière sèche :

$$V_{H_2O} = \frac{H_2O}{\rho_{H_2O}}$$

[eq. 52]

$$V_{MS} = \frac{MS}{\rho_{MS}}$$

[eq. 53]

où H_2O et MS sont respectivement les quantités totales d'eau et de matières sèches dans l'andain (en kg H_2O et kg MS), et ρ_{H_2O} et ρ_{MS} sont respectivement les masses volumiques de l'eau et de la matière sèche (en $kgH_2O\ m^{-3}$ et $kgMS\ m^{-3}$).

Le volume total est donc calculé à partir d'un paramètre d'affaissement p_{aff} caractéristique d'une condition de compostage, représentant la capacité du structurant à conserver le volume. La valeur du paramètre est calculée à partir des variations de volume et de densité de matière sèche observées :

$$[eq. 54] \quad p_{aff} = \left(\frac{V_i - V_f}{MS_i - MS_f} \right) \cdot d_{MS,i}$$

où V_i et V_f sont les volumes initial et final de l'andain (en m^3), MS_i et MS_f les quantités initiale et finale de matière sèche (en $kgMS$; N.B. : on note MS_i la masse de matière sèche initiale dans les unités) et $d_{MS,i}$ la densité de matière sèche initiale de l'andain (en $kgMS\ m^{-3}$).

La perte de volume n'est pas nécessairement proportionnelle à la perte de MS . La perte de MS peut se traduire par une création de porosité à l'intérieur du tas ou par une diminution du volume total de l'andain et par une perte de porosité. Dans le premier cas, la perte de volume total est inférieure à la perte de MS ($p_{aff} < 1$). Dans le second cas, la perte de volume total peut être supérieure à la perte de MS ($p_{aff} > 1$).

$$[eq. 55] \quad \frac{dV_T}{dt} = \frac{dMS}{dt} \cdot \frac{p_{aff}}{d_{MS}}$$

où d_{MS} est la densité de matière sèche de l'andain (en $kg\ MS\ m^{-3}$ d'andain).

4.4.2.5 Oxygénation

L'oxygène dans l'andain est apporté par le débit d'air. Le bilan d'oxygène est calculé sur une quantité d'oxygène $O_{2,biofilm}$ diffusant dans le biofilm.

$$[eq. 56] \quad \frac{dO_{2,biofilm}}{dt} = FO_{2E} - FO_{2S}$$

où FO_{2E} et FO_{2S} sont respectivement les flux d'entrée et de sortie d'oxygène dans le biofilm (en kg DCO kg⁻¹ MOI h⁻¹) calculés à partir du débit d'air :

$$[eq. 57] \quad FO_{2E} = Q_{air} \cdot \frac{M_{O_2} \cdot pO_{2atm}}{\rho_{air} \cdot V_{m,GP}} \cdot peff_{O_2}$$

où M_{O_2} est la masse molaire de l'oxygène (en g mol⁻¹), pO_{2atm} la concentration d'O₂ dans l'atmosphère (en % du volume d'air), ρ_{air} la masse volumique de l'air (en kg d'air sec m⁻³), $V_{m,GP}$ le volume molaire des gaz parfaits (en L mol⁻¹) et $peff_{O_2}$ un paramètre d'efficacité de diffusion de l'oxygène dans le biofilm (en %), à caler en fonction de la situation de compostage. Il correspond à la part d'oxygène apporté par le débit d'air disponible pour les croissances microbiennes. Il prend en compte l'impact de l'hétérogénéité de la distribution de la porosité et de l'humidité dans l'andain. Il pourrait être modulé au cours du temps pour tenir compte des effets de la température sur les équilibres oxygène dissous/oxygène gazeux.

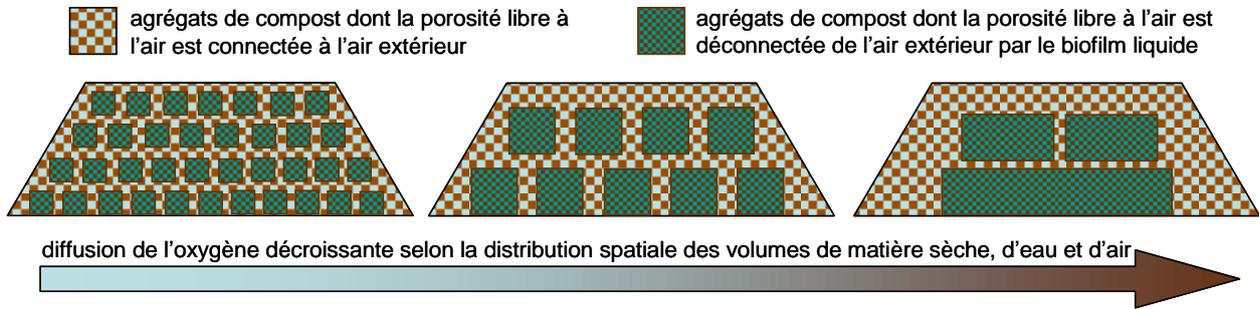


Figure 32. Représentation du paramètre d'efficacité de diffusion de l'oxygène dans le biofilm ($peff_{O_2}$) ; ce paramètre représente la diminution de la diffusion gazeuse au sein d'un andain lorsque l'on passe d'une distribution homogène de la porosité connectée à l'air extérieur à une distribution hétérogène avec une taille croissante des agrégats dont le biofilm est déconnecté de l'air extérieur.

Le flux total de sortie d'oxygène ([eq. 58]) est lié à la consommation d'oxygène ($rO_{2,biofilm}$) par la biomasse hétérotrophe, aux pertes convectives ($F_{O_2,conv}$) et à la variation du volume d'air dans l'andain suite aux pertes de volume total ($F_{O_2,SdVair}$) :

$$[eq. 58] \quad FO_{2S} = rO_{2,biofilm} + F_{O_2,conv} + F_{O_2,SdVair}$$

$$[eq. 59] \quad F_{O_2,SdVair} = \frac{M_{O_2}}{V_{m,GP}} \cdot \left(\frac{dV_{air}}{dt} \cdot O_{2,biofilm} + \frac{dO_{2,biofilm}}{dt} \cdot V_{air} \right)$$

$$[eq. 60] \quad FO_{2,conv} = Q_{air} \cdot \frac{M_{O_2} \cdot pO_{2int}}{\rho_{air} \cdot V_{m,GP}} \cdot peff_{O_2}$$

4.5. Module azote

4.5.1 Objectifs et structure globale du module

Le module doit représenter la dynamique d'organisation de l'azote par la biomasse microbienne, la production d'azote minéral (NH_4^+), la volatilisation d'azote ammoniacal (NH_3) ainsi que la nitrification et la dénitrification aboutissant à la production de nitrates (NO_3^-) ainsi qu'à l'émission de protoxyde d'azote (N_2O) et d'azote moléculaire (N_2).

L'azote initial est fractionné selon le même principe de fractionnement que celui de la DCO. Les fractions rapidement et lentement biodégradables contiennent les quantités respectives NX_{RB} et NX_{SB} d'azote, tandis que la fraction inerte contient la quantité NX_I d'azote. Les hydrolyses des deux fractions biodégradables produisent de l'azote disponible (N_{av}) dont le stock diminue avec la croissance microbienne, la volatilisation d'ammoniac et la nitrification.

Nous faisons l'hypothèse que cet azote contient à la fois de l'azote organique ainsi que de l'ammonium (NH_4^+) et de l'ammoniac dissous en équilibre avec l'azote ammoniacal dans la phase gaz de l'andain ($NH_{3,g}$). L'émission d'ammoniac dans l'atmosphère (NH_3) est ensuite calculée à partir du débit d'air sortant.

N_{av} est consommé par la biomasse hétérotrophe. L'azote contenu dans X_h (NX_h) est recyclé lors du décès microbien en azote inerte et en azote rapidement biodégradable.

Nous considérons une biomasse autotrophe (NX_a) dont la croissance s'effectue également à partir de N_{av} . La biomasse de microorganismes autotrophes est nettement inférieure à celle des hétérotrophes dans les matières organiques en décomposition. Nous négligeons donc les flux de consommation d'oxygène et d'organisation de la MO par cette biomasse afin de simplifier la représentation et la calibration du modèle. Elle n'a donc pas été intégrée au module biodégradation. La biomasse autotrophe NX_a décroît à une vitesse de décès spécifique b_a , réalimentant les compartiments d'azote rapidement biodégradable et d'azote inerte. La croissance de NX_a sur N_{av} produit des nitrates (NO_3) avec un rendement de production

spécifique Y_{NO_3} . L'émission de N_2O à partir de ce flux de nitrification est calculée à partir d'un facteur d'émission pN_2O_{nit} . Nous faisons l'hypothèse que la biomasse de microorganismes dénitrifiant, ainsi que le stock de carbone biodégradable disponible pour cette biomasse ne sont pas des facteurs limitant. Seuls le stock de nitrates et la température limitent ce processus. Finalement, pour réduire le nombre de paramètres du modèle, nous négligeons les processus de fixation de N_2 et N_2O (les émissions nettes de N_2 et N_2O sont représentées et non les flux bruts d'émission et de fixation), la réduction chimique de NO_3^- et la consommation de NO_3^- par la biomasse, les effluents d'élevage étant riches en azote. La structure globale du module est représentée par la Figure 33.

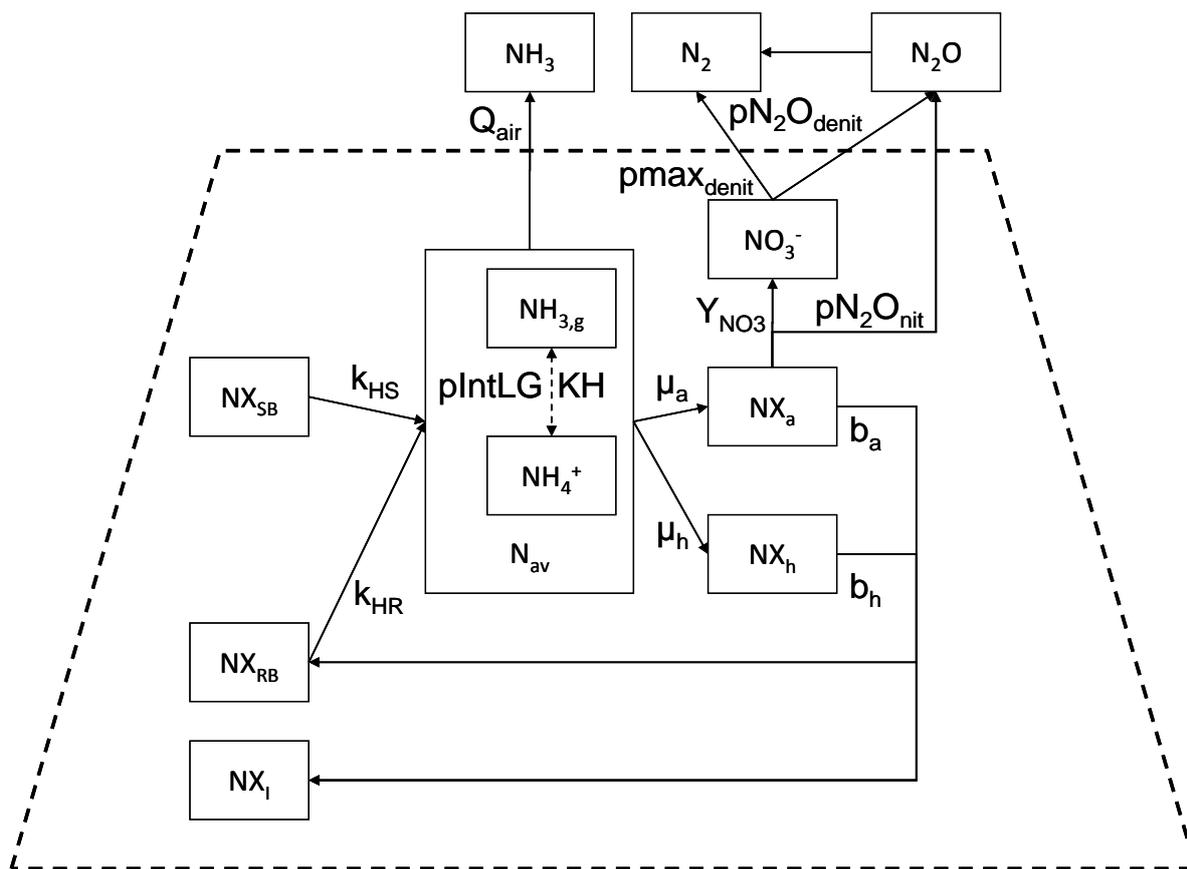


Figure 33. Structure globale du module azote

4.5.2 Equations du module

4.5.2.1 Croissances microbiennes

Les compartiments d'azote sont exprimés en kg N kg^{-1} MOI. Chaque fraction de matière biodégradable est caractérisée par un ratio azote sur DCO. Ces ratios sont fixes pour l'azote inerte ainsi que pour la biomasse hétérotrophe. L'azote inerte produit est caractérisée par un ratio tN_{X_I} de $0,08 \text{ kg N kg}^{-1}$ DCO (ASM3, Gujer et al., 1999), identique à celui de la biomasse hétérotrophe tN_{X_h} , choisi en se basant sur une composition théorique de la biomasse $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$.

La dynamique de l'azote dans la biomasse microbienne hétérotrophe, notée NX_h , est proportionnelle à sa teneur en azote. Elle est donc exprimée par l'équation [eq. 61].

$$\text{[eq. 61]} \quad \frac{dNX_h}{dt} = (\mu_h \cdot X_h - b_h \cdot X_h) \cdot tN_{X_h}$$

où X_h , μ_h et b_h caractérisent la croissance et le décès de la biomasse hétérotrophe et ont été définis avec les équations de biodégradation (paragraphe 4.3.2).

Comme nous négligeons l'impact de la biomasse autotrophe sur la stabilisation de la MO, celle-ci n'est caractérisée que par sa quantité d'azote [eq. 62], sans équivalent sous forme de DCO.

$$\text{[eq. 62]} \quad \frac{dNX_a}{dt} = (\mu_a \cdot NX_a - b_a \cdot NX_a)$$

où μ_a est le taux de croissance spécifique de la biomasse autotrophe (h^{-1}) et b_a son taux de décès (h^{-1}).

La production de nitrates (en $\text{kg N-NO}_3 \text{ h}^{-1}$) est associée à la croissance de la biomasse autotrophe à travers un rendement :

$$\text{[eq. 63]} \quad \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_P = Y_{NO_3} \cdot (\mu_a \cdot NX_a)$$

où Y_{NO_3} est le rendement spécifique de la production de nitrates sur le substrat N_{av} (en kg N kg^{-1} N consommée). Une part de ce flux, notée pN_2O_{nit} , est émise sous forme de N_2O dont une fraction peut être dénitrifiée en N_2 . Le reste alimente le stock de nitrates.

La croissance de la biomasse autotrophe à partir du substrat soluble N_{av} est représentée par la cinétique de Monod (1949). Cette représentation se base en partie sur les équations du modèle NEMIS (Hénault and Germon, 2000). Le taux de croissance spécifique μ_a s'écrit donc selon l'équation suivante :

$$[\text{eq. 64}] \quad \mu_a = \mu_{amax} \cdot f_{limTnit} \cdot f_{limO_2a} \cdot f_{limHum} \cdot f_{limNav}$$

où μ_{amax} est le taux spécifique maximal de la croissance de la biomasse autotrophe (h^{-1}). Les fonctions de limitation de la croissance f_{limHum} , fonction de limitation par la teneur en eau de l'andain et f_{limNav} , fonction de limitation par la concentration en azote disponible, ont été définies avec les équations de biodégradation pour la croissance hétérotrophe (paragraphe 4.3.2). Les fonctions de limitation pour la température ($f_{limTnit}$) et pour la concentration en oxygène dans le biofilm (f_{limO_2a}) sont spécifiques de la croissance autotrophe afin de représenter correctement les cinétiques d'émission de N_2O et NH_3 .

La nitrification est caractérisée par des températures minimale, optimale et maximale respectivement notées T_{minnit} , T_{optnit} et T_{maxnit} . La température à cœur T_{int} peut être trop élevée pour permettre la nitrification alors que l'on observe des émissions de N_2O durant la phase thermophile. Nous avons fait l'hypothèse que la nitrification était possible en surface du tas lorsque la température à cœur l'inhibait. La limitation par la température est donc calculée en définissant une température T_{innit} . Le calcul de cette variable en incluant la température à cœur ou la température de sortie d'air n'a pas apporté d'amélioration significative. Elle est donc simplement égale à la température extérieure T_{ext} en attendant d'avoir des observations permettant une modélisation plus précise [eq. 65]. Cette température T_{innit} sert au calcul de la fonction de limitation de la nitrification par la température [eq. 66] et plus loin au calcul de la dénitrification (cf. [eq. 79]).

$$[\text{eq. 65}] \quad T_{innit} = T_{ext}$$

$$[\text{eq. 66}] \quad \text{Si } T_{innit} \geq T_{maxnit} \text{ ou } T_{innit} \leq T_{minnit}; f_{limTnit} = 0; \text{ Sinon:}$$

$$f_{limTnit} = \frac{(T_{intnit} - T_{maxnit}) \cdot (T_{intnit} - T_{minnit})^2}{(T_{optnit} - T_{minnit}) \cdot ((T_{optnit} - T_{minnit}) \cdot (T_{intnit} - T_{optnit}) - (T_{optnit} - T_{maxnit}) \cdot (T_{optnit} + T_{minnit} - 2T_{intnit}))}$$

La fonction de limitation de la croissance autotrophe par la concentration en oxygène s'écrit :

$$[eq. 67] \quad f_{limO2a} = \frac{pO_{2int}}{pO_{2int} + K_{O2a}}$$

où K_{O2a} est la constante de demi-saturation en oxygène pour la biomasse autotrophe.

Le décès de la biomasse hétérotrophe est calculé à partir de sa fraction DCO. Le flux d'azote issu du décès hétérotrophe est donc proportionnel à la teneur en azote de la biomasse hétérotrophe. Il s'écrit :

$$[eq. 68] \quad \left(\frac{dNX_h}{dt} \right)_D = -(b_h \cdot X_h) \cdot tN_{Xh}$$

La part de décès de la biomasse hétérotrophe qui alimente la quantité d'azote dans la MO inerte dépend de la teneur en azote de la MO inerte produite, tN_{XI} , et de la proportion de matériel cellulaire qui alimente la MO inerte $f_{I,aéro}$. Le reste est affecté à l'azote de la MO rapidement hydrolysable NX_{RB} .

Le décès de la biomasse autotrophe produit uniquement de l'azote. Il s'écrit :

$$[eq. 69] \quad \left(\frac{dNX_a}{dt} \right)_D = -b_a \cdot NX_a$$

La répartition de l'azote issu du décès de la biomasse autotrophe entre la MO inerte et la MO facilement hydrolysable est calculée dans les mêmes proportions que pour la biomasse hétérotrophe afin de limiter le nombre de paramètres.

Les compartiments d'azote biodégradables sont hydrolysés avec les mêmes vitesses d'hydrolyses k_{HS} et k_{HR} que pour la DCO produisant de l'azote disponible pour la croissance N_{av} .

L'azote rapidement biodégradable, comme l'azote inerte, est alimenté par le décès cellulaire des biomasses hétérotrophes et autotrophes (respectivement notés $\left(\frac{dNX_h}{dt}\right)_D$ et $\left(\frac{dNX_a}{dt}\right)_D$, en kg N kg⁻¹ MOI h⁻¹). La fraction d'azote issue du décès hétérotrophe réalimentant NX_{RB} est liée à la teneur tN_{XI} de la DCO inerte produite, teneur liée à la composition du matériel cellulaire produit dans le tas et qui peut être différente de la teneur en azote de la DCO inerte initiale.

$$[\text{eq. 70}] \quad \frac{dNX_{SB}}{dt} = -k_{HS} \cdot NX_{SB}$$

$$[\text{eq. 71}] \quad \frac{dNX_{RB}}{dt} = -k_{HR} \cdot NX_{RB} - \left[\left(\frac{dNX_h}{dt}\right)_D + \left(\frac{dNX_a}{dt}\right)_D + \frac{dNX_i}{dt} \right]$$

$$[\text{eq. 72}] \quad \frac{dNX_i}{dt} = \left[(b_h \cdot X_h) \cdot f_{I, \text{aero}} \cdot tN_{XI} \right] \cdot \left[1 + \frac{\left(\frac{dNX_a}{dt}\right)_D}{\left(\frac{dNX_h}{dt}\right)_D} \right]$$

où le premier terme de l'équation représente la quantité d'azote inerte produite lors du décès de la biomasse hétérotrophe et le deuxième terme représente la quantité d'azote inerte produite lors du décès de la biomasse autotrophe.

On en déduit l'évolution du stock d'azote réduit disponible pour la croissance N_{av} :

$$[\text{eq. 73}] \quad \frac{dN_{av}}{dt} = \left[k_{HR} \cdot NX_{RB} + k_{HS} \cdot NX_{SB} \right] - \left[(\mu_h \cdot X_h) \cdot tN_{Xh} + (\mu_a \cdot NX_a) \cdot (1 + Y_{NO3}) \right]$$

où k_{HR} et k_{HS} sont respectivement les constantes d'hydrolyses rapide et lente (en h⁻¹), NX_{RB} et NX_{SB} sont respectivement les quantités d'azote dans les fractions rapidement et lentement biodégradables (en kg N), μ_h et μ_a sont respectivement les taux de croissance des biomasses

hétérotrophes et autotrophes (en h^{-1}), $X_h \cdot tN_{Xh}$ et NX_a les quantités d'azote respectives dans ces deux biomasses (en kg N) et Y_{NO_3} est le rendement spécifique de la production de nitrates sur le substrat N_{av} (en kg N kg^{-1} N consommée).

4.5.2.2 Emission ammoniacale

La volatilisation ammoniacale est calculée à partir de l'ammoniac gazeux de l'andain ($NH_{3,g}$) inclus dans le compartiment d'azote disponible N_{av} . Pour simplifier la représentation du processus, nous considérons une quantité d'azote sous forme d'ammonium dissous ou adsorbé sur la matière organique, notée NH_4^+ , équivalente à 90% de N_{av} , valeur moyenne qui correspond à la fraction de NH_4^+ dans l'azote soluble observée dans les expérimentations.

A partir de cette quantité d'azote ammoniacal dans la phase liquide, la quantité d'azote ammoniacal dans la phase gazeuse de l'andain ($NH_{3,g}$) est calculée par la relation suivante :

$$[eq. 74] \quad NH_{3,g} = NH_4^+ \cdot KH \cdot \frac{pIntLG}{Rgp \cdot T_s}$$

où KH est la constante de Henry (en $atm.L.mol^{-1}$), $pIntLG$ un paramètre d'échange entre NH_4^+ de la phase liquide et $NH_{3,g}$, Rgp la constante des gaz parfaits et T_s la température de surface (température extérieure, en K). Le paramètre $pIntLG$ englobe les effets du pH et des autres paramètres intervenant sur la volatilisation ammoniacale (surface d'échange et coefficient d'échange entre la phase gaz et la phase liquide). L'évolution du pH, hétérogène au sein de l'andain, étant très difficile à paramétrer et calibrer avec nos données expérimentales, nous avons choisi d'utiliser un unique paramètre afin de simplifier la représentation quitte à diminuer la précision de prédiction. La constante de Henry est calculée en fonction de la température de l'air sortant, comme proposé par Sommer et al. (2006) :

$$[eq. 75] \quad KH = \exp(160.559 - 8621.06/T_s - 25.6767 \cdot \ln(T_s) + 0.035388 \cdot T_s)$$

La quantité d'azote volatilisé est ensuite calculée à partir du débit d'air sortant Q_{air} . Dans le cas des effluents d'élevage, on constate une diminution de l'émission ammoniacale avec les produits secs, liée possiblement à une adsorption sur la matière sèche. Cette diminution peut être représentée dans le cas des composts par une réduction de la surface de liquide émettrice d'ammoniac. Nous avons donc ajouté la fonction de limitation de la volatilisation ammoniacale par l'humidité f_{limHum} [eq. 76].

$$[\text{eq. 76}] \quad \frac{dNH_3}{dt} = \frac{Q_{air} \cdot NH_{3g}}{\rho_{airsec} \cdot V_{air}} \cdot f_{limHum}$$

4.5.2.3 Dénitrification et émissions de N_2 et N_2O

Les émissions de N_2O par nitrification et dénitrification et les émissions de N_2 par dénitrification sont représentées en s'inspirant du formalisme proposé par Hénault et al. (2005). On suppose que la consommation de nitrates par dénitrification, notée $(dNO_3/dt)_C$, est égale à l'émission de N_2 et N_2O . La dénitrification est calculée à partir d'une dénitrification potentielle ($pmax_{denit}$, émission maximale de N_2 et N_2O à partir du stock de nitrates, en $kg\ N-[N_2O+N_2]\ kg^{-1}\ N-NO_3\ h^{-1}$) diminuée par deux fonctions de limitation liées au stock de nitrates, f_{limNO_3} , et à la température, $f_{limTdenit}$. Le rôle de l'humidité (WFPS) a été retenu en tant que seuil permettant ou non de dénitrifier le N_2O produit par la nitrification et la dénitrification. En revanche, la prise en compte d'une fonction de limitation par l'humidité de l'andain (augmentation progressive de la consommation de nitrates quand WFPS augmente) est apparue superflue pour représenter les cinétiques d'émission de N_2O et la perte d'azote du bilan de masse.

$$[\text{eq. 77}] \quad \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_C = pmax_{denit} \cdot NO_3 \cdot f_{limNO_3} \cdot f_{limTdenit}$$

où NO_3 est le stock de nitrates dans l'andain ($g\ N-NO_3\ kg^{-1}\ MOI$). La fonction de limitation par le stock de nitrates s'écrit :

$$[\text{eq. 78}] \quad f_{limNO_3} = \frac{NO_3}{NO_3 + K_{NO_3} \cdot H_2O}$$

où K_{NO_3} est la constante de demi-saturation en nitrates pour la dénitrification (en $g\ N-NO_3\ m^{-3}\ eau$) et H_2O la quantité d'eau dans l'andain ($m^3\ eau\ kg^{-1}\ MOI$).

La fonction de limitation par la température est représentée par deux fonctions en Q10 choisies par rapport à un seuil T_{denit} (Hénault et al., 2005). Nous supposons que la dénitrification a lieu dans les mêmes sites que la nitrification et utilisons en conséquence la variable T_{inmit} pour la comparer à ce seuil. La fonction s'écrit :

$$f_{limTdenit} = \text{si} \left\{ \begin{array}{l} T_{intnit} < T_{denit} ; \exp \left[\frac{(T_{intnit} - T_{denit}) \cdot \ln(Q_{denit1}^{10}) - (20 - T_{denit}) \cdot \ln(Q_{denit2}^{10})}{10} \right] \\ T_{intnit} \geq T_{denit} ; \exp \left[\frac{(T_{intnit} - 20) \cdot \ln(Q_{denit2}^{10})}{10} \right] \end{array} \right\}$$

[eq. 79]

où T_{denit} , Q_{denit1}^{10} et Q_{denit2}^{10} sont les paramètres de cette fonction.

La répartition entre N_2O et N_2 est calculée en utilisant un paramètre de répartition pN_2O_{denit} . La conversion du N_2O émis par la nitrification en N_2 est conditionnée par un seuil de WFPS noté $pWFPS_{denit}$. L'émission de N_2O est calculée par :

[eq. 80]

$$\frac{dN_2O}{dt} = \text{si} \left\{ \begin{array}{l} WFPS < pWFPS_{denit} ; \left[pN_2O_{nit} \cdot \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_P \right] + \left[pN_2O_{denit} \cdot \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_C \right] \\ WFPS \geq pWFPS_{denit} ; \left[pN_2O_{denit} \cdot \left[pN_2O_{nit} \cdot \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_P \right] + \left[pN_2O_{denit} \cdot \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_C \right] \right] \end{array} \right\}$$

en conséquence, l'émission de N_2 est calculée par :

[eq. 81]

$$\frac{dN_2}{dt} = \text{si} \left\{ \begin{array}{l} WFPS < pWFPS_{denit} ; (1 - pN_2O_{denit}) \cdot \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_C \\ WFPS \geq pWFPS_{denit} ; (1 - pN_2O_{denit}) \cdot \left[pN_2O_{nit} \cdot \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_P \right] + (1 - pN_2O_{denit}) \cdot \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_C \end{array} \right\}$$

et le stock de nitrates par :

$$\frac{dNO_3}{dt} = \left(\frac{dNO_3}{dt} \right)_P - \frac{dN_2O}{dt} - \frac{dN_2}{dt}$$

[eq. 82]

Les variations de stocks des différents pools de matière sont résumées dans le Tableau XIII.

Tableau XIII. Matrice de Petersen du module azote

Processus	Variables										Vitesse
	NX_{RB}	NX_{SB}	NX_I	N_{av}	NX_h	NX_a	NO_3	NH_3	N_2O	N_2	
Hydrolyse rapide	-1			1							$k_{HR} \cdot NX_{RB}$
Hydrolyse lente		-1		1							$k_{HS} \cdot NX_{SB}$
Croissance hétérotrophe				$-tN_{Xh}$	tN_{Xh}						$\mu_h \cdot X_h$
Croissance autotrophe				$-1 - Y_{NO_3}$		1	$Y_{NO_3} \cdot (1 - pN_2O_{nit})$		$Y_{NO_3} \cdot pN_2O_{nit} \cdot pN_2O_{denit}$	$Y_{NO_3} \cdot pN_2O_{nit} \cdot (1 - pN_2O_{denit})$	$\mu_a \cdot NX_a$
Décès hétérotrophe	tN_{Xh}		$f_{I,aero}$		$-tN_{Xh}$						$b_h \cdot X_h$
	$-f_{I,aero} \cdot tN_{XI}$		$\cdot tN_{XI}$								
Décès autotrophe	$1 - \frac{f_{I,aero} \cdot tN_{XI}}{tN_{Xh}}$		$\frac{f_{I,aero} \cdot tN_{XI}}{tN_{Xh}}$			-1					$b_a \cdot NX_a$
Volatilisation ammoniacale				-1				1			(1)
Dénitrification							-1		pN_2O_{denit}	$1 - pN_2O_{denit}$	(2)

$$(1) \rho_{airsec} \cdot V_{air} \cdot \frac{Q_{air} \cdot f_{limHum}}{Rgp \cdot T_s} \cdot \frac{KH \cdot pIntLG}{(0.9 \cdot N_{av})}$$

$$(2) pmax_{denit} \cdot NO_3 \cdot f_{limNO3} \cdot f_{limTdenit}$$

4.6. Elaboration du compost final

Afin de prédire la composition du compost, nous déterminons le bilan massique de l'andain à partir des différents modules. Les principes d'évolution dynamique des masses sont représentés dans la Figure 34.

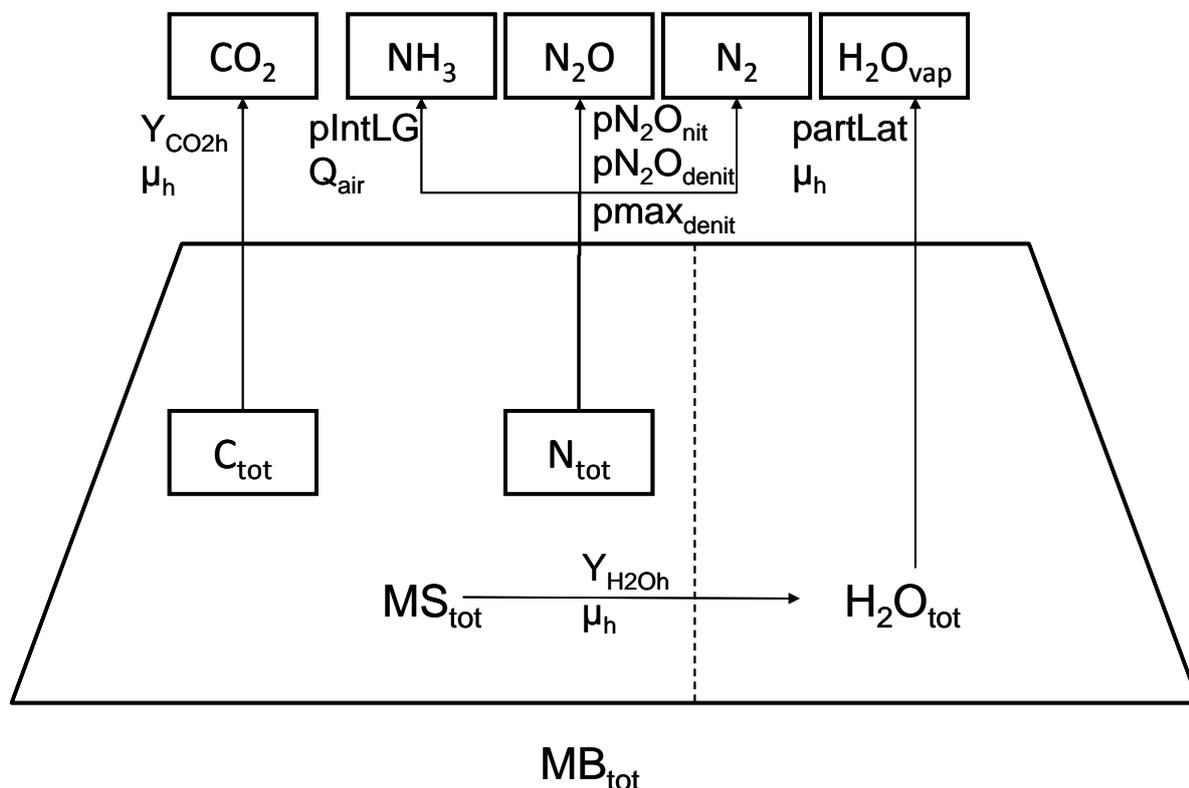


Figure 34. Représentation schématique du bilan massique d'un andain

L'évolution de la masse de carbone est liée à la production de dioxyde de carbone. La quantité de carbone dans l'andain diminue donc avec l'émission de CO₂, elle-même liée à la croissance microbienne aérobie.

$$[eq. 83] \quad \frac{dC_{tot}}{dt} = - \frac{Y_{CO2h}}{Y_h} \cdot \frac{M_C}{M_{CO_2}} \cdot \mu_h \cdot X_h$$

L'évolution de la masse d'eau est liée à la production d'eau métabolique et à la vaporisation de l'eau. La quantité d'eau dans l'andain diminue donc avec l'émission d'eau, elle-même liée à la production de chaleur biologique et donc à la croissance. La quantité d'eau augmente avec la production d'eau métabolique, elle-même liée à la croissance.

$$[eq. 84] \quad \frac{dMS}{dt} = \frac{dC_{tot}}{dt} - \frac{dH_2O_h}{dt} = - \left(\frac{Y_{CO_2h}}{Y_h} \cdot \frac{M_C}{M_{CO_2}} + \frac{Y_{H_2O_h}}{Y_h} \right) \cdot \mu_h \cdot X_h$$

L'évolution de la masse de matière sèche est liée à l'évolution de la masse de carbone et à la production d'eau métabolique (cf. ci-dessus).

$$[eq. 85] \quad \frac{dH_2O}{dt} = \frac{dH_2O_h}{dt} - \frac{dH_2O_{vap}}{dt} = \left(\frac{Y_{H_2O_h}}{Y_h} - \frac{partLat \cdot HcO_2}{L_v} \cdot \frac{1-Y_h}{Y_h} \right) \cdot \mu_h \cdot X_h$$

L'évolution de la masse de matière brute est liée à l'évolution de la masse de MS et de la masse d'eau (cf. ci-dessus).

[eq. 86]

$$\frac{dMB}{dt} = \frac{dH_2O}{dt} + \frac{dMS}{dt} = \left(\frac{-partLat \cdot HcO_2}{L_v} \cdot \frac{1-Y_h}{Y_h} - \frac{Y_{CO_2h}}{Y_h} \cdot \frac{M_C}{M_{CO_2}} \right) \cdot \mu_h \cdot X_h$$

L'évolution de la quantité de matière organique est décrite par l'équation [eq. 43], en rappelant que l'on simplifie la représentation en considérant que la variation de matière minérale est nulle.

Pour les nutriments phosphore (P) ([eq. 87]) et potassium (K), ainsi que pour les éléments traces métalliques nous faisons l'hypothèse de conservation :

$$[eq. 87] \quad \frac{dP}{dt} = 0$$

Comme la masse brute et la masse de matière sèche diminuent, les teneurs de ces éléments augmentent régulièrement au cours du compostage.

Nous considérons que la fraction inerte totale X_I est constituée d'une fraction soluble $X_{I,S}$ et d'une fraction particulière $X_{I,P}$. La production d'une fraction particulière fine de matière

organique stable et d'une fraction soluble récalcitrante est calculée pour deux raisons. La fraction particulaire peut avoir un rôle spécifique dans le stockage de carbone dans les sols (Robin et al., 2008 ; Célérier, 2008). La fraction soluble van Soest observée en fin de compostage est composée d'une fraction biodégradable et d'une fraction récalcitrante (Morvan et Nicolardot, 2003). En conséquence, pour pouvoir prédire la fraction soluble van Soest à partir des, il est nécessaire de calculer la diminution de la fraction soluble biodégradable et l'augmentation de la fraction soluble récalcitrante.

Les fractions $X_{I,S}$ et $X_{I,P}$ sont calculées de la façon suivante (en kg DCO) à partir des calculs du module biodégradation :

$$[\text{eq. 88}] \quad \left(\frac{dX_{I,P}}{dt} \right) = f_p \cdot (f_{I,aéro} \cdot b_h \cdot X_h)$$

$$[\text{eq. 89}] \quad \left(\frac{dX_{I,S}}{dt} \right) = (1 - f_p) \cdot (f_{I,aéro} \cdot b_h \cdot X_h)$$

Le paramètre f_p représente la part de décès cellulaire qui s'accumule dans la fraction inerte particulaire (Henze et al., 2000). La fraction particulaire inerte initiale est déduite de l'analyse biochimique (Oudart et al., 2012b) en faisant l'hypothèse que, pour les effluents frais, toute la fraction soluble van Soest est biodégradable.

Tableau XIV. Matrice de Petersen du bilan massique

Processus	Variables ⁽¹⁾				Vitesses
	C _{tot}	N _{tot}	H ₂ O _{tot}	MS _{tot}	
Croissance hétérotrophe	$-\frac{Y_{CO2h}}{Y_h} \cdot \frac{M_C}{M_{CO2}}$		$\frac{Y_{H2Oh}}{Y_h}$	$-\frac{Y_{CO2h} \cdot M_C}{Y_h \cdot M_{CO2}} - \frac{Y_{H2Oh}}{Y_h}$	$\mu_h \cdot X_h$
Croissance autotrophe		$-\frac{Y_{NO3} \cdot pN_2 O_{nit}}{(1 - pN_2 O_{denit})}$		$-\frac{Y_{NO3} \cdot pN_2 O_{nit}}{(1 - pN_2 O_{denit})}$	$\mu_a \cdot X_a$
Dénitrification		-1		-1	(2)
Volatilisation ammoniacale		-1		-1	(3)

(1) Afin d'alléger la lecture du tableau, les cinétiques d'émissions de CO₂, de NH₃ et de N₂O ne sont pas présentées ici. Se référer respectivement aux Tableau XII et Tableau XIII.

$$(2) \frac{Q_{air} \cdot f_{limHum}}{\rho_{airsec} \cdot V_{air}} \cdot \frac{KH \cdot pIntLG}{Rgp \cdot T_s} \cdot (0,9 \cdot N_{av})$$

$$(3) pN_2 O_{denit} \cdot NO_3 \cdot f_{limNO3} \cdot f_{limTdenit}$$

4.7. Initialisation du modèle

Les simulations sont présentées au chapitre suivant. Nous nous arrêtons dans ce chapitre à l'initialisation et à son paramétrage.

La matière organique ainsi que l'azote initial sont fractionnés en différents pools :

- la matière rapidement et lentement biodégradable initiale (X_{RB0} , X_{SB0} , NX_{RB0} , NX_{SB0}),
- la matière inerte initiale (X_{I0} , NX_{I0}),
- la matière directement disponible pour la croissance microbienne initiale (S_{R0} , N_{assim0}),
- la biomasse microbienne initiale (X_{h0} , NX_{h0} , NX_{a0}).

La taille initiale de ces différents compartiments doit être renseignée, mais elle ne correspond pas directement à des analyses biochimiques de la matière. De même, la biodégradation de la matière est exprimée via la DCO. Or, nous ne disposons pas des analyses de DCO totale et biodégradable, la mise en place d'un protocole sur effluents solides restant complexe. Il est donc nécessaire de paramétrer le fractionnement initial.

4.7.1 Fractionnement de la matière organique

On considère la quantité initiale de DCO totale DCO_{tot0} ainsi que les quantités initiales de DCO biodégradable DCO_{b0} et de DCO inerte DCO_{I0} :

$$[eq. 90] \quad DCO_{tot0} = DCO_{b0} + DCO_{I0}$$

Nous ne disposons pas des analyses de DCO sur l'ensemble des substrats étudiés mais uniquement des analyses du fractionnement de la matière sèche effectué avec la méthode Van Soest (1963). Nous avons donc fait le choix de calculer la DCO totale via le fractionnement biochimique Van Soest (Oudart et al., 2012b).

Pour ce faire nous avons émis l'hypothèse que l'ensemble de la matière de chaque fraction correspondait à la molécule spécifique associée (glucose, hémicellulose, cellulose et lignine). A partir des équations spécifiques de combustion respectives, un paramètre de conversion de la MS en DCO a été calculé pour chacune des fractions (Tableau XV). La DCO totale initiale est alors calculée pour chaque tas suivant l'équation suivante :

$$DCO_{tot0} = \sum_{i=1}^4 (FC_i \cdot VS_i)$$

[eq. 91]

où FC_i sont les facteurs de conversion respectifs de chaque fraction Van Soest VS_i .

Tableau XV. Calcul des facteurs de conversion de DCO

Fraction	Equation de dégradation	DCO _c (1)	MFD (2)	FC (3)
S_{VS}	$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$	0.192	0.180	1.07
HC_{VS}	$C_5H_8O_4 + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 4H_2O$	0.160	0.132	1.21
C_{VS}	$C_6H_{10}O_5 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 5H_2O$	0.192	0.162	1.19
L_{VS}	$C_9H_{13}O_3 + 43/2O_2 \rightarrow 9CO_2 + 13/2H_2O$	0.344	0.169	2.04

(1) DCO consommée (kgDCO).

(2) Masse molaire de la fraction dégradée (kgMS mol⁻¹).

(3) Facteur de conversion (kgDCO/kgMS).

Le paramètre $pDCO_{b0}$ représente la proportion de DCO biodégradable initiale dans la DCO totale initiale, à partir de laquelle est déterminée la proportion initiale de DCO inerte (pX_{I0}) ([eq. 93]). Le rapport rRS représente le rapport initial de DCO rapidement biodégradable sur la DCO lentement biodégradable ([eq. 92]), à partir de laquelle seront déterminées les proportions initiales de DCO rapidement et lentement biodégradables (pX_{RB0} et pX_{SB0} , respectivement) :

$$rRS = \frac{X_{RB0}}{X_{SB0}}$$

[eq. 92]

Les paramètres pS_{R0} et pX_{h0} correspondent aux proportions initiales de DCO sous forme de substrat disponible à la croissance microbienne et de biomasse hétérotrophe, respectivement. A partir de l'ensemble de ces paramètres, le fractionnement initial est calculé :

$$pX_{I0} = 1 - pDCO_{b0}$$

[eq. 93]

$$pDCO_{b0} = pX_{RB0} + pX_{SB0} + pS_{R0} + pX_{h0}$$

[eq. 94]

4.7.2 Fractionnement de l'azote

La même démarche est appliquée pour le fractionnement de l'azote. Les paramètres pNX_{I0} , pN_{av0} et $rNRS$ correspondent aux proportions initiales d'azote inerte, d'azote disponible pour

la croissance microbienne ainsi qu'à la proportion initiale entre l'azote rapidement et lentement biodégradable. L'initialisation de la quantité d'azote dans la biomasse hétérotrophe est calculée à partir de la teneur en azote de la biomasse tN_{Xh} (cf. 4.5.2.1). La quantité d'azote initiale contenue dans la biomasse autotrophe est considérée comme proportionnelle à celle de la biomasse hétérotrophe. Ce rapport de proportionnalité rX_a est défini. Le fractionnement initial de l'azote est calculé par les mêmes équations que le fractionnement de la MO, en considérant le bilan global suivant :

$$[eq. 95] \quad pNX_{IO} + pNX_{RBO} + pNX_{SBO} + pN_{av0} + pNX_{h0} + pNX_{a0} = 1$$

Le fractionnement est calculé à partir de l'azote total Kjeldhal. L'initialisation du compartiment nitrate est déterminé à partir de l'analyse nitrate de la matière.

4.8. Conclusion

Un modèle dynamique de transformation de la matière organique et des principales émissions gazeuses (CO_2 , H_2O , NH_3 , N_2O , N_2) a été développé. Il associe des relations théoriques décrivant des processus bien expliqués dans la littérature et des relations empiriques développées à partir de connaissances acquises expérimentalement. Il conduit ainsi à calculer des variables difficiles ou coûteuses à observer : fonctions de limitation des processus microbiens ; fractions de N_2O issues de la nitrification ou de la dénitrification ; fractionnement de la matière organique en compartiments plus ou moins biodégradables.

Pour faciliter la démarche de modélisation et la compréhension des processus en jeu, le modèle a été découpé en quatre sous modules décrivant la biodégradation de la MO, les échanges thermiques, la diffusion de l'oxygène ainsi que les transformations de l'azote. Le modèle représente une aération naturelle de l'andain, provoquée par la montée en température et en humidité de l'air intérieur, liée à l'oxydation biologique de la matière. Le couplage entre les différents modules est assuré directement par des fonctions de limitation des processus clés et indirectement par certaines variables. Par exemple, les croissances microbiennes hétérotrophe et autotrophe sont limitées directement par la disponibilité de l'azote, la quantité d'oxygène dans le biofilm, l'humidité et la température. La volatilisation ammoniacale est

directement limitée par l'humidité et la température, et indirectement par la porosité qui détermine le renouvellement d'air et donc la diffusion gazeuse.

La représentation adoptée considère l'andain comme un volume homogène avec des processus répartis dans l'ensemble du volume. En réalité, on sait que l'andain devient hétérogène au cours du compostage : les cinétiques de température, l'humidité, l'oxygénation et plus généralement les teneurs en gaz et la composition de la matière varient spatialement. L'hypothèse forte d'homogénéité a entraîné des écarts importants entre les courbes simulées et observées lors des simulations intermédiaires nécessaires au développement du modèle, principalement lors de la décroissance du pic thermophile et des émissions gazeuses. Pour diminuer cet écart, la représentation finale des phénomènes proposée intègre l'hétérogénéité de façon détournée. Par exemple, la température en haut de l'andain a été calculée à partir des émissions de vapeur d'eau. Cette température est utilisée avec la température à cœur simulée pour calculer le renouvellement d'air ainsi que la volatilisation ammoniacale. Sans cet ajout, le débit d'air sortant et donc les pertes ammoniacales étaient surestimées. De même, des processus ont lieu sur la périphérie de l'andain, comme la nitrification lors de la phase thermophile par exemple. Ainsi, dans la représentation choisie, la nitrification n'est pas limitée par la température à cœur, mais par la température de surface, considérée égale à la température ambiante. Pour améliorer la représentation de la nitrification et les émissions de N_2O , il peut devenir utile de calculer une température de surface, comme 3^{ème} température caractéristique de l'andain, en tenant compte des variations de température à cœur et de l'air extérieur. L'autre exemple majeur de la prise en compte de l'hétérogénéité est la représentation de la diffusion de l' O_2 disponible pour la croissance microbienne, inférieure à l'apport *via* le flux d'air convectif.

Cette représentation conduit à des paramètres supplémentaires dont le calage s'avère nécessaire, pour chaque nouvelle situation de compostage. Nous avons fait l'hypothèse que cette simplification est plus opérationnelle pour représenter le compostage à la ferme que la caractérisation et la représentation tridimensionnelle des processus de compostage, représentation peu développée encore dans la littérature.

Le modèle contient 55 paramètres. Seuls 14 sont spécifiques de la composition de la matière initiale et de la situation de compostage. Les chapitres suivants présentent la démarche de calibration et discutent la sensibilité et l'utilisation possible du modèle dans son état actuel.

Chapitre 5

Calibration du modèle

Chapitre 5 : Calibration du modèle

5.1. Introduction

Ce chapitre a pour objectifs :

- de présenter les méthodes mises en œuvre pour choisir les valeurs des paramètres et justifier les valeurs choisies. Trois types de paramètres sont distingués :
 - o les paramètres exprimés à partir de la littérature,
 - o les paramètres calculés directement à partir des données observées lors des expérimentations,
 - o les paramètres calculés à partir de l'outil d'optimisation de Vensim® sur la base des cinétiques de température et d'émissions gazeuses simulées ;
- indiquer la variabilité des paramètres dépendant de la situation de compostage ;
- comparer les cinétiques calculées après calibration aux cinétiques observées (usage du modèle pour prédire).

Nous avons choisi d'effectuer une calibration par étapes à cause des dépendances fortes entre chaque module et donc entre les paramètres, comme pour tous les modèles mécanistes sur-paramétrés (Sole-Mauri et al., 2007 ; Vlyssides et al., 2009). Plusieurs jeux de paramètres peuvent théoriquement simuler une même situation de compostage. Parmi ces jeux de paramètres, certaines valeurs des paramètres peuvent être incompatibles avec le sens physique ou biologique affecté au paramètre. La progression par étapes permet d'identifier les gammes de valeurs qui ont une signification physique.

Ce chapitre présente seulement la première étape de calibration, le temps imparti à la thèse n'ayant pas permis de finaliser des équations de prédiction des paramètres spécifiques de chaque tas.. En conséquence nous discutons le sens des valeurs calibrées à partir de la comparaison entre les cinétiques de température et d'émissions gazeuses (CO₂, H₂O, NH₃ et N₂O) simulées et mesurées. A partir de ce premier travail, nous en déduisons des recommandations pour améliorer la calibration. L'objectif final du travail de calibration reste la prédiction des paramètres spécifiques des situations de compostage à partir des caractéristiques physiques et biochimiques des tas. La calibration du modèle n'étant pas terminée, l'étape de validation sur des données observées sur des tas indépendants de ceux utilisés pour la calibration, n'a pu également être effectuée au cours de ce travail de thèse.

5.2. Méthodes de calibration

Le modèle contient 55 paramètres (Figure 35). Il a été calibré en utilisant des valeurs :

- issues de la littérature car déjà validées,
- issues de l'exploitation du jeu de données (analyses biochimiques, caractéristiques physiques de l'andain...),
- issue de la procédure de calibration à partir des expérimentations de compostage en conditions contrôlées (cf. Chapitre 2). Dans ce cas, les 11 tas retenus pour la calibration sont les tas A, B, D, E, F, G, H, I, J, K et L. Les autres tas (C, M, N, O, CO_A, CO_B, CO_C, CO_D, CO_E, CO_F, CO_G et CO_H) sont conservés en vue de la validation du modèle sur des conditions contrôlées ou commerciales.

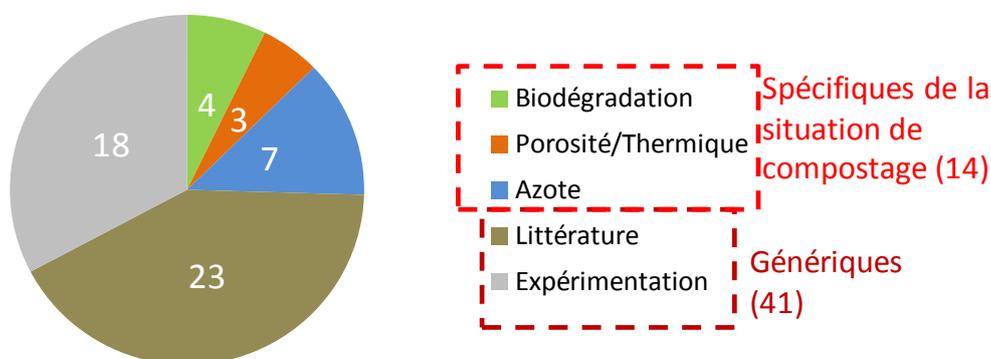


Figure 35. Répartition des paramètres selon la méthode de calibration.

5.2.1 Paramètres issus de la littérature

Le Tableau XVI présente les valeurs des 23 paramètres fixés à partir de la littérature. Il s'agit des paramètres issus des modules biodégradation et azote.

Les processus décrits dans ces modules se basent sur des paramètres déjà bien explicités et validés dans la littérature. Ces paramètres décrivent la croissance microbienne hétérotrophe (biodégradation) et autotrophe (azote) et leurs valeurs sont issues principalement des modèles de type ASM (Henze et al., 2000). Nous pouvons utiliser cette origine car les rendements sont

des paramètres reproductibles lorsqu'ils sont exprimés en DCO et les paramètres cinétiques sont déjà des paramètres moyens pour des cellules hétérotrophes et autotrophes.

Les paramètres relatifs aux fonctions de limitation ont été fixés à partir des valeurs des modèles de biodégradation des matières solides (Boursier, 2003 ; Sole-Mauri et al., 2007 ; Tremier et al., 2005 ; Rosso et al., 1993). Les paramètres décrivant la nitrification et la dénitrification sont fixés à partir des valeurs du modèle NEMIS (Hénault and Germon, 2000 ; Lehuger et al., 2009).

Tableau XVI. Valeurs des paramètres issus de la littérature

Paramètre	Unité	Valeur	Références
b_a	h^{-1}	0,0083	(Gujer et al., 1999)
$b_{h,ref}$	h^{-1}	0,005	(Ekama et al., 1986)
$f_{Laéro}$	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	0,2	(Tremier et al., 2005)
K_{NH}	$kgN\ m^{-3}$	1,5	(Gujer et al., 1999)
K_{NO3}	$kgN\ m^{-3}$	84	(Hénault et al., 2005)
K_{XRB}	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	0,5	(Boursier, 2003)
K_{XSB}	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	0,5	(Boursier, 2003)
μ_{amax}	h^{-1}	0,03	(Henze et al., 2000)
μ_{hmax}	h^{-1}	0,2	(Henze et al., 2000)
$pWFPS_{denit}$	%	0,689	(Lehuger et al., 2009)
Q_{denit1}^{10}	-	89	(Lehuger et al., 2009)
Q_{denit2}^{10}	-	2,1	(Lehuger et al., 2009)
T_{denit}	$^{\circ}C$	11	(Hénault et al., 2005)
T_{max}	$^{\circ}C$	82	(Sole-Mauri et al., 2007)
T_{maxnit}	$^{\circ}C$	40	(Rosso et al., 1993)
T_{min}	$^{\circ}C$	0	(Sole-Mauri et al., 2007)
T_{minnit}	$^{\circ}C$	0	(Rosso et al., 1993)
T_{opt}	$^{\circ}C$	49	(Sole-Mauri et al., 2007)
$T_{optdeces}$	$^{\circ}C$	40	(Boursier, 2003)
T_{optnit}	$^{\circ}C$	32	(Rosso et al., 1993)
Y_{CO2h}	$kgCO_2\ kg^{-1}\ DCO$	1,375	(Henze et al., 2000)
Y_h	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	0,66	(Tremier et al., 2005)
Y_{NO3}	$kgN\ kg^{-1}N$	33	(Gujer et al., 1999)

La constante de demi-saturation K_{NH} a été convertie en $kgN\ m^{-3}$ de liquide, issue du modèle ASM (Gujer et al., 1999) où elle est exprimée en $kgN\ m^{-3}$ de volume total (liquide et solide).

5.2.2 Paramètres issus de la calibration basée sur les expérimentations

La calibration via les expérimentations se base sur la comparaison entre les courbes expérimentales et simulées des cinétiques de température interne et d'émissions gazeuses (CO_2 , H_2O , NH_3 , N_2O). Nous distinguons deux types de paramètres, ceux indépendants de la

situation de compostage (Tableau XVII) et les paramètres dépendants (Tableau XVIII), à fixer en fonction de la nature du substrat et des conditions physiques de l'andain.

Grâce à des études de sensibilité effectuées au cours du développement du modèle, certains paramètres ont été fixés empiriquement, ou à partir de calculs effectués sur les données expérimentales.

Nous avons également utilisé l'algorithme d'optimisation de Vensim® avec des pondérations spécifiques pour chaque cinétique. L'algorithme d'optimisation de Vensim® est basé sur l'algorithme de Powell permettant de minimiser une fonction calculée à partir de plusieurs variables (Powell, 1964). Cet algorithme demande de choisir quels paramètres sont à calibrer afin que les cinétiques simulées se rapprochent le plus des cinétiques expérimentales choisies. Il est possible de choisir quelles cinétiques sont majeures à représenter en leur appliquant des coefficients de pondération. Nous avons utilisé des coefficients plus élevés pour les cinétiques d'émissions de CO₂, H₂O et température et plus faibles pour les émissions azotées (NH₃ et N₂O) afin de minimiser l'effet de ces dernières sur les paramètres du module biodégradation. En effet, avec des coefficients de pondération équivalents entre les cinétiques comparées, le module azote avait un impact trop fort sur les résultats de simulation des modules biodégradation et thermique, biaisant fortement les cinétiques de température et d'émissions de CO₂ et de H₂O. Une forte erreur sur ces émissions entraînerait un biais important sur le bilan de masse et probablement une erreur dans les estimations de fonctionnement microbien.

Quatorze paramètres sont spécifiques des situations de compostage, de part la nature du substrat initial, ou de part la géométrie de l'andain. La nature des substrats influence la composition biochimique de la matière de l'andain ainsi que son activité microbienne initiale. La géométrie de l'andain varie par son dimensionnement et sa structure interne : porosité et granulométrie.

5.2.2.1 Paramètres indépendants de la situation de compostage

Les 18 paramètres présentés dans le Tableau XVII ont été fixés à partir de différentes méthodes :

- 7 paramètres ont été calibrés à partir de l'observation des données expérimentales présentées au paragraphe 2.2,
- 7 l'ont été en utilisant la procédure d'optimisation du logiciel Vensim®,

- 4 paramètres ont été fixés arbitrairement, soit à partir des résultats de simulation du modèle statistique (Chapitre 2), soit à partir d'hypothèses simples.

Le calcul de la perte de MO est effectué à partir du paramètre pMO_{perte} . Pour les 11 tas, nous avons calculé et comparé le rapport entre la perte de MO et la perte de MS via l'émission de CO_2 et la production d'eau métabolique. L'eau métabolique est calculée via le bilan de matière sèche, en négligeant les pertes liées à l'azote. Ainsi, ce paramètre a pu être estimé à $0,872 \pm 0,065$ kgMO perdu par kgMS perdu ($R^2 = 0,93$). Ce paramètre est fiable puisqu'il englobe 11 situations contrastées de compostage avec des durées différentes (de 30 à 90 jours). Certains paramètres variaient peu avec l'optimisation Vensim. Le modèle est donc peu sensible à ces paramètres. Le calage des courbes expérimentales a donc pu se faire sur d'autres paramètres plus sensibles. En conséquence nous avons choisi des valeurs redondantes pour k_{HRref} , k_{HSref} , K_{max} , K_S et $pmax_{denit}$.

Tableau XVII. Valeurs des paramètres calibrés via les expérimentations

Paramètre	Unité	Valeur	Méthode
H_1	kgH ₂ O kg ⁻¹ MB	0,2	Modèle statistique
H_2	kgH ₂ O kg ⁻¹ MB	0,7	Modèle statistique
k_{HRref}	h ⁻¹	0,009	Optimisation Vensim
k_{HSref}	h ⁻¹	0,003	Optimisation Vensim
K_{max}	kg air sec h ⁻¹	0,25	Optimisation Vensim
K_{min}	kg air sec h ⁻¹	0,01	Observation des données
K_{O2a}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	0,1	Optimisation Vensim
K_{O2h}	kgDCO kg ⁻¹ DCO	0,05	Optimisation Vensim
K_S	kgDCO kg ⁻¹ MSI	0,166	Optimisation Vensim
$partLat_{max}$	J J ⁻¹	0,9	Observation des données
$partLat_{min}$	J J ⁻¹	0,2	Observation des données
pH_2O_{sat}	%	90	Hypothèse
$pmax_{denit}$	gN-(N ₂ O+N ₂)g ⁻¹ N-NO ₃ j ⁻¹	1	Optimisation Vensim
pMO_{perte}	kgMO kg ⁻¹ MB	0,872	Observation des données
rX_a	-	0,02	Hypothèse
θ_{LB}	m ³ m ⁻³	0,25	Observation des données
θ_{LH}	m ³ m ⁻³	0,75	Observation des données
YH_2O_h	kgH ₂ O kg ⁻¹ DCO	0,2	Observation des données

Les seuils d'humidité minimal et optimal pour la croissance microbienne (H_1 et H_2) ont été fixés à partir des résultats de simulation du modèle statistique (cf Figure 19). Le seuil minimal a été fixé à 0,2 pour tenir compte des fumiers très secs, notamment en aviculture, qui évoluent au compostage en raison de l'hétérogénéité de la distribution de l'eau dans l'andain. Le seuil optimal a été fixé à 0,7 car c'est la valeur à laquelle on observe l'émission ammoniacale maximale attestant de l'activité microbienne la plus forte.

Le paramètre pH_2O_{sat} qui représente la teneur en eau de l'air sortant a été fixé à 90%. On émet l'hypothèse que l'air sortant n'est pas saturé à 100% en eau malgré les forts flux de vaporisation de l'eau, car il existe un phénomène de condensation de l'eau sous forme gazeuse contre les parois de la porosité périphérique de l'andain. En effet, la température à la périphérie étant inférieure à la température à cœur, une partie de l'eau vaporisée au cœur de l'andain est donc condensée lorsqu'elle atteint ces zones à plus faible température.

Le paramètre rX_a représente un rapport de proportionnalité entre la biomasse hétérotrophe et la biomasse autotrophe initiale. Nous émettons l'hypothèse que la biomasse autotrophe initiale équivaut à 2% de la biomasse hétérotrophe initiale, permettant ainsi de simplifier la calibration initiale du modèle. Nous avons choisi cette valeur de 2% car il y a une différence de rendement de croissance entre ces deux types de cellules et parce que le rapport DCO/N nitrifié est grand.

5.2.2.2 Paramètres dépendant du substrat et de la géométrie de l'andain

Le Tableau XVIII présente l'ensemble des 14 paramètres dépendant de la situation de compostage ainsi que leur gamme de valeurs possibles lors de la calibration automatique par Vensim®.

Les gammes de valeurs ont été choisies sur la base des valeurs extrêmes possibles mathématiquement ou théoriquement, sans prendre en compte les interactions entre processus modélisés. Ainsi la première étape de calibration peut proposer des valeurs incohérentes. A terme, tous les paramètres (notamment les fractions de DCO) devraient être une donnée pour le modèle et non pas être déduites de la calibration. A cette fin, des bases de données indiquant la composition biochimique des effluents pourraient servir à l'estimation des paramètres. Comme la valeur des paramètres dépend de la structure du modèle, des "aller-retour" entre développement du modèle, caractérisation des effluents, comparaison des cinétiques observées et simulées seront nécessaires pour améliorer l'estimation des paramètres et réduire les gammes de variation des valeurs possibles.

Les bornes issues de la littérature ont été fixées à partir de l'analyse des modèles de compostage ou de traitement des effluents (Henze et al., 2000 ; Mason, 2006 ; Pommier et al., 2008 ; Vlyssides et al., 2009 ; Zhang et al., 2012).

Tableau XVIII. Paramètres spécifiques des situations de compostage

Module	Paramètre	Unité	Signification	Gamme	Origine
--------	-----------	-------	---------------	-------	---------

				de	
				valeurs	
Biodégradation	pDCO _{b0}	% DCO0	Proportion initiale de DCO biodégradable	0,15 - 0,6	Littérature
	pX _{h0}	% DCO0	Proportion initiale de biomasse hétérotrophe	0,001 - 0,05	Littérature
	pSr ₀	% DCO0	Proportion initiale de substrat soluble	0 - 0,2	Littérature
	rRS	-	Proportion initiale entre la MO rapidement et lentement biodégradable initiale	0 - 100%	Extrémums
Thermique	U	W/K/m ²	Coefficient global d'échange de chaleur	2100-15000	Littérature
	pH ₂ O _{liée}	W/W	Paramètre d'eau liée	0 - 1	Extrémums
Porosité	p _{aff}	-	Paramètre d'affaissement du tas	0 - 1,5	Extrémums théorique
	p _{effO₂}	-	Facteur d'efficacité de l'oxygène	0 - 1	Extrémums
Azote	pNX ₁₀	% de l'azote total initial	Proportion initiale d'azote inerte	0 - 1	Extrémums
	pN _{av0}	% de l'azote total initial	Proportion initiale d'azote disponible	0 - 1	Extrémums
	rNRS	-	Proportion initiale entre l'azote rapidement et lentement biodégradable	0 - 100%	Extrémums
	pintLG	-	Coefficient de transfert entre [NH ₄ ⁺] et [NH ₃] _g	0 - 1	Extrémums
	pN ₂ O _{nit}	gN ₂ O-N/gN _{nitrifié}	Proportion d'émission de N ₂ O sur l'ammonium nitrifié	0 - 0,1	Littérature
	pN ₂ O _{denit}	gN ₂ O-N/g(N ₂ O+N ₂)-N	Proportion maximale de N ₂ O émis sur l'émission globale de (N ₂ + N ₂ O)	0 - 0,9	Littérature

5.2.3 Présentation des résultats

Les courbes de température, d'émissions gazeuses et de fonctions de limitation ont été visualisées pour l'ensemble des 11 tas simulés. Pour chaque courbe, les 11 tas ont été regroupés en 4 à 5 catégories caractérisant les diversités de forme :

- amplitude au moment du pic,
- décroissance au cours de la maturation,
- temps pour atteindre le pic thermophile.

Nous avons classifié les cinétiques d'émissions gazeuses et de température de chaque tas en quatre groupes (Tableau XIX). Ces groupes ont été déterminés en fonction des temps

caractéristiques de la phase thermophile et de la phase de refroidissement, et de l'amplitude des pics. Le groupe 4 réunit les tas F et D dont les comportements cinétiques ne se rapprochent d'aucun des autres tas, excepté pour la cinétique d'émission ammoniacale.

Tableau XIX. Typologie des cinétiques de température et d'émissions gazeuses (CO₂, H₂O, NH₃)

Cinétique	G1	G2	G3	G4
Température	A, B, L	I, J, K	E, G, H	F, D
CO ₂	A, B	I, J, K, L	E, G, H	F, D
H ₂ O	A, B	I, J, K, L	E, G, H	F, D
NH ₃	A, B	I, J, K	E, F, L	G, H

En gras : tas retenus pour illustrer les résultats de calibration

Les tas B, F, G et K ont été retenus pour illustrer les diversités de situations de compostage (Figure 36). Chacun des tas choisi correspond à un groupe donné. La présentation des résultats et la discussion s'appuient sur ces quatre tas. Pour les graphiques comparant les simulations des 4 tas, les flux sont ramenés à la masse de matière organique initiale.

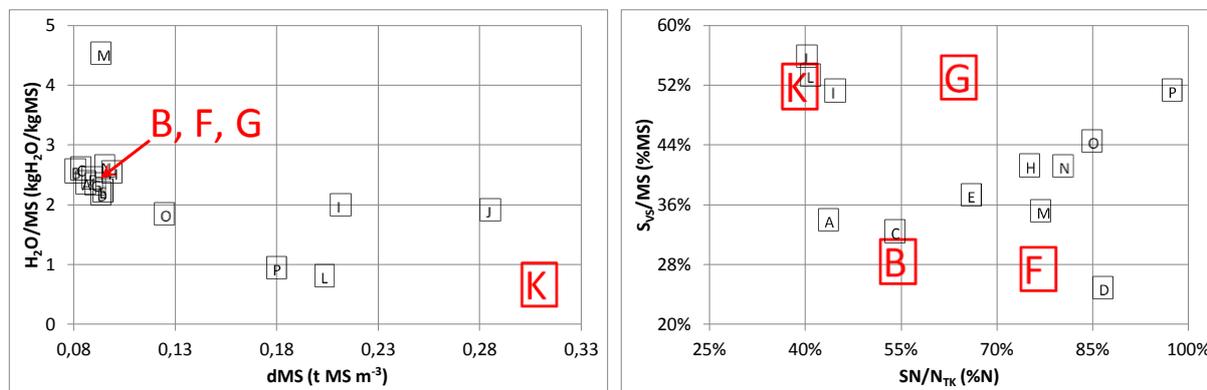


Figure 36. Tas sélectionnés pour la présentation des résultats de calibration

5.3. Résultats de la calibration pour les 11 tas

Nous présentons dans un premier temps les résultats de simulation comparés aux données expérimentales mesurées. Les résultats sont présentés par type de cinétiques liées aux différents modules (CO_2 , H_2O ; température ; NH_3 et N_2O). Dans un deuxième temps, la valeur des paramètres spécifiques des situations de compostage est donnée et leur valeur est discutée.

5.3.1 Comparaison des données expérimentales et simulées

5.3.1.1 Emissions de CO_2 et de H_2O

La Figure 37 présente les résultats de simulation des émissions instantanées et cumulées de dioxyde de carbone et de vapeur d'eau pour les 4 tas retenus, comparés aux données observées lors des expérimentations. Il ne s'agit pas d'une prédiction au sens strict puisque la figure compare des valeurs simulées aux observations utilisées pour la calibration des paramètres.

Les cinétiques sont correctement simulées en raison de la forte pondération appliquées sur ces courbes lors des calculs d'optimisation (cf §5.2.2). Les temps caractéristiques du pic d'émission et de la décroissance, ainsi que les amplitudes des pics et les cumuls sont correctement représentés.

Les cinétiques d'émissions de CO_2 dépendent essentiellement du module biodégradation et plus précisément du fractionnement de la matière organique. La qualité de simulation de ces émissions simulées comparées aux émissions observées montre que la représentation du fractionnement choisie est adaptée aux cinétiques observées d'émission de CO_2 . Cependant, d'autres limitations (par l'azote, l'humidité et l'oxygénation) imposent la cinétique de dégradation de la MO et donc influencent aussi la cinétique de production de CO_2 .

Les émissions de vapeur d'eau dépendent directement de la production de CO_2 . Mais elles dépendent également de l'humidité du tas. Le modèle reproduit des variations de 1 à 10 sur l'amplitude du pic. Les différences entre tas sont plus faibles dans la phase de maturation. Le modèle reproduit fidèlement des variations de 1 à 3 sur le cumul après 40 jours (Tableau XX). Le modèle est donc capable de rendre compte de situations contrastées d'émissions de vapeur d'eau en fonction des caractéristiques initiales des tas. Le modèle est satisfaisant car la

régulation de l'émission d'eau dépend uniquement du paramètre $pH_2O_{liée}$ qui est lié uniquement aux caractéristiques initiales du tas. On peut s'attendre à ce que ce paramètre soit plus facile à prédire à partir du jeu de données actuel que les paramètres du module biodégradation.

Tableau XX. Ecart relatif entre les cumuls observés et simulés à 40 jours pour le CO₂, l'H₂O, le NH₃ et le N₂O

Tas	CO ₂	H ₂ O	NH ₃	N ₂ O
B	18,0%	4,7%	7,7%	1,4%
F	6,2%	5,6%	1,4%	10,6%
G	1,2%	0,4%	14,1%	26,7%
K	1,5%	7,4%	4,7%	10,4%

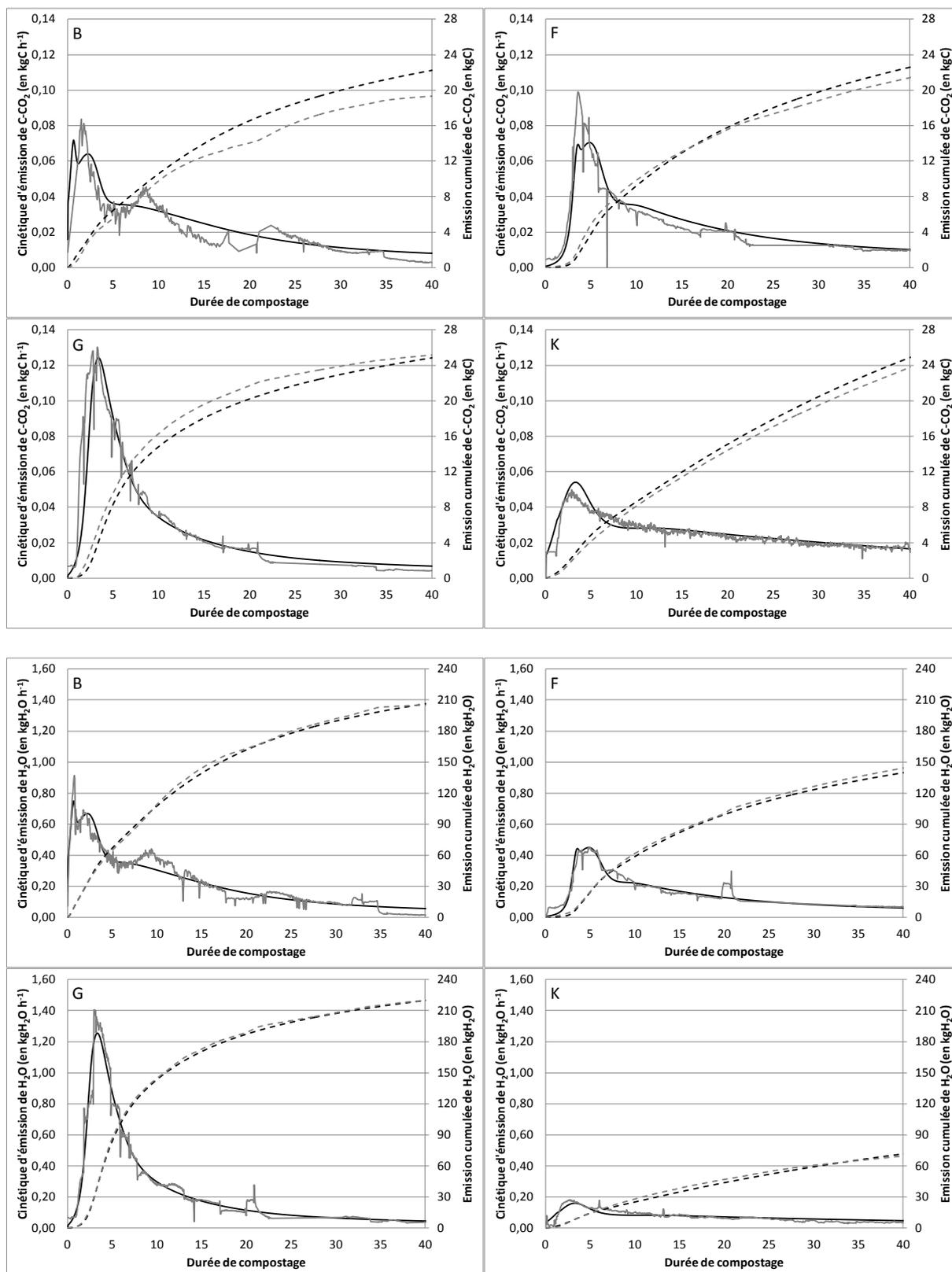


Figure 37. Comparaisons des cinétiques d'émissions simulées (noir) et observées (gris), instantanées (trait plein) et cumulées (tirets) pour le dioxyde de carbone (haut) et la vapeur d'eau (bas)

5.3.1.2 Cinétiques de température

La Figure 38 compare les simulations des températures à cœur et en haut des tas aux données observées pour les 4 tas sélectionnés. La température dépend essentiellement de 4 termes : la production de chaleur avec une production concomitante de CO₂, la dissipation de chaleur par évaporation d'eau (H_{lat}), l'échange convectif (Q_{air}) qui conditionne les émissions (principalement CO₂ et H₂O) et les échanges conductifs (U). Les 3 premiers termes semblent correctement simulés si on se réfère aux émissions de CO₂ et d'eau (Figure 37). Le terme correspondant aux échanges conductifs pourrait être surestimé par le modèle (décroissance des températures trop rapide).

L'ordre de grandeur est acceptable pour le pic (simulation à 10°C près). La température en haut du tas simule davantage la montée en température au début de la phase thermophile, tandis que la température à cœur rend davantage compte de l'accumulation et de la déperdition de chaleur et serait plus adaptée pour simuler la persistance ou la décroissance.

Lors de la décroissance, la température est sous estimée (jusqu'à 30°C pour le tas G). Le besoin industriel est de prédire une température minimale. Il y a donc moins de risque d'erreur de prédiction d'hygiénisation pour l'usage industriel quand le modèle sous estime. La représentation globale de la cinétique de température est acceptable, celle-ci intégrant de nombreux mécanismes interdépendants. La qualité de la réponse du modèle en terme de simulation de température atteste donc d'une certaine confiance dans la structure et la calibration du modèle.

Pour être plus précis sur la prédiction des températures de l'andain, il faudrait simuler la distribution des productions et des flux de dissipation au sein de l'andain. De même, les données expérimentales ont été obtenues dans un contexte spécifique de mesure : des demi-andains ont été construits. Les pertes de chaleur ont été calculées en prenant la surface de tas en contact avec l'air ambiant. L'effet isolant des parois des cellules de mesure n'a pas été pris en compte. Cette simplification peut expliquer la sous estimation de la température lors de la phase de décroissance, par une surestimation des pertes de chaleur.

Pour améliorer la prédiction de la température, nous pourrions envisager d'associer un terme spécifique prenant en compte les échanges aux parois. Ceci permettrait également d'adapter le modèle à la géométrie des dispositifs de mesure. En effet, il sera nécessaire de valider la représentation choisie par les expérimentations menées en conditions de compostage au

champ, la géométrie des andains étant différente de celle des tas construits dans la Halle expérimentale.

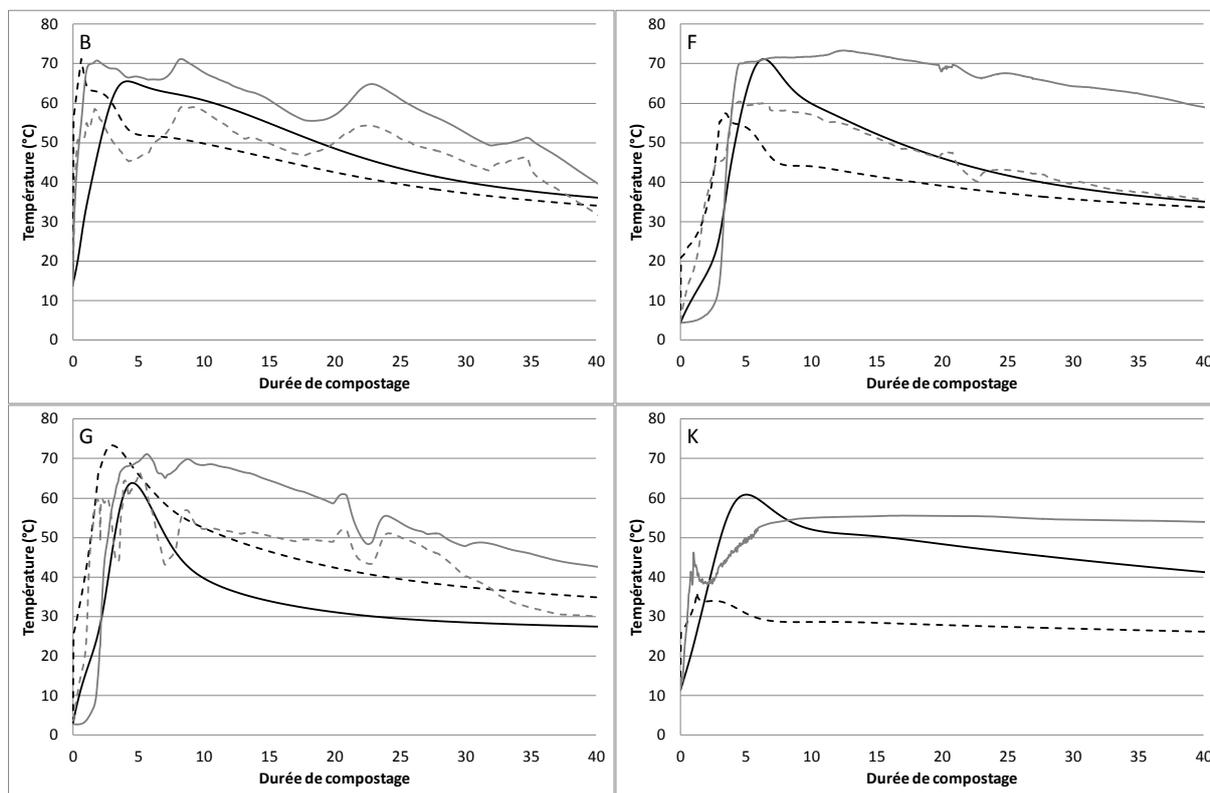


Figure 38. Comparaisons des cinétiques de température simulées (noir) et observées (gris), à cœur (trait plein) et en haut du tas (tirets ; donnée manquante pour le tas K)

5.3.1.3 Emissions azotées

La Figure 39 compare les résultats de simulations des émissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote aux valeurs observées instantanées et cumulées. Sur les quatre graphes du haut (Figure 39), la qualité des simulations d'émission ammoniacale apparaît correcte pour suivre le pic d'émission et pour la décroissance, après 40 jours, à la fois pour des tas peu émetteurs (B et G) et pour des tas 5 fois plus émetteurs (tas K). Le cumul des émissions des tas très émetteurs est également très bien simulé (Tableau XX). Ceci est particulièrement important pour l'appréciation des pertes azotées durant la phase thermophile du compostage et des risques environnementaux associés et pour permettre des décisions quant à la stratégie à adopter pour des tas très émetteurs en fonction des objectifs de compostage. Par exemple, un tas anticipé comme très émetteur pourrait être tassé afin de favoriser l'organisation de l'azote

par rapport à la volatilisation si les teneurs en azote dans la MO ne sont pas trop fortes et que l'on cherche à le conserver.

Les cinétiques d'émissions instantanées de N_2O sont beaucoup moins bien simulées en valeur relative que les émissions ammoniacales. Alors que le cumul des émissions ammoniacales a varié de 1 à 5, les écarts entre tas sont inférieurs à 50% pour le cumul des émissions de protoxyde d'azote. En valeur absolue, les flux sont de l'ordre de 1% des flux de volatilisation ammoniacale. Après 56 jours, le cumul des émissions de N_2O observé représente au maximum 1% de l'azote initial. L'ordre de grandeur est correctement estimé. Cependant, les cinétiques d'émissions instantanées de N_2O (pic, décroissance) sont mal simulées par le modèle.

Dans le cadre de l'évaluation environnementale de trois scénarios d'élevage porcin, Basset-Mens et van der Werf (2005) montrent que l'impact sur le réchauffement climatique du N_2O émis par les déjections animales est significatif lorsqu'il atteint 5% de l'azote excrété. Dans la mesure où l'émission cumulée est largement inférieure à 5% de l'azote initial, et compte tenu de la difficulté de modélisation des processus complexes concernés par ces émissions (production de N_2O à la fois lors de la nitrification et de la dénitrification), nous considérons que la représentation choisie est acceptable pour estimer les risques d'émissions de protoxyde d'azote durant la phase thermophile du compostage des effluents d'élevage. Les risques liés à la phase de maturation (au-delà 8 semaines de compostage) n'ont pas pu être pris en compte dans le modèle par manque de données observées à cette échelle de temps (Paillat et al., 2005a) (cf. annexe p.281).

Les émissions de N_2O remontant après 40 jours, il serait utile d'effectuer des simulations plus longues pour vérifier l'hypothèse que les émissions initiale (à la mise en tas) et finale (après 40 jours) sont respectivement dues surtout à la nitrification et à la dénitrification.

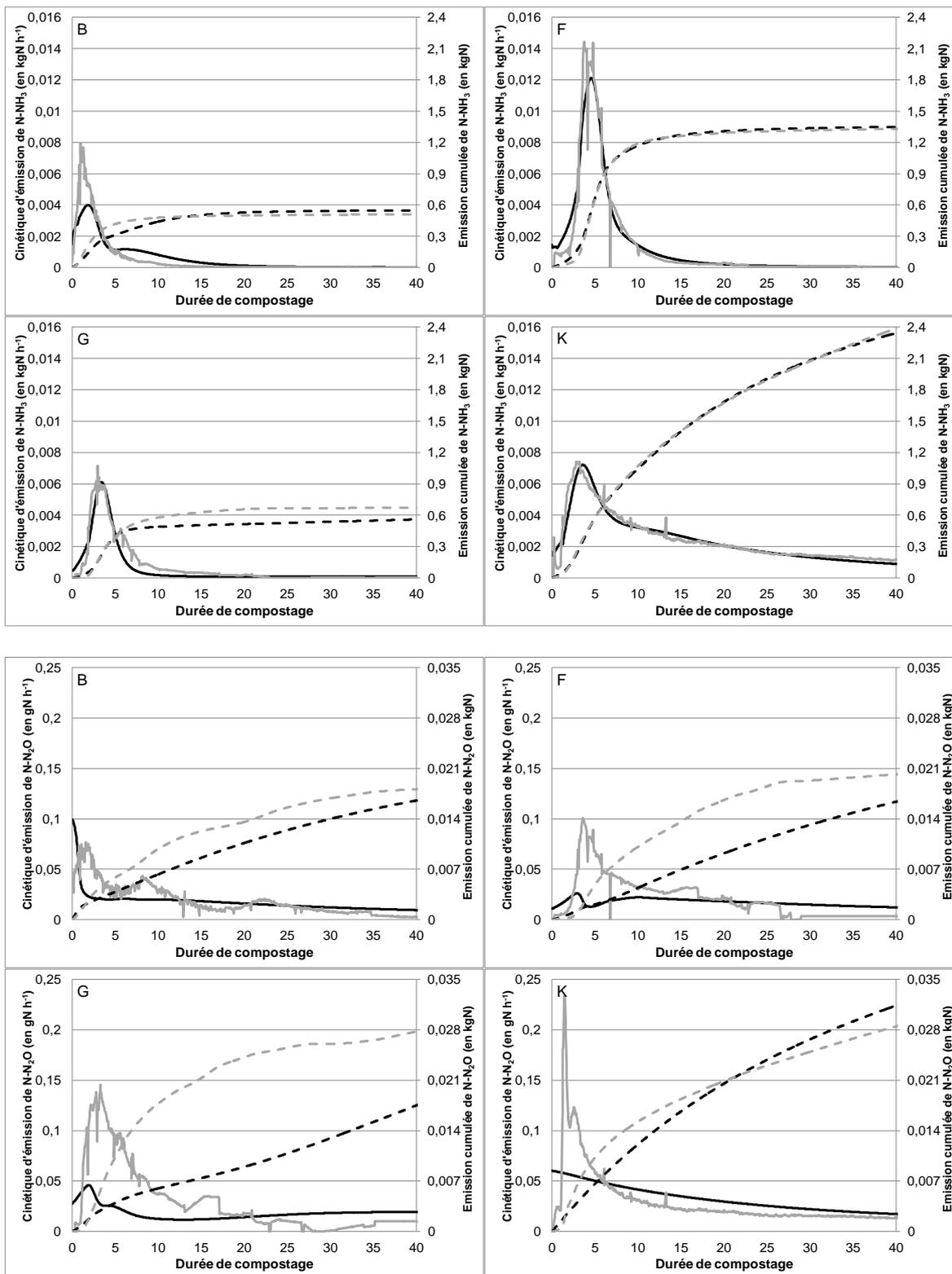


Figure 39. Comparaisons des cinétiques d'émissions simulées (noir) et observées (gris), instantanées (trait plein) et cumulées (tirets) pour l'ammoniac (haut) et le protoxyde d'azote (bas)

5.3.2 Discussions sur les valeurs des paramètres calibrés

Le Tableau XXI présente les résultats de calibration des paramètres dépendant de la situation de compostage. Il s'agit d'une première étape de calibration et non d'un résultat définitif. Un travail d'affinement de la calibration sera nécessaire par la suite.

5.3.2.1 Module biodégradation

Les paramètres expliquant le fractionnement initial de la MO exploitent la gamme de variation théorique proposée. Comme montré ci-dessus, les valeurs calibrées permettent de simuler correctement les cinétiques d'émissions de CO₂ et le fonctionnement global du procédé. Cependant, les paramètres ne sont pas indépendants. Comme d'autres modèles semi-empiriques, celui-ci est sur-paramétré. Plusieurs combinaisons possibles des paramètres permettent de reproduire les courbes d'émissions de CO₂ observées. Les valeurs obtenues ici sont différentes de celles obtenues par Oudart et al. (2012b) en l'absence des modules thermique, porosité et azote. Contrairement à Oudart et al. (2012b), les valeurs du Tableau XXI ne permettent pas de proposer des modalités de prédictions de ces paramètres à partir des caractéristiques biochimiques. Or, les fractions Van Soest attestent de la biodégradabilité de la matière et nous ne disposons pas de mesure de DCO et de DBO. Par conséquent, ces paramètres devront recevoir une attention particulière lors des étapes ultérieures de calibration, avec si possible la mise en œuvre de mesures biochimiques et de DCO complémentaires sur les substrats.

La comparaison des fractions calculées aux fractions Van Soest nous permet donc d'évaluer la qualité de l'estimation de la fraction biodégradable. Par exemple, le tas F contient plus de matières réfractaires à la dégradation que le tas E de part sa composition (ajout de sciure de bois). Or il a une teneur en DCO biodégradable deux fois supérieure, tandis que la somme des fractions Van Soest soluble et hémicellulose est inférieure (respectivement 63,9% et 50,9% de la MS pour les tas E et F). De même, les tas I, J, K et L sont composés du même fumier de dinde. Le fractionnement Van Soest de ces tas est identique. Seules l'humidité et la densité initiales varient entre ces tas. Or les teneurs en DCO biodégradable initiale varient de 15 à 21% de la DCO totale. Les tas I et L dont la teneur en DCO biodégradable initiale calculée vaut 21% de la DCO totale sont les deux tas non tassés.

Tableau XXI. Valeurs des paramètres dépendant de la situation de compostage pour les 11 tas

Module		Biodégradation				Thermique/Oxygénation				Azote					
Tas	pDCO _{bo}	pX _{h0}	pS _{R0}	rRS	U	pH ₂ O _{liée}	p _{aff}	peff _{O2}	pNX ₁₀	tN _{av0}	rNRS	pintLG	pN ₂ O _{nit}	pN ₂ O _{denit}	
A	0,412	0,009	0,200	1,0E+02	3322	0,86	0,235	0,048	4,8E-01	1,000	5,3E-02	0,075	0,058	2,3E-02	
B	0,600	0,013	0,200	1,0E+02	3669	1,00	0,369	0,033	1,0E-05	0,333	1,0E+02	1,000	0,100	2,0E-01	
D	0,600	0,030	0,105	7,7E-01	3877	0,88	0,461	0,015	1,0E-05	0,997	1,0E-01	0,424	0,004	7,2E-02	
E	0,305	0,002	0,197	1,5E+01	11777	0,85	0,714	0,053	1,0E-05	0,377	1,0E+02	0,874	0,100	9,7E-02	
F	0,600	0,001	0,143	3,7E-01	6298	0,61	1,051	0,034	1,0E-05	0,390	1,9E+00	1,000	0,100	2,8E-01	
G	0,309	0,003	0,110	1,0E+02	15000	1,00	0,761	0,071	1,0E-05	0,408	1,0E+02	0,396	0,100	0,0E+00	
H	0,303	0,002	0,200	1,1E+00	14985	0,73	0,476	0,062	1,0E-05	0,440	6,9E-01	0,310	0,096	0,0E+00	
I	0,206	0,008	0,077	5,5E+01	9097	0,37	0,506	0,061	1,0E-05	0,010	2,0E-01	1,000	0,010	0,0E+00	
J	0,150	0,010	0,014	1,0E+02	12243	0,35	0,326	0,187	3,4E-02	0,041	1,7E-01	1,000	0,004	2,5E-03	
K	0,150	0,007	0,104	2,7E-04	6214	0,34	0,230	0,024	5,9E-01	0,053	3,4E-01	1,000	0,000	2,3E-02	
L	0,210	0,005	0,116	1,0E-05	3916	0,42	0,360	0,033	1,0E-05	0,177	1,0E-05	1,000	0,011	1,0E-05	

En gris : tas retenus pour la présentation des résultats de simulation

La première étape de calibration montre donc que le fractionnement initial est mal estimé par une simple optimisation de l'ensemble des paramètres. Les valeurs estimées dépendent d'autres processus que le degré d'oxydation même de la matière. Or ce fractionnement est un déterminant majeur des processus simulés. C'est pourquoi il est nécessaire qu'à terme le fractionnement initial soit non pas basé sur une calibration mais déduit d'observations collectées dans des bases de données sur les effluents d'élevage. Des étapes supplémentaires de calibration sont nécessaires. Elles permettront de se rapprocher d'un fractionnement initial compatible avec d'une part les compositions biochimiques des mélanges initiaux, d'autre part les cinétiques simulées en utilisant simultanément les modules biodégradation, thermique, porosité et azote.

5.3.2.2 Modules thermique et porosité

La gamme de variation du paramètre d'échange global de chaleur U a été choisie à partir des travaux réalisés par Mason (2006) : 2100 à 15000 $W K^{-1} m^{-2}$. Les valeurs calibrées exploitent presque toute la gamme de variabilité (3300 à 15000 $W K^{-1} m^{-2}$). Le Tableau XXII montre que la conductivité thermique augmente avec l'humidité et la densité de matière sèche. Cette augmentation a un sens physique. En conséquence, nous pouvons nous satisfaire de ce premier résultat et l'utiliser pour prédire la valeur initiale de U .

Le paramètre $pH_2O_{liée}$ représente la capacité du substrat à retenir l'eau. La diminution du paramètre est liée à une eau moins disponible pour l'évaporation. Cette observation globale peut être due à des causes physiques (par exemple rétention par capillarité) ou chimiques (par exemple rétention due à la salinité). Pour ce paramètre la gamme choisie est théorique. Si $pH_2O_{liée}$ vaut 0, alors l'andain conserve toute l'eau. Si $pH_2O_{liée}$ vaut 1, toute l'eau peut être vaporisée. La capacité du tas à conserver l'eau varie selon les tas considérés :

- les tas E et G composés de lisier et de paille avec ou sans mélasse, respectivement, ont un paramètre plus élevé que les tas F et H pour lesquels de la sciure de bois a été ajoutée. Nous faisons l'hypothèse que l'eau est retenue par capillarité dans les tas F et H. Cette rétention entraîne une baisse de 0,2 de la valeur du paramètre ;
- les tas I, J, K et L ont une valeur plus faible que les tas A à H. Nous faisons l'hypothèse que la pression osmotique de l'eau est plus élevée car le fumier de dinde ($pH_2O_{liée}$ voisin de 0,4) est plus riche en matières minérales que les mélanges paille-lisier

($p_{H_2O_{liée}}$ voisin de 0,9). Cet effet s'ajoute à celui d'une granulométrie fine de la MO mise à composter en élevage de volailles.

Les variations de ce paramètre ont également un sens physique nous permettant d'utiliser ces résultats pour prédire sa valeur initiale.

Le paramètre p_{aff} correspond à l'aptitude variable des substrats à se tasser au cours du compostage. Lorsque la perte de volume global du tas est accompagnée d'une augmentation de la porosité interne au tas, le paramètre p_{aff} prend une valeur inférieure à 1. Lorsque la perte de volume global du tas est accompagnée d'un tassement (baisse de porosité interne), le paramètre p_{aff} prend une valeur supérieure à 1. La valeur calculée pour chaque tas montre que dans la majorité des cas la porosité augmente ($0,23 < p_{aff} < 1,05$). Seul le tas F est à la limite du tassement. Sa densité de matière sèche initiale est très faible (90 kg MS m^{-3}) et la sciure présente dans le mélange se dégrade peu au cours du compostage. En l'absence de mesures suffisamment nombreuses de variation de volumes et de masses pour différentes catégories de fumiers ou plus généralement de mélanges de matières mises à composter, on peut prendre la valeur médiane du paramètre, soit 0,5.

La gamme choisie pour le paramètre p_{effO_2} variant de 0 à 1 correspond à une efficacité théorique. Les valeurs calibrées varient entre 0,015 et 0,19. Ce paramètre permet de prendre en compte la diffusion de l'oxygène dans le biofilm : il est normal que la diffusion soit moindre par rapport à la diffusion de l'oxygène dans l'air traversant l'andain. La plage de variation la plus large pour ce paramètre a été observée durant l'expérimentation où l'effet des pratiques de compaction et d'humidification a été testé (tas I, J, K et L). La diminution s'explique par l'épaisseur du film d'eau et la température du liquide : la quantité d'oxygène dissous est moindre pour des températures plus élevées ; une épaisseur d'eau plus grande réduit le transfert d'oxygène entre la phase gazeuse et la surface des particules colonisées par la flore microbienne (Or et al., 2007).

Le Tableau XXII montre que la teneur en eau initiale du substrat a plus d'incidence que la densité de matière sèche initiale sur la diffusion d'oxygène, pour des tas tassés. Dans ce cas, nous faisons l'hypothèse que l'augmentation de la diffusion d'oxygène est due à une augmentation de la surface de contact entre l'air et le biofilm. Les variations du paramètre p_{effO_2} ont un sens physique.

Tableau XXII. Influence de la densité de matière sèche (d_{MS}) et de l'humidité (tH_2O) sur le paramètre de diffusion d'oxygène ($peff_{O_2}$) et la conductivité thermique (U)

	I	J	K	L
$peff_{O_2}$	0,061	0,187	0,024	0,033
U	9097	12243	6214	3916
tH_2O	0,66	0,66	0,44	0,45
d_{MS}	210	285	310	200

La calibration des modules thermique et porosité semble robuste. La variabilité des paramètres en fonction des situations de compostage est cohérente avec la variabilité des processus mis en jeu. Pour de nouvelles situations de compostage, une calibration du paramètre U nécessite une observation des cinétiques de températures. Cette observation est couramment réalisée dans les plateformes de compostage industriel et peu coûteuse à mettre en place. Contrairement aux paramètres du module biodégradation, il ne paraît pas nécessaire de modifier les gammes de variation pour les étapes ultérieures de calibration.

5.3.2.3 Module azote

Le fractionnement initial calculé nous montre que l'azote est rarement sous forme inerte : 8 des 11 situations de compostage étudiées ont une quantité initiale d'azote inerte nulle. Pour simuler des situations de compostage basées sur des effluents bruts, non déjà compostés, on peut émettre l'hypothèse d'une quantité initiale d'azote inerte nulle. En revanche, si l'andain considéré comporte une fraction significative de substrats déjà compostés, il sera probablement nécessaire de choisir une valeur non nulle, difficile à apprécier avec le jeu de données actuellement.

On observe une forte variabilité du paramètre pN_{av0} (0,01 à 1) lié à la disponibilité biochimique et microbiologique de l'azote. Les valeurs les plus fortes sont obtenues dans le cas de tas à base de fumier porcin. Toutefois la valeur de 1 n'est pas réaliste, puisqu'une partie de l'azote est présente dans les biomasses microbiennes et dans les compartiments rapidement et lentement biodégradables. Le fractionnement initial de l'azote des tas A et D ne correspond pas à une répartition réaliste de l'azote. Afin d'améliorer la calibration de ce paramètre, deux modifications devraient être apportées :

- contraindre le modèle pour que la calibration de ce paramètre soit plus réaliste et n'entraîne pas d'erreurs sur le fractionnement global de l'azote (valeurs négatives des

fractions rapides et lentes ; par exemple affecter la fourchette 0,01 à 1 au rapport $N_{av0}/N_{av,max}$ où $N_{av,max}$ est calculé à partir des autres paramètres puis en déduire N_{av0}),

- adapter les gammes de valeurs utilisées pour la calibration à l'analyse biochimiques des substrats afin de prendre en compte la disponibilité initiale de l'azote.

Le paramètre p_{intLG} régule le flux de volatilisation ammoniacale. La limite de 0 est envisageable théoriquement mais il n'est pas souhaitable de la conserver car elle peut conduire à une sous estimation des émissions ammoniacales lorsque les conditions sont globalement favorables (azote ammoniacal disponible, forte température et fort renouvellement d'air). En conséquence nous préconisons :

- d'utiliser la limite inférieure observée (0,3 ; tas H) pour l'intervalle de calibration en cas d'optimisation de ce paramètre,
- d'utiliser 1 par défaut, en l'absence de données de calibration pour ce paramètre, afin de ne pas sous estimer l'émission ammoniacale potentielle.

Toute la gamme de variation du paramètre pN_2O_{nit} est exploitée. Pour les 4 tas retenus (B, F, G et K), le N_2O émis lors de la nitrification est sous-estimé. La valeur de 0,1 - bien que 10 fois supérieure au 0,01 préconisée pour les sols par Hénault et al. (2005) - conduit à sous-estimer les émissions de N_2O dues à la nitrification en début de compostage. Il faudrait faire des expérimentations ciblant les processus de nitrification au sein des tas de compost pour affiner la calibration de ce paramètre ou pour développer une représentation plus mécaniste des processus de nitrification et dénitrification au sein des tas de compost (Henze et al., 2000 ; Zeng, 2012).

5.4. Conclusions

5.4.1 Un modèle qui a été calibré en première approche

La calibration sur une dizaine de situations contrastées force le modèle à exprimer sa capacité à représenter les processus majeurs du compostage correctement ou non. La calibration du modèle en utilisant l'algorithme d'optimisation de Vensim® a montré certaines limites. La valeur numérique des paramètres dépend des processus pris en compte. La calibration du modèle a fait apparaître des imperfections dans la représentation du fractionnement de l'azote. Lorsque la teneur initiale en azote disponible (pN_{av0}) est voisine de 1, les valeurs des fractions

rapidement et lentement biodégradables prennent des valeurs négatives (tas A et D). Il conviendrait de modifier le calcul des fractions pour remédier à ces imperfections.

L'objectif de ce modèle n'était pas une représentation mécaniste poussée en raison des difficultés à caractériser les situations de compostage dans les exploitations agricoles. C'est pourquoi nous avons considéré le tas de compost comme un réacteur homogène alors qu'on sait que l'hétérogénéité intérieure est significative. Nous n'avons pas considéré l'effet de bord sur la température hormis pour la représentation de la nitrification et de la volatilisation ammoniacale. Certaines parties du modèle sont éloignées du réalisme physique, telle que la représentation de la diffusion d'oxygène au sein du tas. Dans d'autres parties telles que la représentation de la convection naturelle dans le tas, la physique est décrite de manière simplifiée mais en tenant compte des déterminants principaux (gradients de température et d'humidité, porosité du tas).

D'autres étapes de calibration sont nécessaires pour prédire les paramètres et valider le modèle sur des situations de compostage non utilisées pour la calibration. A l'issue de ces étapes, nous attendons de la calibration du modèle un degré de précision équivalent à notre capacité à reproduire une situation de compostage en élevage commercial. Compte tenu des écarts de reproductibilité observés en situation commerciale (§3.3.4) nous estimons que le modèle est compatible avec la précision de la typologie de référence actuelle des effluents d'élevage nommée PACRETE (Programme Access pour le Calcul Régionalisé des Emissions aTmosphériques de l'Élevage ; CITEPA, 2013).

5.4.2 Un modèle qui, calibré en première approche, représente correctement les processus et leur dynamique

La calibration du modèle confirme les conclusions du Chapitre 2 : il est difficile d'établir une hiérarchie de l'effet des processus sur les émissions gazeuses quand les paramètres sont fortement dépendants les uns des autres.

Le modèle traduit ces dépendances à travers le couplage entre les modules biodégradation, thermique, porosité et azote. Le module biodégradation permet d'intégrer les fonctions de limitation issues des modules thermique, porosité et azote. Les paramètres physiques choisis au Chapitre 4 permettent de représenter la diversité des cinétiques d'échanges thermiques et

gazeux et donc de s'adapter aux différentes situations de compostage rencontrées et décrites dans ce travail.

5.4.3 Des points importants à maîtriser pour assurer une représentativité du modèle et donc sa justesse

La calibration des paramètres montre que la représentation pragmatique adoptée au Chapitre 4 permet de discriminer les processus majeurs qui interviennent dans la stabilisation de la MO et des émissions gazeuses. L'analyse des fonctions de limitation, des cinétiques de température et d'émissions gazeuses ainsi que la valeur des paramètres spécifiques permet de mettre en avant les processus à l'origine des différences de comportement dynamique des andains.

La maîtrise du débit à travers l'andain en aération naturelle est un élément majeur du fonctionnement de l'ensemble et une originalité du modèle développé. Le débit régule directement l'apport d'oxygène, indirectement la croissance microbienne et en conséquence l'ensemble des pertes gazeuses dont en particulier l'émission ammoniacale et l'évaporation d'eau. Le résultat issu de la modélisation est cohérent avec la hiérarchie d'effets déduite du modèle statistique.

La disponibilité de la MO par rapport à l'azote est apparue comme un élément déterminant de l'émission ammoniacale et de la température. Cette disponibilité s'apprécie de façon dynamique au moment de la phase thermophile puis lors de la phase de maturation. En ce sens le modèle dynamique confirme les résultats issus de la modélisation statistique. La prise en compte de la dynamique microbienne permet d'améliorer la compréhension des causes de la stabilisation de la MO et des émissions gazeuses. La représentation mécanistique permet de donner un sens physique ou biologique aux paramètres du modèle ce qui est plus difficile dans le cas d'un modèle statistique. Cette représentation des processus permet d'utiliser le modèle pour comprendre les phénomènes qui conduisent à des émissions accrues et ainsi d'optimiser la préparation des expérimentations destinées à valider les optimums de compostage choisis.

Les paramètres d'initialisation du module biodégradation ($pDCO_{b0}$, pX_{h0} , pSR_0 , rRS) ont une valeur différente selon que le module azote est utilisé ou non. En l'absence du module azote

les paramètres du module biodégradation sont liés à la disponibilité du carbone appréciée par le fractionnement biochimique. Cette relation disparaît lorsque l'ensemble des paramètres est calibré simultanément par l'algorithme d'optimisation de Vensim®. Il faudrait procéder à une calibration par itérations successives pour restreindre progressivement la gamme de valeurs possibles pour chaque tas en fonction de la biodégradabilité du carbone. Une fois obtenu un fractionnement initial dans le modèle cohérent entre tas, c'est-à-dire conforme à la variabilité de la disponibilité du carbone indiquée par les fractions van Soest et la cinétique d'émission de CO₂, des modalités d'estimation de ces paramètres pourront être proposées.

Cette situation s'explique par l'introduction de nouvelles fonctions de limitation de l'activité microbienne lorsque l'on introduit dans le modèle de nouveaux modules et de nouveaux couplages. En conséquence, on peut s'attendre à ce que la relation entre fractionnement biochimique observé et paramètres du module biodégradation, obtenue avec le modèle actuel, conduise à de nouvelles valeurs des paramètres du module biodégradation en cas d'ajout de nouveaux modules conduisant à de nouvelles fonctions de limitation (disponibilité du phosphore, biodégradation de molécules inhibitrices de l'activité microbienne, ajout d'activateurs microbiens ciblant certaines fonctions de minéralisation des substrats, etc.).

5.4.4 Des points importants pour renseigner sur des contraintes de qualité du compost et du compostage

La température intérieure est plutôt sous-estimée mais ce n'est pas gênant dans la perspective d'un usage industriel pour prédire des températures minimales d'hygiénisation. Des difficultés sont apparues dans certains cas (tas G). Ces tas peuvent faire l'objet d'une attention particulière à la simulation des températures.

Les cinétiques d'émission de CO₂, H₂O et NH₃ sont correctement simulées. Les émissions de N₂O sont mal simulées en valeur relative. L'ordre de grandeur prédit reste suffisant pour apprécier l'impact environnemental du procédé dans une perspective industrielle. Des progrès de représentation peuvent être obtenus si des situations de compostage avec des émissions très contrastées de N₂O sont observées et simulées.

En l'absence d'une relation cohérente entre la caractérisation biochimique par les fractions van Soest et le fractionnement de la DCO résultant de la calibration automatique nous ne sommes

pas en mesure de calculer à chaque pas de temps des fractions van Soest équivalentes. Dans ces conditions il est difficile d'apprécier la capacité du modèle à prédire la qualité agronomique finale du compost. Nous considérons toutefois que les perspectives sont favorables car la stabilisation résulte essentiellement de l'oxydation de la MS et que celle-ci est correctement simulée à travers l'émission de CO₂. L'évolution des masses de matière brute, de matière sèche et d'eau sont correctement simulées et en conséquence, on peut s'attendre à ce que les teneurs élémentaires en N, P, K le soient elles aussi.

5.4.5 Un modèle pour la prédiction des dynamiques et pour une aide à l'exploitant ?

Pour utiliser le modèle comme outil de prédiction, il est nécessaire de lier la valeur des paramètres spécifiques des situations de compostage aux caractéristiques initiales des andains.

Cette tâche semble a priori plus simple pour les paramètres physiques (modules thermique et oxygénation) que pour les paramètres biologiques (modules biodégradation et azote). Les caractéristiques de masse, de volume et de composition élémentaire initiales peuvent être directement mesurées sur le terrain à la mise en place de l'andain. La discussion associée au Tableau XXI (p.197) a conduit à des recommandations pour les paramètres des modules thermique et porosité. Pour le module azote, le paramètre p_{intLG} qui intervient dans le calcul de la volatilisation ammoniacale fait l'objet d'une recommandation par défaut ($p_{intLG} = 1$) afin de ne pas sous-estimer cette émission. Deux modifications du modèle sont recommandées pour améliorer l'estimation des paramètres d'initialisation ($p_{NX_{i0}}$, $p_{N_{av0}}$, r_{NRS}). Pour le module biodégradation, des étapes supplémentaires de calibration restent nécessaires afin de relier la valeurs des paramètres aux caractéristiques des andains.

Les chapitres 2 et 3 ont montré les limites de reproductibilité des cinétiques de température et d'émission gazeuse. En conséquence, on s'attend à ce que le modèle semi-empirique prédise correctement des différences entre pratiques de compostage, par exemple l'effet du tassement sur l'émission ammoniacale. En revanche, lorsque les paramètres du modèle sont prédits à partir de la connaissance des substrats, sans calage à partir des cinétiques observées, on s'attend à ce que le modèle prédise moins bien les cinétiques d'émissions (écarts attendus entre les émissions ammoniacales observées et simulées).

Chapitre 6

Analyse du modèle

Chapitre 6 : Analyse du modèle

6.1. Introduction

Les objectifs de ce chapitre sont d'analyser le modèle en vue de :

- synthétiser les originalités du modèle proposé,
- l'utiliser pour améliorer la compréhension des interactions entre processus physiques et microbiens au sein du tas de compost,
- l'utiliser pour optimiser les mélanges initiaux,
- proposer des pistes d'améliorations du modèle.

6.2. Les originalités du modèle développé

L'étude bibliographique a montré que les modèles de compostage existant ne permettaient pas de prédire l'effet des modalités d'action retenues (substrats initiaux et pratiques de compaction et d'humectation) sur les pertes gazeuses et les dynamiques internes de la MO et de l'azote, dans le cas du compostage en andain d'effluents d'élevage (cf. §1.4). Notre modèle basé sur la représentation de la physique des processus a été développé pour répondre à ce besoin (Chapitre 4). En effet, avec ce type de modèle, une adaptation à des situations de compostage différentes est possible. Néanmoins des simplifications dans la description physique des processus ont du être réalisées. Le niveau de simplification choisi est adapté aux modalités d'actions (choix des substrats mis à composter, tassement, humidification). La comparaison des données expérimentales et simulées montre que les émissions de CO₂, H₂O et NH₃ sont bien représentées ainsi que les cinétiques de température. Pour le N₂O les émissions sont moins bien simulées, mais l'ordre de grandeur du cumul en comparaison avec la perte totale d'azote est acceptable pour prédire l'effet du compostage sur le réchauffement climatique (cf. §5.3.1).

Durant le compostage d'effluents d'élevage en andain, le débit d'air apparaît comme un processus majeur (Chapitre 2), en raison de son effet à la fois direct et indirect sur les processus. Il agit directement sur l'oxygénation et les pertes thermiques convectives et indirectement sur l'oxydation de la MO et sur les émissions. Le débit d'air est un moyen

majeur de maîtrise de la stabilisation et des émissions gazeuses. Par exemple, l'aération forcée augmente la disponibilité de l'oxygène et accélère les réactions d'oxydation de la MO mais renforce également la diffusion gazeuse, comme la volatilisation ammoniacale.

L'utilisation du modèle statistique a montré que certaines variables (DM_d et C_{biodeg}) ont plus d'effets que d'autres (W_C et N_{av}) sur les émissions ammoniacales. Nous avons montré que ces caractéristiques agissent de façons dépendantes (cf. §2.5). Notre modélisation dynamique du compostage permet de calculer d'autres cinétiques que celle d'émission ammoniacale, comme la température et les diminutions de matière au sein de l'andain par exemple. La modélisation développée a confirmé que les variables du modèle statistique étaient nécessaires mais elle a montré qu'elles n'étaient pas suffisantes (cf. §2.5 et §3.4) :

- pour la modélisation de la cinétique de température à cœur, il est nécessaire de représenter de manière indépendante les processus de production et de dissipation de chaleur ;
- l'activité microbienne initiale conditionne fortement l'allure des cinétiques de température et d'émissions de carbone et d'azote au début du compostage. Cette activité n'était pas prise en compte dans le modèle statistique ;
- les modules thermique et porosité ont conduit à introduire un paramètre caractérisant la diffusion de l'oxygène dans le milieu réactionnel (cf. §4.4.2.5). Ce paramètre permet de représenter empiriquement l'hétérogénéité de la distribution de l'eau et de la porosité ;
- la représentation de l'évaporation de l'eau à partir d'une part du module biodégradation et d'autre part du jeu de données a conduit à introduire un paramètre exprimant la capacité du substrat à retenir l'eau par capillarité ou pression osmotique. Ce paramètre permet de réguler l'effet de l'humidité du tas sur la part de chaleur latente produite calculée à partir du module biodégradation (cf. §4.4.2.1).

6.3. Influence des processus sur le déroulement du procédé

Le moteur du compostage étant l'oxydation de la MO provoquée par la croissance de la biomasse microbienne, nous avons choisi ici de discuter l'incidence des fonctions de limitation de ces croissances. La Figure 40 permet de comparer des cinétiques simulées pour les quatre tas retenus. La Figure 41 présente les fonctions de limitation pour les quatre tas

sélectionnés. Le Tableau IX (p. 140) rappelle l'ensemble des processus limités ainsi que les facteurs les limitant. L'analyse des facteurs limitant ces croissances, en dynamique, nous permet donc de discuter de l'influence des processus sur le déroulement du procédé, en termes de transformations internes de la MO, d'échanges thermiques et d'émissions gazeuses.

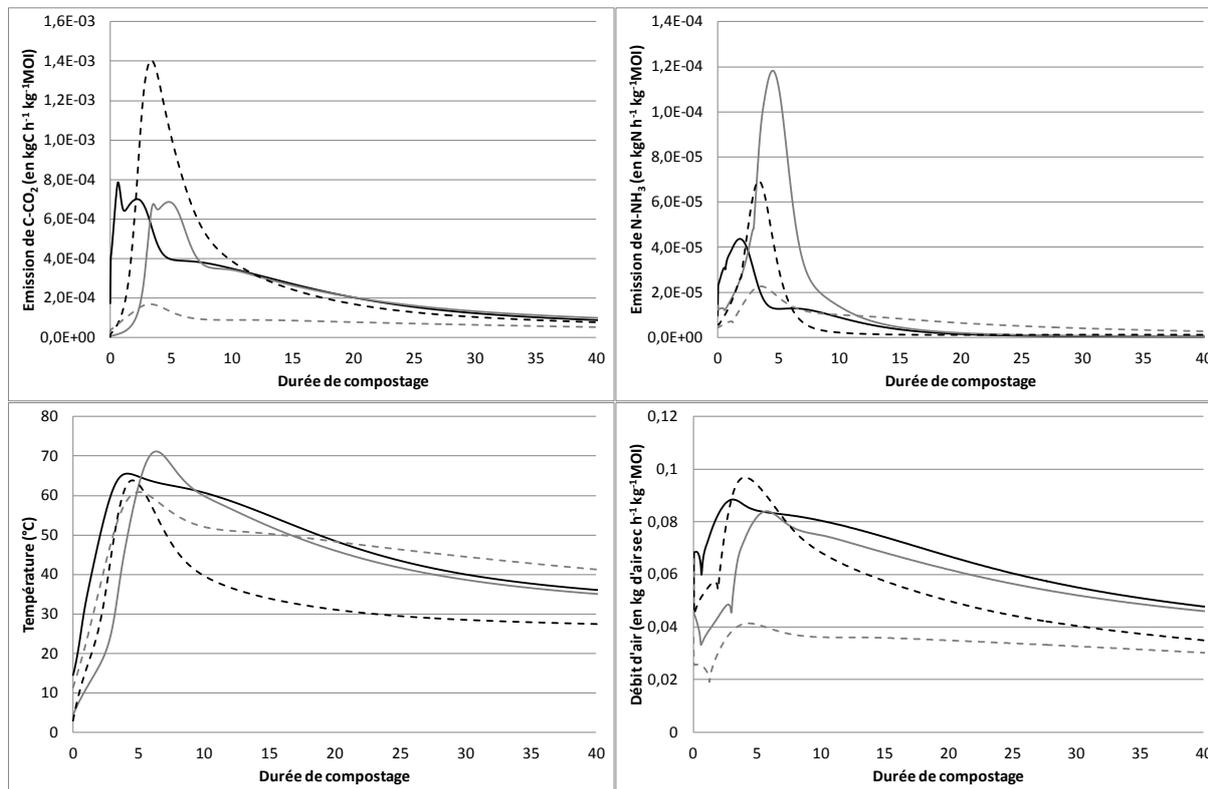


Figure 40. Simulation des cinétiques d'émissions de CO_2 et de NH_3 (graphiques du haut), de température et de débit d'air sec (graphiques du bas) pour les tas B (trait noir), F (trait gris), G (tirets noirs) et K (tirets gris)

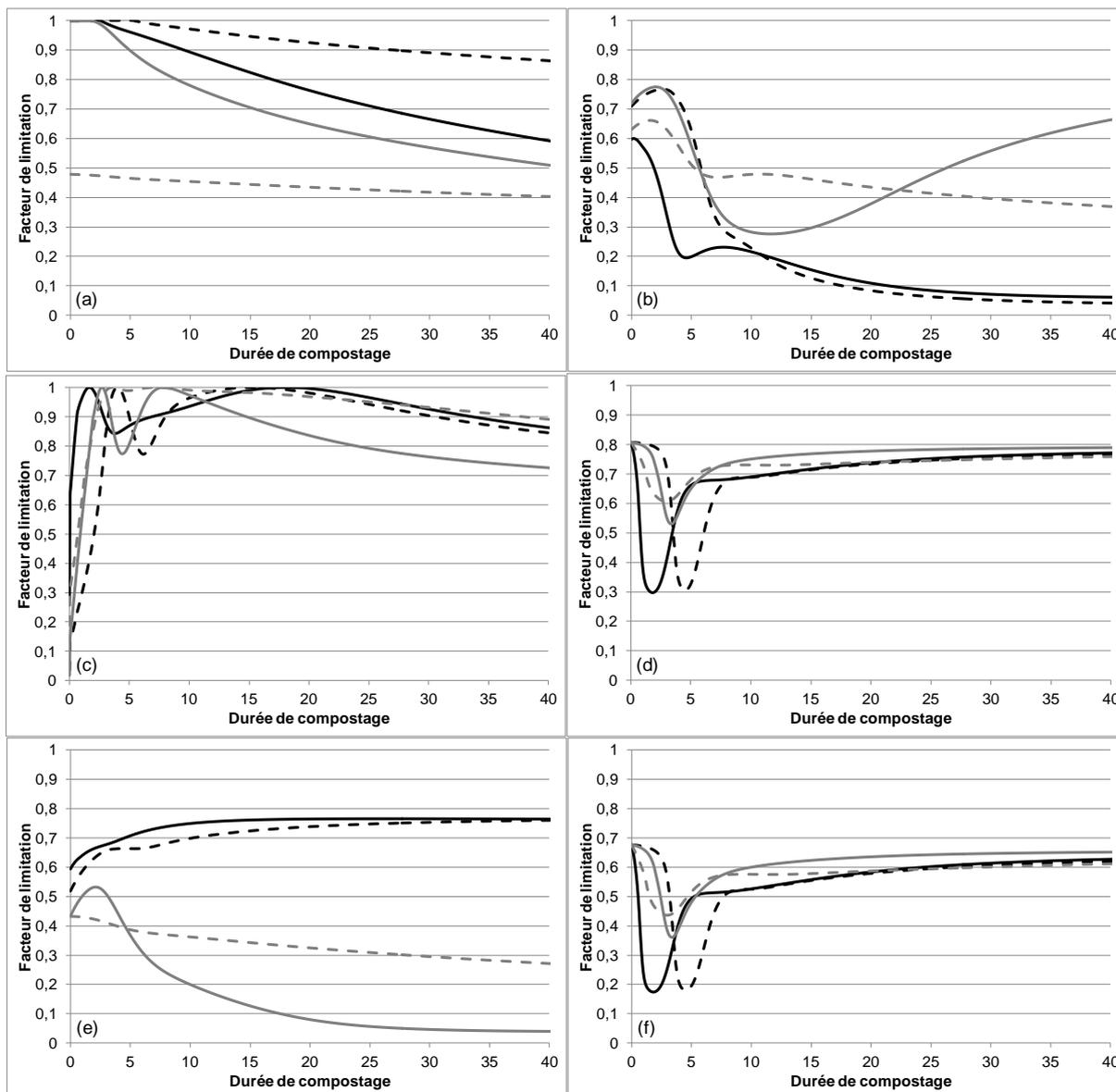


Figure 41. Fonctions de limitations de la croissance hétérotrophe par l'humidité (a), la disponibilité de l'azote (b), la température (c), l'oxygène (d), le substrat disponible (e) et de la croissance autotrophe par l'oxygène (f), calculées pour les tas B (trait noir), F (tirets noirs), G (trait gris) et K (tirets gris).

La discussion est organisée autour des enjeux principaux du procédé de compostage d'effluents d'élevage :

- la diffusion de l'oxygène régulant l'oxydation de la MO,
- les échanges thermiques déterminant l'évolution de la température de l'andain,
- l'évaporation d'eau déterminant la teneur en MS finale,
- la volatilisation ammoniacale qui détermine la conservation de l'azote.

Pour chacun des points abordés, la discussion est organisée dans un premier temps autour des apports de connaissances du fonctionnement par l'exploitation des dynamiques simulées.

Dans un deuxième temps, des recommandations pratiques liées aux enjeux industriels sont données.

6.3.1 Limitation de l'apport d'oxygène

6.3.1.1 Connaissances apportées

L'apport d'oxygène dans le tas est limité par deux processus : le renouvellement d'air et la diffusion gazeuse. L'émission de CO₂ dépend de la disponibilité du carbone, de l'abondance de la flore et de la disponibilité de l'oxygène. Cette dernière dépend du débit d'air et de la diffusion de l'oxygène dans le biofilm. La diffusion de l'oxygène est modulée par le paramètre $peff_{O_2}$ représentant la proportion d'oxygène arrivant par le renouvellement d'air.

Le débit d'air simulé pour le tas K est beaucoup plus faible que pour les autres tas (Figure 40). Pour ce tas, le paramètre de diffusion de l'oxygène est également plus faible que les autres (Tableau XXI). En revanche la fonction de limitation de la croissance hétérotrophe par l'oxygène n'est pas plus faible que dans les autres situations. Ce résultat s'explique par une moindre demande en oxygène qui résulte d'une croissance plus faible que les autres tas. Deux facteurs expliquent la croissance plus faible après la mise en tas. D'une part la faible humidité (44% de la masse brute) du tas entraîne une surface de biofilm moindre et donc un volume d'eau disponible pour la croissance plus faible. D'autre part le fort tassement (310 kg MS m⁻³) réduit le débit d'air passant au travers du tas, réduisant la surface de diffusion de l'oxygène et donc la croissance microbienne. Dans ce cas, le processus principal limitant la consommation d'oxygène est le renouvellement d'air.

Pour le tas G, le débit d'air est voisin de celui calculé pour les tas F et B (Figure 40), mais sa fonction de limitation par l'oxygène calculée est moins limitante que celle de ces deux derniers tas (Figure 41). Dans ce cas, le renouvellement d'air par l'effet-cheminée n'est pas le processus principal déterminant la disponibilité de l'oxygène, mais la diffusion de l'oxygène dans le biofilm. Les tas F et B ont la même proportion d'oxygène apporté par le renouvellement d'air diffusant à travers le biofilm. Le tas G a une proportion deux fois supérieure. Le paramètre $peff_{O_2}$ explique la différence de limitation par l'oxygène entre les tas G d'une part et les tas F et B d'autre part. Ce paramètre est nécessaire pour rendre compte des différentes modalités d'apport d'oxygène à la flore microbienne.

Si l'on souhaitait relier le paramètre $peff_{O_2}$ à des mesures de diffusion d'oxygène, il faudrait modifier la représentation proposée dans le chapitre 4. Néanmoins, une représentation plus mécaniste ne garantirait pas une représentation correcte dans nos conditions. En effet le tas de compost est considéré comme un ensemble homogène. Or la diffusion de l'oxygène dépend également de la température, de la porosité libre à l'air et de l'épaisseur du film d'eau (Or et al., 2007). Ces trois variables présentent une forte hétérogénéité spatiale dont il faudrait calculer la dynamique dans une représentation plus mécaniste.

6.3.1.2 Recommandations opérationnelles

La représentation adoptée nous paraît satisfaisante pour l'entreprise puisqu'elle permet d'identifier si la diffusion de l'oxygène limite la biodégradation.

Pour augmenter le renouvellement d'air, il faut soit augmenter la porosité totale, soit en améliorer sa distribution.

Pour augmenter la diffusion de l'oxygène, il faut augmenter la surface de biofilm au contact de l'air :

- dans le cas des composts secs, il convient d'augmenter l'humidité totale et d'homogénéiser sa distribution,
- dans le cas des composts humides, il convient d'augmenter la porosité libre à l'air et d'améliorer l'homogénéité de la distribution de l'eau.

Le débit d'air peut être influencé par des facteurs climatiques comme la température extérieure ou la vitesse d'air en surface. En conséquence on peut s'attendre à ce que le vent devienne un paramètre climatique sensible dans le cas d'un fumier ou d'un mélange à forte porosité initiale, conduit au champ. La couverture de ce type de fumier par un matériau permettant la diffusion d'oxygène rend le processus moins dépendant des variations de vent.

6.3.2 Modulation de l'activité microbienne et maîtrise de la température interne

6.3.2.1 Connaissances apportées

Dans le cas des composts en aération naturelle, une baisse de l'activité microbienne peut entraîner une baisse des températures internes au tas et réduire la fonction hygiénisante du compostage. L'enjeu de l'apport de connaissances pour la modélisation du compostage des effluents d'élevage était de représenter avec suffisamment de réalisme les phénomènes biologiques et physiques pour être en mesure d'anticiper les effets de la modulation de l'activité microbienne sur les cinétiques de température interne.

Dans le modèle que nous avons développé la cinétique de température est déterminée par les fonctions de limitation de la croissance microbienne et par des paramètres de dissipation thermique. La cinétique de température (stockage de chaleur) est la résultante de la production de chaleur via la croissance microbienne et des pertes convectives (sensible et latente) et conductives. Le modèle calcule simultanément les flux de production et de dissipation de chaleur. Les expérimentations en conditions contrôlées apportent des observations en continu de température et d'émissions de CO₂ et d'H₂O. Les paramètres physiques conditionnant la température sont essentiellement le paramètre de conduction U et le partage entre chaleur sensible et chaleur latente qui dépend de pH₂O_{liée}. Le modèle représente des situations contrastées d'échanges thermiques. La Figure 40 et la Figure 41 montrent comment ces processus se combinent différemment pour les quatre tas choisis.

L'activité microbienne initiale conditionne le temps de démarrage du compostage. Elle est représentée par le paramètre pX_{h0}. Le modèle est sensible à ce paramètre. Les valeurs élevées conduisent à une montée en température plus rapide et un pic d'émission plus précoce. Par exemple, le tas B a une valeur supérieure aux autres tas (Tableau XXI) de part l'apport de fumier porcin. Cette variable n'était pas intégrée dans le modèle statistique. Ainsi, le modèle dynamique représente mieux les processus biologiques. Une amélioration pourrait consister à prendre en compte d'autres facteurs déterminant l'activité initiale tels que la présence de molécules inhibitrices de la croissance microbienne (antibiotiques, antifongiques, etc...).

Le tas K reste chaud plus longtemps en fin de simulation, malgré une émission de CO₂ plus faible que les tas B, F et G (production de chaleur plus faible) car les pertes de chaleurs latente, convective et conductive sont plus faibles.

Par rapport aux tas B, F et G la croissance microbienne est limitée par l'humidité mais moins par les substrats (MO et azote), l'oxygène et la température. La température reste chaude car les pertes de chaleur conductives et convectives sont plus faibles que pour les autres tas (U et pH₂O_{liée} faibles).

Dans le cas des tas B et F, la croissance est rapidement limitée par la disponibilité de l'oxygène puis de l'azote. En revanche la température simulée est plus élevée que les autres tas durant la phase thermophile. Elle reste supérieure à celle du tas G lors de la décroissance malgré une production de chaleur du même ordre (émissions de CO₂ équivalentes). Les pertes de chaleur pour ces deux tas sont plus faibles. Dans le cas du tas B, les pertes conductives sont plus faibles (U plus faible). Une température élevée est maintenue malgré une production de chaleur faible et un débit d'air élevé. Dans le cas du tas F les pertes conductives sont supérieures à celle du tas B (U respectivement égal à 3669 et 6298 W K⁻¹ m⁻² pour les tas B et F), mais les pertes latentes sont inférieures (pH₂O_{liée} respectivement égal à 1,00 et 0,61 pour les tas B et F).

Le tas G connaît un refroidissement simulé plus rapide que les trois autres tas, malgré une production de chaleur élevée lors de la phase thermophile (pic d'émission de CO₂ supérieur à B et F). Ce refroidissement simulé s'explique par une limitation rapide de la croissance par la disponibilité d'azote et de MO. Cette limitation entraîne une baisse de la production de chaleur. A cette baisse de la production de chaleur s'ajoutent des pertes de chaleur accrues. Les paramètres U et pH₂O_{liée} sont élevés. Le débit d'air atteint des valeurs supérieures aux autres tas. En conséquence les pertes de chaleur convectives (latente et sensible) et conductives expliquent les pertes supérieures aux autres tas. La fonction de limitation par le substrat disponible aura une valeur différente à l'issue de la calibration par étapes des paramètres du module biodégradation.

Dans le tas G, la simulation indique plus de chaleur totale produite mais une quantité de chaleur sensible stockée (température du tas) plus faible. Néanmoins ce n'est pas l'effet observé puisque la décroissance de la température est mal simulée dans le cas du tas G (Figure 38). La simulation des cinétiques de température, de CO₂ et d'H₂O sur ce tas peut être

améliorée en revenant sur le paramétrage (notamment effet de la taille du compartiment facilement biodégradable). Cette étape permettrait de mieux comprendre comment les processus de production et de dissipation thermiques se combinent pour aboutir à la température observée.

6.3.2.2 *Recommandations opérationnelles*

On peut observer différentes situations de limitation de la croissance :

- par l'humidité (tas K),
- par l'oxygène et l'azote (tas B et F),
- par la MO (tas G).

Dans toutes ces situations on peut assurer une température suffisante de l'andain pour autant que les pertes conductives et convectives soient limitées. Les premières sont limitées en assurant une porosité libre à l'air suffisante, au moins en périphérie du tas. Les secondes peuvent être limitées en évitant une porosité libre à l'air trop élevée ou en couvrant le tas à l'aide d'une couverture poreuse.

Le modèle a tendance à sous-estimer la température (cf. §5.3.1.2). En conséquence l'entreprise peut utiliser les simulations pour évaluer les différentes combinaisons qui conduisent à des températures d'hygiénisation suffisantes.

L'entreprise peut utiliser cette connaissance pour optimiser conjointement le séchage avec l'hygiénisation de ce type de produit.

Si l'entreprise constate des temps de démarrage très variables dans les mélanges mis à composter, la calibration de la biomasse microbienne initiale pour quelques tas contrastés pourrait être utilisée :

- pour identifier les produits qui accélèrent ou ralentissent le démarrage (typologie des substrats),
- pour optimiser les mélanges afin d'accélérer le démarrage dans les situations qui le nécessitent.

6.3.3 Capacité d'évaporation de l'eau

6.3.3.1 Connaissances apportées

L'évaporation d'eau est déterminée par la production de chaleur et le partage entre la chaleur sensible et la chaleur latente. La production de chaleur dépend de la croissance microbienne et donc de ses fonctions de limitation. Le partage dépend du paramètre $pH_2O_{liée}$ et de l'humidité de la matière.

Les tas B et G émettent plus d'eau par rapport au CO_2 émis que les tas F et K (Figure 37). Ceci s'explique par la nature physique et chimique du substrat représentée par le paramètre $pH_2O_{liée}$. Dans le cas du tas F ($pH_2O_{liée} = 0,61$), l'eau est davantage liée au substrat par capillarité, ce qui s'expliquerait par l'ajout de sciure qui induit une fraction accrue de microporosité au sein de la porosité totale. Dans le cas du tas K ($pH_2O_{liée} = 0,34$), la liaison est à la fois physique et chimique. Ce tas est composé de fumier de volaille dont la MO est composée d'une proportion élevée de particules fines issue des fientes. La teneur accrue en matières minérales (par rapport aux composts fabriqués à partir de lisiers de porcs, cf annexe p. 250) peut expliquer une liaison chimique de l'eau.

6.3.3.2 Recommandations opérationnelles

Si l'objectif du compostage est d'augmenter la teneur en MS du produit final, alors l'entreprise se doit d'assurer une forte production de chaleur, en favorisant la croissance microbienne, et la mobilisation de cette chaleur sous forme latente, en s'assurant d'une faible liaison de l'eau. La production de chaleur peut être assurée par la porosité libre à l'air et la disponibilité en substrat biodégradable. La faible liaison de l'eau peut être assurée par un substrat à faible teneur en matières minérales et à faible microporosité.

6.3.4 Volatilisation ammoniacale

6.3.4.1 Connaissances apportées

L'émission d'ammoniac est déterminée par la quantité d'azote disponible, le débit d'air et les processus englobés par le paramètre pintLG . La calibration de ce paramètre dépend de plusieurs facteurs, comme la surface d'émission ou l'acidité.

Le tas F présente le plus fort pic d'émission ammoniacale lors de la phase thermophile malgré un débit d'air plus faible que les tas B et G. Cette plus forte amplitude s'explique par une température maximale atteinte plus élevée que celle des autres tas. A la température s'ajoute la forte disponibilité de l'azote et la limitation de la croissance microbienne par l'oxygène, limitant l'organisation de l'azote disponible et favorisant sa volatilisation.

Dans le cas du tas K, la température maximale atteinte est voisine de celle atteinte par les tas B et G. La disponibilité de l'azote est voisine de celle du tas G. La croissance microbienne du tas K est limitée par l'humidité, ce qui favorise l'émission ammoniacale. Cependant le pic d'émission est plus faible que celui des tas F, G et B. Ceci s'explique par un débit d'air nettement plus faible dû au tassement initial. Les recommandations proposées au chapitre 3 vont dans le même sens : un tassement initial pour limiter l'émission d' NH_3 , puis un retournement pour limiter l'émission d' N_2O . Si ces recommandations sont mises en œuvre par l'entreprise, le modèle peut en outre servir à optimiser l'ajout de sous-produits à forte disponibilité en C (pintLG et acidité), l'humidité du mélange initial et la durée de cette phase initiale.

Le tas B présente un faible pic d'émission ammoniacale par rapport aux tas F et G. Ceci s'explique par une diminution rapide de la disponibilité de l'azote en relation avec une forte disponibilité de la MO pour la croissance microbienne et une moindre limitation par la disponibilité de l'oxygène. L'azote disponible est donc prioritairement consommé par la croissance microbienne. L'émission ammoniacale est réduite au profit de la stabilisation de la MO.

Le tas K est plus émetteur d'ammoniac en fin de compostage malgré le débit d'air faible. Ceci s'explique par une disponibilité de l'azote moins limitante que pour les tas B et F. L'azote disponible est en revanche plus limitant en fin de période pour le tas K que pour le tas G qui a un débit d'air supérieur au tas K. La température du tas K reste élevée en fin de période

contrairement à celle du tas G. Cela peut expliquer l'émission d'ammoniac supérieure en fin de compostage de ce tas. Cette émission accrue sur une longue période conduit à une émission cumulée importante par rapport aux autres tas (Figure 39).

6.3.4.2 Recommandations opérationnelles

Le pic d'émission du tas G est environ deux fois inférieur à celui du tas F et son paramètre pintLG est également inférieur. Ces tas diffèrent par la disponibilité du carbone : le tas G se distingue par un ajout de mélasse, pouvant favoriser la production d'acides organiques qui ont limité l'émission ammoniacale. En conséquence, pour l'entreprise, l'incorporation d'un résidu agricole ou agroalimentaire riche en carbone facilement biodégradable présente un intérêt environnemental pour les effluents à risque élevé d'émission ammoniacale. Après calibration sur quelques mélanges contrastés, le modèle peut être mise en œuvre pour optimiser les paramètres physiques et biochimiques de mélanges fabriqués à partir de fumiers variables.

6.4. Conclusion : conditions pour améliorer les prédictions du modèle

Le modèle permet de comprendre les mécanismes clés internes à l'andain à l'origine des différences de cinétiques d'émissions gazeuses entre les situations de compostage. Il permet ensuite de proposer des solutions pratiques pour forcer les processus biochimiques et thermodynamiques en fonction des objectifs initiaux de l'utilisation du procédé de compostage. Cependant les comparaisons actuelles trouvent leurs limites dans l'état actuel de la calibration. Par exemple, le tas G pourrait exprimer des tendances de valeurs de paramètres différentes avec une meilleure calibration du substrat disponible. Les conclusions acquises ici seront donc à confirmer par la suite.

La qualité des prédictions s'apprécie en comparant des résultats de simulation à des observations à condition que ces observations n'aient pas été utilisées pour calibrer les paramètres du modèle. Le Chapitre 2 a montré que les mesures de bilan de masse étaient répétables à 5% mais que la répétabilité des mesures se dégradait pour les émissions gazeuses (10%). Le Chapitre 3 a montré que les bilans de masse de deux tas a priori voisins (tas CO_B et CO_H fabriqués à partir d'un fumier de la catégorie « fumier de volaille ») pouvaient

connaître une variabilité comparable aux écarts observés entre deux traitements d'une même expérimentation.

La calibration des paramètres du module azote a conduit à des incohérences (stocks négatifs, cf. §5.3.2.3). La prédiction des émissions de protoxyde d'azote reste imparfaite. La modélisation peut être utilisée comme outil de production de connaissances nouvelles que l'on agrège à des connaissances existantes. C'est le cas des modèles de simulation du traitement biologique des eaux usées (Henze et al., 2000). Lorsque les conditions de reproductibilité permettent d'espérer une prédiction juste, les écarts entre les cinétiques observées et simulées permettent de proposer des améliorations soit de la représentation des processus soit de la valeur des paramètres. L'amélioration de la représentation des processus peut concerner deux niveaux : le processus lui-même, et ses interactions avec des processus de natures différentes.

Dans un premier temps, pour optimiser des mélanges, il est nécessaire d'effectuer des étapes supplémentaires de calibration du module biodégradation. L'analyse du modèle présentée dans ce chapitre montre qualitativement qu'il permet de retrouver les effets observés en conditions contrôlées (chapitre 2) et semi-industrielles (chapitre 3). Les résultats du modèle peuvent être utilisés pour quantifier des différences entre traitements, et optimiser les mélanges initiaux pour concilier des objectifs commerciaux (composition, température) et environnementaux (pertes gazeuses).

Dans un deuxième temps, pour améliorer le caractère prédictif en valeur absolue du modèle, il faudra tout d'abord être certain que l'on maîtrise les conditions de reproductibilité de la situation de compostage que l'on souhaite prédire (composition des substrats, volume, distribution de l'eau, de la porosité, de la disponibilité du carbone et de l'azote). Il est nécessaire également d'avoir quantifié la variabilité des mesures liée à la position des capteurs ou à la précision des mesures. Ces éléments permettent de déterminer les écarts minimaux entre les résultats de simulation et les observations qui sont acceptables compte tenu des conditions de reproductibilité des mesures.

Conclusion générale

Conclusion générale

Au cours du compostage d'effluents d'élevage, les processus de stabilisation de la MO entraînent des pertes d'eau qui facilitent l'exportation de la MO en dehors des zones excédentaires. Le compostage entraîne également des pertes d'azote et en conséquence une réduction de la valeur fertilisante du compost. Ces pertes sous forme gazeuse peuvent être polluantes (NH_3 , N_2O). Les émissions gazeuses et la stabilisation de la MO lors du compostage dépendent de la nature biologique et biochimique des constituants et des modalités de mise en tas : le volume total et son tassement, la distribution de la porosité libre à l'air (taille des mottes, taille des particules, teneur en eau et hétérogénéité de répartition de l'eau liquide), la distribution de l'azote et du carbone disponible, la dynamique temporelle du climat, le retournement (homogénéisation) et les ajouts de matière.

L'optimisation empirique du procédé nécessite la multiplication des combinaisons possibles de substrats et de modalités physiques de conduite du procédé. Les résultats de cette optimisation dépendent également de la capacité du producteur de compost à reproduire le mélange initial. Le nombre de facteurs et la complexité des interactions entre ces facteurs rend difficile le choix des situations à expérimenter et l'analyse des résultats. Dans ces conditions l'intérêt de la modélisation est de :

- comprendre le déterminisme de ces transformations et leurs interactions pour identifier les principaux leviers d'action répondant aux enjeux économiques et environnementaux ;
- prédire les transformations de la MO et les émissions gazeuses majeures (CO_2 , H_2O , NH_3 , N_2O) afin d'optimiser le choix des pratiques.

Le défi scientifique de ce développement de modèle était d'intégrer les connaissances existantes sur les processus physiques, chimiques et biologiques et de proposer des modalités d'interaction entre ces processus dans le cas des tas de compost en aération naturelle. La difficulté spécifique était associée aux rétroactions entre processus modifiant les disponibilités du carbone et de l'azote et entre température et échanges thermiques conductifs et convectifs, sensibles et latents. Il fallait développer une représentation (i) suffisamment générique pour s'adapter à la diversité des situations de compostage des effluents d'élevage, (ii) suffisamment robuste pour s'adapter au caractère partiel de notre connaissance des caractéristiques

physiques, biochimiques et microbiologiques des substrats mis en compostage, (iii) évitant l'utilisation d'observations faites sur l'andain comme variables de forçage.

La thèse a comporté une partie expérimentale et une partie de modélisation. Les chapitres expérimentaux ont montré la hiérarchie et la dépendance entre ces facteurs et les émissions gazeuses, la stabilisation de la MO et les échanges thermiques. La reproductibilité expérimentale du compostage d'effluents d'élevage en andain constitue également un enjeu de l'amélioration des connaissances. Les chapitres de modélisation ont conduit au développement d'un modèle semi-empirique représentant l'effet de ces relations de dépendance sur les cinétiques de température, d'émissions gazeuses et de stabilisation de la MO. Le niveau de simplification choisi consiste à représenter l'effet des pratiques de compostage grâce à des paramètres simples sur un andain considéré comme un ensemble homogène. La représentation passe par le regroupement des processus en quatre modules : biodégradation, thermique, porosité/oxygénation et azote. Les interactions entre modules sont représentées par des fonctions de limitation des croissances microbiennes. Le modèle comporte 55 paramètres. 41 paramètres ont été fixés soit à partir de la littérature soit à partir des données acquises en conditions contrôlées. La valeur des 14 autres paramètres est spécifique des situations de compostage. Les principaux résultats obtenus par ce travail de thèse concernent la hiérarchisation des facteurs, la modélisation dynamique du procédé de compostage, la calibration initiale du modèle ainsi qu'une discussion quant à la qualité de prédiction actuelle.

Les situations de compostage étudiées à partir du modèle statistique ont permis de mettre en avant la prédominance de l'influence des caractéristiques physiques (densité de matière sèche puis humidité) sur l'efficacité du compostage en comparaison aux caractéristiques biochimiques (biodégradabilité du carbone et de l'azote). La durée de compostage nécessaire à l'obtention d'une qualité donnée de compost sera d'autant plus courte que le tas sera aéré et d'une humidité moyenne (55%). L'augmentation de la biodégradabilité du carbone n'a pas un impact aussi important que ces deux dernières caractéristiques physiques sur la durée de compostage mais permet cependant de réduire les émissions ammoniacales et donc de conserver l'azote au sein de l'andain. L'effet de chacune de ces caractéristiques n'est pas isolable puisque leur effet s'exprime différemment selon la valeur des autres caractéristiques : par exemple le maximum d'émission ammoniacale obtenu pour une densité de matière sèche

donnée dépend de l'humidité de la matière. Moins le tas est tassé, plus l'humidité est influente sur l'émission ammoniacale.

Les quatre caractéristiques ainsi hiérarchisées sont nécessaires à la modélisation mais non suffisantes : la représentation des émissions par le modèle statistique ne prend pas en compte l'activité microbienne initiale et donc les facteurs pouvant activer ou inhiber la croissance de la flore, moteur du compostage et de la stabilisation de la MO. De même, la modélisation dynamique a montré la nécessité de prendre en compte l'hétérogénéité de la porosité ainsi que la capacité du substrat à lier l'eau pour affiner la représentation des processus et améliorer la qualité de simulation des émissions gazeuses lors de la phase de décroissance. La représentation simplifiée de l'andain comme un volume homogène nécessite le calage de certains paramètres du modèle pour des situations de compostage contrastées. Par exemple, la biodégradabilité initiale du carbone dépend de l'adaptation de la flore microbienne initiale aux substrats et éventuellement de la teneur en composés inhibiteurs qui peuvent diminuer l'activité de cette flore. Le calage des paramètres spécifiques des situations de compostage dépend donc directement des processus pris en compte et du niveau de complexité de leur représentation. Par exemple, les valeurs des paramètres d'initialisation du module biodégradabilité doivent être recalibrés après l'ajout du module azote. La prise en compte de la dynamique de transformation de l'azote rend nécessaire l'ajout d'une fonction de limitation de la croissance microbienne par la concentration en azote disponible. Le flux global de croissance et le flux d'émission de dioxyde de carbone sont alors diminués. La simulation correcte de l'émission de dioxyde de carbone nécessite donc de ré-estimer la taille des fractions initiales en les majorant. De manière plus globale, dès que des processus ayant un impact sur la croissance microbienne sont ajoutés à la représentation du procédé, l'ensemble du fractionnement du carbone et de l'azote sera donc à réévaluer.

Dans l'état actuel du modèle et des connaissances du jeu de paramètres, des simulations peuvent prédire de manière assez précise les émissions gazeuses – à la fois en termes de cinétique et de cumul – pour des essais effectués à partir de substrats similaires à ceux étudiés dans ce travail de thèse. Pour de nouveaux substrats, la méconnaissance des valeurs précises des paramètres spécifiques permettra de prédire seulement des tendances de cinétiques d'émissions et de stabilisation mais avec une forte incertitude sur les amplitudes simulées. La représentation choisie est cependant suffisante pour prédire le bilan massique global, les émissions de dioxyde de carbone et de vapeur d'eau étant correctement simulées. Reste que,

pour améliorer la prédiction de l'impact environnemental du procédé, il faudra améliorer la prédiction de l'émission de N_2O et représenter les processus de production et d'émission de méthane.

Le temps imparti à la thèse n'a pas permis de quantifier les incertitudes de reproductibilité, d'estimer les caractéristiques initiales de l'andain à partir des informations de calibration et de comparer des situations de compostage observées à des cinétiques simulées. Néanmoins la démarche globale de calibration a montré qu'il était souhaitable de poursuivre la calibration des paramètres du module biodégradation en adaptant les méthodes par rapport à celles utilisées au Chapitre 5. Il est possible que les analyses biochimiques utilisées (fractionnement Van Soest) soient insuffisantes pour décrire la disponibilité réelle du carbone et de l'azote. La spectrométrie proche infrarouge (NIRS) ouvre des perspectives nouvelles dans ce sens (Peltre et al., 2011). Ces méthodes permettent d'avoir une réponse rapide sur la composition des produits. Si elles sont associées à des enregistrements de température, on peut envisager de faire évoluer les paramètres du modèle en cours de compostage de façon à ce que les prédictions à court terme soient les plus justes possibles dans le but d'une application industrielle de conduite du procédé.

En vue d'améliorer la reproductibilité du procédé, et pour pouvoir comparer des prédictions à des observations, il sera nécessaire par la suite d'identifier les caractéristiques minimales des substrats et de l'andain qui doivent être renseignées pour espérer reproduire les cinétiques de stabilisation et d'émissions gazeuses. L'analyse de la sensibilité du modèle pourra contribuer à ce travail en déterminant une hiérarchie des paramètres en fonction de leur impact sur les émissions gazeuses simulées.

L'incertitude des résultats de simulations en fonction de la valeur des paramètres spécifiques reste à calculer. Leur estimation permettra par la suite d'estimer la résolution minimale avec laquelle approcher la valeur des paramètres de calibration suivant l'objectif de précision souhaité. L'utilisation du modèle pour étudier des substrats variés mis en andain de manière variée pourrait par la suite permettre la définition d'une typologie de situations de compostage.

Nous préconisons 3 étapes pour poursuivre le travail de modélisation et aboutir à un modèle prédictif :

- la calibration du modèle sur le jeu de données utilisé reste à améliorer, afin que les paramètres d'initialisation des fractionnements soient représentatifs d'une « réalité » biochimique ;
- il sera nécessaire d'affiner cette calibration à partir des expérimentations en conditions semi-industrielle sur la plateforme de Couvée d'Or afin d'approcher la valeur des paramètres spécifiques pour les substrats étudiés ;
- le modèle devra ensuite être validé, d'une part à partir des expérimentations menées à la Halle expérimentale et non utilisée pour le développement du modèle, et d'autre part sur le jeu de données de Couvée d'Or, également non utilisées dans la re-calibration spécifique.

Pour que le modèle soit opérationnel à court terme, il serait très utile que les résultats de l'optimisation de la calibration du fractionnement initial soient liables à un fractionnement biochimique de type Van Soest, utilisé classiquement dans les modèles agronomiques de biodégradation de la MO. L'utilisation de la NIRS pour prédire le fractionnement biochimique initial de la MO, à la fois pour la DCO et pour l'azote peut permettre de mesurer rapidement et à moindre coût les caractéristiques nécessaires à l'initialisation du modèle. Elle peut s'avérer plus pertinente que le passage par le fractionnement Van Soest. Néanmoins, l'utilisation de la NIRS nécessite un grand nombre de mesures (plusieurs dizaines voire centaines) pour être fiable. L'obtention de ces données prendra du temps.

Cette démarche serait un premier pas vers l'adaptation du modèle à l'usage industriel. Cette utilisation potentielle du modèle nécessite de mettre en place une interface de choix des paramètres initiaux et de présentation des résultats. Par la suite, le modèle devrait permettre d'optimiser les pratiques de compostage par rapport aux enjeux industriels, à savoir déterminer la masse et la qualité finale du compost en fonction des objectifs agronomiques, satisfaire les critères spécifiés par la normalisation (par exemple l'hygiénisation) et réduire l'impact environnemental du procédé.

Références bibliographiques

- Abd El Kader, N., Robin, P., Paillat, J.-M., Leterme, P., 2007. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology* 98, 2619–2628.
- ADEME, 2010. Le cadre réglementaire et juridique des activités agricoles de méthanisation et de compostage – Guide pratique.
- ADEME, 2012a. Programme de recherche de l'Ademe sur les émissions atmosphériques du compostage - Connaissances acquises et synthèse bibliographique (Rapport Final). ADEME.
- ADEME, 2012b. Végétalisation des anciennes décharges et autres fonciers dégradés en Languedoc-Roussillon., Cahier Technique.
- AFNOR, 1985. NF U44-160. Amendements organiques et supports de culture. Détermination de la matière organique totale - Méthode par calcination. Matières fertilisantes et supports de cultures. AFNOR, Paris.
- AFNOR, 2006. NF U44-051. Amendements organiques - Dénominations spécifications et marquage. Saint-Denis-la-Plaine, France.
- AFNOR, 2009. XP U44-162. Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique. Saint-Denis-la-Plaine, France.
- Agnew, J.M., Leonard, J., 2003. The physical properties of compost. *Compost* 11, 238–264.
- Ahn, H.K., Richard, T.L., Choi, H.L., 2007. Mass and thermal balance during composting of a poultry manure—Wood shavings mixture at different aeration rates. *Process Biochemistry* 42, 215–223.
- Ahn, H.K., Richard, T.L., Glanville, T.D., 2008. Laboratory determination of compost physical parameters for modeling of airflow characteristics. *Waste Management* 28, 660–670.
- Albrecht, R., 2007. Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts. (Thèse de Doctorat).
- Albrecht, R., Périssol, C., Ruaudel, F., Petit, J.L., Terron, G., 2010. Functional changes in culturable microbial communities during a co-composting process: Carbon source utilization and co-metabolism. *Waste Management* 30, 764–770.
- Albuquerque, J.A., McCartney, D., Yu, S., Brown, L., Leonard, J., 2008a. Air Space in Composting Research : A Literature Review. *Compost Science and Utilization* 16, 159–170.
- Albuquerque, J.A., McCartney, D., Yu, S., Brown, L., Leonard, J., 2008b. Air Space in Composting Research : A Literature Review 159–170.
- Andersen, J., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T., Scheutz, C., 2010. Quantification of Greenhouse Gas Emissions from Windrow Composting of Garden Waste. *Journal of Environmental Quality* 39, 713–724.
- Andersson, M., 1996. Performance of Bedding Materials in Affecting Ammonia Emissions from Pig Manure. *Journal of Agricultural Engineering Research* 65, 213–222.
- ApSimon, H.M., Kruse, M., Bell, J.N.B., 1987. Ammonia emissions and their role in acid deposition. *Atmospheric Environment (1967)* 21, 1939–1946.
- Aubert, C., 2006. Le traitement des déchets de couvoir par co-compostage. *Sciences et Techniques Avicoles* 56, 10–15.
- Barenburg, A.W.T., 1974. *Psychrometry and Psychrometric Charts*, 3rd ed. Chamber of Mines of South Africa, Le Cap.

- Barone, J.R., Arikan, O., 2007. Composting and biodegradation of thermally processed feather keratin polymer. *Polymer Degradation and Stability* 92, 859–867.
- Barrington, S., Choinière, D., Trigui, M., Knight, W., 2002. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technology* 83, 189–194.
- Barrington, S., Choinière, D., Trigui, M., Knight, W., 2003. Compost convective airflow under passive aeration. *Bioresource Technology* 86, 259–266.
- Basset-Mens, C., Van der Werf, H.M., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems : the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 127–144.
- Bastianelli, D., Lescoat, P., Bouvarel, I., Heryouet, C., 2007. ANALYSE DES COMPOSES AZOTES DES FUMIERS DE VOLAILLE DE CHAIR PAR SPECTROMETRIE DANS LE PROCHE INFRA-ROUGE (SPIR). APPLICATION A L'ETUDE DE LA VARIABILITE INTRA- ET INTER-ELEVAGE. Presented at the Septièmes Journées de la Recherche Avicole, Tours, pp. 59–63.
- Beck-Friis, B., Pell, M., Sonesson, U., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2000. Formation and Emission of N₂O and CH₄ from Compost Heaps of Organic Household Waster. *Environ Monit Assess* 62, 317–331.
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2001. SE—Structures and Environment: Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research* 78, 423–430.
- Béline, F., 1998. Etude des transferts d'azote par nitrification/dénitrification (N₂, N₂O, NH₃) au cours du traitement aérobie et du stockage du lisier de porc. Essais avec 15N. (Thèse de Doctorat).
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., 2009a. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100, 5444–5453.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A., Moral, R., 2009b. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review 5444–5453.
- Berthe, L., 2007. Etude et compréhension des processus de biodégradation : Estimation de la biodégradabilité de matrices organiques solides. (Thèse de doctorat).
- Berthe, L., Druilhe, C., Massiani, C., Tremier, A., De Guardia, A., 2007. Coupling a respirometer and a pycnometer, to study the biodegradability of solid organic wastes during composting. *Biosystems Engineering* 97, 75–88.
- Bohacz, J., Kornilłowicz-Kowalska, T., 2009. Changes in enzymatic activity in composts containing chicken feathers. *Bioresource Technology* 100, 3604–3612.
- Boursier, H., 2003. Etude et modélisation des processus biologiques au cours du traitement aérobie du lisier de porcs en vue d'une optimisation du procédé (Thèse).
- Boursier, H., Béline, F., Paul, E., 2005. Piggery wastewater characterisation for biological nitrogen removal process design. *Bioresource Technology* 96, 351–358.
- Bruntland, G.H., 1987. Our common future. (Report of the World Commission on Environment and Development). United Nations.
- Bueno, P., Tapias, R., López, F., Díaz, M.J., 2008. Optimizing composting parameters for nitrogen conservation in composting. *Bioresource Technology* 99, 5069–5077.
- Burton, C.H., Turner, C., 2003. Manure management, treatment strategies for sustainable agriculture., Ed. Quae. ed.
- Célérier, J., 2008. Caractérisation moléculaire et dynamique de la matière organique de compost (déchets verts, biodéchets) dans un sol.
- Chabalier, P.F., Van de Kerchove, V., Saint Macary, H., 2006. Guide de la fertilisation organique à La Réunion. CIRAD, Saint-Denis, La Réunion.

- Chadwick, D.R., 2005. Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment* 39, 787–799.
- Charnay, F., 2005. *Compostage des déchets urbains dans les Pays en Développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost.* (Thèse de Doctorat).
- CITEPA, 2009. Emissions dans l'air en France - Substances relatives à l'acidification, l'eutrophisation et à la pollution photochimique. CITEPA, Paris.
- CITEPA, 2013. Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France, 10ème édition.
- Conrad, R., 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). *Microbiological Reviews* 609–640.
- CORPEN, 2003. Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium - cuivre et zinc des porcs. Ministère de l'agriculture - Ministère de l'environnement, France.
- Czepiel, P.M., Crill, P.M., Harriss, R.C., 1995. Environmental factors influencing the variability of methane oxidation in temperate zone soils. *Journal of Geophysical Research* 100, 9359–9364.
- Das, K.C., Minkara, M.Y., Melear, N.D., Tollner, E.W., 2002. Effect of Poultry Litter Amendment on Hatchery Waste Composting. *The Journal of Applied Poultry Research* 11, 282–290.
- De Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L' Hermite, P., Zucconi, F., 1987. *Compost: production, quality and use.* Elsevier, New York.
- De Guardia, A., Brunet, S., Rogeau, D., Matejka, G., 2002. Fractionation and characterisation of dissolved organic matter from composting green wastes. *Bioresource Technology* 83, 181–187.
- De Guardia, A., Petiot, C., Rogeau, D., 2008a. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. *Waste Management* 28, 73–84.
- De Guardia, A., Petiot, C., Rogeau, D., Druilhe, C., 2008b. Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. *Waste Management* 28, 575–587.
- Dinis, M.A.P., 2010. Co-Composting: a Brief Review. *Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia* 7, 20–30.
- Doublet, J., Francou, C., Pétraud, J.P., Dignac, M.F., Poitrenaud, M., Houot, S., 2010. Distribution of C and N mineralization of a sludge compost within particle-size fractions. *Bioresource Technology* 101, 1254–1262.
- Dulphy, J.P., Demarquilly, C., 1981. Problèmes particuliers aux ensilages., in: *Prévision De La Valeur Nutritive Des Aliments Des Ruminants.* Versailles, pp. pp.81–104.
- Ekama, G.A., Dold, P.L., Marais, G. v. R., 1986. Procedures for Determining Influent COD Fractions and the Maximum Specific Growth Rate of Heterotrophs in Activated Sludge Systems. *Water Science & Technology* 18, 91–114.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Elwell, D.L., 2000. Composting Short Paper Fiber with Broiler Litter and Additives: Part I: Effects of Initial pH and Carbon/Nitrogen Ratio On Ammonia Emission. *Compost Science & Utilization* 8, 160–172.
- Eklind, Y., Kirchmann, H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: carbon turnover. *Bioresource Technology* 74, 115–124.
- Emswiler, J.E., 1926. The neutral zone in ventilation. *Transactions of the American Society of Heating and Ventilating Engineers* 32, 59–74.
- Erisman, J.W., Bleeker, A., Galloway, J., Sutton, M.S., 2007. Reduced nitrogen in ecology and the environment. *Environmental Pollution* 150, 140–149.
- Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L., Jäger, H.-J., 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation—A review. *Environmental Pollution* 86, 43–82.

- FAO, 2006. Livestock's long shadow, environmental issues and options. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome.
- FAO, 2011. Produire plus avec moins. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome.
- FranceAgriMer, 2012. L'observatoire national des ressources en biomasse. Evaluation des ressources disponibles en France métropolitaine., FranceAgriMer. ed.
- Francou, C., 2003. STABILISATION DE LA MATIERE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE DE DECHETS URBAINS. (Thèse de Doctorat).
- Fukumoto, Y., Osada, T., Hanajima, D., Haga, K., 2003. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration—effect of compost pile scale. *Bioresource Technology* 89, 109–114.
- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Osada, T., Kuroda, K., Hanajima, D., Yasuda, T., Haga, K., 2006. Reduction of Nitrous Oxide Emission from Pig Manure Composting by Addition of Nitrite-Oxidizing Bacteria. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6787–6791.
- Galloway, J.N., ABER, J.D., ERISMAN, J.W., SEITZINGER, S.P., HOWARTH, R.W., COWLING, E.B., COSBY, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53, 341–356.
- Gao, M., Li, B., Yu, A., Liang, F., Yang, L., Sun, Y., 2010. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource Technology* 101, 1899–1903.
- Giusti, E., Marsili-Libelli, S., 2010. Fuzzy modelling of the composting process. *Environmental Modelling & Software* 25, 641–647.
- Golueke, C.G., 1973. *Composting – a study of the process and its principles*, Rodale Press. ed. Emmaus, Pennsylvania.
- Gomes, A.P., Pereira, F.A., 2008. Mathematical modelling of a composting process, and validation with experimental data. *Waste Management & Research* 26, 276–287.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., Loosdrecht, M. van, 1999. Activated sludge model No. 3. *Water Science and Technology* 39, 183–193.
- Hassouna, M., Robin, P., Charpiot, A., Edouard, N., Méda, B., 2013. Infrared photoacoustic spectroscopy in animal houses: Effect of non-compensated interferences on ammonia, nitrous oxide and methane air concentrations. *Biosystems Engineering* 114, 318–326.
- Haug, R.T., 1980. *COMPOST ENGINEERING Principles and Praticce*. ANN ARBOR SCIENCE, Ann Arbor.
- Haug, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*, Lewis Publishers. ed. Londres.
- Hellmann, B., Zelles, L., Palojarvi, A., Quing Yun, B., 1997. Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting. *Applied and environmental microbiology* 63, 1011–1018.
- Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoullaud, B., Germon, J.C., Cellier, P., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology* 11, 115–127.
- Hénault, C., Germon, J.C., 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science* 51, 257–270.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Van Loosdrecht, M., 2000. *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, IWA Publishing. ed. Londres, UK.
- Iqbal, M.K., Shafiq, T., Ahmed, K., 2010. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. *Bioresource Technology* 101, 1913–1919.
- Jarvis, A., Sundberg, C., Milenkovski, S., Pell, M., Smars, S., Lindgren, P.-E., Hallin, S., 2009. Activity and composition of ammonia oxidizing bacterial communities and

- emission dynamics of NH₃ and N₂O in a compost reactor treating organic household waste. *Journal of Applied Microbiology* 106, 1502–1511.
- JCGM, 2012. Vocabulaire international de métrologie – Concepts fondamentaux et généraux et termes associés (VIM) (No. JCGM 200:2012). JCGM.
- Jeon, K., Nakano, K., Nishimura, O., 2011. Development and application of a simulation model for the thermophilic oxic process for treating swine waste. *Water Research* 45, 348–356.
- Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G., Guo, R., Zhao, Y., 2011. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Sciences* 23, 1754–1760.
- Kaiser, J., 1996. Modelling composting as a microbial ecosystem: a simulation approach. *Ecological Modelling* 91, 25–37.
- Kammann, C., Hepp, S., Lenhart, K., Müller, C., 2009. Stimulation of methane consumption by endogenous CH₄ production in aerobic grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 622–629.
- Kirchmann, H., Witter, E., 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic manure decomposition. *Plant Soil* 115, 35–41.
- Klejment, E., Rosiński, M., 2008. Testing of thermal properties of compost from municipal waste with a view to using it as a renewable, low temperature heat source. *Bioresource Technology* 99, 8850–8855.
- Korniłowicz-Kowalska, T., Bohacz, J., 2010. Dynamics of growth and succession of bacterial and fungal communities during composting of feather waste. *Bioresource Technology* 101, 1268–1276.
- Kulcu, R., Yaldiz, O., 2004. Determination of aeration rate and kinetics of composting some agricultural wastes. *Bioresource Technology* 93, 49–57.
- Langlais, A., 2001. Quel statut juridique pour les déchets agricoles ? (Thèse de Doctorat).
- Langlais, A., 2003. Quel statut juridique pour les déchets agricoles ? *Ruralia* 10/11.
- Lashermes, G., Barriuso, E., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S., 2012. Composting in small laboratory pilots: Performance and reproducibility. *Waste Management* 32, 271–277.
- Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M.L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., Houot, S., 2010. Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresource Technology* 101, 157–164.
- Lehuger, S., Gabrielle, B., Oijen, M. van, Makowski, D., Germon, J.-C., Morvan, T., Hénault, C., 2009. Bayesian calibration of the nitrous oxide emission module of an agro-ecosystem model. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 208–222.
- Levasseur, P., 2002. Composition chimique détaillée des aliments et des lisiers de porc. *TechniPorc* 25, 19–25.
- Levasseur, P., 2005. Composition des effluents porcins et de leurs co-produits de traitement. Quantités produites., Editions - Institut du Porc. ed.
- Liang, Y., Leonard, J.J., Feddes, J.J., McGill, W.B., 2004. A simulation model of ammonia volatilization in composting. *Transactions of the ASAE* 47, 1667–1680.
- Liang, Y., Leonard, J.J., Feddes, J.J.R., McGill, W.B., 2006. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. *Bioresource Technology* 97, 748–761.
- Linerès, M., Djakovitch, J.L., 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. In: *Matières organiques et agricultures*, in: Actes Des Quatrièmes Journées De l'Analyse De Terre (GEMAS). Presented at the

- Cinquième Forum de la Fertilisation Raisonnée (COMIFER), J. Decroux et J.C. Ignazi, Eds., Blois, France, pp. 159–168.
- Luth, 2011. Effet de la combinaison de la lombrifiltration et du lagunage à macrophytes sur le recyclage des effluents sur le site d'élevage. (Thèse de Doctorat).
- Mancinelli, R.L., 1992. Nitrogen cycle. *Encyclopedia of Microbiology* 3, 229–237.
- Mason, I.G., 2006. Mathematical modelling of the composting process: A review. *Waste Management* 26, 3–21.
- Mason, I.G., Milke, M.W., 2005a. Physical modelling of the composting environment: A review. Part 1: Reactor systems. *Waste Management* 25, 481–500.
- Mason, I.G., Milke, M.W., 2005b. Physical modelling of the composting environment: A review. Part 2: Simulation performance. *Waste Management* 25, 501–509.
- MEDDTL, M. de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Journal officiel de la République française, 2012. Arrêté du 20 avril 2012 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées de compostage soumises à enregistrement sous la rubrique n°2780., NOR : DEVP1221724A.
- Misra, R.V., Roy, R.N., Hiraoka, H., 2005. *Methodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole.*, FAO. ed. Rome.
- Monod, J., 1949. The growth of bacterial cultures. *Annual Review of Microbiology* 3, 371–394.
- Morand, P., Baron, S., 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 No. Convention n°9875026). COOPAGRI-Bretagne, Université de Rennes 1, 4 Vaulx-Jardin.
- Morvan, T., Nicolardot, B., 2003. Decomposition of soluble compounds obtained after fractionation of different animal wastes, in: *Controlling N Flows and Losses*. Presented at the 12th Nitrogen Workshop, Academic Publishers, Wageningen, University of Exeter (UK), Wageningen, pp. 200–202.
- Morvan, T., Nicolardot, B., 2009. Role of organic fractions on C decomposition and N mineralization of animal wastes in soil. *Biol Fertil Soils* 45, 477–486.
- Morvan, T., Nicolardot, B., Péan, L., 2006. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. *Biol Fertil Soils* 42, 513–522.
- Mustin, M., 1987. *Le compost: Gestion de la matière organique.* François Dubusc, Paris.
- N. van Breemen, P. A. Burrough, E. J. Velthorst, H. F. van Dobben, Toke de Wit, T. B. Ridder, H. F. R. Reijnders, 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299, 548–550.
- Nelson, M.I., Balakrishnan, E., Chen, X.D., 2003. A Semenov Model of Self-Heating in Compost Piles. *Process Safety and Environmental Protection* 81, 375–383.
- Or, D., Smets, B.F., Wraith, J.M., Dechesne, A., Friedman, S.P., 2007. Physical constraints affecting bacterial habitats and activity in unsaturated porous media – a review. *Advances in Water Resources* 30, 1505–1527.
- Oudart, D., Hassouna, M., Robin, P., Paillat, J.M., 2012a. Repeatability of organic matter transformations and gaseous emissions during windrow composting. Presented at the *Emission of Gas and Dust from Livestock*, Saint-Malo, France.
- Oudart, D., Paul, E., Robin, P., Paillat, J.M., 2012b. Modeling organic matter stabilization during windrow composting of livestock effluents. *Environmental Technology* 33, 2235–2243.
- Oudart, D., Robin, P., Hassouna, M., Paillat, J.M., 2010. Predicting the effect of C and N biodegradability, humidity and porosity on ammonia emission during animal manure

- composting. Presented at the International Conference on Agricultural Engineering - AgEng 2010, Clermont-Ferrand, France.
- Paillat, J.M., Robin, P., Hassouna, M., Leterme, P., 2005a. Effet du compostage d'effluents porcins sur les émissions gazeuses et les teneurs en éléments polluants (Rapport Final contrat Ademe n003 75C0077).
- Paillat, J.-M., Robin, P., Hassouna, M., Leterme, P., 2005b. Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. *Atmospheric Environment* 39, 6833–6842.
- Paré, T., Dinel, H., Schnitzer, M., Dumontet, S., 1998. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biol Fertil Soils* 26, 173–178.
- Peltre, C., Thuriès, L., Barthès, B., Brunet, D., Morvan, T., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Houot, S., 2011. Near infrared reflectance spectroscopy: A tool to characterize the composition of different types of exogenous organic matter and their behaviour in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 197–205.
- Petric, I., Selimbašić, V., 2008. Development and validation of mathematical model for aerobic composting process. *Chemical Engineering Journal* 139, 304–317.
- Peyraud, J.L., Cellier, P., Donnars, C., Réchauchère, O., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. (Synthèse du rapport d'Expertise scientifique collective). INRA.
- Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., Lefebvre, X., 2008. Modelling of moisture-dependent aerobic degradation of solid waste. *Waste Management* 28, 1188–1200.
- Pommier, S., Llamas, A.M., Lefebvre, X., 2010. Analysis of the outcome of shredding pretreatment on the anaerobic biodegradability of paper and cardboard materials. *Bioresource Technology* 101, 463–468.
- Powell, M.J., 1964. An efficient method for finding the minimum of a function of several variables without calculating derivatives. *Computer Journal* 7, 155–162.
- Queney, P., 1974. *Éléments de météorologie*. Masson, Paris.
- Ratkowsky, D.A., Lowry, R.K., McMeekin, T.A., Stokes, A.N., Chandler, R.E., 1983. Model for Bacterial Culture Growth Rate Throughout the Entire Biokinetic Temperature Range. *Journal of Bacteriology* 154, 1222–1226.
- Richard, Walker, L.P., 2006. Modeling the temperature kinetics of aerobic solid-state biodegradation. *Biotechnology Progress, Biotechnology progress* 22, 70–77.
- Robin, D., 1997. Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux. *Agronomie* 17, 157–171.
- Robin, P., Ablain, F., Yulipriyanto, H., Pourcher, A.-M., Morvan, T., Cluzeau, D., Morand, P., 2008. Evolution of non-dissolved particulate organic matter during composting of sludge with straw. *Bioresource Technology* 99, 7636–7643.
- Robin, P., Amand, G., Aubert, C., Babela, N., Brachet, A., Berckmans, D., Burton, C., Canart, B., Cellier, P., Dolle, J.B., Dong, H.M., Durif, M., Ehrlacher, A., Eren Ozcan, S., Espagnol, S., Gautier, F., Guinguand, N., Guiziou, F., Hartung, E., Hassouna, M., Landrain, P., Lee, I.B., Leleu, C., Li, Y.S., Liao, X.D., Loubet, B., Loyon, L., Luth, Nicks, B., De Oliveira, P.A.V., Ponchant, P., Powers, W., Ramonet, Y., Sommer, S.G., Thiard, J., Wang, K.Y., Xin, H., Youssef, A., 2010. Procédures de référence pour la mesure des émissions de polluants gazeux des bâtiments d'élevage et stockages d'effluents d'élevage (Rapport Final No. Contrat n°06 74 C0018). Ademe.
- Robin, P., Aubert, C., Blin, D., Tricot, G., Vacher, V., 2001. Maîtrise du compostage de fumier de volailles à la ferme : Mélange initial, retournements, couvertures. Presented at the Quatrièmes Journées de la Recherche Avicole, Nantes, pp. 53–56.

- Robin, P., Souloumiac, D., Ferren, J.C., 1997. Maîtrise climatique en bâtiment statique d'élevage de volailles de chair. Refroidissement d'ambiance en période de forte chaleur. Presented at the Journées de la Recherche Avicole, pp. 93–95.
- Rosso, L., Lobry, J.R., Flandrois, J.P., 1993. An Unexpected Correlation between Cardinal Temperatures of Microbial Growth Highlighted by a New Model. *Journal of Theoretical Biology* 162, 447–463.
- Rousseau, P., Steyer, J.P., Volcke, E.I.P., Bernet, N., Béline, F., 2008. Modélisation d'une filière de traitement des effluents d'élevage couplant la digestion anaérobie et le traitement biologique de l'azote. *e-STA (e-revue Sciences et Technologies de l'Automatique)* 5, 21–28.
- Said-Pullicino, D., Massaccesi, L., Dixon, L., Bol, R., Gigliotti, G., 2010. Organic matter dynamics in a compost-amended anthropogenic landfill capping-soil. *European Journal of Soil Science* 61, 35–47.
- Sidelko, R., Janowska, B., Walendzik, B., Siebielska, I., 2010. Two composting phases running in different process conditions timing relationship. *Bioresource Technology* 101, 6692–6698.
- Solano, M.L., Iriarte, F., Ciria, P., Negro, M.J., 2001. SE—Structure and Environment: Performance Characteristics of Three Aeration Systems in the Composting of Sheep Manure and Straw. *Journal of Agricultural Engineering Research* 79, 317–329.
- Sole-Mauri, F., Illa, J., Magrí, A., Prenafeta-Boldú, F.X., Flotats, X., 2007. An integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource Technology* 98, 3278–3293.
- Sommer, S., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy* 14, 123–133.
- Sommer, S.G., Moller, H.B., 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *The Journal of Agricultural Science* 134, 327–335.
- Sommer, S.G., Zhang, G.Q., Bannink, A., Chadwick, D., Misselbrook, T., Harrison, R., Hutchings, N.J., Menzi, H., Monteny, G.J., Ni, J.Q., Oenema, O., Webb, J., 2006. Algorithms Determining Ammonia Emission from Buildings Housing Cattle and Pigs and from Manure Stores, in: Donald L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 261–335.
- Souloumiac, D., Itier, B., 1989. Prise en compte des phénomènes de chaleur latente dans la ventilation. *Comptes Rendus de l'Académie des sciences, Série 11* 308, 269–274.
- Spiertz, J.H.J., 2009. Nitrogen, Sustainable Agriculture and Food Security: A Review, in: Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Véronique, S., Alberola, C. (Eds.), *Sustainable Agriculture*. Springer Netherlands, pp. 635–651.
- Stevenson, F.J., 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions* (2nd ed.), John Wiley and Sons eds. ed. New York.
- Streese, J., Stegmann, R., 2003. Microbial oxidation of methane from old landfills in biofilters. *Waste Management* 23, 573–580.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Grinsven, H. van, Grizzetti, B. (Eds.), 2011. *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tilman, D., 1998. The greening of the green revolution. *Nature* 396, 211–212.
- Tregaro, Y., 2005. La concentration de l'élevage porcin aux Etats-Unis, l'exemple de la Caroline du Nord. Presented at the Journées de la Recherche Porcine, pp. 413–420.
- Tremier, A., De Guardia, A., Massiani, C., Paul, E., Martel, J.L., 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the

- temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technology* 96, 169–180.
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology* 72, 169–183.
- Van Soest, P.J., 1963. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II-A rapid method for the determination of fibre and lignin. *Journal of Association of Analytical Chemistry* 46, 829–835.
- Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., López, M.J., Moreno, J., 2010. Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Management* 30, 771–778.
- Ventana, 2003. *The Ventana Simulation Environment Vensim DSS32*. Ventana Systems, Inc.
- Vlyssides, A., Mai, S., Barampouti, E.M., 2009. An integrated mathematical model for co-composting of agricultural solid wastes with industrial wastewater. *Bioresource Technology* 100, 4797–4806.
- Wolter, M., Prayitno, S., Schuchardt, F., 2004. Greenhouse gas emission during storage of pig manure on a pilot scale. *Bioresource technology* 95.
- Yu, S., Grant Clark, O., Leonard, J.J., 2009. Influence of free air space on microbial kinetics in passively aerated compost. *Bioresource Technology* 100, 782–790.
- Yulipriyanto, H., 2001. Emissions gazeuses lors du compostage de substrats organiques en relation avec l'activité microbiologique.
- Zeng, Y., 2012. Etude des processus de transformation et de transfert de l'azote lors du traitement par compostage des déchets organiques (Thèse de Doctorat).
- Zeng, Y., De Guardia, A., Ziebal, C., De Macedo, F.J., Dabert, P., 2013. Impact of biodegradation of organic matters on ammonia oxidation in compost. *Bioresource Technology* 136, 49–57.
- Zhang, Y., Lashermes, G., Houot, S., Doublet, J., Steyer, J.P., Zhu, Y.G., Barriuso, E., Garnier, P., 2012. Modelling of organic matter dynamics during the composting process. *Waste Management* 32, 19–30.

Annexes

Annexe 1

Cinétiques d'émissions gazeuses de l'expérimentation « Répétabilité du dispositif expérimental et du procédé de compostage »

Annexe 1 : Cinétiques d'émissions gazeuses de l'expérimentation « Reproductibilité du dispositif expérimental et du procédé de compostage »

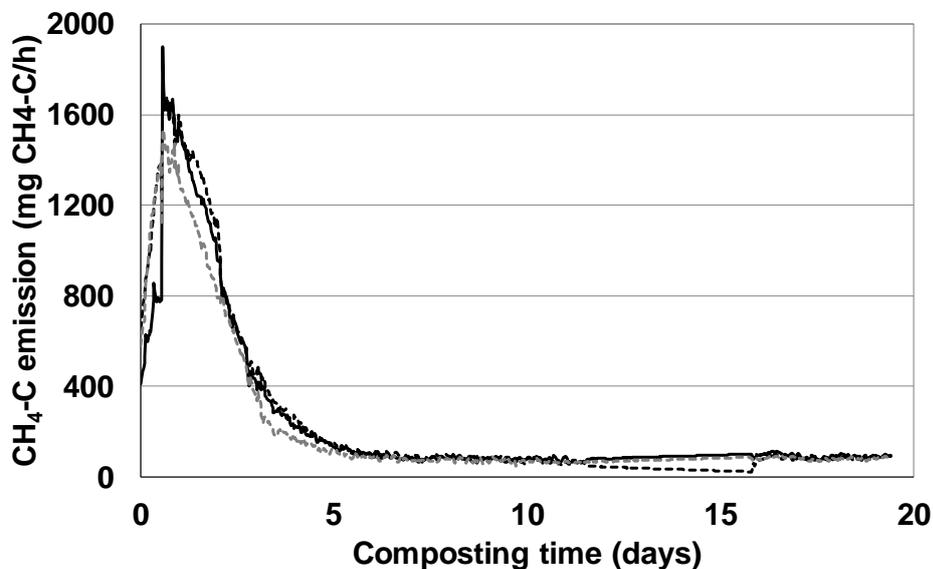


Figure 1. Emission de méthane (en gC-CH₄ h⁻¹) durant la phase thermophile des tas 1 (trait noir), 2 (tirets noirs) et 3 (tirets gris)

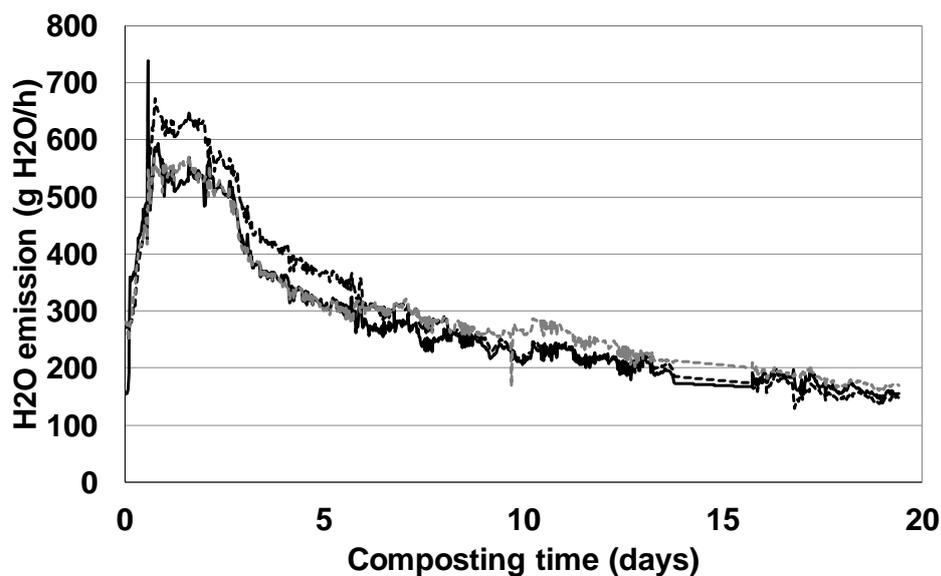


Figure 2. Emission de vapeur d'eau (en gH₂O h⁻¹) durant la phase thermophile des tas 1 (trait noir), 2 (tirets noirs) et 3 (tirets gris)

Annexe 2

Projet d'article sur la modélisation statistique des émissions ammoniacales

1 **Annexe 2 : Projet d'article sur la modélisation statistique des**
2 **émissions ammoniacales**

3
4 Title: Carbon, nitrogen, humidity and porosity used to manage ammonia emission from
5 animal manure composting

6
7 Authors: D. Oudart^{a,b}, P. Robin^{c,d*}, M. Hassouna^{c,d}, J.M. Paillat^a

8 ^a CIRAD, UR Recyclage et risque, F-97408 Saint Denis Messag., France

9 ^b Crête d'Or Entreprise, F-97427 Etang Salé, France

10 ^c INRA, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65 rue de St Briec,
11 cs84215, F-35000 Rennes, France

12 ^d Agrocampus Ouest, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000
13 Rennes, France

14
15 **Abstract**

16 Composting animal manure induce ammonia emissions that can harm the environment.
17 Composting is a low-energy process that can be used from garden scale to large scale
18 composting facilities in order to improve the efficiency of nutrient recycling. This study
19 identifies the four main factors influencing ammonia emission and explains the
20 hierarchy of their effects in a management perspective. It uses a combination of
21 experimental and modelling approaches. Analysis of simple effects show that porosity
22 and humidity have a higher influence than carbon or nitrogen. Combined effects show
23 that the humidity at which the maximum ammonia emission occurs in a static pile
24 increases with the density of dry matter. The effect of dry matter density increases with
25 carbon availability.

1 *Keywords:* ammonia emission, animal manure composting, free air space,
2 Carbon:Nitrogen ratio, compaction

3

4 **1 Introduction**

5

6 In France, 77% of ammonia (NH₃) is emitted by animal manure (CITEPA, 2009). NH₃
7 plays a role in particulate matter formation (Adams et al., 2001) and then premature
8 human mortality (Davidson et al., 2005) and NH₃ can harm the environment.
9 Atmospheric ammonia is responsible for acidification of rain and for the formation of
10 aerosols (Apsimon et al., 1987; Fangmeier et al., 1994). Ammonia deposition
11 contributes to soil acidification (Breemen et al. 1982) or eutrophication (Erisman et al.
12 2007) and, as most of the emitted NH₃ is settled on arable land, it has also an indirect
13 effect on N₂O emission by soils (Eggleston et al., 2006) which is a powerful greenhouse
14 gas (Kroeze, 1994; Houghton et al., 2001). Composting is an attractive process to
15 stabilize the organic matter. However, a large quantity of ammonia can be released
16 during the thermophilic phase of composting. This loss of ammonia leads to the decline
17 in the value of the compost as a fertilizer. Understanding better the processes
18 responsible for the ammonia emission during the composting of animal manure could
19 allow the control of nitrogen losses and the elaboration of simple recommendations for
20 farm composting.

21 The effects of the amount of total carbon (TC) and total nitrogen (TN) are already
22 known. The biotransformations are led by the ratio TC:TN. The microorganisms
23 consume from 15 to 30 times more carbon than nitrogen. An optimal ratio TC:TN
24 which characterizes the initial matter is then around 30. For a ratio under 20, the
25 nitrogen losses are more important, by volatilization or lixiviation. If the ratio is too
26 high, the nitrogen is a limiting element for the microbial growth. There is less
27 mineralisation and volatilization, but the reaction of stabilization is slower (Mustin
28 1987). For a ratio under 20, the nitrogen loss by volatilization is more important,

1 Therefore higher ammonia emission is observed when TC:TN is lower (Kirchmann,
2 1989).

3 In the case of animal manure, most $\text{NH}_3\text{-N}$ is emitted at the beginning of the composting
4 period, the so-called thermophilic phase (Fukumoto et al., 2003). The microbial activity
5 is responsible for the mineralisation of the organic matter and leads to ammonia
6 emission. Higher ammonia emission has been observed when either nitrogen
7 availability (N_{av}) is higher or carbon biodegradability (C_{biodeg}) is lower (Paillat et al.,
8 2005). When nitrogen availability (N_{av}) increases, the gross mineralisation of organic
9 matter (OM) will produce more ammonia. In such conditions, to increase N
10 immobilisation and therefore to reduce the potential volatilization of ammonia, the
11 carbon biodegradability (C_{biodeg}) can be adjusted. These authors quantified C_{biodeg} using
12 the soluble fraction of dry matter from Van Soest fractionation (Van Soest and Wine
13 1963; Robin 1997). They quantified N_{av} by SN:TN, the proportion of soluble nitrogen
14 (SN) in the TN, as used for grass silage (Dulphy and Demarquilly 1981). The SN is
15 composed of ammonium and organic nitrogen in solution, specifically unhydrolysed
16 urea.

17 Beside biochemical aspects, physical characteristics can also influence $\text{NH}_3\text{-N}$ emission.
18 Free air space (FAS) will influence both O_2 diffusion required for N biotransformations
19 and gas diffusion through the compost heap (Mustin, 1987; Haug, 1993; Albuquerque
20 et al. 2008). Free air space depends on water content (W_c) and total porosity that can be
21 calculated from dry matter density (DMd) (Agnew and Leonard 2003). W_c also
22 influences the microbial activity. When the volume of biofilm is reduced at low W_c , the
23 activity is also reduced (Or et al. 2007). However, the resulting effect of porosity and
24 water content on ammonia emission is not well described in literature. Abd El Kader et
25 al. (2007) showed that decreasing porosity and increasing water content induced a
26 reduction in ammonia emissions. However the interactions with C and N
27 biodegradability were not studied. Different interactions between biological,
28 biochemical, chemical and physical processes spark off observed ammonia emissions.

29 This paper aims to understand the specific role of nitrogen availability and carbon
30 biodegradability, the humidity and the porosity on the ammonia emissions, and there
31 interactions during composting. These factors should not have the same influence. We

1 calibrated an empirical model (Kirchmann & Witter, 1989) using observed data to
2 separate the effect of each factor. We used the model to identify their specific
3 contributions on ammonia emissions. This knowledge is used to discuss simple
4 recommendations to reduce ammonia emissions during farm composting.

5

6 **2 Materials and methods**

7 2.1. Experiments and data collection

8 We conducted four separate experiments in which each of these four factors varied,
9 respectively.

10 2.2. Composting heaps used to calibrate the statistical model

11 In experiment 1, a range of available N contents (SN:TN) from 45-87% (Fig. 1, Table 2)
12 was obtained with four mixtures (A, B, C and D; Tables 1 and 2) composed of pig
13 manure, pig slurry, urea, wheat straw and water (Table 1) (Fig. 1).

14 In experiment 2, a range of biodegradable C contents ($S_{VS}:DM$) from 240-530 g kg⁻¹
15 (Fig. 1, Table 2) was obtained with four mixtures (E, F, G and H; Tables 1 and 2)
16 composed of wheat straw, sawdust, pig slurry, sugar beet molasses, urea and water
17 (Table 1) (Fig. 1). These eight heaps (A to H) had the same shape (half a swath), mass
18 (409 ± 12 kg) and volume (1.37 ± 0.04 m³) except for heap H (1.18 m³). Moisture
19 content (water:dry matter ratio, W:DM = 2.36 ± 0.15 kg kg⁻¹), bulk density (DMd =
20 0.091 ± 0.005 Mg m⁻³) and free air space (0.73 ± 0.02 m³ m⁻³) were similar among these
21 heaps.

22 In experiment 3, a range of bulk density (DMd) from 0.203-0.308 Mg m⁻³ (Fig. 1, Table
23 2) was obtained with four mixtures (I, J, K and L; Tables 1 and 2) composed of turkey
24 manure (Abd El Kader et al., 2007) where W:DM varied from 0.78-2.00 kg kg⁻¹. These
25 values were used to calculate the range of BD_{wet} the wet matter bulk density (kg WW m⁻³)
26 ³).

1 In experiment 4, a range of moisture contents ($W_c=W:WW$) from 1.87-4.52 kg kg⁻¹
 2 (Fig. 1) was obtained with three mixtures (M, N and O; Tables 1 and 2) composed of
 3 the same components as in experiment 2 where DMd varied from 0.095-0.125 Mg m⁻³.
 4 The seven heaps (I to O) had the same shape (half a swath) and volume (1.36 ± 0.01
 5 m³), except for heaps L and M (0.94 and 0.95 m³, respectively). Heap masses varied
 6 from 348 to 1139 kg to achieve the expected range of bulk density and moisture
 7 contents. C biodegradability ($S_{VS}:DM = 532 \pm 22$ g kg⁻¹) and N availability ($SN:TN =$
 8 $39.3 \pm 3.5\%$) were similar among heaps I, J, K and L, but they varied more widely for
 9 heaps M, N and O (403 ± 50 g kg⁻¹ DM and $80.6 \pm 3.9\%$, respectively). The ratio
 10 between C in the S_{VS} fraction and SN, which influences NH₃ emission (Paillat et al.,
 11 2005), was similar ($CS_{VS}:SN = 8.7 \pm 0.3$ kg kg⁻¹).

12 Each heap was made in one thermally insulated enclosure of 8 m³ located in a thermally
 13 insulated building containing 4 enclosures. We measured air humidity, temperature and
 14 gas concentrations (H₂O, CO₂, NH₃) inside and outside the enclosure; air speed at the
 15 outlet of the enclosure; and temperature in the compost. The mesocosm enclosure
 16 system and its measurement accuracy are described in detail in Paillat et al. (2005).

17

18 2.3. Emissions calculations

19 Hourly H₂O, CO₂ and NH₃ emissions from each heap were calculated using the
 20 following general equation (Paillat et al., 2005), for example, for ammonia:

$$21 \quad E_{NH_3-N} = (n_h \times A_h \times S \times 3600) \times \rho_{T_{di}, T_{wi}} \times \left[(C_i - C_o) \times \frac{M_N}{\rho_{norm} \times M_{NH_3}} \right] \times \frac{1}{N_{init}} \quad [1]$$

22 where E_{NH_3-N} is the ammonia emission of one enclosure (g NH₃-N h⁻¹ kg⁻¹ initial N), n_h
 23 is the number of holes opened at the outlet of each enclosure, A_h is the area of each hole
 24 (m²), S is the mean air speed of output air through the holes (m s⁻¹), $\rho_{T_{di}, T_{wi}}$ is outlet air
 25 density (kg dry air m⁻³ humid air) calculated from dry and wet-bulb temperatures, C_i and
 26 C_o are observed ammonia concentrations inside and outside the enclosure (g NH₃ m⁻³ at
 27 normal temperature and air pressure), M_N and M_{NH_3} are molar masses (g N mol⁻¹ and g

1 $\text{NH}_3 \text{ mol}^{-1}$, respectively), ρ_{norm} is the density of normal air (kg dry air m^{-3} normal air),
2 and N_{init} is the initial nitrogen mass of the heap (kg N).

3 As described in Paillat et al. (2005), differences between initial and final amounts of
4 phosphorus and potassium were less than 20% for all heaps, and we compared C and N
5 remaining in the end product to the amounts of C and N emitted by day 61, 92, 51 and
6 34 for experiments 1 to 4, respectively. We only interpreted differences in cumulative
7 emissions between treatments when they exceeded 20%.

8

9 2.4. Compost sampling and analytical methods

10 Compost mixtures (Table 1) were mixed thoroughly by a rotary cultivator on day 0 and
11 removed from the enclosure on day 61, 92, 51 and 34 for experiments 1-4, respectively.
12 At each date, the heap was weighed and sampled following the protocol described in
13 Paillat et al. (2005). The laboratory apparatus used and analyses performed in these four
14 experiments were the same as those in Paillat et al. (2005): dry matter (oven-drying at
15 40°C until constant weight was reached); Van Soest (1963) analysis; total C (TC)
16 content (Dumas oxidation); total N content (Büchi distillation after mineralisation by
17 the Kjeldahl method); ammoniacal N (Büchi distillation); SN estimated from total N
18 measured in the extracted juice by Büchi distillation after mineralisation by the Kjeldahl
19 method (Dulphy and Demarquilly, 1981); and nitric nitrogen (nitrate + nitrite) also
20 measured in this extracted juice by a RFA300 auto-analyser from Alpkem corp.
21 (Clackamas, OR 97015, USA). FAS (free air space) was calculated from volume, dry
22 matter and water content, and assuming a density of OM equal to $1600 \text{ kg DM m}^{-3}$.

23

24 2.5. Statistical modelling: curve fitting

25 In Paillat et al. (2005), we characterised observed dynamics emissions by four
26 parameters: time to reach the maximum emission, amplitude of the emission peak,
27 duration of the emission and cumulative emission. These parameters are difficult to be
28 calculated directly from observed curves: several peaks at different times, duration often

1 underestimated and cumulative emissions to be calculated at various times. Thus, the
 2 first step of our approach was to fit the observed data with equations from the literature,
 3 using Sigmaplot® V. 8.02 (SPSS Inc., 2002). We applied equations from Kirchmann
 4 and Witter (1989) to estimate cumulative NH₃-N emission (equation [12]):

$$5 \quad M = M_0 N_R (1 - e^{-k_R t}) + M_0 N_S (1 - e^{-k_S t}) \quad [2]$$

6 where M is the cumulative NH₃-N, (g kg⁻¹ initial massTN); $M_0 N_C R$ is the rapidly
 7 emitted fraction (g kg⁻¹ initial massTN); $M_0 N_C S$ is the slowly emitted fraction (g kg⁻¹
 8 initial massTN); k_R and k_S are the corresponding rate constants (d⁻¹), t is the time (d),
 9 and $C_S N_S = 1 - C_R N_R$.

10 We fit observed hourly emissions of NH₃-N of each heap to several analytical models.
 11 The most accurate model for the emissions for most of the 15 heaps was lognormal:

$$12 \quad I = I_0 + a e^{-0.5 \left(\frac{\ln \frac{t}{t_0}}{b} \right)^2} \quad [3]$$

13 where I is the hourly NH₃-N emission (g kg⁻¹ initial mass TN h⁻¹); I_0 is the residual
 14 emission (g kg⁻¹ initial mass TN h⁻¹) after the decay; $a + I_0$ is the maximum emission
 15 rate (g kg⁻¹ initial mass TN h⁻¹) reached at t_0 (d); t is the time (d); and b characterises the
 16 rate of emission decay after reaching the maximum (dimensionless).

17

18 2.6. Estimating the parameters of the fitted curves with multiple linear 19 regression models

20 Cumulative and hourly emission curves are described by 8 parameters ($M_0 C_R M_0 N_R$,
 21 $M_0 C_S M_0 N_S$, k_R , k_S , I_0 , a , t_0 , b) for NH₃-N. To estimate these parameters, we used Spad®
 22 V. MN: 5.6.0 (Decisia, 2003) to build multiple regression models with physical and
 23 biochemical characteristics of each compost heap. Each of the four main factors
 24 influencing the composting process (biodegradable C_{biodeg} , N_{av} , DMd and Wc) was

1 represented by several interdependent variables. The most reliable variables for each
2 main factor identified with COPRI (multivariate analysis) data processing in Spad®
3 were selected to estimate the 8 parameters: TC:DM, S_{VS}:DM, HC_{VS}:DM, TN:DM,
4 SN:DM, SN:TN, N-NH₄⁺:TN, TC:TN, CS_{VS}:SN, FAS, DM_d, BD_{wet}, DM, W:DM, and
5 DM:W, where HC_{VS} is the hemicellulose+cellulose-like fraction from Van Soest
6 analysis.

7 Multiple regression models, using FUWIL (best regression choice) and VAREG
8 (regression, variance and covariance analysis) data processing from Spad®, were built
9 to estimate parameters for equations [2] and, [3] and [4]: 4 parameters ($M_0C_RM_0N_R$,
10 $M_0C_SM_0N_S$, k_R , k_S) for cumulative NH₃-N emission, and 4 parameters (I_0 , a , t_0 , b) for
11 hourly NH₃-N emissions. In the FUWIL data processing, variables were introduced
12 step-wise in the multiple regressions to achieve the best models with different numbers
13 of variables. The rule for choosing between potential models was a higher Adj. R^2 and
14 lower RSE (residual standard error) for the lowest number of variables.

15 Finally, the influence of the four main factors, or the various regressing variables, were
16 estimated by applying final regression models to hypothetical compost heaps with given
17 biochemical and physical characteristics.

18

19 2.7. Simulations

20 The influence of the four main factors C_{biodeg} , N_{av} , DM_d and W_c, or the corresponding
21 regressing variables, were studied by applying final regression models to hypothetical
22 compost heaps with given biochemical and physical characteristics. These simulations
23 were based on variations of the four variables: C_{biodeg} , N_{av} , DM_d and W_c. The C:N ratio
24 and the values of TC and TN were fixed respectively at 20 kg C kg⁻¹ N, 0.42 kg C kg⁻¹
25 DM and 0.021 kg N kg⁻¹ DM, which were the average values obtained during the
26 previous experiments (Paillat et al. 2005; Abd El Kader et al. 2007), fixed at 20 kg C kg⁻¹
27 N, 0.42 kg C kg⁻¹ DM and 0.021 kg N kg⁻¹ DM respectively.

1 The boundaries of the parameters corresponded to the minimal and the maximal values
2 fitted for each observed ammonia emission in the experiments. The boundaries of the
3 variables were fixed as the limit of the observations during the experiments. C_{biodeg}
4 varied between 0.25 and 0.55 kg soluble DM kg^{-1} DM. For N_{av} , the limits were 0.4 and
5 0.85 kg SN kg^{-1} TN. During the experiments, the DMd did not exceed 0.250 kg DM m^{-3}
6 and was less than 0.080 kg DM m^{-3} . The Wc was included between 0.5 and 0.8 kg water
7 kg^{-1} WW. The parameter datasets were chosen within this domain of calibration.

8 Four sets of simulation were done for different (C_{biodeg} , N_{av}) couples:

- 9 - set 1: C_{biodeg} low: 0.30 kg soluble DM kg^{-1} DM; $N_{\text{av}} = 0.8$ kg SN kg^{-1} TN (C-,
10 N+)
- 11 - set 2: C_{biodeg} high: 0.50 kg soluble DM kg^{-1} DM; $N_{\text{av}} = 0.8$ kg SN kg^{-1} TN (C+,
12 N+)
- 13 - set 3: C_{biodeg} low: 0.30 kg soluble DM kg^{-1} DM; $N_{\text{av}} = 0.5$ kg SN kg^{-1} TN (C-, N-)
- 14 - set 4: C_{biodeg} high: 0.50 kg soluble DM kg^{-1} DM; $N_{\text{av}} = 0.5$ kg SN kg^{-1} TN (C+,
15 N-)

16 For each couple, 28 simulations were done with the variations of the DMd (4 values)
17 and the Wc (7 values). Wc depends on DMd. When DMd is high, the porosity is
18 reduced within a defined volume. In this case, the Wc will vary in a small range. On the
19 contrary, when DMd is low, the porosity is higher and the Wc can also be higher.
20 Therefore, it was not possible to choose values of Wc and DMd independently.

- 21 - for DMd = 0.100 kg DM m^{-3} ; Wc varied between 0.44 and 0.80 kg water kg^{-1}
22 WW.
- 23 - for DMd = 0.150 kg DM m^{-3} ; Wc varied between 0.35 and 0.73 kg water kg^{-1}
24 WW.
- 25 - for DMd = 0.200 kg DM m^{-3} ; Wc varied between 0.29 and 0.67 kg water kg^{-1}
26 WW.
- 27 - for DMd = 0.240 kg DM m^{-3} ; Wc varied between 0.25 and 0.63 kg water kg^{-1}
28 WW.

29 We have done a total of 112 simulations. When parameters reached their maximum or
30 minimum values, change in the variables did not induce variations in cumulative $\text{NH}_3\text{-N}$

1 emission (saturation). When such saturation was observed the results were not taken
2 into account. After the suppression of these simulations, we kept 62 viable simulations
3 which represented the variability of NH₃-N emissions after 56 days of composting
4 within the domain of calibration of the statistical model.

5

6 **3 Results**

7 3.1. Observed and estimated cumulative and hourly emissions

8 The table 3 shows the cumulative emissions and the amplitude of the emission peaks of
9 NH₃ for the monitoring periods: 61, 92, 51 and 34 days for experiments 1 to 4,
10 respectively.

11 For each heap, cumulative NH₃-N emission was well fitted by equation [2] (Adj. $R^2 >$
12 0.95). Hourly NH₃-N emission was well fitted by equation [4] (Adj. $R^2 = 0.84-0.98$).

13 Tables 4 displays the multiple regression models of each parameters for cumulative and
14 hourly emissions, respectively. Adjusted R^2 ranged 0.79-0.94 for parameters of the
15 cumulative emissions and 0.76-0.96 for parameters of the hourly emissions.

16 3.2. Differences between observations and estimations

17 The ranges of observed 56-day cumulative NH₃-N emissions were considerable: from
18 93 (heap O) to 483 (heap D) g NH₃-N kg⁻¹ TN (Fig. 2). Partly because of this large
19 range, the regression models were effective in estimating the observations, which, in
20 addition, were well distributed between extreme values. The regression models were
21 considerably less accurate for NH₃-N emission: 5 heaps (B, G, I, N, O) had more than
22 20% error. The highest emissions (>30%), however, were estimated within $\pm 10\%$.

23 Focusing on heaps with the greatest differences in the 4 main factors (A, D, G, K, M),
24 except for heap G, hourly and cumulative NH₃-N emissions were estimated fairly
25 accurately (Fig. 3); the model slightly underestimated the lowest emissions (heaps A
26 and K) and the highest emission (heap D). Heap G presented a greater underestimation

1 of the hourly emission peak and cumulative emission. Emission decay often was
2 estimated accurately.

3 The simulated cumulative NH₃-N emissions after 56 composting days are shown in the
4 figure 1. One graph (a, b, c or d) represented the emissions for one couple (Cbiodeg,
5 Nav). Each curve represented the emissions for one value of DMd. The points of a
6 curve were differentiated by the Wc. Ammonia emission varied between 5% and 42%
7 of initial nitrogen. This highest variation occurred when Nav was highest and Cbiodeg
8 lowest.

9

10 3.3. Simple effects

11 A decrease in Nav led to a decrease in the ammonia emission of around 25% maximum
12 for a low Cbiodeg content. When Nav decreased from 0.8 to 0.5 kg SN kg⁻¹ TN, the
13 ammonia emission dropped from 415 to 300 g NH₃-N kg⁻¹ init. TN (fig 1.d to 1.c; with
14 DMd = 100 kg DM m⁻³ and Wc = 0.7 kg water kg⁻¹ WW).

15 An increase in Cbiodeg led to a fall in the ammonia emission of around 30% maximum
16 for a low Nav. When Cbiodeg rose, then the ammonia emission decreased from 300 to
17 190 g NH₃-N kg⁻¹ init. TN (fig 1.c to 1.a; with DMd = 100 kg DM m⁻³ and Wc = 0.65
18 kg water kg⁻¹ WW).

19 At low Wc, an increase in Wc led first to an increase in the ammonia emission of
20 around 20% maximum for a low Cbiodeg and high Nav: when Wc increased from 0.50
21 to 0.70 kg water kg⁻¹ WW, the ammonia emission increased from 325 to 415 g NH₃-N
22 kg⁻¹ init. TN (fig. 1.d) for 56 composting days. At higher Wc, an increase in Wc led to a
23 drop in the ammonia emission around 20% maximum for high Cbiodeg and Nav: when
24 Wc rose from 0.70 to 0.80 kg water kg⁻¹ WW, the ammonia emission decreased from
25 305 to 215 g NH₃-N kg⁻¹ init. TN (fig 1.b; DMd = 100 kg DM m⁻³).

26 An increase in DMd led to a fall in the ammonia emission of around 60% maximum for
27 high Cbiodeg and Nav. When DMd increased from 100 to 150 kg DM m⁻³, the ammonia

1 emission decreased from 305 to 120 g NH₃-N kg⁻¹ init. TN (fig 1.b; W_c = 0.70 kg water
2 kg⁻¹ WW).

3

4 3.4. Combined effects

5 In all graphs a maximum of ammonia emission is observed for a specific W_c, except for
6 graph 1.a: the maximum is reached for the lowest value of W_c (0.5 kg water kg⁻¹ WW).

7 The existence of this maximum depends on Nav. When Nav decreased from 0.8 to 0.5
8 kg SN kg⁻¹ TN, the drop in the cumulative emission was not observed with a drop in the
9 W_c below 0.7 kg water kg⁻¹ WW.

10 The specific W_c at which the maximum ammonia emission occurred was modulated by
11 the DMd. The lower the DMd, the higher this specific W_c. For a low C_{biodeg} and a
12 high Nav, when DMd decreased from 240 to 100 kg DM m⁻³ the W_c at which the
13 maximum of ammonia occurred was increased from 0.60 to 0.70 kg water kg⁻¹ WW (fig
14 1.d).

15 The fall in the ammonia emission due to the DMd effect was modulated by the W_c.
16 When the W_c decreased, the ammonia emissions became closer. For a low C_{biodeg}, a
17 high Nav, a W_c around 0.70 kg water kg⁻¹ WW, and for DMd of 100 and 150 kg DM m⁻³
18 (fig.1.d), the ammonia emissions were respectively 415 and 230 g NH₃-N kg⁻¹ init.
19 TN. If the W_c dropped to 0.55 kg water kg⁻¹ WW, the values became respectively 320
20 and 180 g NH₃-N kg⁻¹ init. TN. Thus, with a fall of the W_c from 0.70 to 0.55 kg water
21 kg⁻¹ WW, the difference between two ammonia emissions calculated for two different
22 DMd decreased from 185 to 140 g NH₃-N kg⁻¹ init. TN (i.e. a decrease of 25%).

23 This effect became more important with an increase in C_{biodeg} or with a decrease in
24 Nav. For a high C_{biodeg} and a low Nav (fig 1.a), the difference between both values of
25 ammonia emission (DMd = 100 and 150 kg DM m⁻³ respectively, W_c = 0.7 or 0.55 kg
26 water kg⁻¹ WW) decreased from 90 to 15 g NH₃-N kg⁻¹ init. TN. For a rise in the carbon
27 biodegradability only, the effect of W_c on the reduction of ammonia emission was
28 lessened (fig.1.b)

1 The variation in the ammonia emission for a given DMd was lessened by the carbon
2 biodegradability. For a DMd of 100 kg DM m⁻³, the increase of Cbiodeg led to a
3 flattening out of the curve.

4

5 **4 Discussion**

6 4.1. Physical characteristics have more impact than biochemical characteristics

7 The main effect observed was the effect of the DMd which could decrease the ammonia
8 emissions by around 90%. DMd is linked to the porosity, then to the ammonia diffusion
9 from the inside to the outside of the heap. For a low DMd, the diffusion of ammonia is
10 higher for a given production of ammonia by mineralisation. The higher oxygen
11 diffusion can also induce higher mineralisation and therefore ammonia production
12 (Liang et al. 2006).

13 Two different processes sparked off the Wc effect. At high Wc, an increase in the
14 humidity depending on the DMd lessened the ammonia emission through the decrease
15 of diffusion: the higher Wc is, the higher the macro porosity is filled. At low Wc, a
16 decrease in humidity led to a drop in ammonia emissions too. This can be explained by
17 the drop in the microbial activity because of the decrease in the volume of biofilm. This
18 decrease leads to a fall in the production of ammonia at the solid-liquid-gas interface.

19 The Cbiodeg effect sparked off the immobilisation of ammoniacal nitrogen by the
20 microorganisms. This effect needed an increase in the DMd to be maximised. Indeed, a
21 reduction of the free air space leads to a decrease in the volume in the macroporosity.
22 This can lead to increase exchanges between the zones where ammonia is produced and
23 the zones where ammonia is consumed. This effect is also modulated by the humidity
24 because oxygen is required to avoid accumulation of ammoniacal nitrogen.

25

1 4.2. Porosity should be reduce, when nitrogen availability is high, to avoid high
2 ammonia emission

3 The effect of the compaction of the heap is more important if there was a high potential
4 of ammonia emission. If Nav is low, the potential of ammonia emission is low. Adding
5 easily degradable materials rich in carbon, like vegetables, grass or sugar beet molasses
6 is also suffisant to reduce it.

7 If Nav is high, the potential of ammonia emission is high. Then a control of the DMd is
8 necessary. The Wc has to be optimized according to the DMd and other parameters
9 (compost ing duration, final and initial stability) to keep the ammonia and to force the
10 system to organize it instead of volatilize. The Wc can be modified by the addition of
11 water at the beginning or during the composting. To achieve a similar stability of
12 organic matter with a lower porosity, it is expected that a higher duration of composting
13 will be required. The Cbiodeg can be adapted to the production of ammoniacal nitrogen
14 by adding easily degradable materials with high TC:TN at the beginning or during the
15 composting.

16

17 **5 Conclusions**

18 A model was used to study the relationship between ammonia emission and biochemical
19 and physical characteristics, during the composting of animal manure. Carbon
20 biodegradability, nitrogen availability, porosity and moisture influence the growth of
21 microorganisms. The two first factors are involved in biochemical reactions, whereas
22 porosity and moisture are involved in the gaseous transfer between the liquid and the
23 gaseous phases.

24 A set of 112 combinations of these four parameters was designed representing usual
25 conditions of farm composting. The ammonia emission varied between 5% and 42% of
26 initial nitrogen for a TC:TN ratio of 20 kg C kg⁻¹ N. The simulations permitted us to
27 discuss the role of the different factors Cbiodeg, Nav, Wc and DMd to reduce the
28 ammonia emission. The most important process that controls the ammonia emission is

1 the management of the porosity by two techniques: the compaction and the addition of
2 water. They can achieve a reduction of 90% of ammonia emission for the majority of
3 composting situations. Increase in Cbiodeg can help to active a further decrease in
4 ammonia emission.

5 This work has to be completed with a multicritary analysis of the composition of the
6 matter. The presented techniques to drop the ammonia emission have direct impacts on
7 the biotransformation of organic matter. Decreasing gaseous emission during the
8 composting process should be accompanied with an optimization of the final quality of
9 the compost and duration of composting. This work could also be followed by the
10 integration of processes which spark off other gaseous emission (N₂O, CH₄, CO₂, H₂O).

11

12 Acknowledgements

13 This work was carried out with the financial support of the scientific group “Green Pork
14 production” and the French National Research Agency in project ANR-08-STRA-15
15 ISARD (Intensification des Systèmes de production Agricole par le Recyclage des
16 Déchets). We acknowledge Michelle and Michael Corson for the English and scientific
17 revision and several colleagues who worked on their M.S. or Ph.D. degrees with our
18 team: Laure Comont, Luth, Nasser Abd El Kader.

19

20 **References**

21

22

23 Abd El Kader, N., Robin, P., Paillat, J.-M., Leterme, P., 2007. Turning, compacting and
24 the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure
25 composting. *Bioresource Technology* 98, 2619-2628.

26 Agnew, J.M., Leonard, J.J., 2003. The physical properties of compost. *Compost Science*
27 *and Utilization* 11 (3), 238–264.

28 Albuquerque, J. A., D. McCartney, et al. (2008). "Air space in composting research: A
29 literature review." *Compost Science & Utilization* 16(3): 159-170.

- 1 Andersson, 1996. Performance of bedding materials in affecting ammonia emissions
2 from pig manure. *Journal of Agricultural Engineering Research* 65 (1), 213–222.
- 3 ApSimon, H.M., Kruse, M., Bell, J.N.B., 1987. Ammonia emissions and their role in
4 acid deposition. *Atmospheric Environment* 21 (9), 1939–1946.
- 5 Beck-Friis, B., Smars, S., Jonsson, H., Kirchmann, H., 2001. Gaseous emissions
6 of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a
7 compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural*
8 *Engineering Research* 78 (4), 423–430.
- 9 Bernal, M.P., Kirchmann, H., 1992. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia
10 volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during
11 incubation with soil. *Biology and Fertility of Soils*, 13 (3), 135–141.
- 12 Breemen, N. v., P. A. Burrough, et al. (1982). "Soil acidification from atmospheric
13 ammonium sulphate in forest canopy throughfall." *Nature*, UK 299(5883): 548-550.
- 14 Decisia, 2003. Spad® V. MN: 5.6.0.
- 15 Dulphy, J.P., Demarquilly, C., 1981. Problèmes particuliers aux ensilages. In: *Prévision*
16 *de la valeur nutritive des aliments des ruminants*, (Ed.) INRA publications,
17 Versailles, pp. 81–104.
- 18 Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), 2006. IPCC
19 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National
20 Greenhouse Gas Inventories Programme, vol. 4. IGES, Japan.
- 21 Ekinci, K., Keener, H.M, Elwell, D.L., 2000. Composting short paper fiber with broiler
22 litter and additives. Part I: effects of initial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia
23 emission. *Compost Science and Utilization* 8 (2), 160–172.
- 24 Eklind, Y., Kirchmann, H., 2000. Composting and storage of organic household waste
25 with different litter amendments. I: carbon turnover. *Bioresource Technology* 74 (1),
26 115–124.
- 27 Erisman, J. W., A. Bleeker, et al. (2007). "Reduced nitrogen in ecology and the
28 environment." *Environmental Pollution* 150(1): 140-149.
- 29 Fangmeier, A., Hadwiger-Fangmeier, A., Van der Eerden, L., Jäger, H.J., 1994. Effects
30 of atmospheric ammonia on vegetation—A review. *Environmental Pollution* 86 (1),
31 43–82.

- 1 Fukumoto, Y., Osada, T., Hanajima, D., Haga, K., 2003. Patterns and quantities of
2 NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced
3 aeration – effect of compost pile scale. *Bioresource Technology* 89 (1), 109–114.
- 4 Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling,
5 E.B. & Cosby, B.J. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53(4): 341–356.
- 6 Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, H., Michaels, A. & Schnoor, J.L. 1995.
7 Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancementenvironmental response. *Global*
8 *Biogeochemical Cycles*, 9(2): 235–252.
- 9 Hassouna, M., Espagnol, S., Robin, P., Paillat, J-M., Levasseur, P., Li, Y., 2008.
10 Monitoring NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ emissions during pig solid manure storage and
11 effect of turning. *Compost Science & Utilization*, 16 (4), 267–274.
- 12 Haug, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers,
13 Boca Raton.
- 14 Hellmann, B., Zelles, L., Palojarvi, A., QuingYun, B., 1997. Emission of climate -
15 relevant traces gases and succession of microbial communities during open-windrow
16 composting. *Applied and Environmental Microbiology* 63 (3), 1011–1018.
- 17 Jäckel, U., Thummes, K., Kämpfer, P., 2005. Thermophilic methane production and
18 oxidation in compost. *FEMS Microbiology Ecology* 52 (2), 175-84.
- 19 Jarvis, A., Sundberg, C., Milenkovski, S., Pell, M., Smars, S., Lindgren, P.-E., Hallin,
20 S., 2009. Activity and composition of ammonia oxidizing bacterial communities and
21 emission dynamics of NH₃ and N₂O in a compost reactor treating organic household
22 waste. *Journal of Applied Microbiology* 106 (2009) 1502–1511.
- 23 Kirchmann, H., Witter, E., 1989. Ammonia volatilization during aerobic and anaerobic
24 manure decomposition. *Plant and Soil* 115 (1), 35–41.
- 25 Kroeze, C., 1994. Nitrous oxide and global warming. *The Science of The Total*
26 *Environment* 143 (2–3), 193–209.
- 27 Liang, Y., J. J. Leonard, et al. (2006). Influence of carbon and buffer amendment on
28 ammonia volatilization in composting. *Bioresource Technology* 97(5): 748-761.
- 29 Liang, Y., Leonard, J.J., Feddes, J.J., McGill, W.B., 2004. A simulation model of
30 ammonia volatilization in composting. *Transactions of the ASAE* 47 (5), 1667–1680.
- 31 Mancinelli, R.L., 1992. Nitrogen cycle. *Encyclopedia of Microbiology* 3, 229–237.

- 1 Mason, I.G., 2006. Mathematical modeling of the composting process: A review. *Waste*
2 *Management* 26 (2006) 3–21.
- 3 Mustin, M. (1987). *Le compost. Gestion de la matière organique*. Paris.
- 4 Or, D., B. F. Smets, et al. (2007). Physical constraints affecting bacterial habitats and
5 activity in unsaturated porous media - a review. *Advances in Water Resources* 30(6-
6 7): 1505-1527.
- 7 Paillat, J.-M., Robin, P., Hassouna, M., Leterme, P., 2005. Predicting ammonia and
8 carbon dioxide emissions from carbon & nitrogen biodegradability during animal
9 waste composting. *Atmospheric environment* 39, 6833–6842.
- 10 Paré, T., Dinel, H., Schnitzer, M., Dumontet, S., 1998. Transformations of carbon and
11 nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biology and*
12 *Fertility of Soils* 26 (1), 173–178.
- 13 Petric, I., Selimbasi, V., 2008. Development and validation of mathematical model for
14 aerobic composting process. *Chemical Engineering Journal* 139 (2008) 304–317.
- 15 Rigolot, C., Espagnol, S., Robin, P., Hassouna, M., Béline, F., Paillat, J.-M., Dourmad,
16 J.-Y., in press. Mathematical modelling of manure production by pigs. Part II: NH₃,
17 N₂O and CH₄ emissions and nutrient and matter flows in animal house and during
18 manure storage and treatment. *Animal*. doi:10.1017/S1751731110000509.
- 19 Robin, D. (1997). Usefulness of organic profiles for evaluating the stable organic matter
20 fraction produced during decomposition in soil and the classification of organic
21 manures. *Agronomie* 17(3): 157-171.
- 22 Sole-Mauri, F., Illa, J., Magri, A., Prenafeta-Boldu, F.X., Flotats, X., 2007. An
23 integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource*
24 *Technology* 98 (2007), 3278–3293.
- 25 Sommer, S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of
26 cattle deep litter. *European Journal of Agronomy* 14 (1), 123–133.
- 27 Sommer, S.G., Møller, H.B., 2000. Emission of greenhouse gases during composting of
28 deep litter from pig production—effect of straw content. *Journal of Agricultural*
29 *Science, Cambridge* 134 (1), 327–335.
- 30 SPSS Inc., 2002. *Sigmaplot® V. 8.02*.

- 1 Van Soest, P.J., 1963. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II—A rapid
2 method for the determination of fibre and lignin. *Journal of Association of Analytical*
3 *Chemistry* 46 (1), 829–835.
- 4 Vlyssides, A., Mai, S., Barampouti, E.M., 2009. An integrated mathematical model for
5 co-composting of agricultural solid wastes with industrial wastewater. *Bioresource*
6 *Technology* 100 (2009) 4797–4806.
- 7 Wilshusen, J.H., Hettiaratchi, J.P.A., De Wisscher, A., Saint-Fort, R., 2004. Methane
8 oxidation and formation of EPS in compost: effect of oxygen concentration.
9 *Environmental Pollution* 129 (2), 305–314.
- 10 Wolter, M., Prayitno, S., Schuchardt, F. 2004. Greenhouse gas emission during storage
11 of pig manure on a pilot scale. *Bioresource Technology* 95 (2004) 235–244.
- 12 Yu, S., Clark, O. G., Leonard, J.J., 2009. Influence of free air space on microbial
13 kinetics in passively aerated compost. *Bioresource Technology* 100 (2009) 782–790.
- 14

1 **Figure captions**

2 Fig. 1. Available nitrogen (SN:TN) vs. biodegradable carbon ($S_{VS}:DM$) (upper graph)
3 and dry-matter bulk density (DMd) vs. water-to-dry-matter ratio (W:DM) (lower graph)
4 of the 15 compost mixtures studied. SN: soluble nitrogen, TN: total nitrogen, S_{VS} :
5 soluble-like fraction from Van Soest analysis (1963), DM: dry matter content, W: water
6 content. On the saturation curve, free air space equals zero.

7
8 Fig. 2. Observed and estimated NH_3-N emissions after 56 days of composting. Thick,
9 thin, and dashed lines represent the regression, $\pm 20\%$ and $\pm 10\%$, respectively.

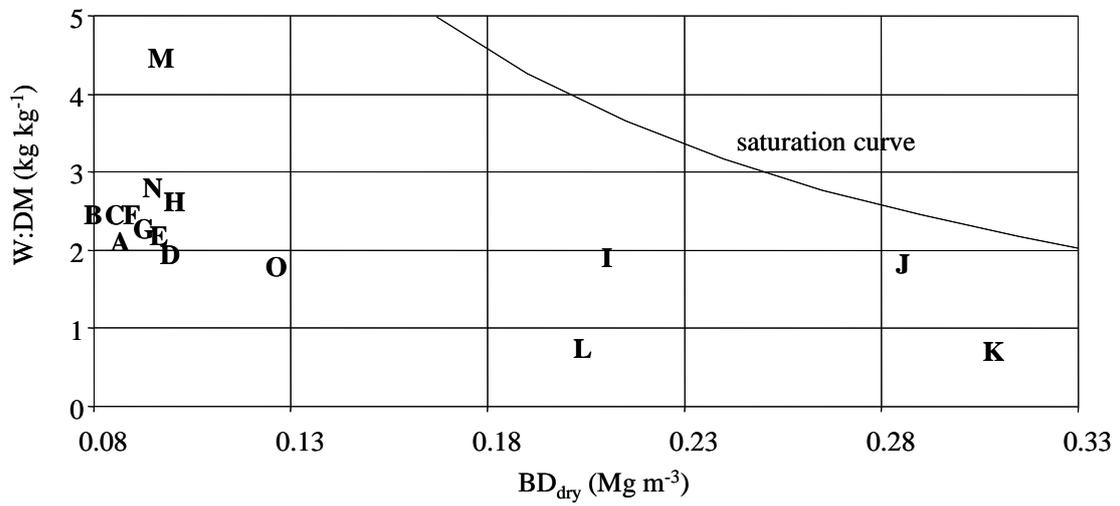
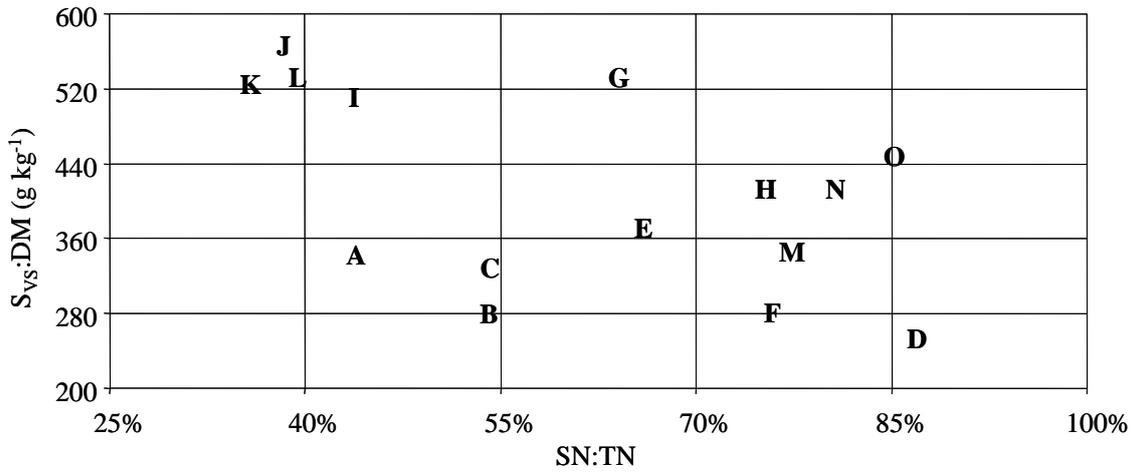
10
11 Fig. 3. Observed (thick line) and estimated (dashed line) cumulative NH_3-N emission (g
12 kg^{-1} initial TN; left graphs), and observed (pointed line) and estimated (thin line) hourly
13 NH_3-N emission ($g\ kg^{-1}$ initial TN h^{-1} ; right graphs), for five heaps with the greatest
14 differences in composition (A, D, G, K, M; top left graph).

15
16 Fig. 4. Simulation of the cumulative NH_3-N emission after 56 composting days ($g\ kg^{-1}$
17 initial TN) as a function of water content ($kg\ water\ kg^{-1}$ wet weight) for four couples
18 (C_{biodeg} , N_{av}) (a, b, c, d) and for four dry matter density : 0.1 (squares), 0.15 (diamonds),
19 0.2 (triangles) and 0.24 (circles) $Mg\ m^{-3}$.

20

21

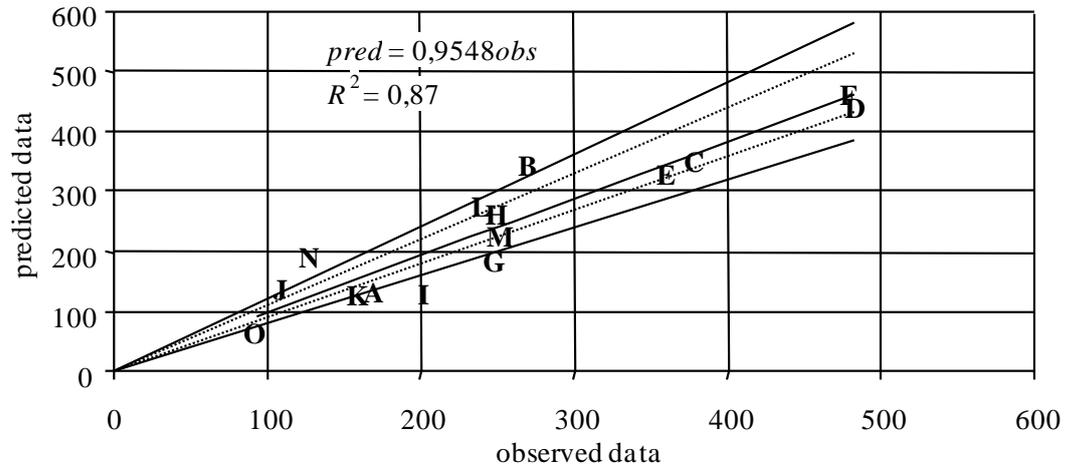
1



2

3 Fig. 1.

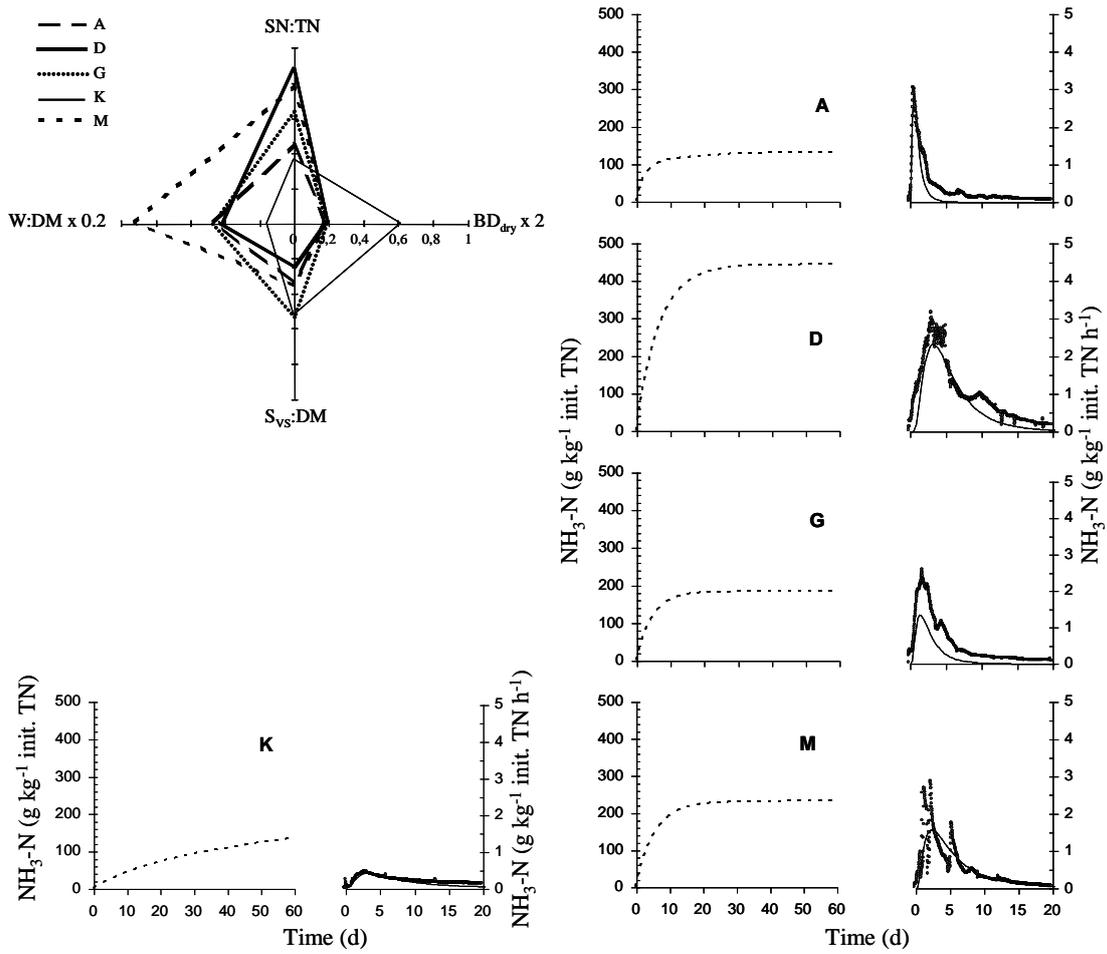
1



2

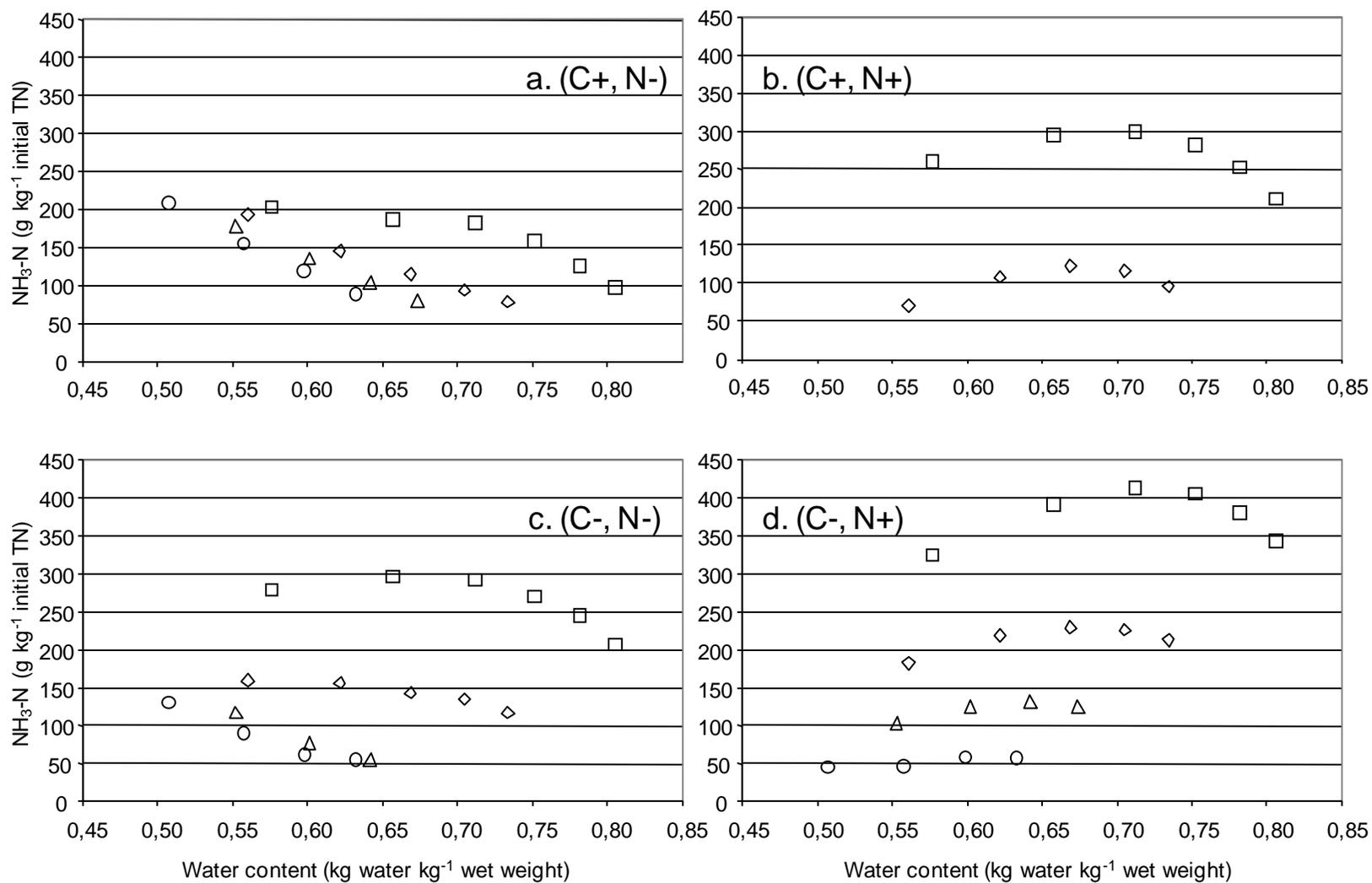
3 Fig. 2.

4



1

2 Fig. 3.



1
2 Fig. 4.

Table 1

Composition of the 15 compost heaps (% on wet-weight basis).

Component	A	B	C	D	E	F	G	H ^c	I	J	K	L	M	N	O
Wheat straw	18.5	28.1	10.0	26.0	21.0	12.7	15.3	19.4	-	-	-	-	10.4	17.1	20.0
Sawdust	-	-	-	-	-	10.6	-	2.2	-	-	-	-	3.7	5.0	7.0
Sugarcane molasses	-	-	-	-	-	-	7.5	10.9	-	-	-	-	5.6	10.4	15.4
Pig manure	45.0	15.3	80.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turkey manure ^a	-	-	-	-	-	-	-	-	78.2	78.2	100	100	-	-	-
Pig slurry ^b	36.5 ^{b1}	-	-	72.8 ^{b1}	78.9 ^{b2}	52.9 ^{b2}	71.9 ^{b2}	15.6 ^{b2}	-	-	-	-	59.7 ^{b4}	67.0 ^{b4}	56.6 ^{b4}
Urea	-	0.5	0.4	1.2	0.1	0.6	-	0.8	-	-	-	-	0.2	0.5	1.0
Water	-	56.2	9.5	-	-	23.2	5.3	51.1	21.8	21.8	-	-	20.4	-	-

^a dry matter content of the turkey manure was approximately 56%;

^b pig slurry had a different chemical composition in each of the 3 experiments where it was added (dry matter contents of 1, 10 and 5% of the gross weight for experiments 1, 2 and 4, respectively);

^c the relatively large amount of water added leached out many of the heap's soluble elements (e.g., sugars, mineral N); therefore, we do not show the characteristics of the different components, because mixture composition (Table 2) has more influence on gaseous emissions.

Table 2

Chemical and biochemical composition of one homogeneous sample representative of each composting heap (A to O) and physical characteristics of the heaps.

Characteristic	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
Free air space (% initial volume) ^a	74	74	73	74	73	73	73	68	45	27	57	71	51	69	69
DM density (kg m ⁻³) ^b	89	84	87	97	94	89	91	100	211	285	308	203	95	96	125
DM content (g kg ⁻¹ WW)	306	289	288	324	308	290	297	282	334	342	561	550	181	274	349
MM content (g kg ⁻¹ DM)	185	177	188	179	229	158	291	213	293	284	240	256	176	192	186
Total nitrogen-TN (g kg ⁻¹ WW)	4.2	4.8	6.9	7.1	7.2	6.7	6.6	6.5	15.4	15.8	22.8	24.3	4.3	7.2	9.0
Soluble nitrogen (g kg ⁻¹ WW) ^c	1.9	2.6	3.7	6.2	4.8	5.0	4.2	4.9	6.8	6.0	8.2	9.5	3.3	5.8	7.6
NH ₄ ⁺ -N (g kg ⁻¹ WW)	1.0	2.2	3.0	1.8	4.3	4.8	3.7	2.6	6.2	6.5	8.3	9.0	2.5	3.9	4.7
Total carbon-TC (g kg ⁻¹ WW)	123	119	121	136	141	141	131	127	118	123	211	203	83	125	159
TC:TN	29.0	24.7	17.6	19.0	19.5	21.2	19.6	19.5	7.7	7.8	9.3	8.4	19.3	17.3	17.8
CS _{VS} :SN ^d	32.5	19.4	15.8	8.2	9.8	6.7	14.5	8.6	6.7	8.6	10.5	7.7	8.5	8.6	9.1
W:DM (kg kg ⁻¹) ^e	2.3	2.5	2.5	2.1	2.3	2.5	2.4	2.6	2.0	1.9	0.8	0.8	4.5	2.7	1.9
Van Soest fractions (% DM) ^f :															
Soluble (100 - NDF)	34	29	33	24	37	28	53	41	51	56	52	54	35	41	45
Hemicellulose-like (NDF - ADF)	27	28	27	28	27	23	20	23	14	14	15	14	22	19	20
Cellulose-like (ADF - ADL)	33	37	34	42	31	39	24	30	23	22	24	23	34	32	28
Lignin-like (ADL)	6	6	6	6	5	10	3	6	12	8	9	9	9	8	7

^a free air space = [total volume - (dry matter mass / 1600) - (water mass / 1000)]/total volume; ^b dry matter; ^c Kjeldahl method on the extracted juice from maceration of 25 g of fresh material in 200 g of deionised water at 4°C for 12 h; ^d carbon in the soluble Van Soest fraction:soluble nitrogen; ^e water:dry matter;

^f NDF: neutral detergent fiber, ADF: acid detergent fiber, ADL: acid detergent lignin.

Table 3.

Observed NH₃-N cumulative emission and amplitude of the emission peak during the monitoring period

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
Monitoring period (d)	61	61	61	61	92	92	92	92	51	51	51	51	34	34	34
Cumulative emission (g kg ⁻¹ initial TN)	162	271	379	483	365	482	255	260	194	101	156	237	246	121	85
Amplitude of the emission peak (g kg ⁻¹ initial TN h ⁻¹)	3.0	4.2	12.9	3.1	5.4	5.2	2.6	1.7	0.4	0.2	0.4	1.3	2.8	1.0	1.7

TN: Total Nitrogen

Table 4.

Multiple regression coefficients for the parameters estimating cumulative and hourly emissions of NH₃-N (eq. [2])

factor	multiple regression variables	factor unit	cumulative NH ₃ -N emission (g kg ⁻¹ initial TN)				hourly NH ₃ -N emission (g kg ⁻¹ initial TN h ⁻¹)			
			M_0N_R	M_0N_S	k_R	k_S	I_0	a	t_0	b
carbon	TC:DM	g kg ⁻¹	1,084		0.007	0.001		0.096	-0.021	
	S _{VS} :DM	g kg ⁻¹	-0.825	0.272						
	HC _{VS} :DM	g kg ⁻¹			0.002	0.0004	-0.0002	0.033		
nitrogen	TN:DM	g kg ⁻¹	88.31							
	SN:DM	g kg ⁻¹	-159.2							
	SN:TN	kg kg ⁻¹	3818				-0.189	-13.67		0.870
	NH ₄ ⁺ :TN	kg kg ⁻¹					-0.181			
carbon & nitrogen	TC:TN	kg kg ⁻¹			-0.106	-0.023	0.007	-1.277	0.278	-0.064
	CS _{VS} :SN	kg kg ⁻¹			0.068	0.014	-0.008	0.497	-0.234	0.046
oxygen	FAS	m ³ m ⁻³	955.1							
	DMd	Mg m ⁻³			-2.152	-0.335				
	BD _{wet}	Mg m ⁻³		-198.4				-12.51	6.553	
moisture	DM	kg kg ⁻¹	-1882							
	W:DM	kg kg ⁻¹	-54.59	30.45					-0.639	0.117
	DM:W	kg kg ⁻¹		273.0				-6.270		
	constant		-2000	-185.0	-2.139	-0.435	0.275	-21.99	7.816	0.485
	adjusted R ²		0.87	0.94	0.89	0.86	0.84	0.92	0.84	0.76
	RSE		73.4	22.9	0.080	0.018	0.014	1.078	0.608	0.102

M_0N_R and M_0N_S are the rapidly and slowly emitted fractions respectively (g kg⁻¹ initial TN), k_R and k_S are the corresponding rate constants (d⁻¹), I_0 is the remaining emission (g kg⁻¹ initial TN h⁻¹) after the decay, $a+I_0$ is the maximum of the emission rate (g kg⁻¹ initial TN h⁻¹) reached at t_0 (d), b characterise the rate of the emission decay after maximum was reached (dimensionless).

TC: total carbon, DM: dry matter content, S_{VS} and HC_{VS} are the soluble-like and hemicellulose+cellulose-like fractions from Van Soest analysis (1963), TN: total nitrogen, SN: soluble nitrogen, CS_{VS}: carbon in the soluble-like Van Soest fraction, FAS: free air space calculated with a particle density of 1.6, DMd: dry matter bulk density, BD_{wet}: wet matter bulk density, W: water content, RSE: residual standard error estimated.

Annexe 3

Observations réalisées en conditions contrôlées, sur le jeu de données initial

Annexe 3 : Observations réalisées en conditions contrôlées, sur le jeu de données initial

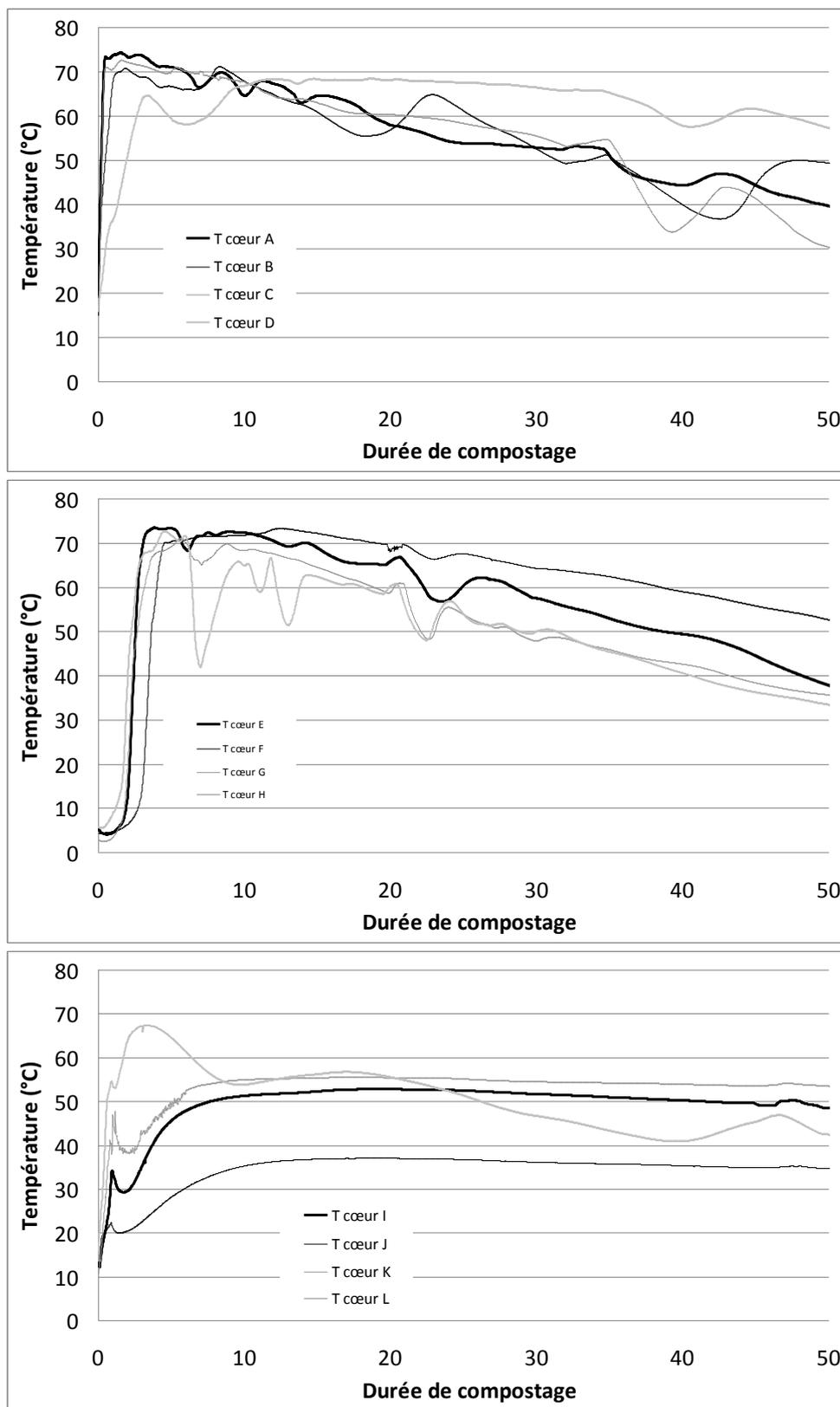


Figure 1. Cinétiques de température à cœur des tas A,B,C,D,E,F,G,H,I,J,K,L

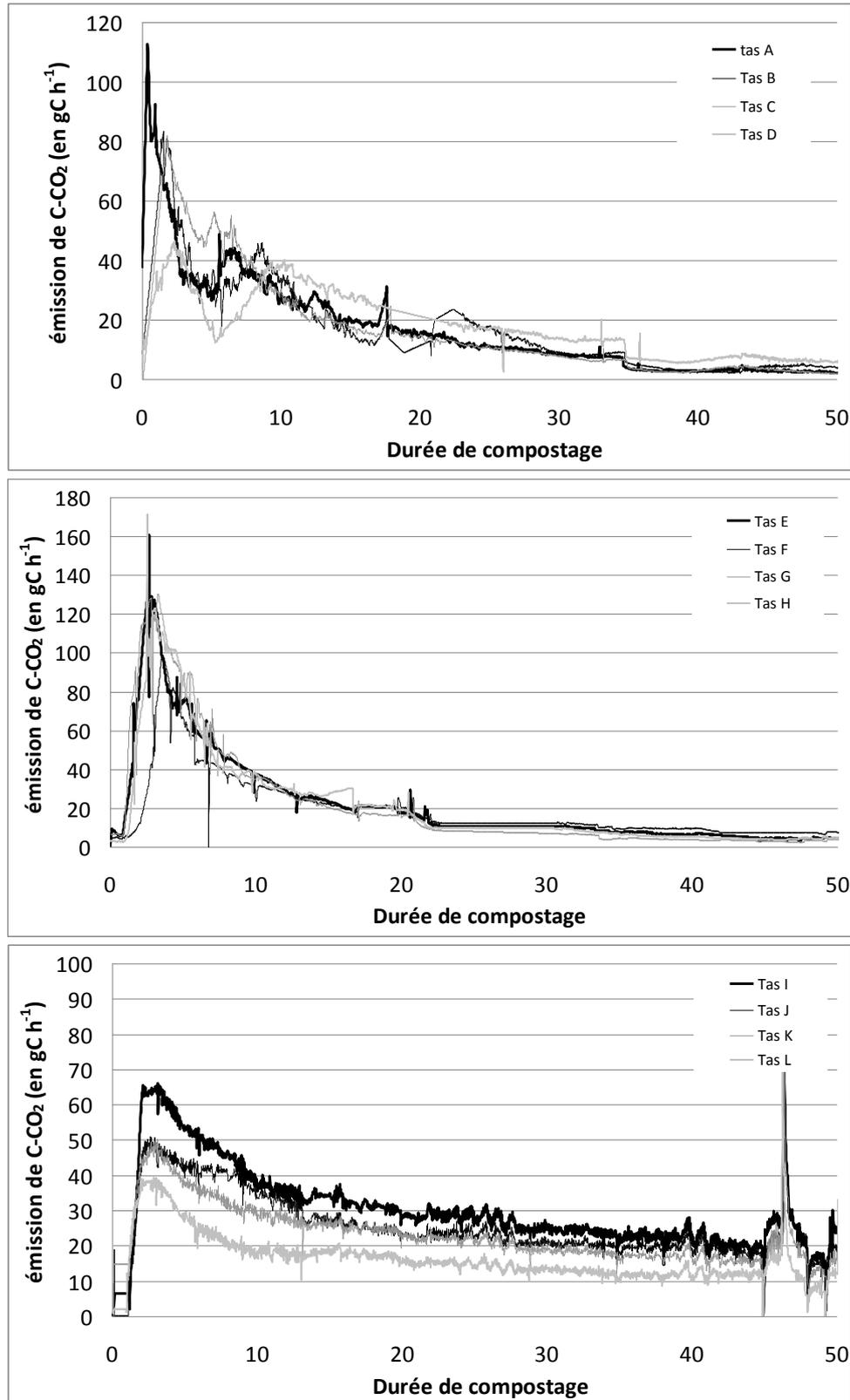


Figure 2. Cinétiques d'émission de dioxyde de carbone des tas A,B,C,D,E,F,G,H,I,J,K,L

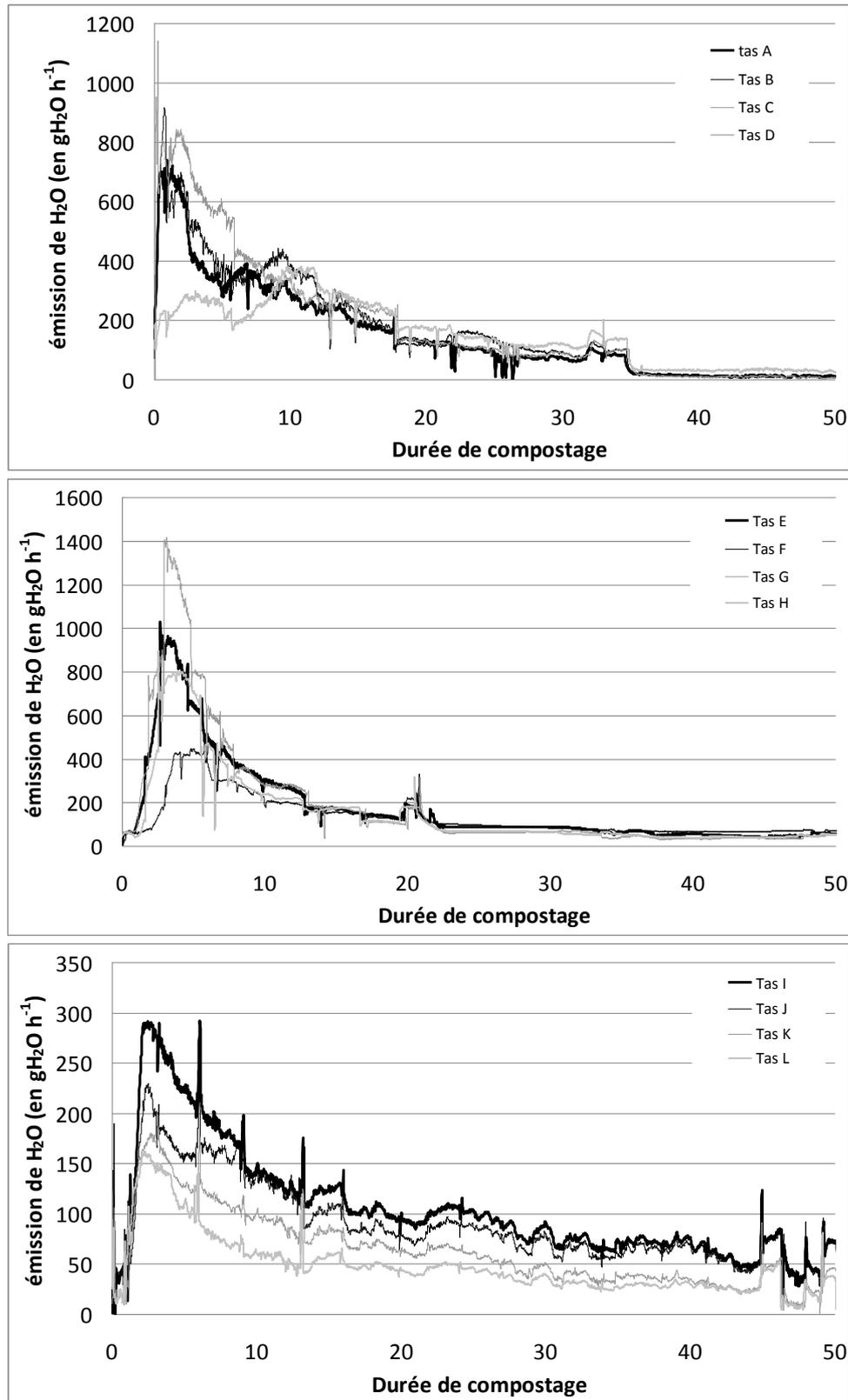


Figure 3. Cinétiques d'émission d'eau des tas A,B,C,D,E,F,G,H,I,J,K,L

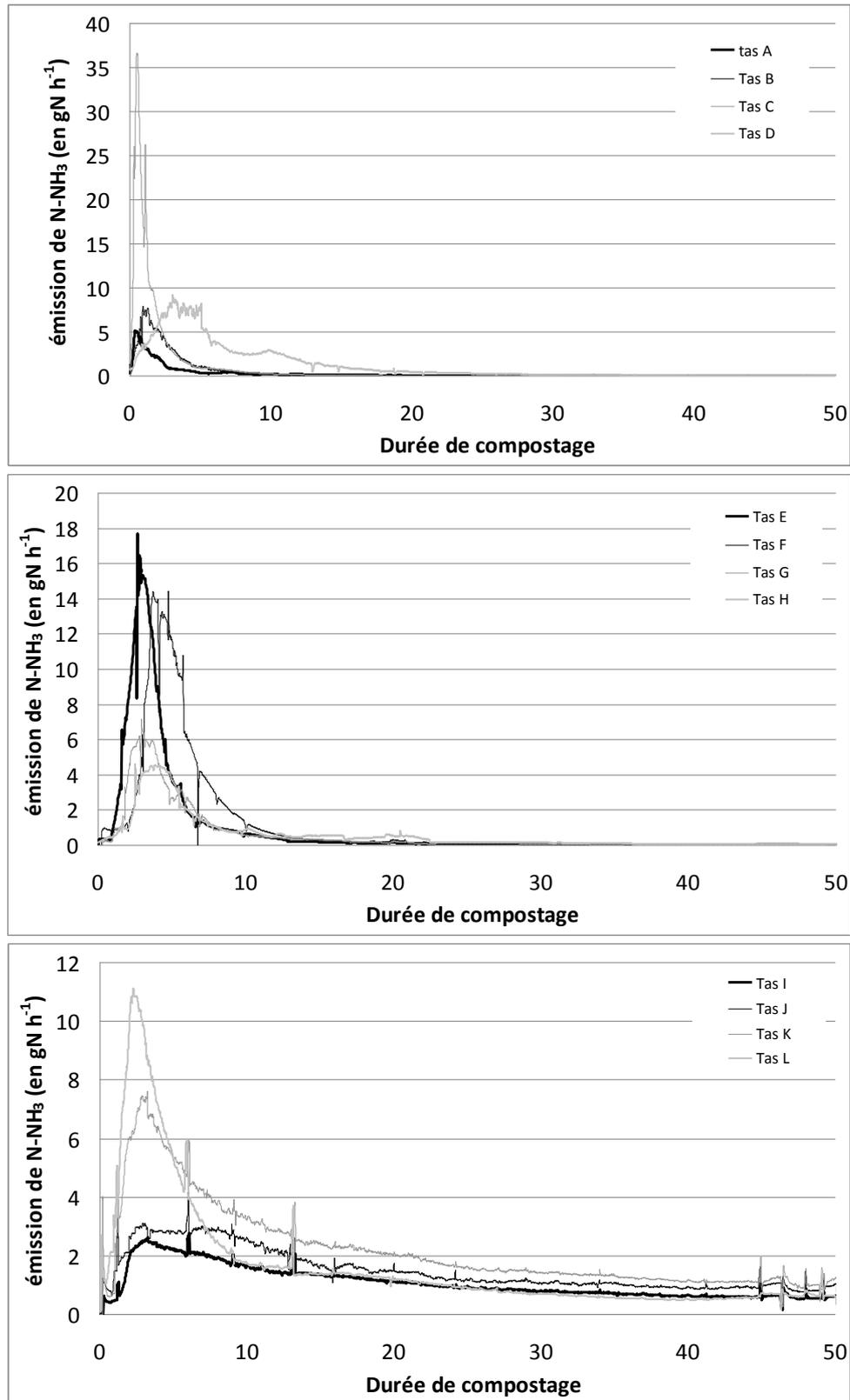


Figure 4. Cinétiques d'émission d'ammoniac des tas A,B,C,D,E,F,G,H,I,J,K,L

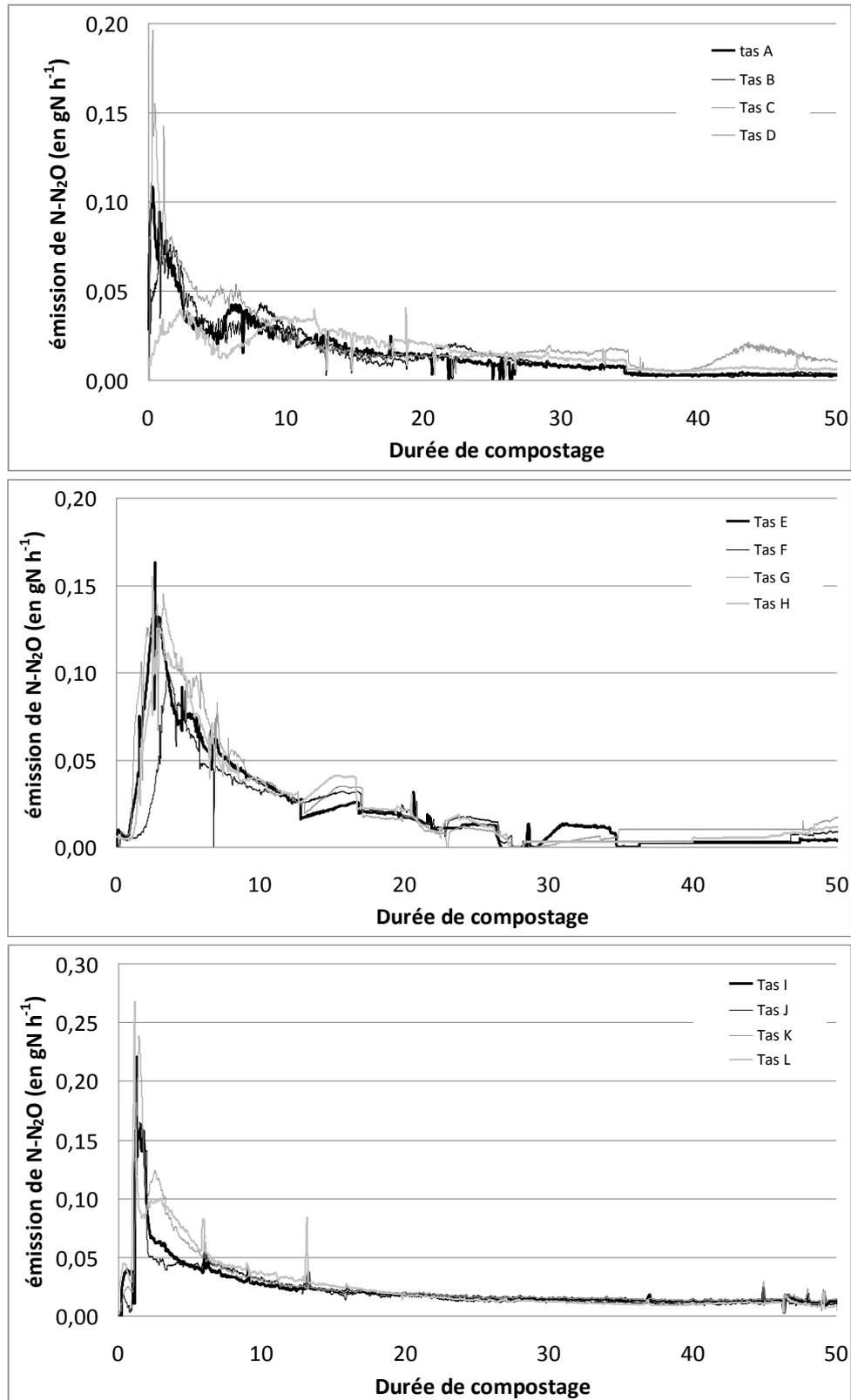


Figure 5. Cinétiques d'émission de protoxyde d'azote des tas A,B,C,D,E,F,G,H,I,J,K,L

Annexe 4

Cinétiques d'émissions gazeuses des expérimentations menées à Couvée d'Or

Annexe 4 : Cinétiques des émissions gazeuses des expérimentations menées à Couvée d'Or

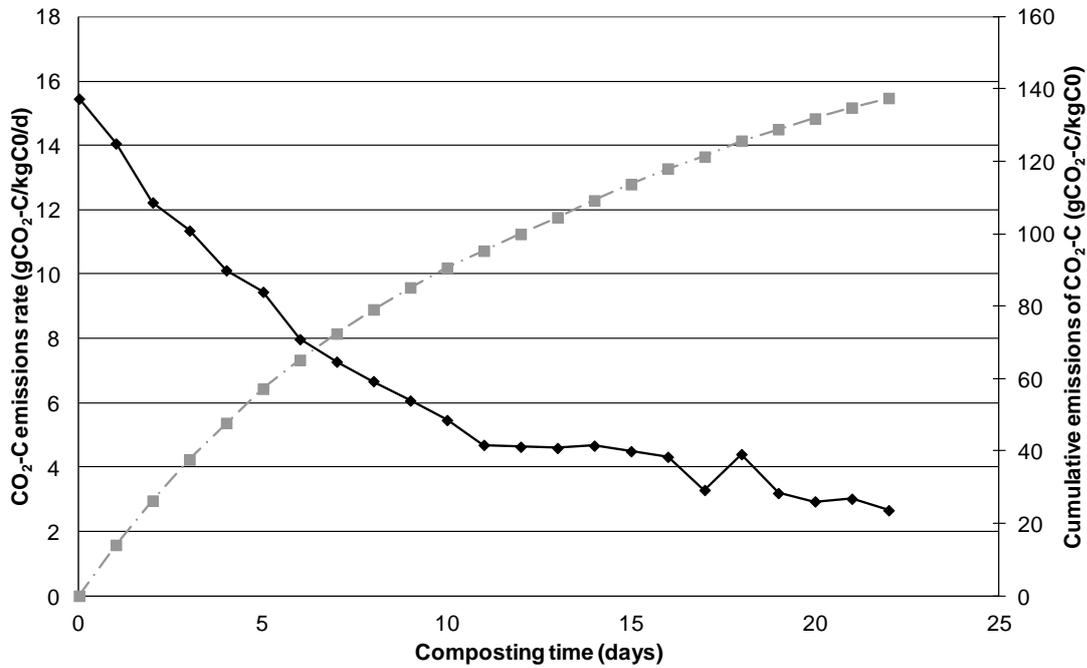


Figure 1. Cinétique d'émission de dioxyde de carbone (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0$; en gris) du tas CO_A

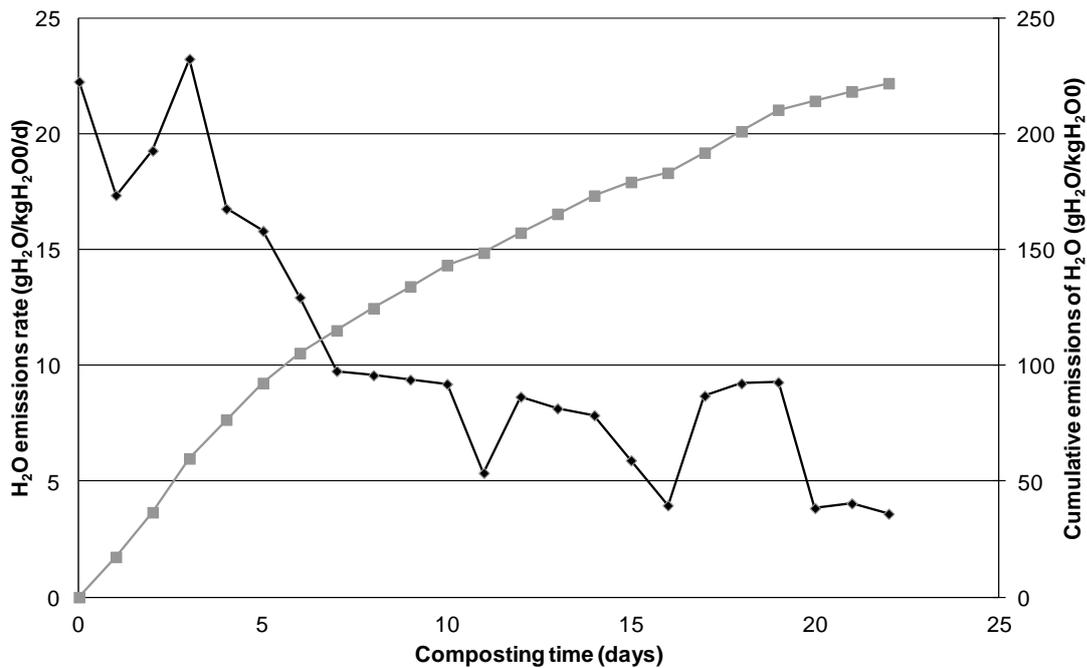


Figure 2. Cinétique d'émission d'eau (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0$; en gris) du tas CO_A

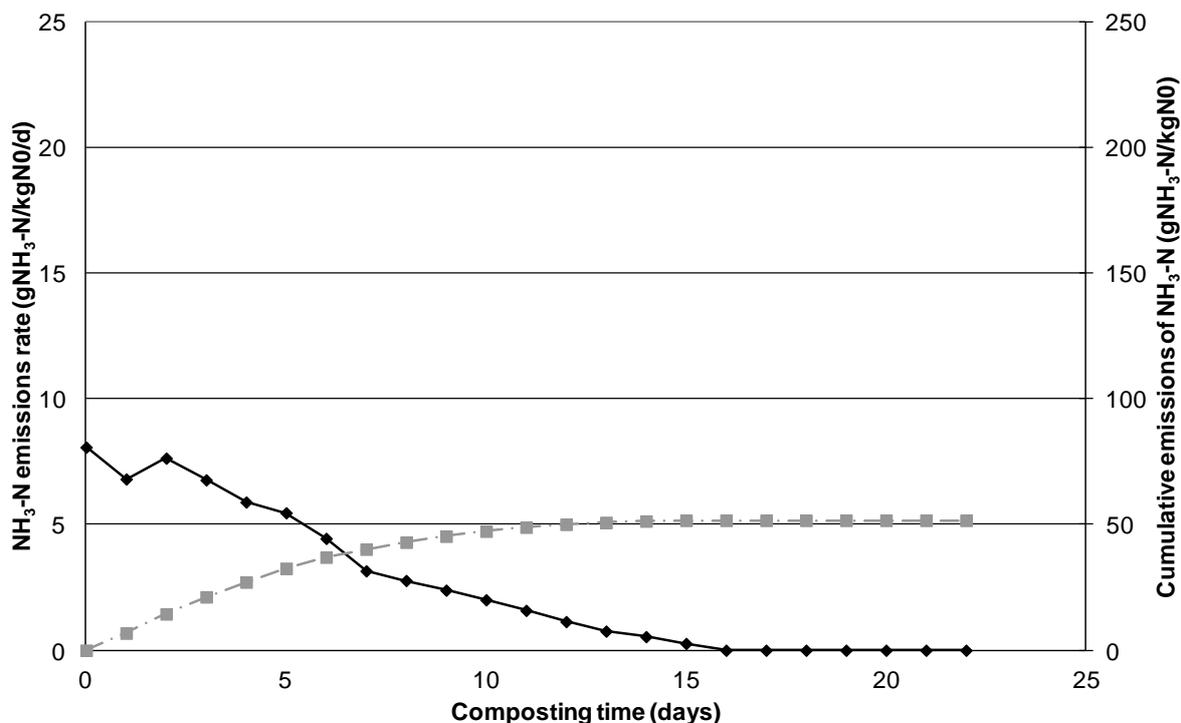


Figure 3. Cinétique d'émission d'ammoniac (en gN-NH₃ kg⁻¹ N₀ jr⁻¹; en noir) et émissions cumulées (en gN-NH₃ kg⁻¹ N₀; en gris) du tas CO_A

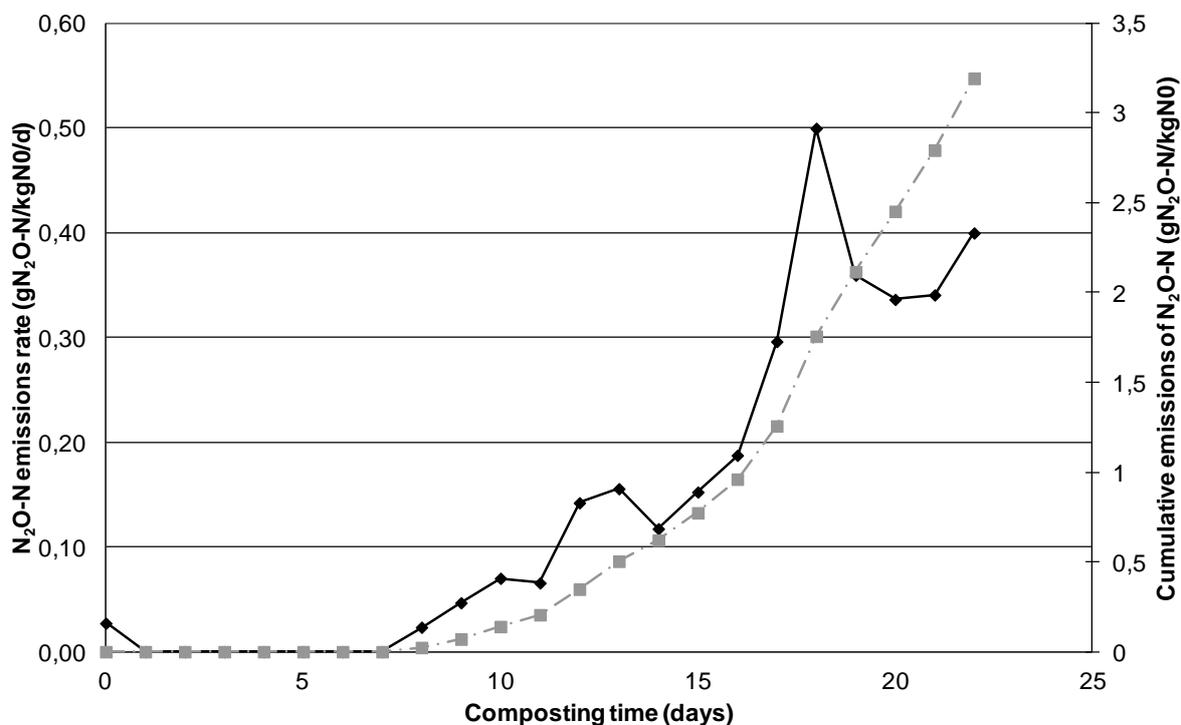


Figure 4. Cinétique d'émission de protoxyde d'azote (en gN-N₂O kg⁻¹ N₀ jr⁻¹; en noir) et émissions cumulées (en gN-N₂O kg⁻¹ N₀; en gris) du tas CO_A

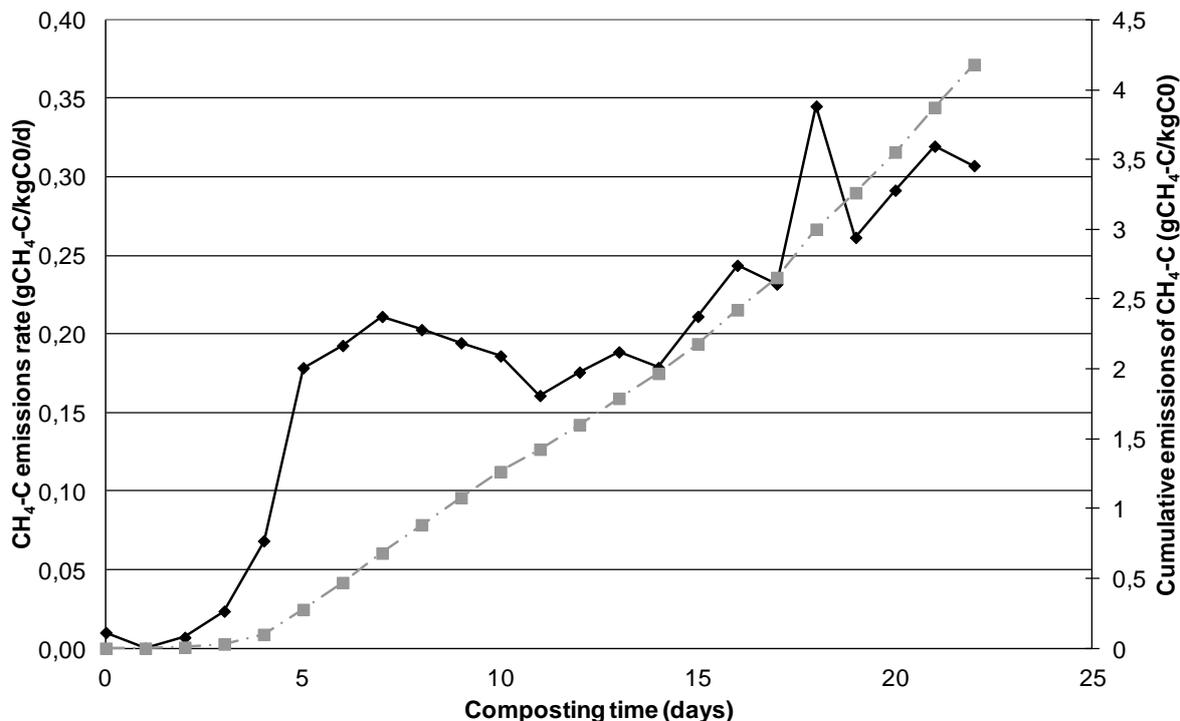


Figure 5. Cinétique d'émission de méthane (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0$; en gris) du tas CO_A

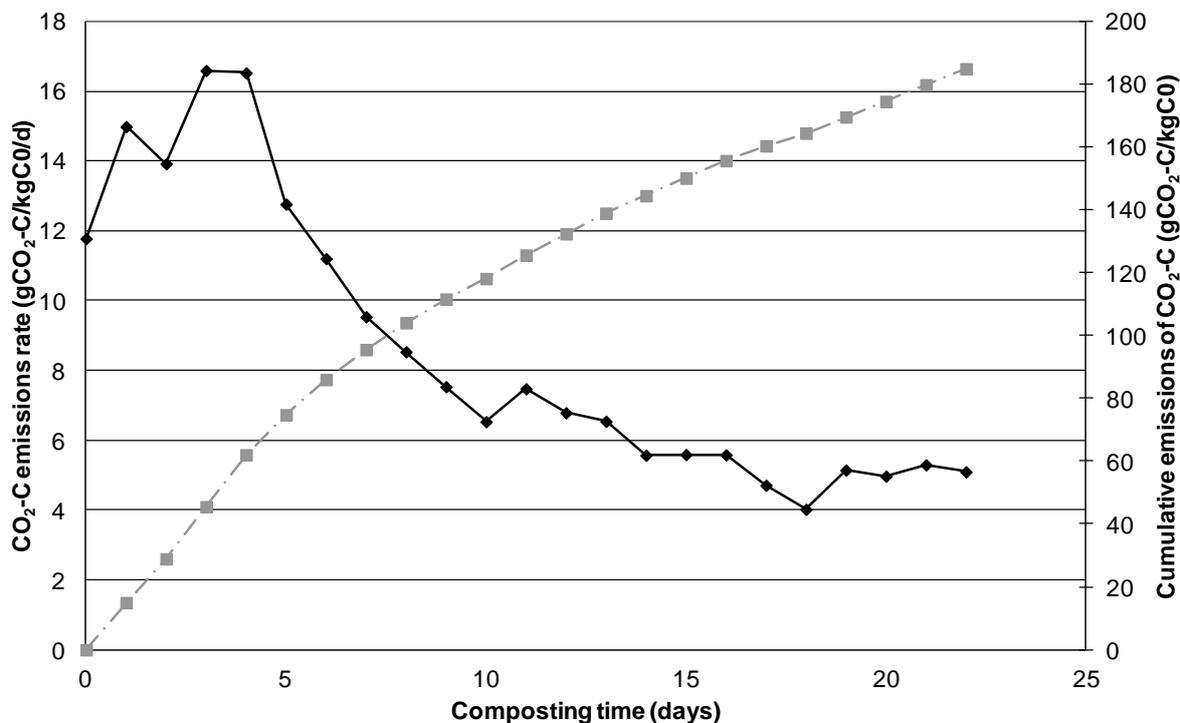


Figure 6. Cinétique d'émission de dioxyde de carbone (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0$; en gris) du tas CO_B

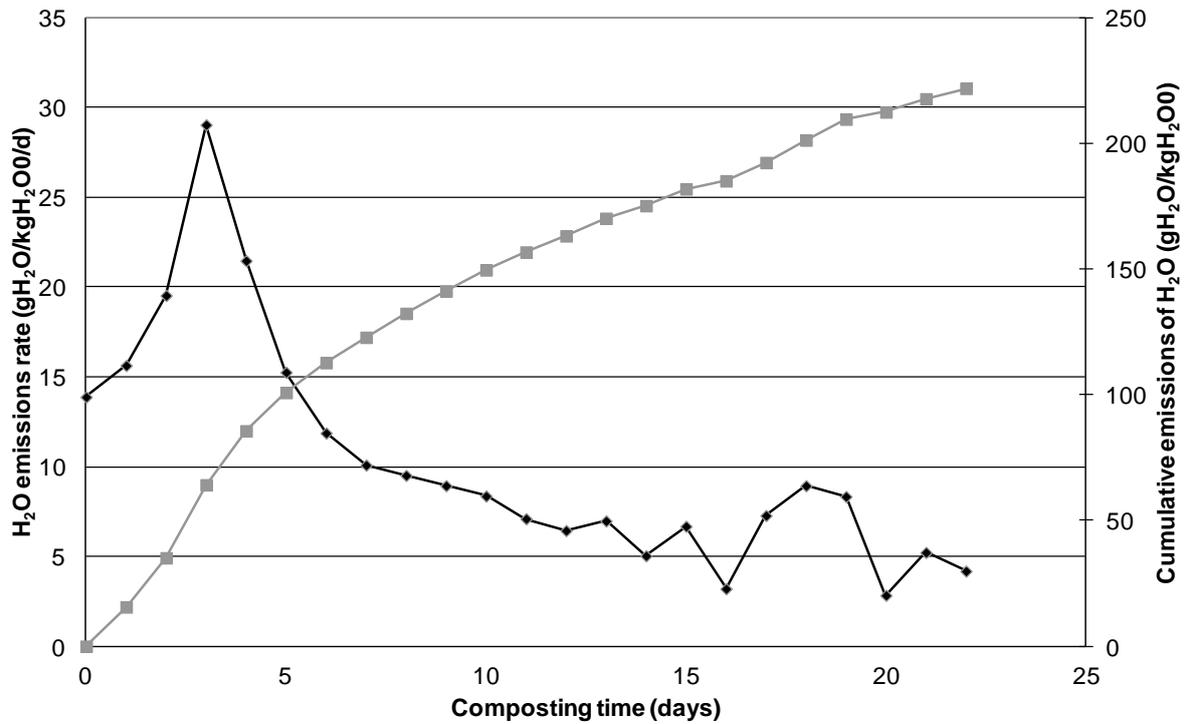


Figure 7. Cinétique d'émission d'eau (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0$; en gris) du tas CO_B

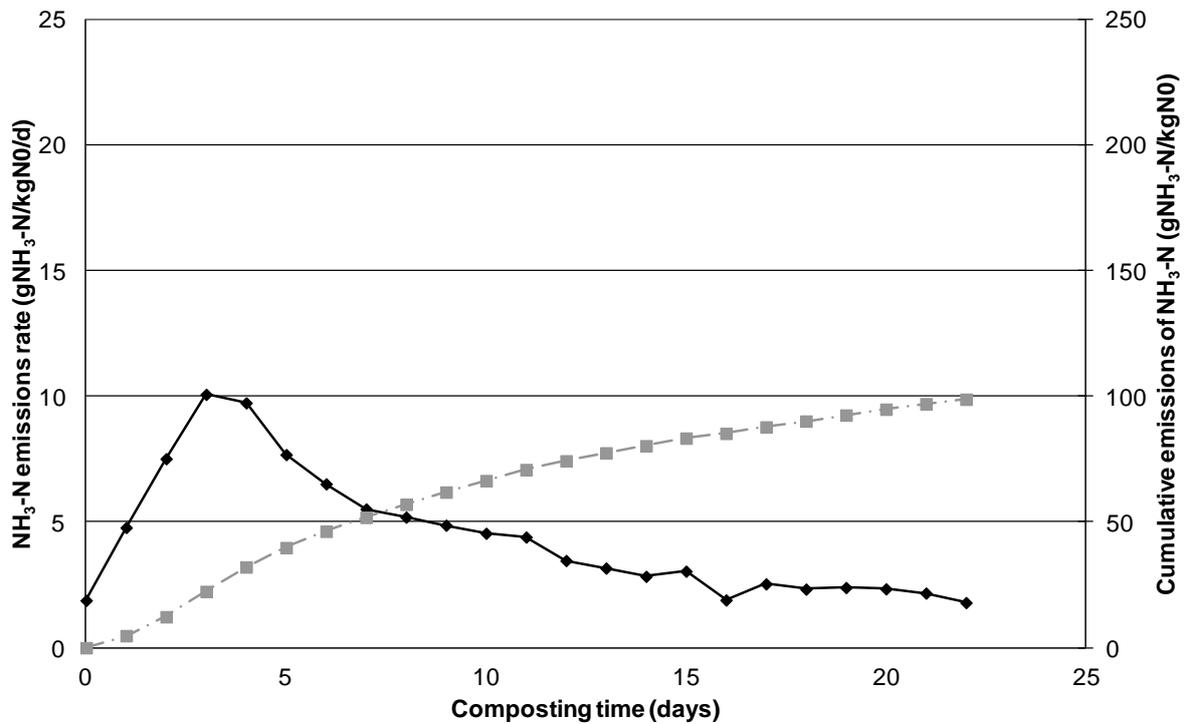


Figure 8. Cinétique d'émission d'ammoniac (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{N}_0$; en gris) du tas CO_B

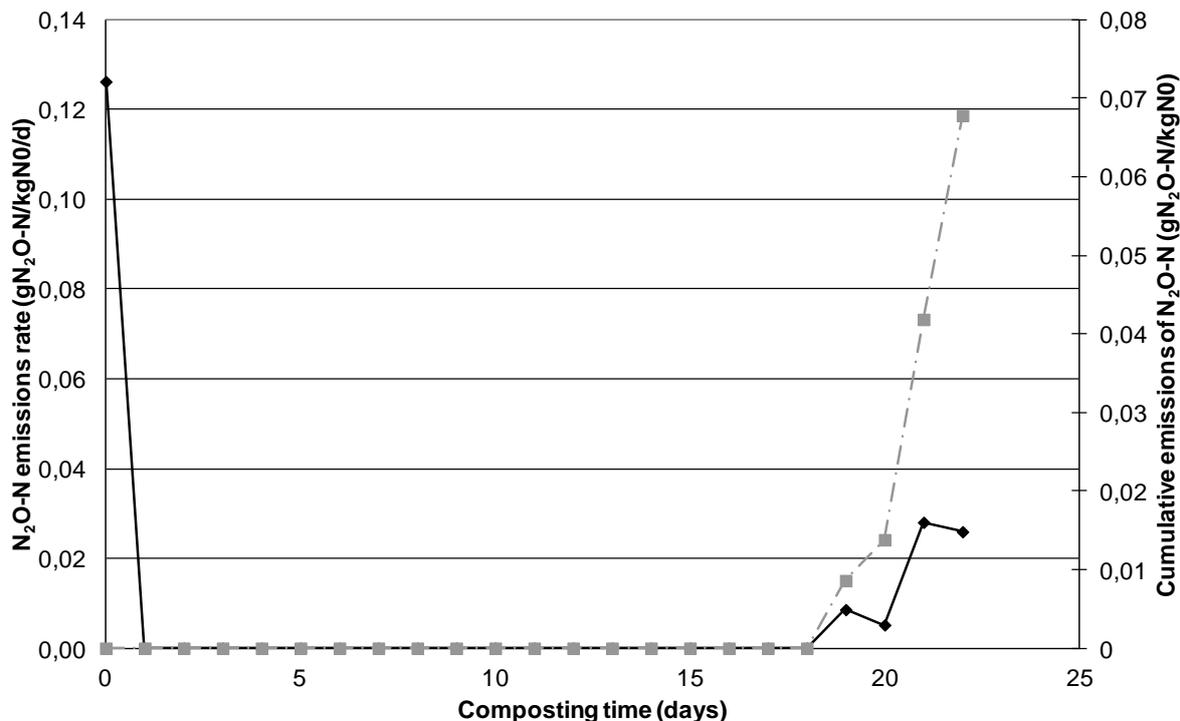


Figure 9. Cinétique d'émission de protoxyde d'azote (en $\text{gN-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{N}_0$; en gris) du tas CO_B

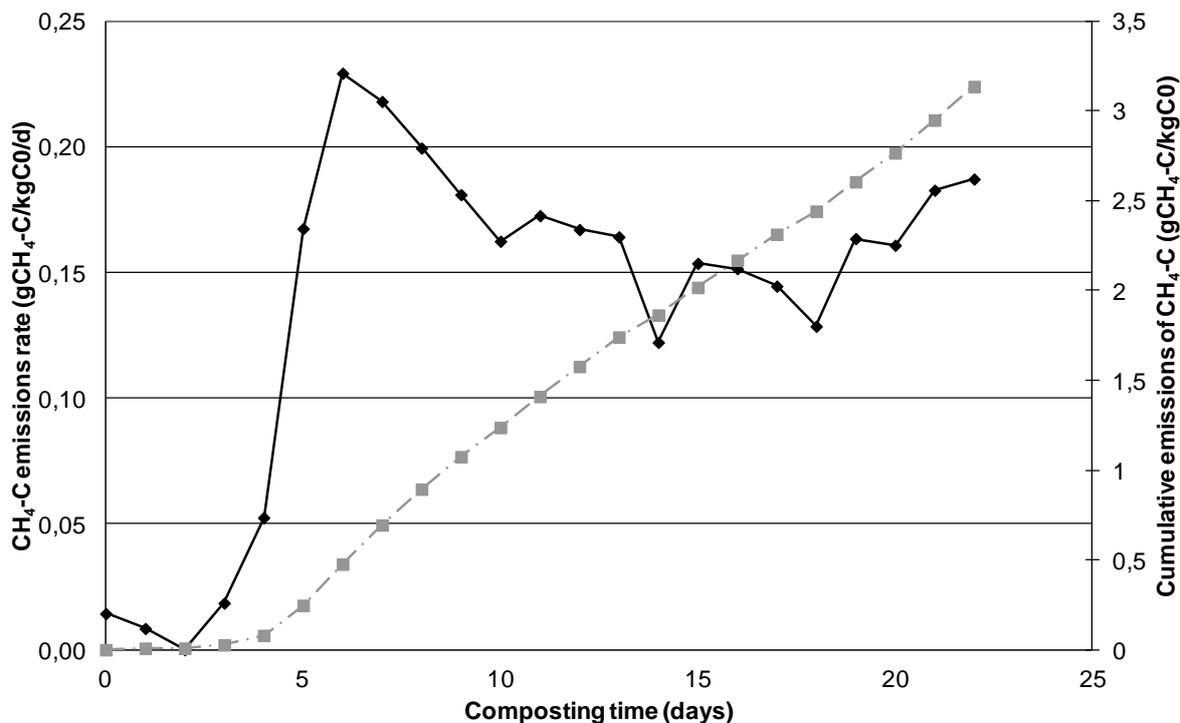


Figure 10. Cinétique d'émission de méthane (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0$; en gris) du tas CO_B

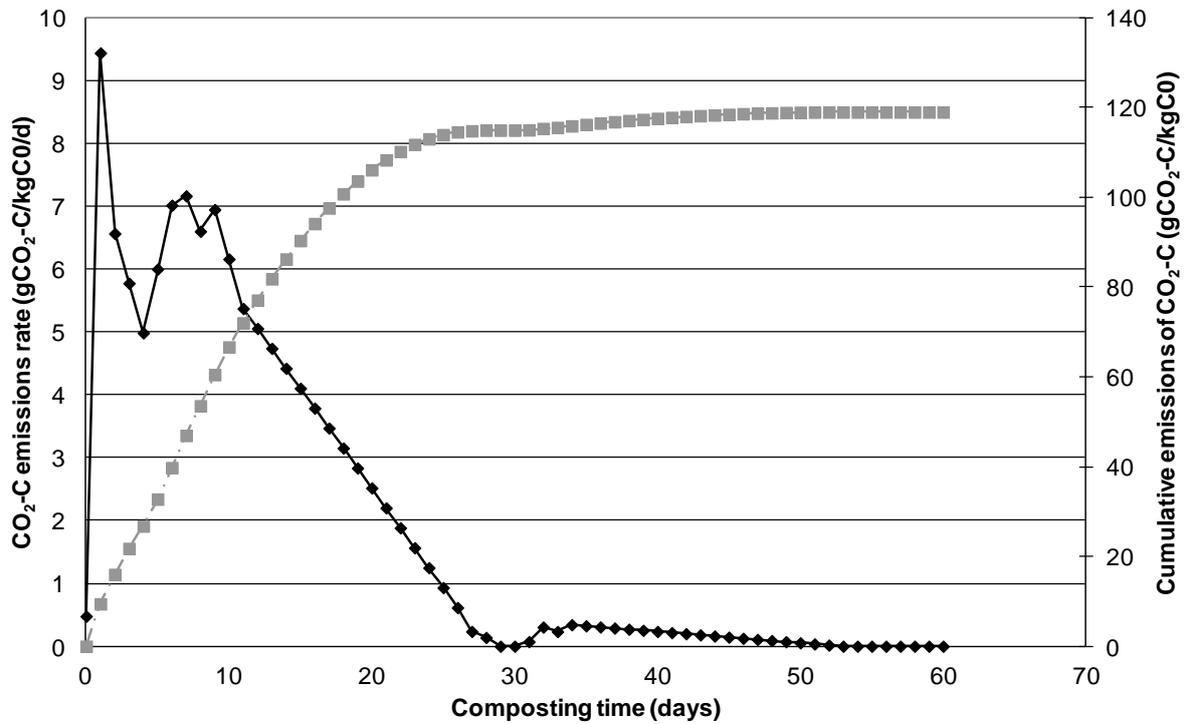


Figure 11. Cinétique d'émission de dioxyde de carbone (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0$; en gris) du tas CO_C

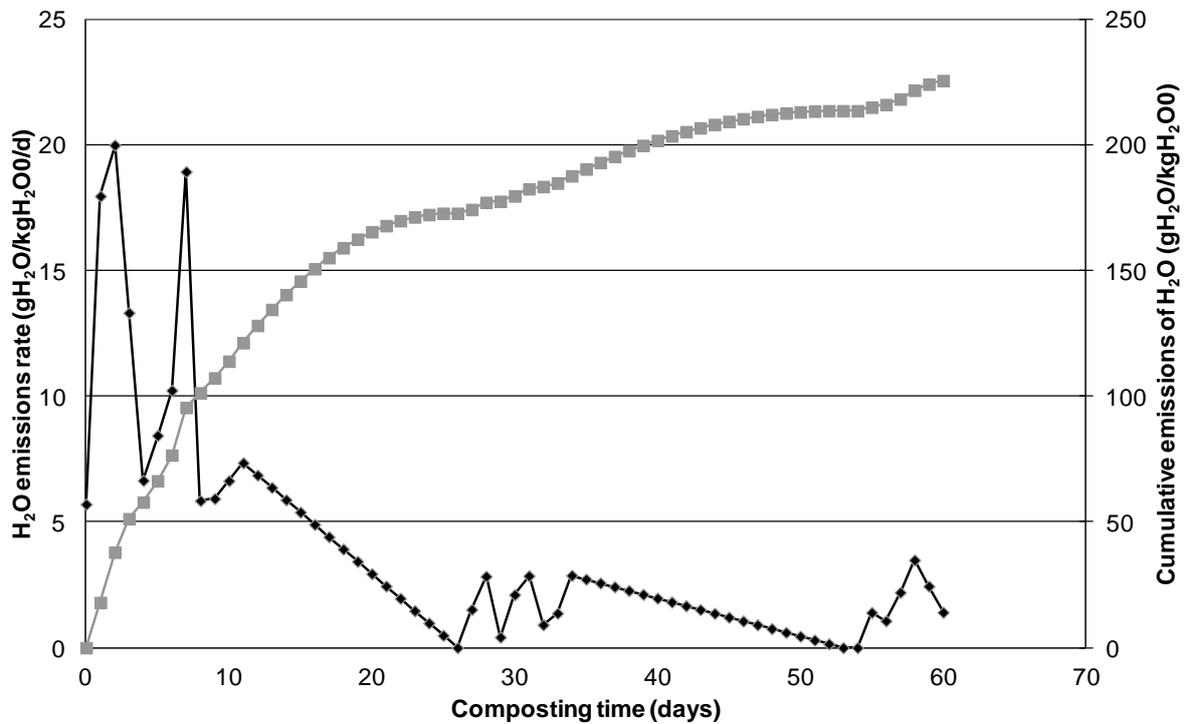


Figure 12. Cinétique d'émission d'eau (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0$; en gris) du tas CO_C

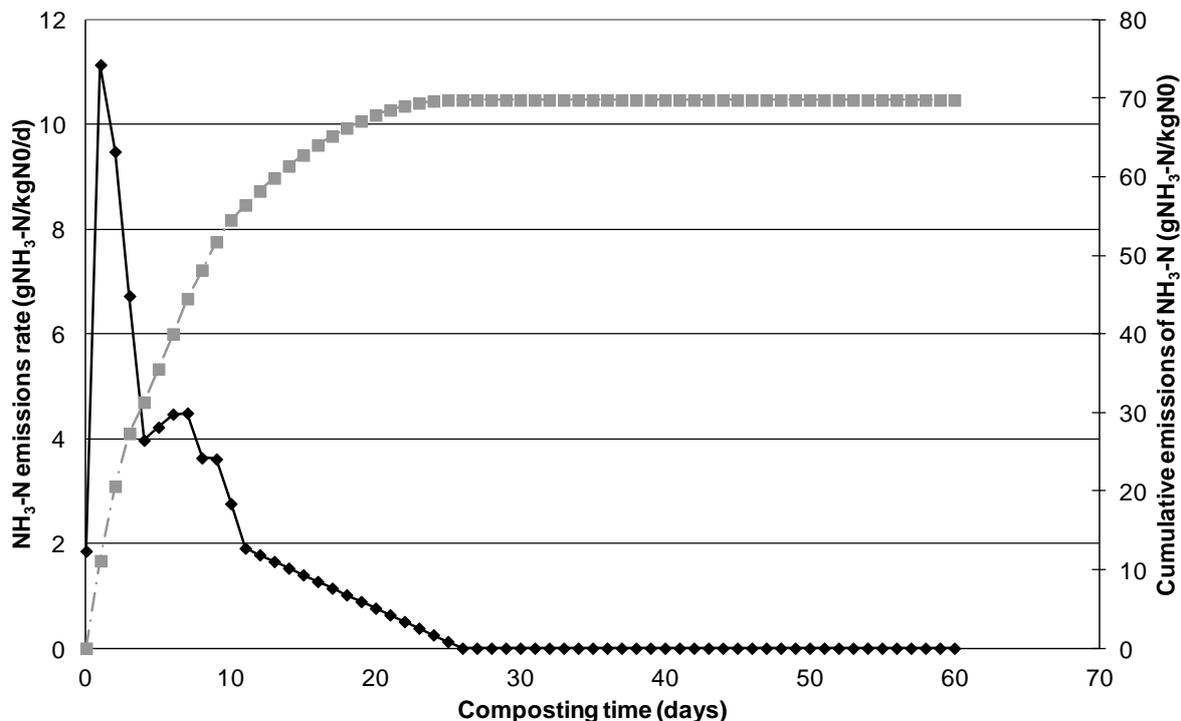


Figure 13. Cinétique d'émission d'ammoniac (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0$; en gris) du tas CO_C

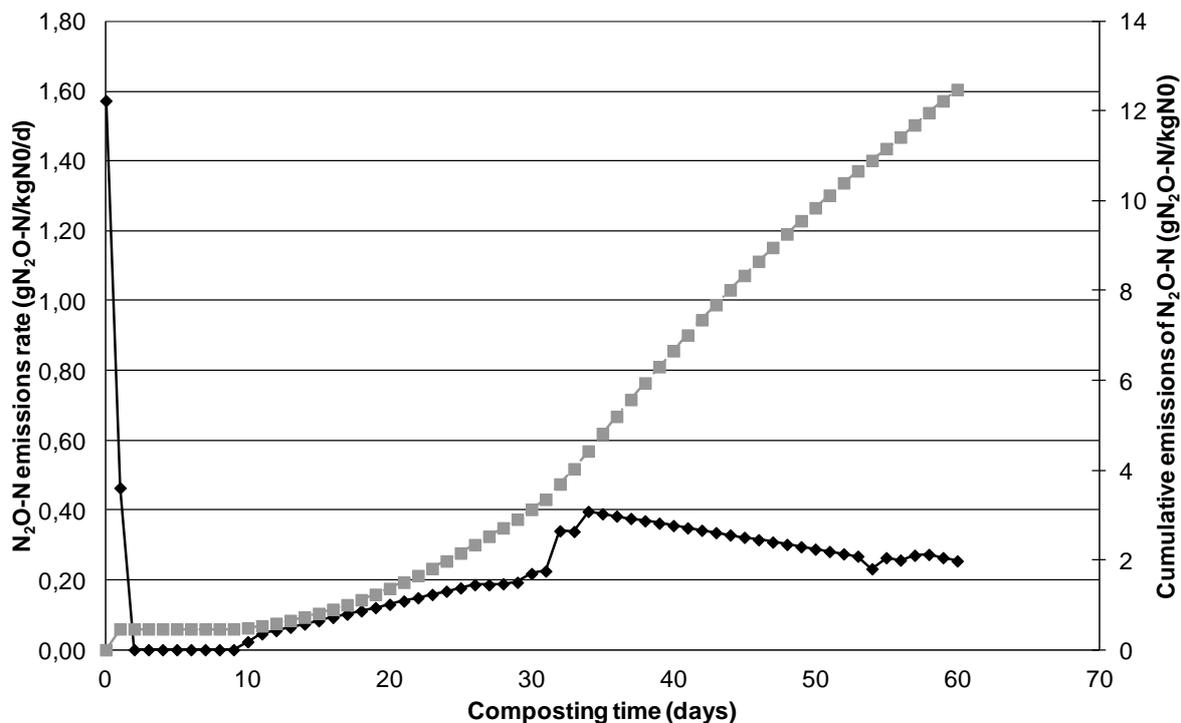


Figure 14. Cinétique d'émission de protoxyde d'azote (en $\text{gN-N}_2\text{O} \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-N}_2\text{O} \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0$; en gris) du tas CO_C

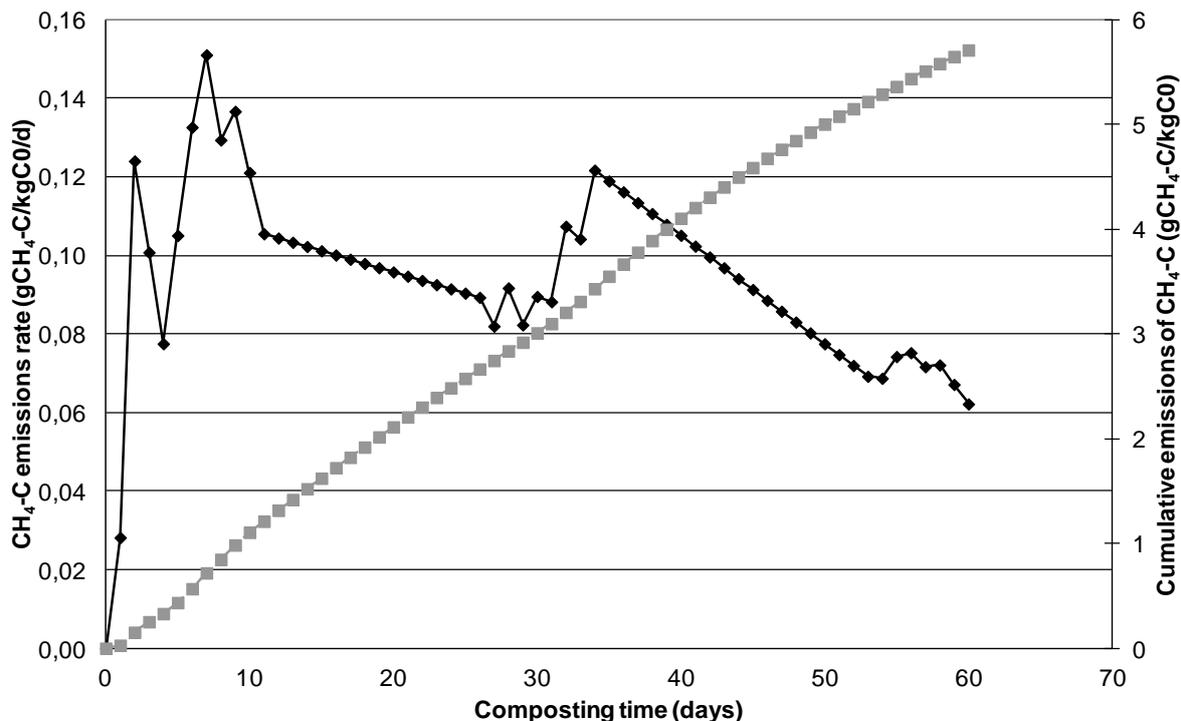


Figure 15. Cinétique d'émission de méthane (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0$; en gris) du tas CO_C

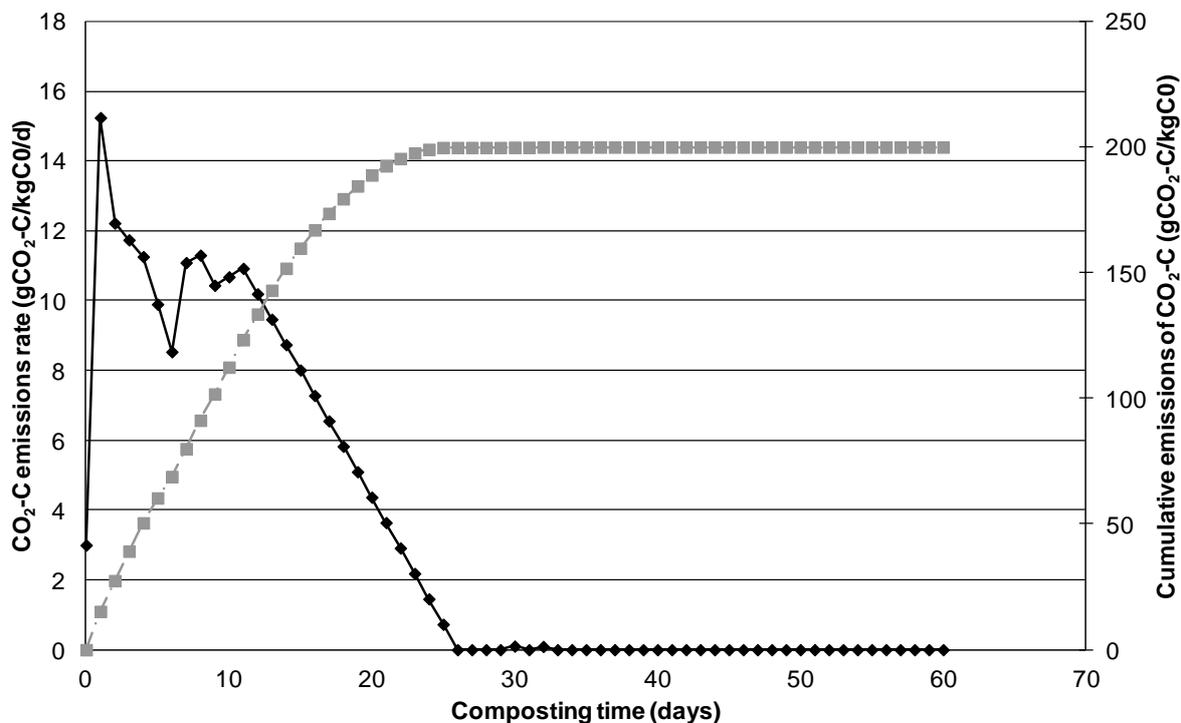


Figure 16. Cinétique d'émission de dioxyde de carbone (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0$; en gris) du tas CO_D

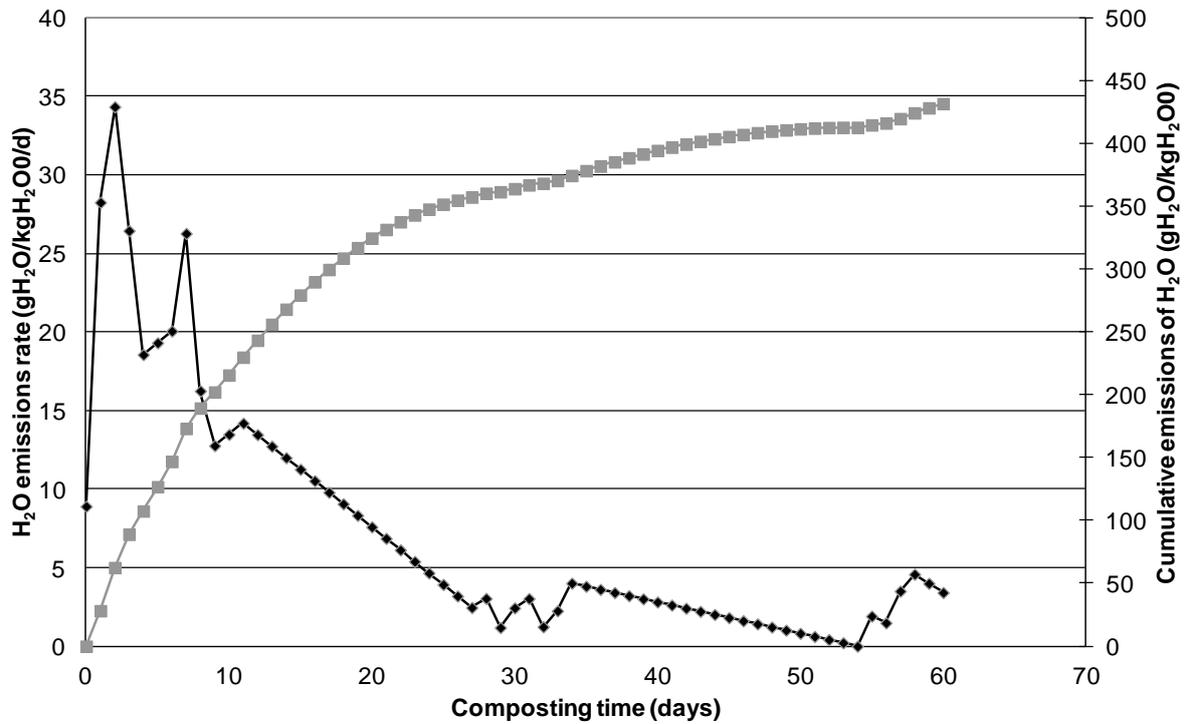


Figure 17. Cinétique d'émission d'eau (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0$; en gris) du tas CO_D

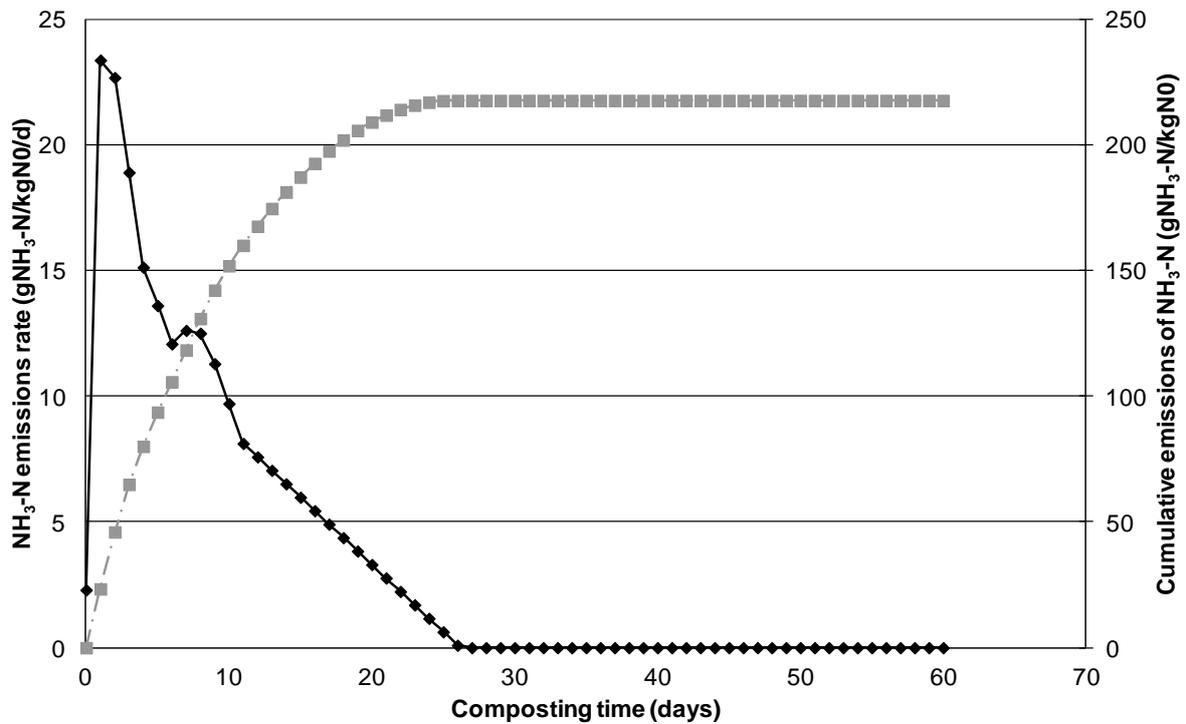


Figure 18. Cinétique d'émission d'ammoniac (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{N}_0$; en gris) du tas CO_D

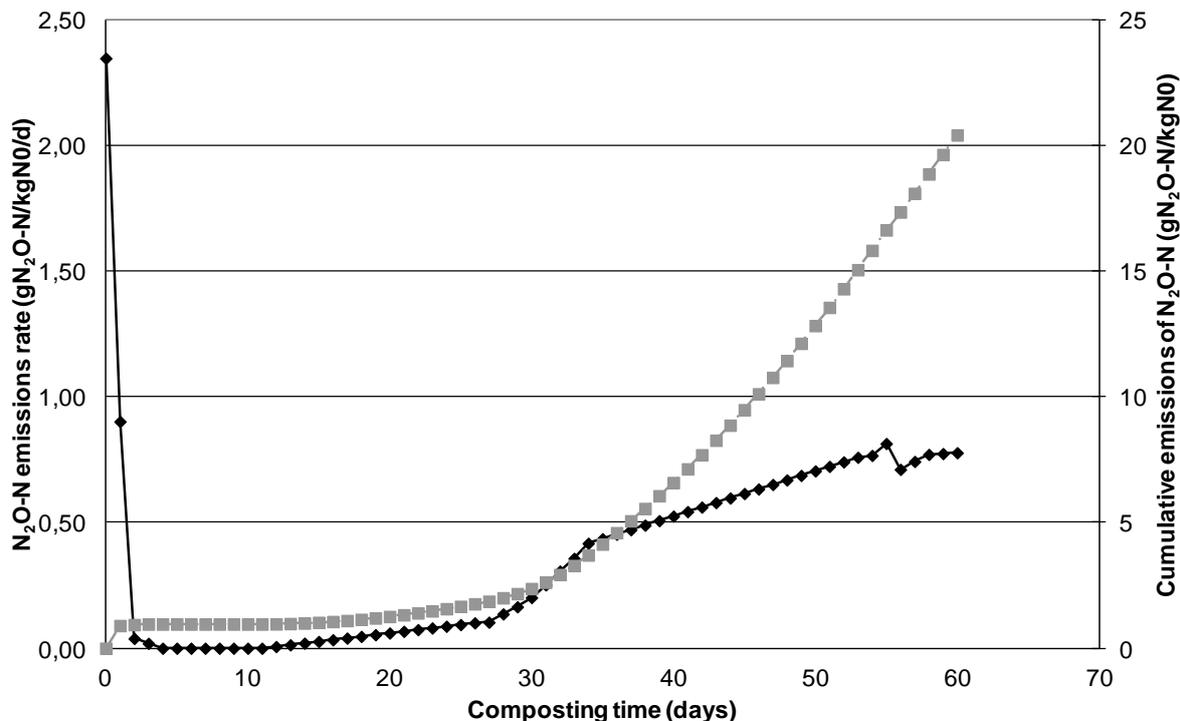


Figure 19. Cinétique d'émission de protoxyde d'azote (en $\text{gN-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{N}_0$; en gris) du tas CO_D

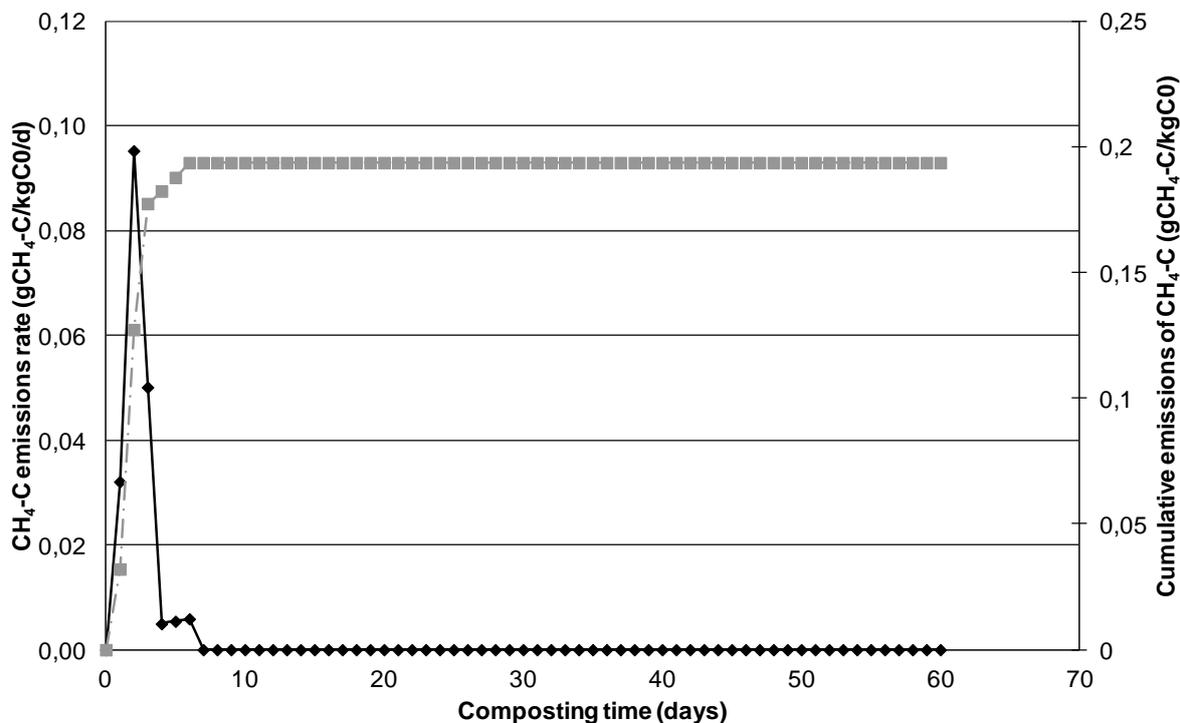


Figure 20. Cinétique d'émission de méthane (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0$; en gris) du tas CO_D

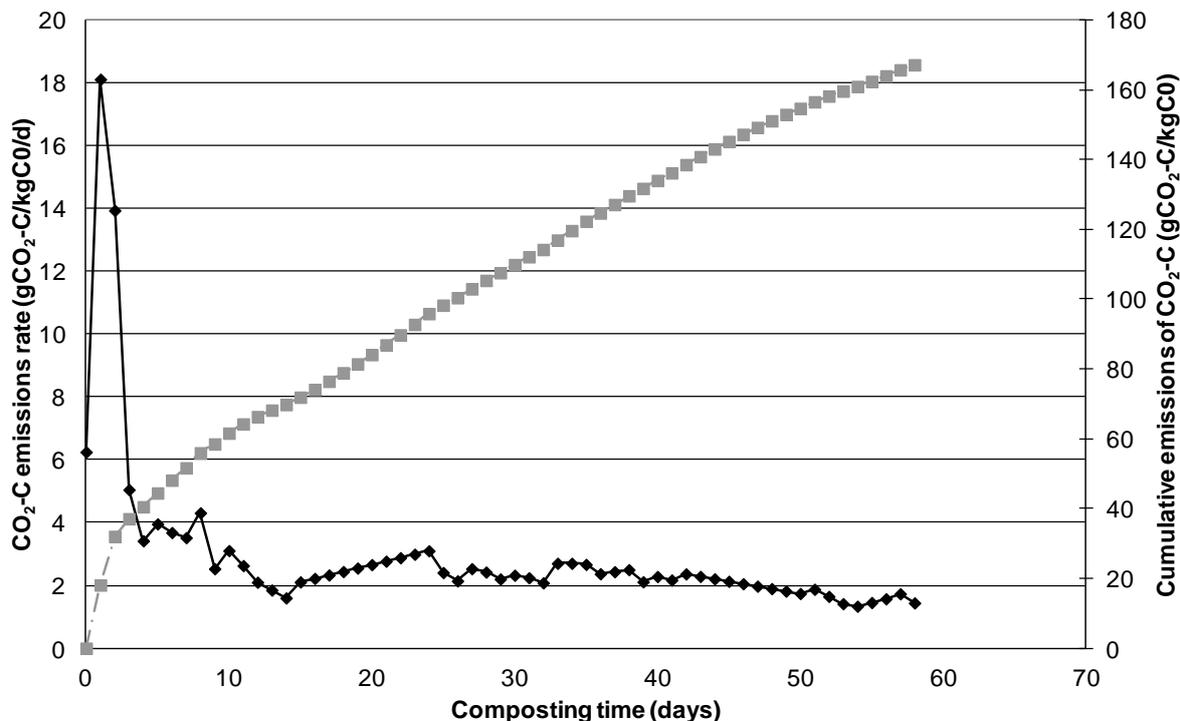


Figure 21. Cinétique d'émission de dioxyde de carbone (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0$; en gris) du tas CO_E

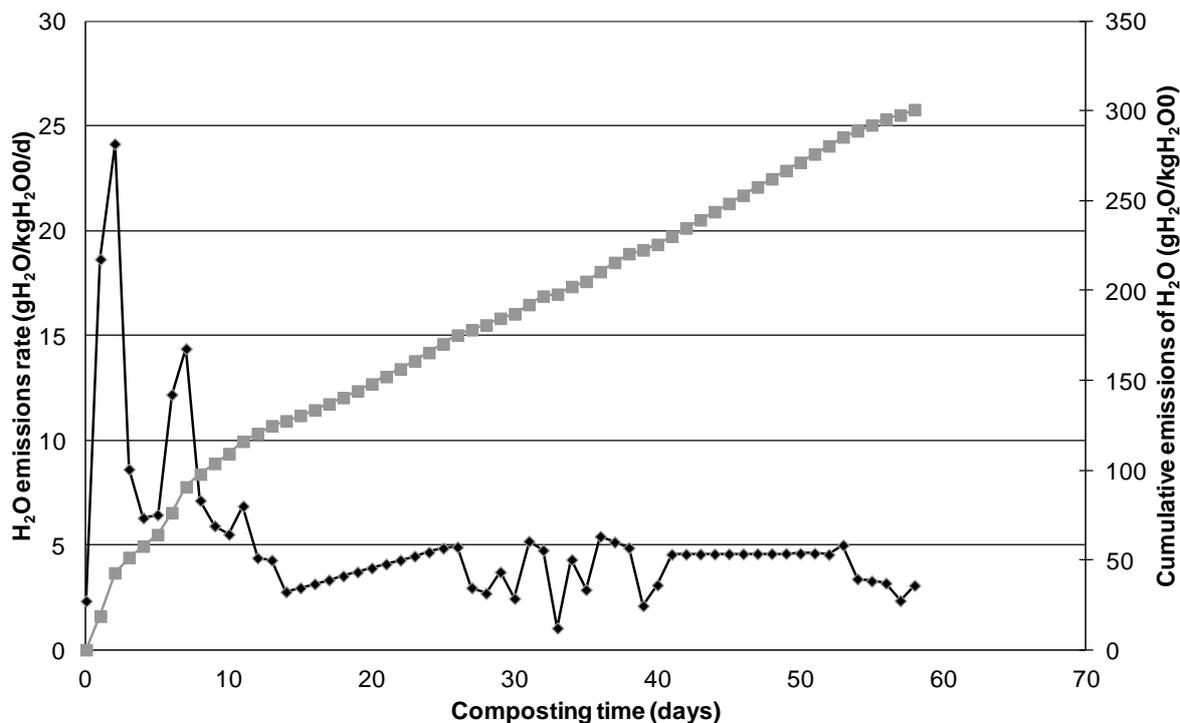


Figure 22. Cinétique d'émission d'eau (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0$; en gris) du tas CO_E

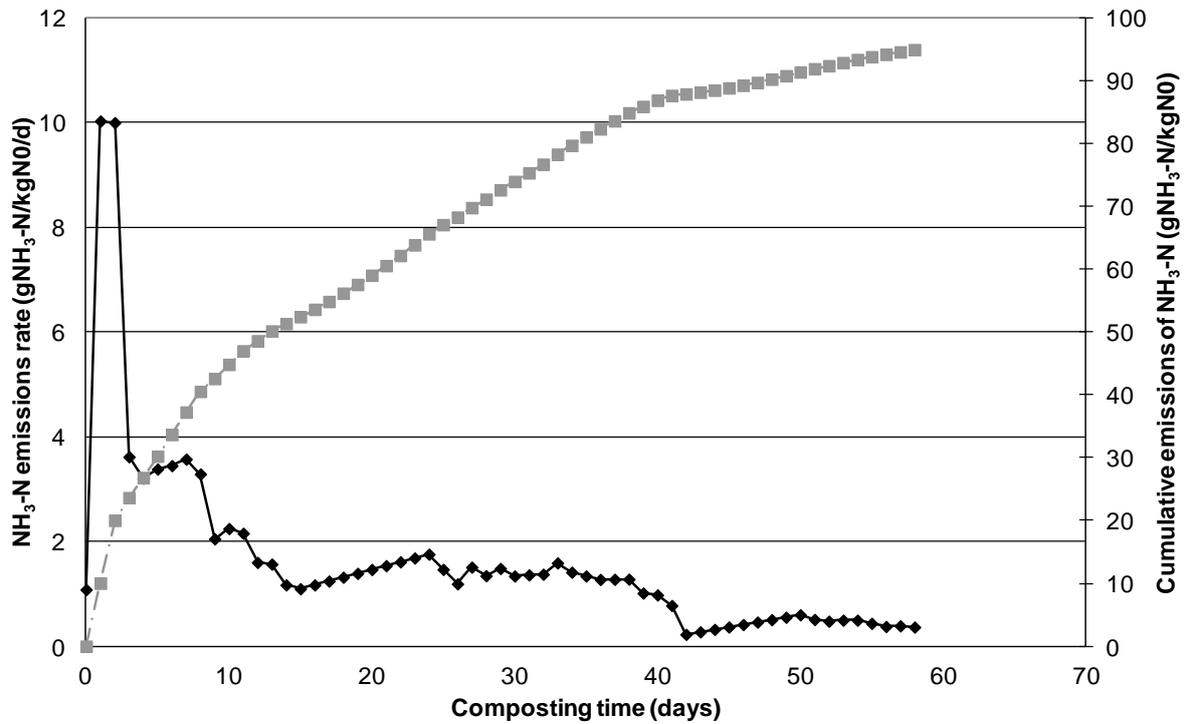


Figure 23. Cinétique d'émission d'ammoniac (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0$; en gris) du tas CO_E

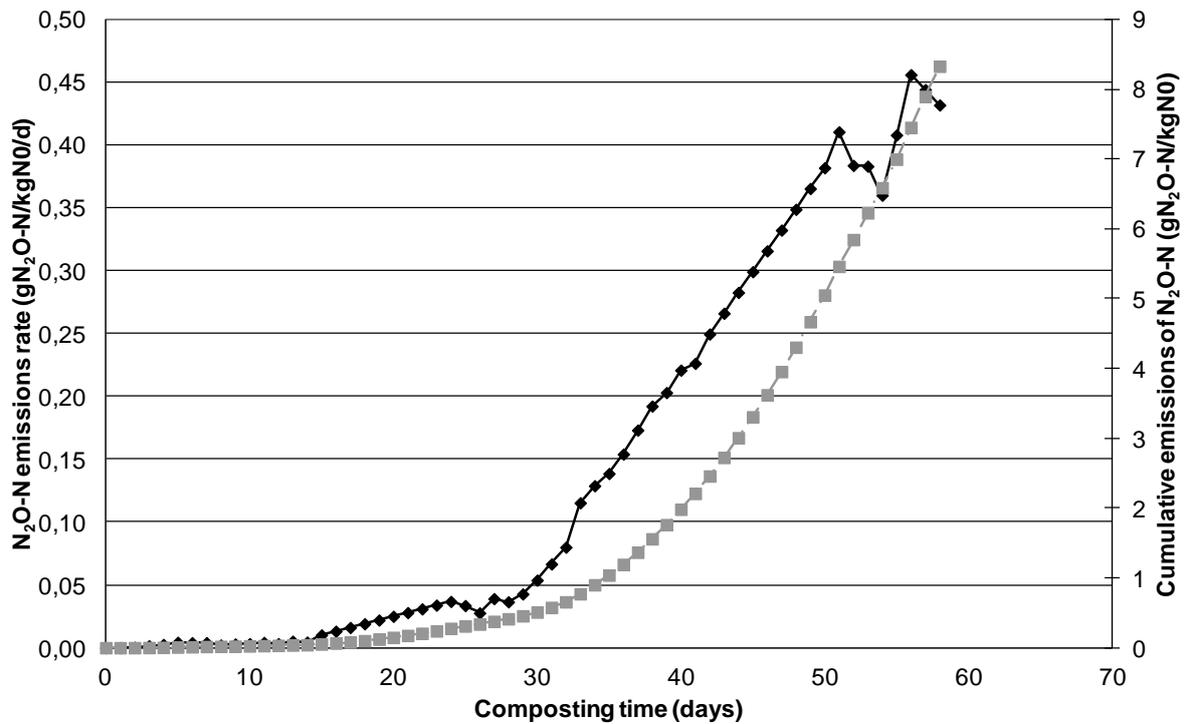


Figure 24. Cinétique d'émission de protoxyde d'azote (en $\text{gN-N}_2\text{O} \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-N}_2\text{O} \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0$; en gris) du tas CO_E

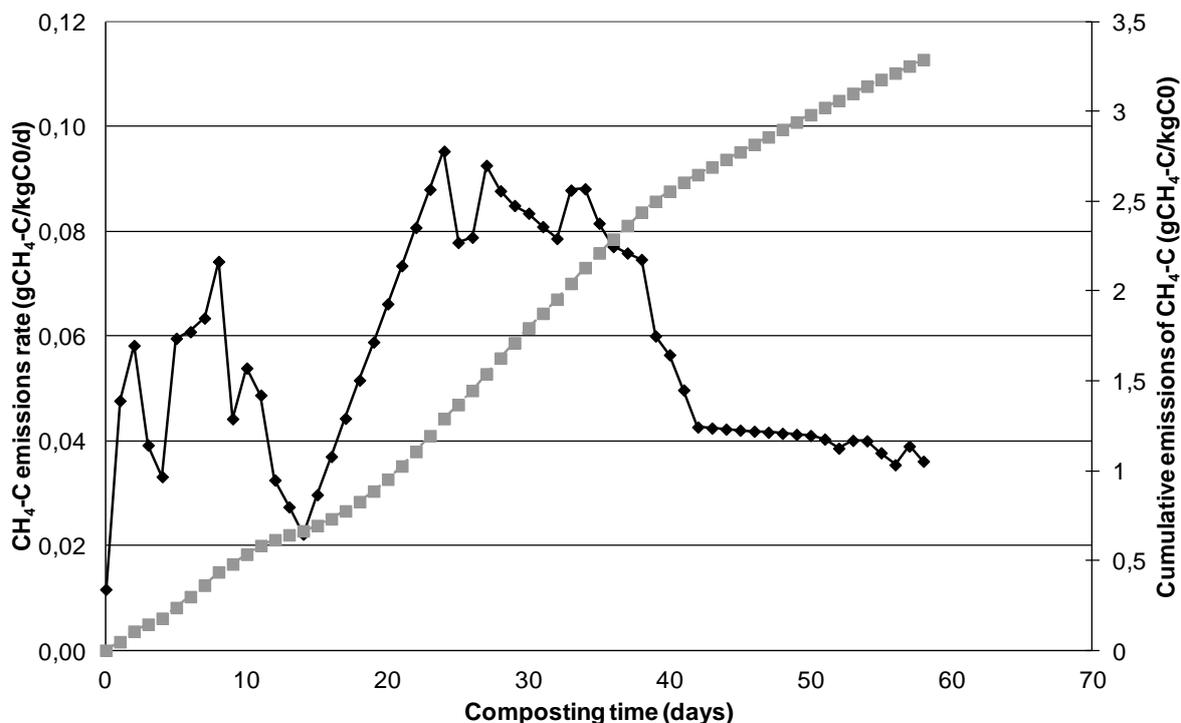


Figure 25. Cinétique d'émission de méthane (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0$; en gris) du tas CO_E

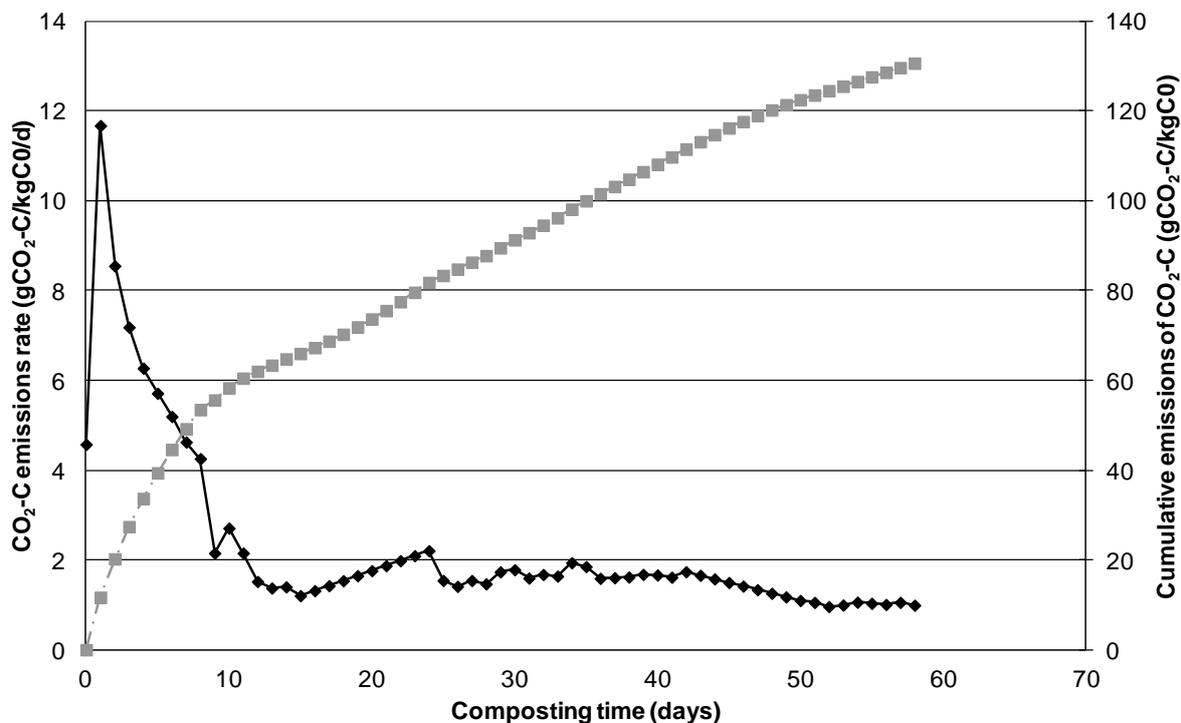


Figure 26. Cinétique d'émission de dioxyde de carbone (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0$; en gris) du tas CO_F

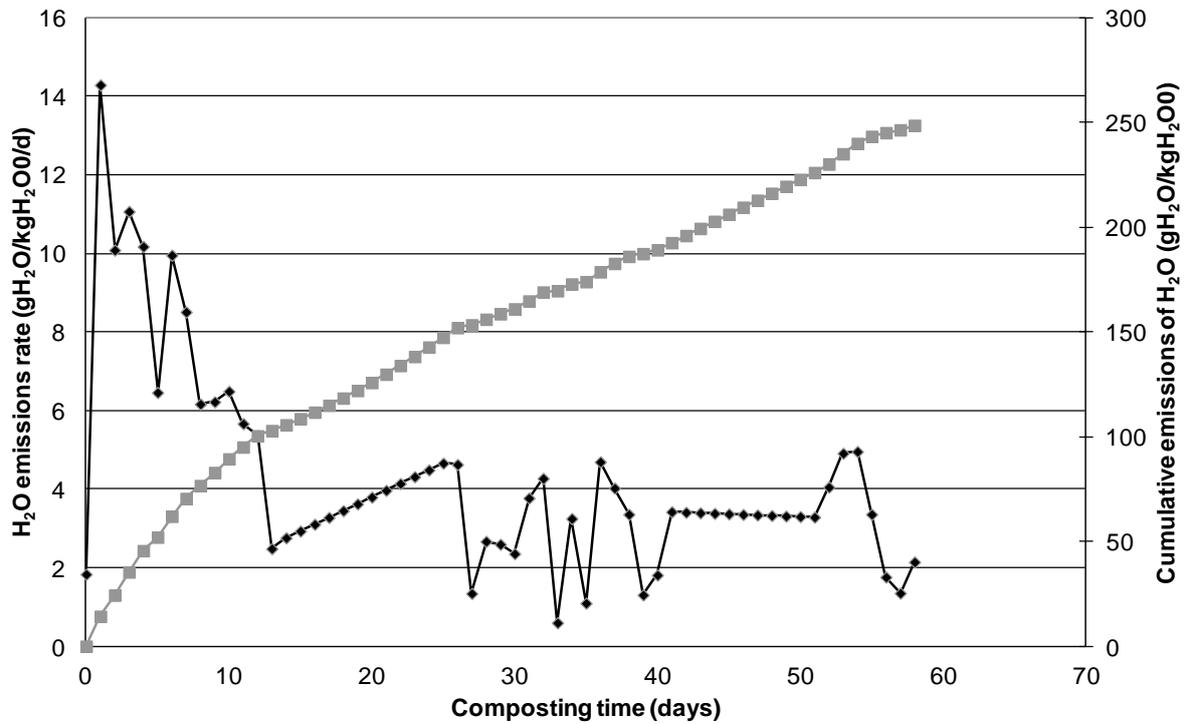


Figure 27. Cinétique d'émission d'eau (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0$; en gris) du tas CO_F

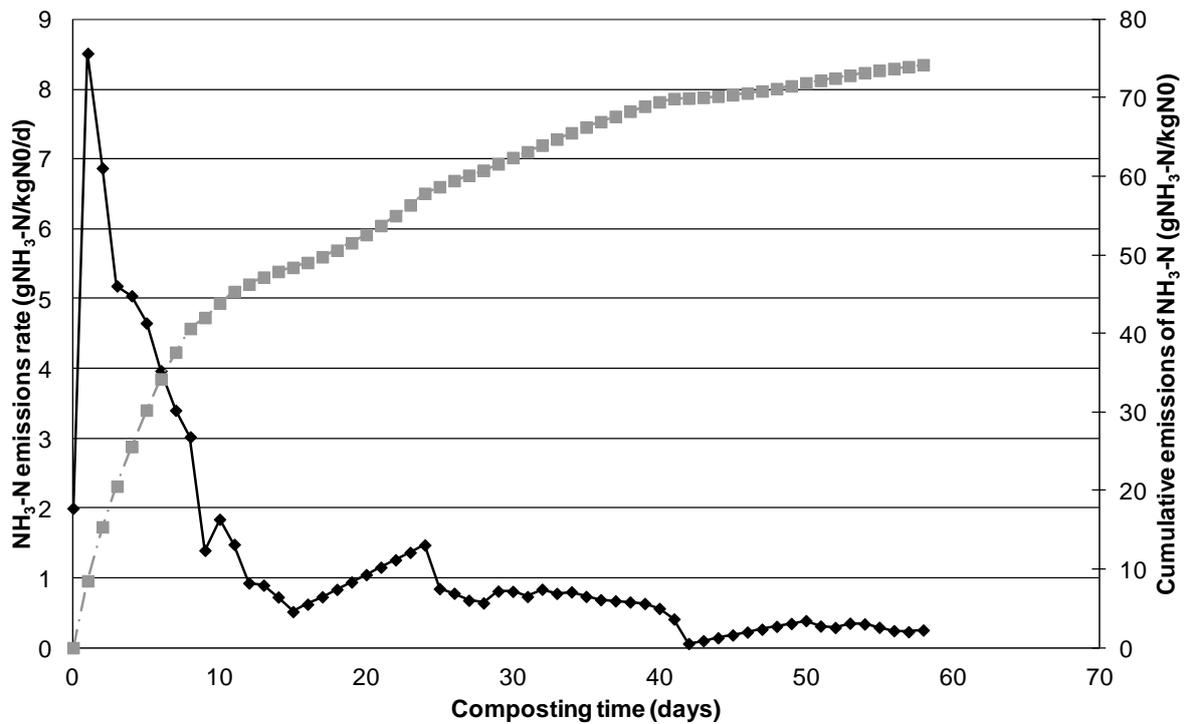


Figure 28. Cinétique d'émission d'ammoniac (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{N}_0$; en gris) du tas CO_F

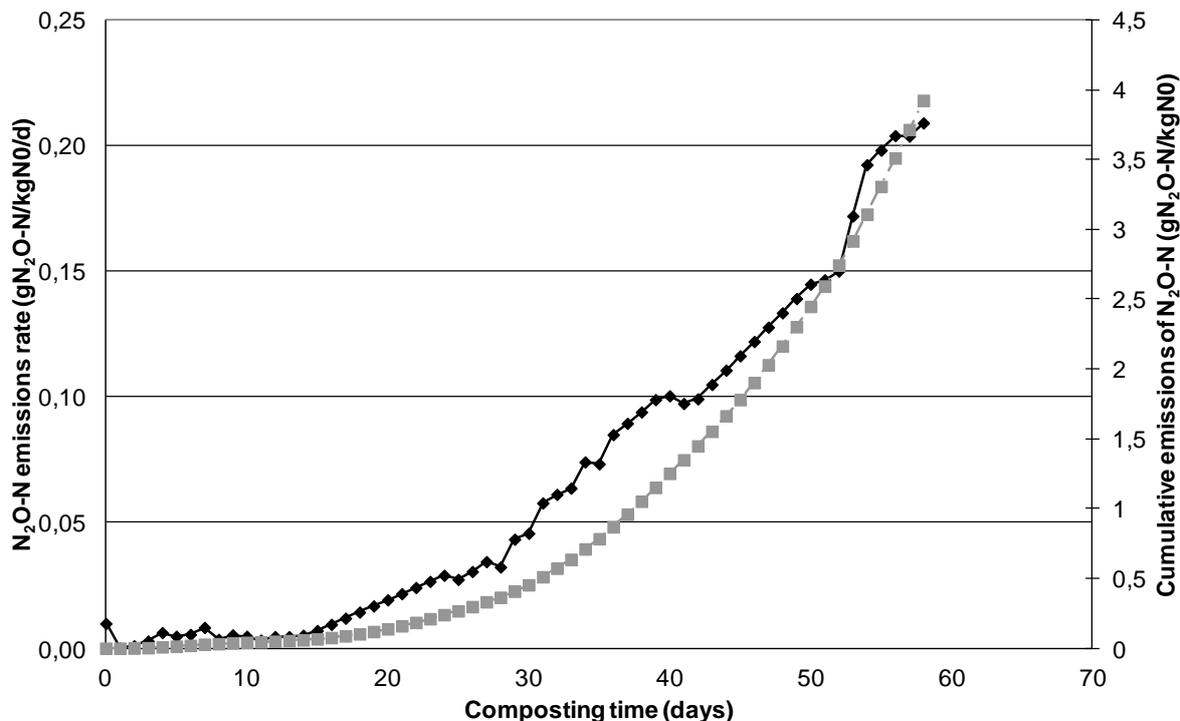


Figure 29. Cinétique d'émission de protoxyde d'azote (en $\text{gN-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{N}_0$; en gris) du tas CO_F

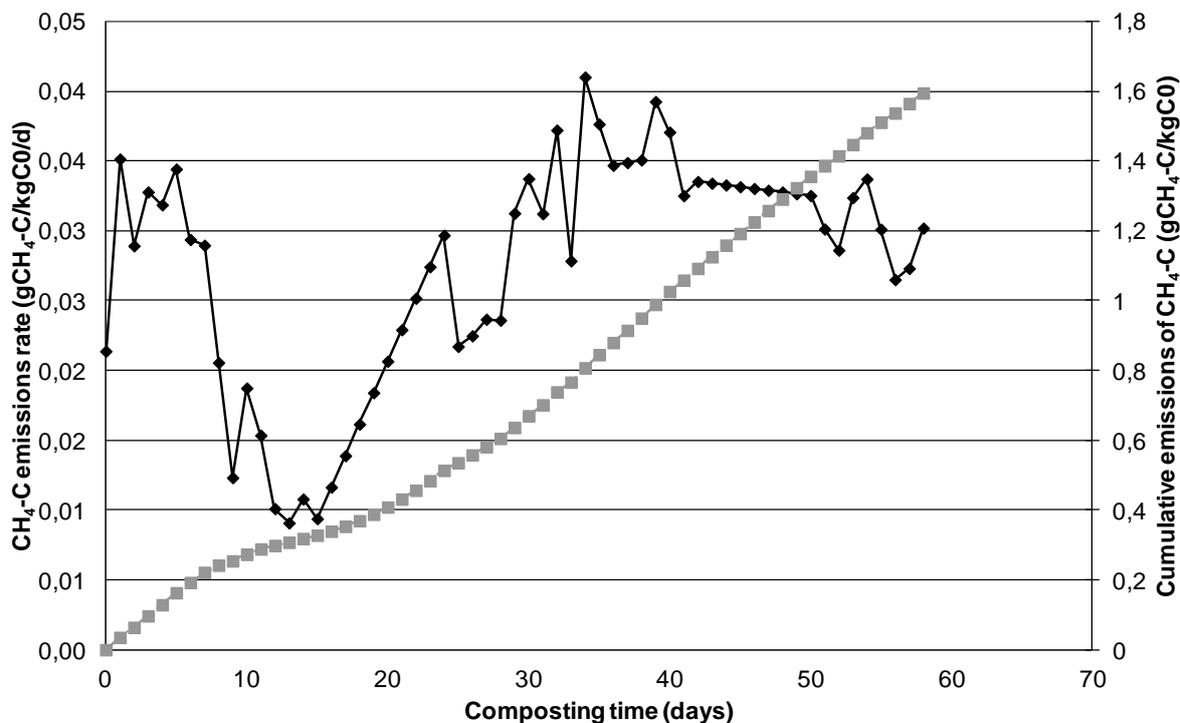


Figure 30. Cinétique d'émission de méthane (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0$; en gris) du tas CO_F

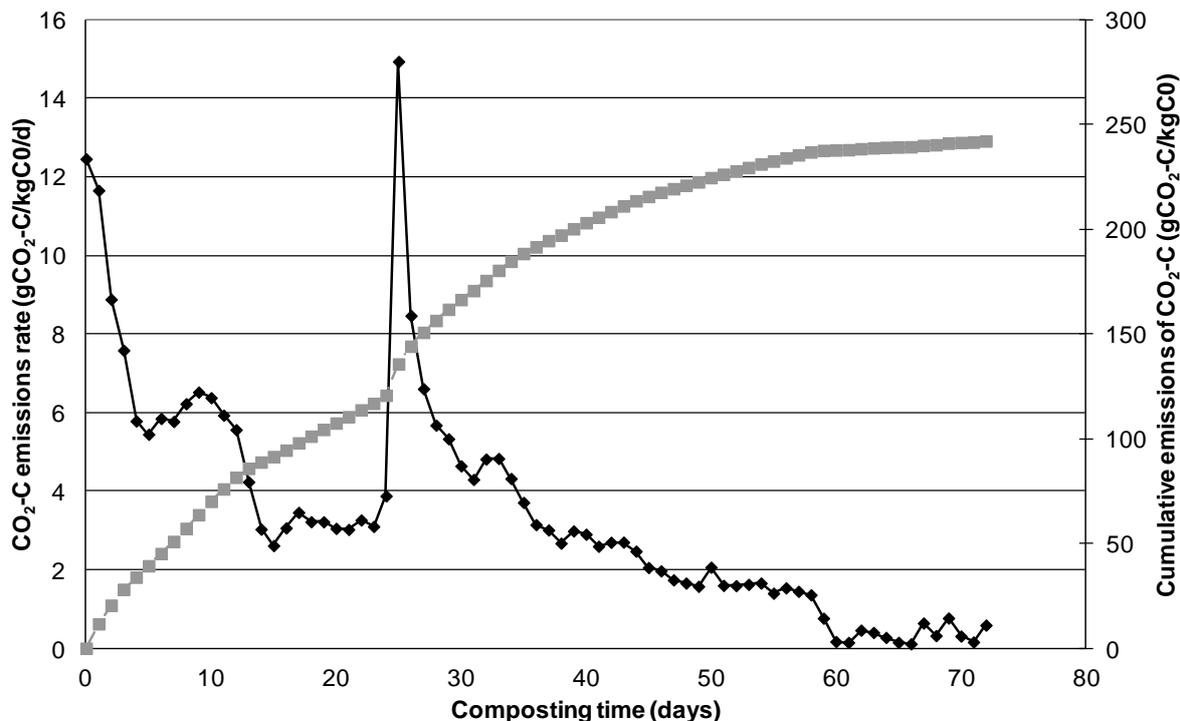


Figure 31. Cinétique d'émission de dioxyde de carbone (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0$; en gris) du tas CO_G

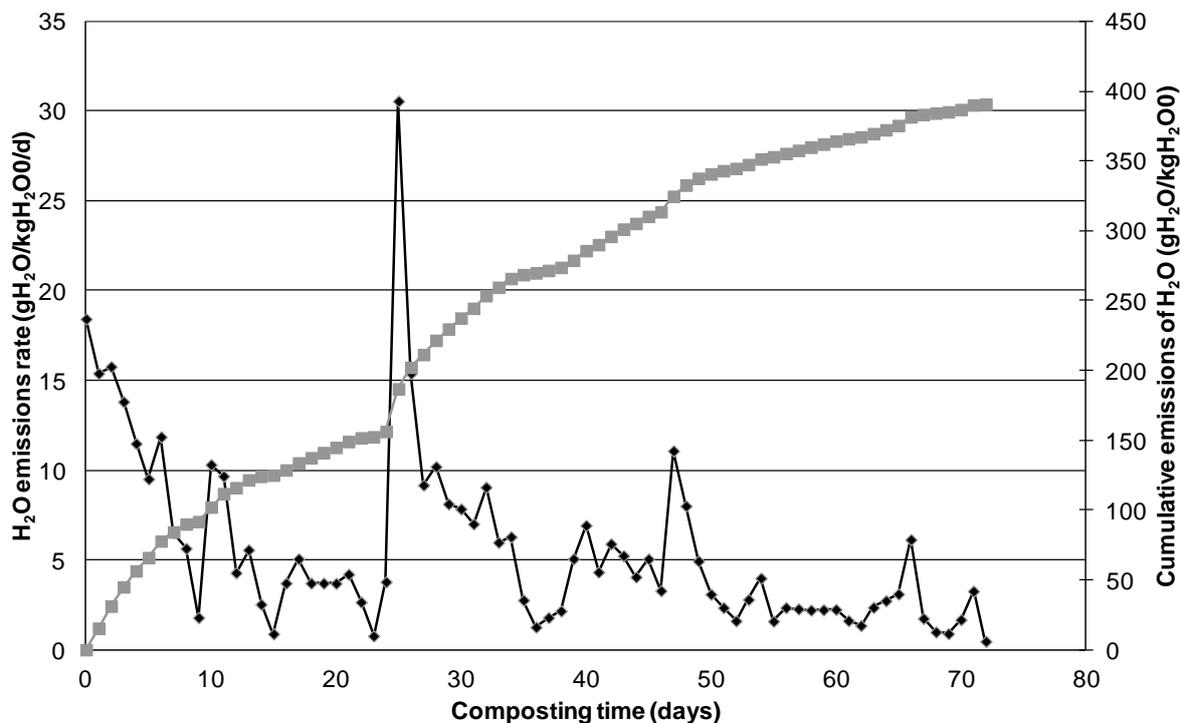


Figure 32. Cinétique d'émission d'eau (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0$; en gris) du tas CO_G

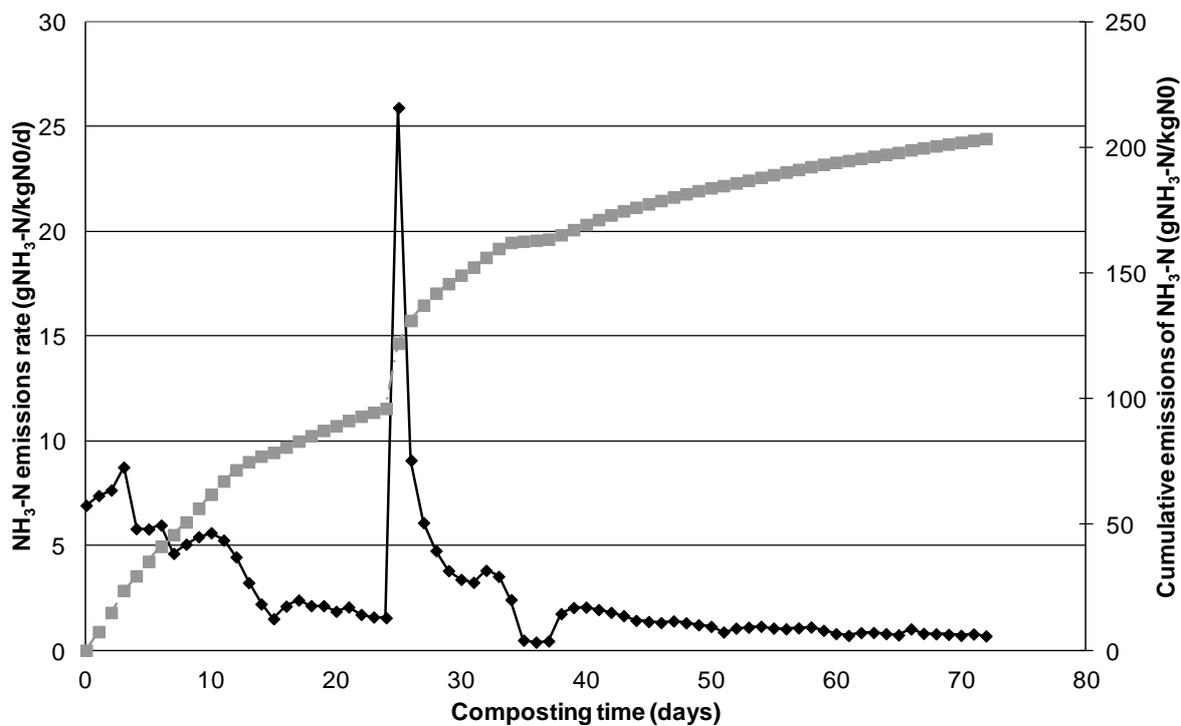


Figure 33. Cinétique d'émission d'ammoniac (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0$; en gris) du tas CO_G

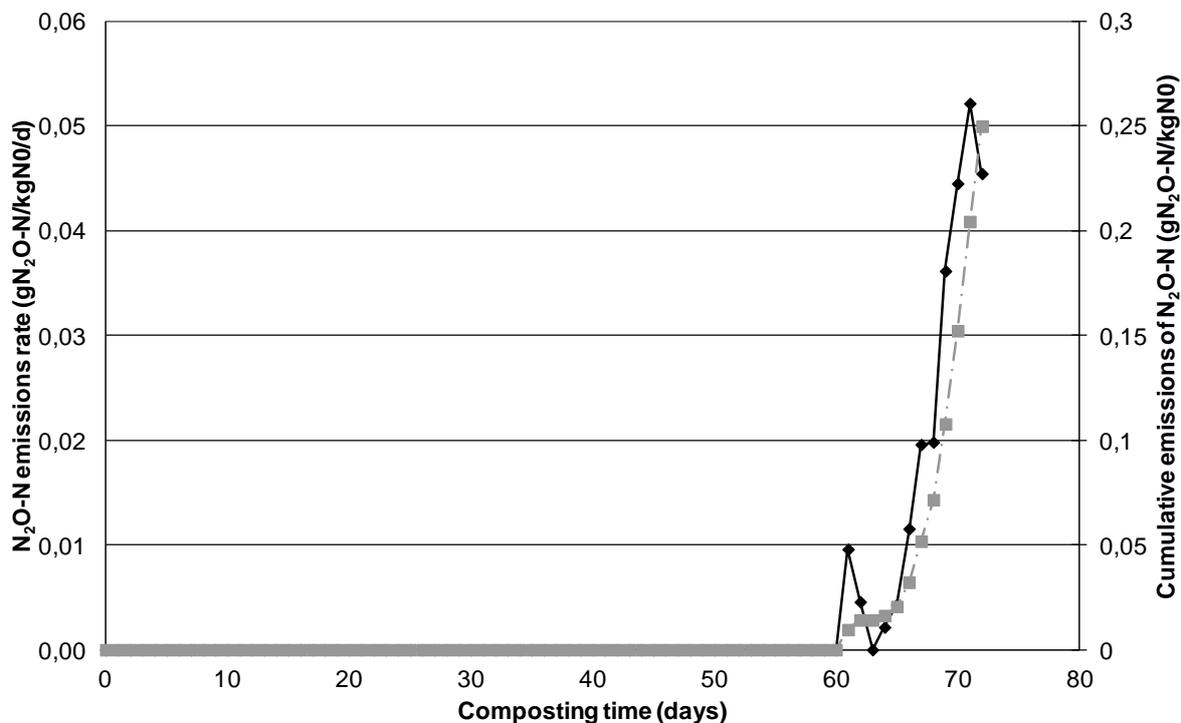


Figure 34. Cinétique d'émission de protoxyde d'azote (en $\text{gN-N}_2\text{O} \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-N}_2\text{O} \text{ kg}^{-1} \text{ N}_0$; en gris) du tas CO_G

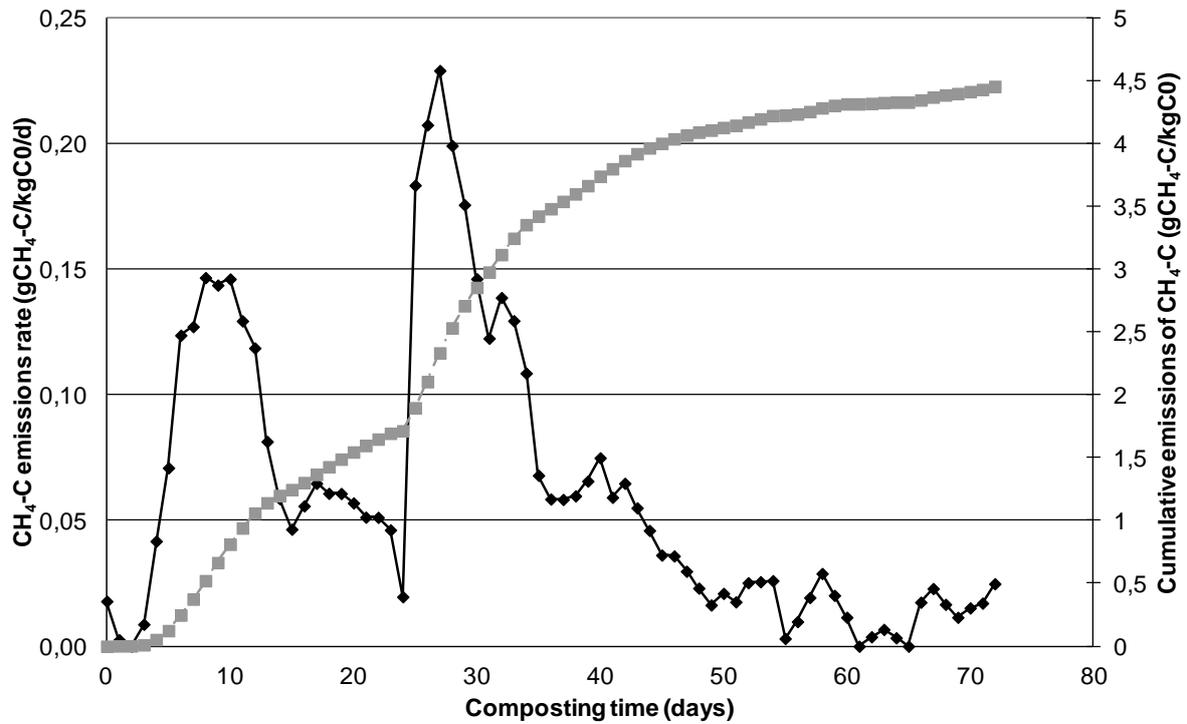


Figure 35. Cinétique d'émission de méthane (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0$; en gris) du tas CO_G

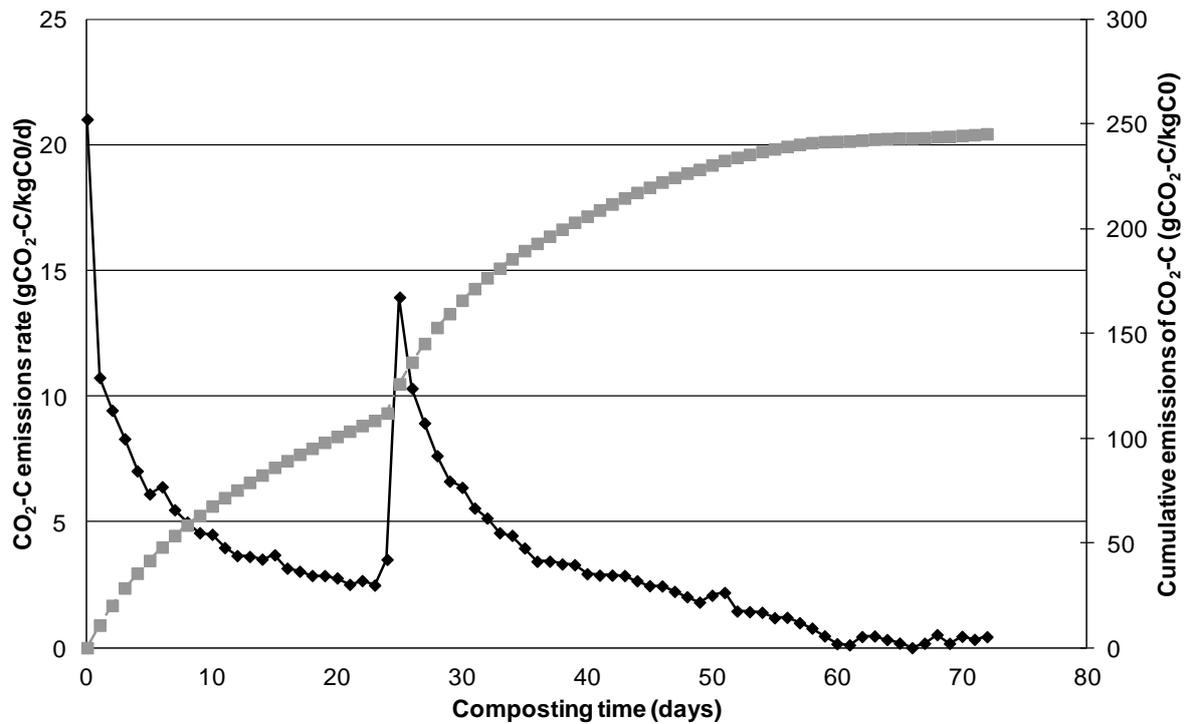


Figure 36. Cinétique d'émission de dioxyde de carbone (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ C}_0$; en gris) du tas CO_H

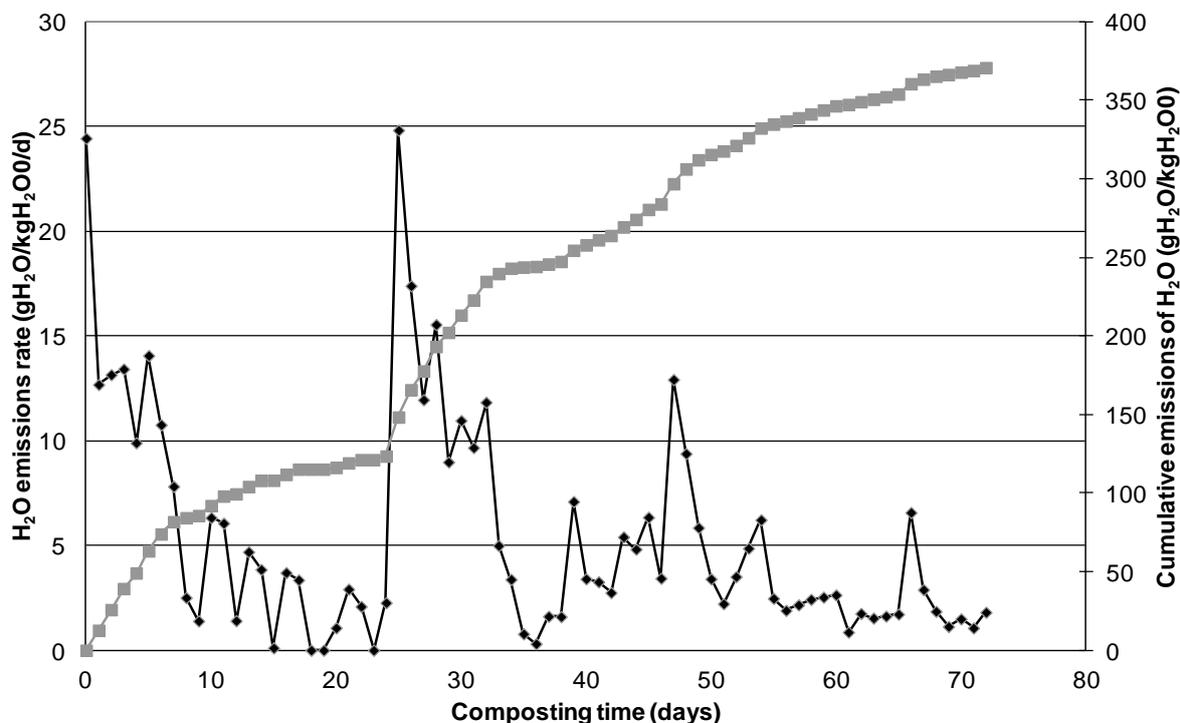


Figure 37. Cinétique d'émission d'eau (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gH}_2\text{O kg}^{-1} \text{H}_2\text{O}_0$; en gris) du tas CO_H

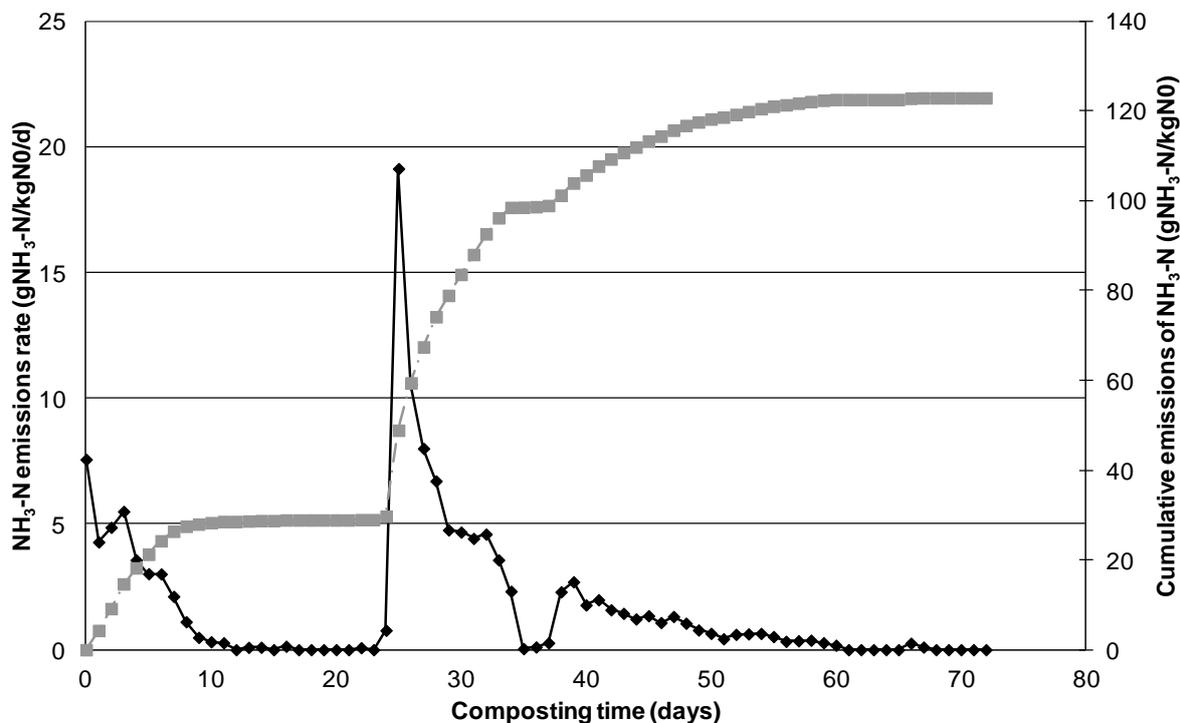


Figure 38. Cinétique d'émission d'ammoniac (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-NH}_3 \text{ kg}^{-1} \text{N}_0$; en gris) du tas CO_H

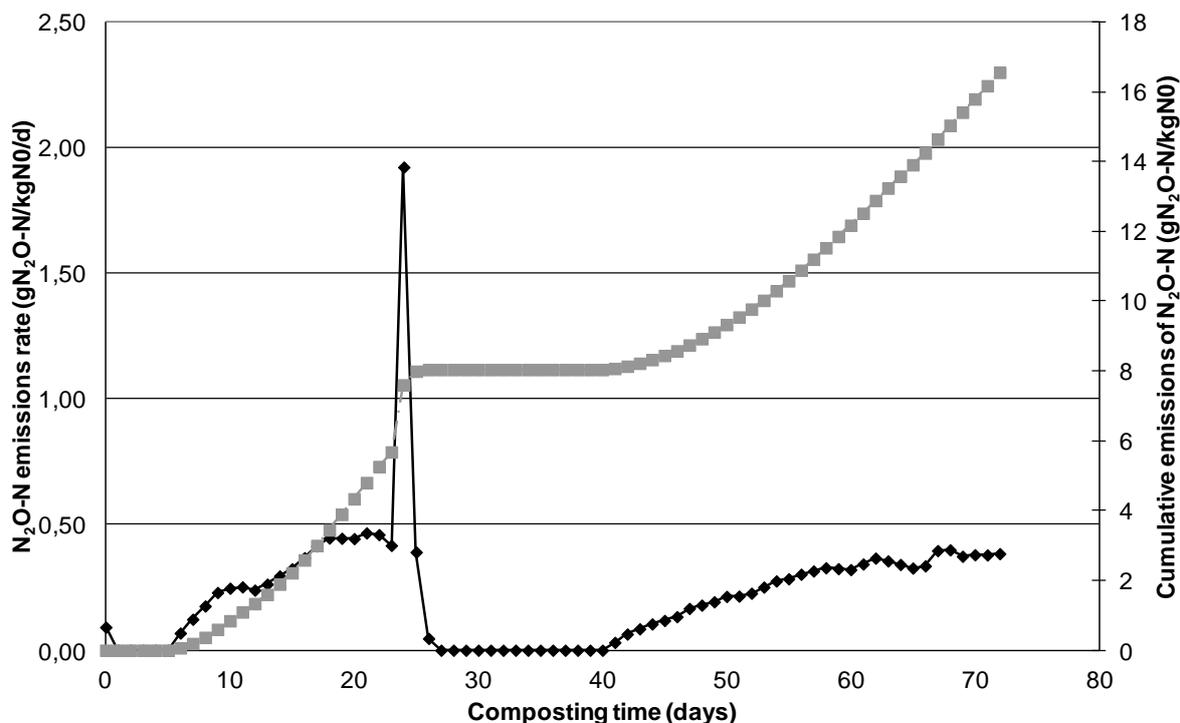


Figure 39. Cinétique d'émission de protoxyde d'azote (en $\text{gN-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{N}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gN-N}_2\text{O kg}^{-1} \text{N}_0$; en gris) du tas CO_H

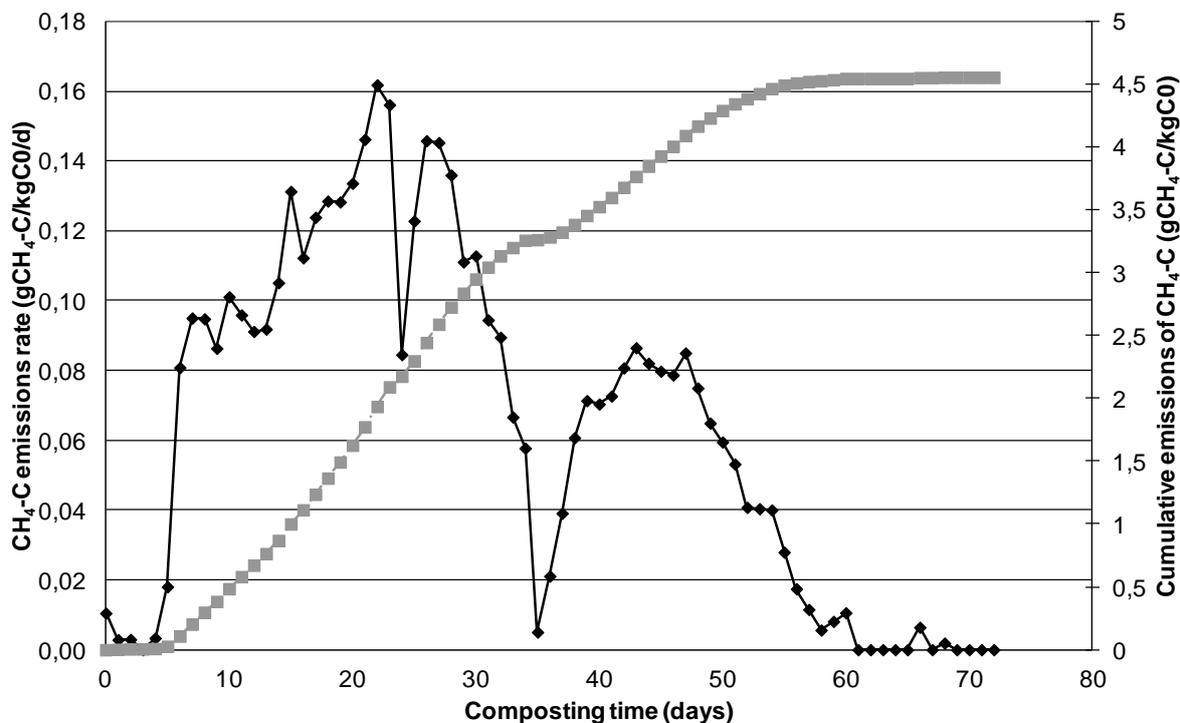


Figure 40. Cinétique d'émission de méthane (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0 \text{ jr}^{-1}$; en noir) et émissions cumulées (en $\text{gC-CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{C}_0$; en gris) du tas CO_H

Annexe 5

Article sur la modélisation mathématique de la stabilisation de la matière organique au cours du compostage

Annexe 5 : Article sur la modélisation mathématique de la stabilisation de la matière organique au cours du compostage

Publié dans *Environmental Technology*, Octobre 2012, Vol. 33, n°19-21, pp. 2235-2243.

Modeling organic matter stabilization during windrow composting of livestock effluents

D. OUDART^{a,b,d*}, E. PAUL^d, P. ROBIN^c, J.M. PAILLAT^b

^aCrête d'Or Entreprise - *ZA des Sables - 97427 Etang-Salé*

^bCIRAD – UPR Recyclage et Risque, BP 20, 97408 Saint-Denis Messagerie Cedex 9

^cINRA – UMR SAS, 65 rue de Saint Briec, cs84215, 35042 Rennes cedex 01

^d 1: Université de Toulouse; INSA,UPS,INP; LISBP, 135 Avenue de Ranguel, F-31077 Toulouse, France

2: INRA, UMR792, Ingénierie des Systèmes Biologiques et des Procédés, F-31400 Toulouse, France

3: CNRS, UMR5504, F-31400 Toulouse, France Université de Toulouse, INSA, UPS, INP, LISBP, 135 avenue de Ranguel, 31077 Toulouse

Abstract

Composting is a complex bioprocess, requiring a lot of empirical experiments to optimize the process. A dynamical mathematical model for the biodegradation of the organic matter during the composting process has been developed. The initial organic matter expressed by chemical oxygen demand (COD) is decomposed into rapidly and slowly degraded compartments and an inert one. The biodegradable COD is hydrolyzed and consumed by microorganisms and produce metabolic water and carbon dioxide. This model link a biochemical characterization of the organic matter by Van Soest fractionating with COD. The comparison of experimental and simulation results for carbon dioxide emission, dry matter and carbon content balance showed good correlation. The initial sizes of the biodegradable COD compartments are explained by the soluble, hemicelluloses-like and lignin fraction. Their sizes influence the amplitude of the carbon dioxide emission peak. The initial biomass is a sensitive variable too, influencing the time at which the emission peak occurs.

Key-words: mathematical modelling, livestock effluent composting, biochemical characterization

1 Introduction

Composting is a biological process for recycling and stabilizing the organic matter (OM) through aerobically oxidation. On farm-composting is used to facilitate management of livestock manure in region of intensive production. Indeed composting results in losses of mass, volume and odours and in a more stable product when spreading compost [1]. This organic amendment provides nutrients regularly to plants and improves soil properties [2]. During composting successive populations of bacteria, actinomycetes and fungi are responsible for the degradation of the matter with different rates of oxidation. The oxygen consumption by microorganisms leads to carbon dioxide (CO_2), metabolic water (H_2O_a) and heat production, and then to pathogens destruction and water vapour emissions (H_2O). The kinetics rates of these different processes are fluctuating along composting resulting in an evolution of the temperature of the matter [3, 4]. Four phases are identified in relation with the temperature's kinetic. At the beginning of composting, bacteria are colonizing the matter. Heat production flow is then higher than heat loss by convection resulting in an increase of the temperature. During the thermophilic phase, the transformations rates are maximal. Temperature is then the highest. When all the easily biodegradable matter is consumed rates of degradation are decreasing. Heat production is then lower than heat loss resulting in a decrease of the temperature: it's the cooling phase, during which most of microorganisms are actinomycetes. Finally during the ripening phase most of the biodegradation is due to fungi [1]. OM is then converted into humus-like substances. Because kinetics rates are maximal; most of the gases CO_2 , H_2O and ammonia (NH_3) are emitted during the thermophilic phase [5]. CO_2 and H_2O losses lead to a weight loss and a stabilization of the matter whereas NH_3 emissions decrease the value of the compost as a fertilizer and are harmful for the environment [6]. To enhance composting efficiency increasing the degradation rates and the quality of the final compost it is determinant to control the thermophilic phase.

Rates of oxidations are linked to redox potential of the matter, physical and chemical characteristic of the windrow. Inputs of composting process are different solid and liquid wastes as pig slurry, poultry manure, wheat straw, sawdust etc. with various chemical compositions. Carbon and nitrogen species and quantities influence biochemical processes by variation of the biodegradability and availability of the matter to microorganisms, while humidity and oxygen accessibility influence both biochemical and physical processes as oxygen transfer into the windrow [5, 7]. These coupled mechanisms lead to high variation of

oxidations rates and yields of total transformations. The quality of the final compost is estimated by criteria enounced in the norm AFNOR NFU 44-051 [8], as for example dry matter (DM), OM or nitrogen contents. It is then required to drive experiments to better optimize the process. Because of duration of composting, between one and several months, each experiment is time consuming. In order to approach the uncertainty in the different processes and in measurement, it is necessary to do some repetitions. The implementing of experimentations is then painful and needs a significant labour force. A modelling approach permits then to understand which processes are determinant for enhancing transformations rates and final quality of the compost and for decreasing pollutions transfers. It permits then to reduce the time to spend to find adequate solutions for optimizing the composting process.

Among a lot of work on composting, some studies try to model the OM degradation and gaseous emissions during composting. A first approach consists to fit the emissions data with parallel first order kinetic model for predicting the CO₂ [9-11]. These studies allow understanding the influence of initial conditions as the kinds of carbon and nitrogen, the moisture content and bulk density. But they don't take into account the microbial communities which are the driving force of composting. These studies don't allow predicting the final quality of the OM too. Another approach consists to model the intern dynamics of organic matter through the microbial growth [12, 13]. Several microbial populations, growth on different substrates with different temperature metabolism (mesophilic, thermophilic, psychrophilic) are taken into account [14, 15]. Some models of biodegradation use the chemical oxygen demand (COD) [16, 17]. Indeed, biomass, CO₂ and heat yields are constant with COD, whereas they vary with the quantity of degraded carbon. Studies on livestock manure composting based on the DM fractionating from Van Soest [18] show that carbon transformation are linked to its biodegradability [5]. The determined fractions (soluble, hemicellulose-, cellulose- and lignin-like) are defined according to their solubility in detergents. This fractionating is used in soil science for predicting the mineralization rates of added OM to soils too [19].

To predict carbon and oxygen mass balances and flows, a dynamical model of oxidation of the OM during composting was developed using data of Paillat *et al.* [5]. The novelty of this work was to calibrate the fractionating of OM expressed by DCO with an agronomical characterization based on the Van Soest fractionating in order to predict the flows kinetic. To

be predictive, key points of such a model are the fractionating of OM and the initial biomass content. This paper aims to describe the modelling approach and the calibration method to ensure a good fractionating of OM.

2 Methods

2.1. Biodegradation model structure

The model should represent dynamics of O_2 consumption, CO_2 emissions and metabolic water production as the mean temperature profile as shown by (Figure 1.a). These rates are linked to the biodegradability of the matter, which should then be fractionated into several pools with different biodegradations kinetics. For simplification, the compost windrow is considered as a continuous flow stirred tank reactor. All organic fractions of the global matter are expressed in DCO. (Figure 1.b) shows the general structure of the biodegradation model. From (Figure 1.a) the biodegradable OM must be decomposed into two fractions which are characterized by different biodegradation kinetics: a rapidly and a slowly decomposed fraction (X_{RB} and X_{SB}). As OM is remaining after biodegradation an inert fraction (X_I) must be considered. The both first pools are hydrolyzed into directly available substrates (S_R) to heterotrophic microorganisms (X_a), with specific hydrolysis constants (k_{HR} and k_{HS}). The growth of X_a on S_R consumes oxygen (O_2) with a specific biomass yield (Y_a). This oxidation is responsible for the production of CO_2 and metabolic water (H_2O_a), with specific yields (respectively Y_{CO_2a} and Y_{H_2O}). The microbial biomass decays at a specific death rate (b) and decay products are recycled into both inert matter and rapidly biodegraded fraction in the proportion $f_{I,aero}$ and $(1-f_{I,aero})$ respectively.

The model works on an hourly time step. This time scale allowed describing with accuracy the beginning of composting and then to predict the specific time at which the emission peak occurred. The model has been programmed with the Vensim® software [20].

2.2. Model equations

The model is based on existing equations system used to describe dynamical decomposition of OM during the composting process. All the equations used in the model are summarized in

(Table 2). Rates of each considered time-dependant processes are presented in the right's column. Stoichiometric coefficients for each state variable appear in the first columns.

The model considers one microbial community in order to simplify the considered processes and to lessen the number of parameter to calibrate. The biomass growth on substrate is modelled by the Monod kinetic. Microorganisms decays following a first order kinetic model with a specific death rate. The variation of biomass is then expressed by equation (1). Microorganism growth is limited by the temperature of the windrow. This limitation is expressed by the expression of Rosso *et al.* [21], as shown by equation (2).

$$\frac{dX_a}{dt} = \mu_{max} \cdot \frac{S_R}{S_R + K_S} \cdot f_{limT} \cdot X_a - b \cdot X_a \quad (1)$$

where X_a is the biomass (kg DCO kg⁻¹ IDM), μ_{max} is the specific maximal growth rate (h⁻¹), S_R is the available substrate to micro-organisms (kg DCO kg⁻¹ IDM) K_S the half substrate saturation constant (kg DCO kg⁻¹ IDM), f_{limT} is the limitation function (see eq. 2) and b is the death rate (h⁻¹):

$$f_{limT} = \frac{(T - T_{max})(T - T_{min})^2}{(T_{opt} - T_{min})[(T_{opt} - T_{min})(T - T_{opt}) - (T_{opt} - T_{max})(T_{opt} + T_{min} - 2T)]} \quad (2)$$

where T is the temperature of the heap, T_{min} , T_{opt} and T_{max} (°C) are three cardinal temperatures (respectively minimum, optimum and maximum) which characterize a global biomass containing psychrophilic, mesophilic and thermophilic bacteria, actinomycetes and fungi. Richard *et al.* [22] showed that this model was the most stable over the biodegradation process, in comparison with other models frequently found in literature [2, 23].

Oxygen consumption (eq. 3), CO_2 and H_2O_a production are linked to the microorganisms growth with specific yields: $-(1 - Y_a)/Y_a$, Y_{CO2a}/Y_a , Y_{H2Oa}/Y_a respectively.

$$\frac{dO_2}{dt} = -\frac{(1 - Y_a)}{Y_a} \cdot \mu_{max} \cdot \frac{S_R}{S_R + K_S} \cdot f_{limT} \cdot X_a \quad (3)$$

where Y_a is the biomass yield on S_R (kg DCO kg⁻¹ of consumed DCO), Y_{CO2a} the CO_2 production yield (kg CO_2 product kg⁻¹ of consumed DCO) and Y_{H2Oa} the metabolic water yield (kg H_2O product kg⁻¹ of consumed DCO).

Some parameters were determined from the literature, as shown in (Table 3). Others kinetics parameters (k_{HR} , k_{HS} and K_S) had to large range of variation in literature to be fixed.

2.3. Calibration data

For the calibration of remaining kinetics parameter and initial OM fractionating, we used an experiment which studied the influence of carbon kind and quantity. All details of these experiments are given in Paillat *et al.* [5]. Four composting heaps (H1, H2, H3, H4) were built with different mixtures of pig slurry, wheat straw, sawdust, sugar beet molasses, urea and water (Table 4), with the same physical characteristics : dry matter content ($DM_c = 29.4 \pm 1.2$ %) and dry bulk density (91 ± 5 kg DM m⁻³). The Kjeldahl nitrogen content on dry basis were rather similar ($TKN = 0.0235 \pm 0.0005$ kgN kg⁻¹ of dry matter) as the kind of nitrogen (soluble nitrogen content = 70.2 ± 6.1 % of TKN). The composting process was then led in controlled conditions representative of farm composting, during 92 days. The gaseous emissions (CO₂, H₂O, NH₃, CH₄, N₂O), air flow, internal and external temperatures were continuously measured.

Several biochemical analyses were done on the initial and final matter including dry matter content (DM_c), carbon content (C_c) and DM fractionating from Van Soest [18] (soluble, hemicelluloses, cellulose and lignin fractions respectively called S_{VS} , HC_{VS} , C_{VS} and L_{VS} respectively). In order to link the Van Soest fractionation with DCO, we have done the hypothesis that all the matter in each fraction corresponds to the appropriate specific biochemical molecule (respectively glucose, hemicelluloses, celluloses or lignin). With the respective combustion equation, a conversion parameter of dry matter to DCO was then calculated for each Van Soest fraction (Table 5).

The total initial DCO ($TDCO_0$) is then calculated for each heap following the equation (4):

$$TCOD_0 = \sum (CP_i \cdot VS_i) \quad (4)$$

where CP_i are the conversion parameters for respective Van Soest fraction VS_i .

2.4. Calibration of initial OM fractionating and other kinetics parameters

To calibrate the initial fractionating of OM, equations of the model were inversed. From experimental CO₂ emissions ($CO_{2\text{exp}}$) and temperature (T_{exp}) kinetic growth flow were calculated (eq. 5). In a first time, initial biomass content was calculated (eq. 6). To simplify

the system it was assumed that S_R concentration was not limiting regards to initial biomass

content, than that $\frac{S_R}{S_R + K_S}$ was equal to 1 at beginning of composting.

$$\frac{dX_a}{dt} = \frac{Y_a}{Y_{CO2a}} \cdot \frac{dCO_{2exp}}{dt} \quad (5)$$

From (Table 2), expression of initial value of X_a was then deduced.

$$X_a(0) = \frac{dX_a(0)}{dt} \cdot \frac{1}{\mu_{max} \cdot f_{limTexp}(0)} \quad (6)$$

After calibrating the other parameters, pX_{a0} was calculated again using Vensim ® optimizing tools [20]. From inversed equations X_{I0} was determined (eq.7) taking into account production of inert DCO (DCO_{Ip} in kg DCO kg⁻¹ IDM) and considering that after a large composting time all biodegradable DCO was consumed.

$$X_{I0} = COD_f - COD_{Ip} \quad (7)$$

DCO_{Ip} was obtained doing simulations with inversed equations of both microbial growth and death processes applying the factor $f_{I,aero}$.

By DCO balance initial biodegradable DCO (DCO_{B0} in kg DCO kg⁻¹ IDM) was then calculated (eq. 8).

$$COD_{B0} = TCOD_0 - X_{I0} - X_{a0} \quad (8)$$

To calibrate the fractionation of DCO_{B0} between X_{RBO} and X_{SBO} and the other kinetics parameters (k_{HR} , k_{HS} and K_S) Vensim ® optimizing tools were used [20]. Metabolic water yield varies following the oxidation potential of the matter [15]. It was calculated by dry matter balanced doing the hypothesis that DM losses were due to the emission of carbon and the production of metabolic water.

$$\int \frac{dH_2O_a}{dt} = DM_0 - DM_f - C_e = \frac{Y_{H_2O_a}}{Y_a} \cdot \int growth(t) \quad (9)$$

where DM_0 and DM_f are respectively the initial and final DM quantity (kg DM), C_e is the total quantity of emitted carbon (kg CO₂-C). Using equations 5 and 9, metabolic water yield were calculated:

$$Y_{H_2O_a} = \frac{Y_{CO2a}}{C_e} \cdot \int \frac{dH_2O_a}{dt} \quad (10)$$

To explain the initial proportion of DCO in each fraction, a multiple linear regression using Van Soest fractionating was done using Excel® [24]. Both coefficient RMSE and R^2 were calculated for the mineralised C-CO₂ to evaluate the efficiency of modelling.

$$RMSE = \frac{100}{\bar{E}} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (S_i - E_i)^2 / n} \quad (11)$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i - \bar{E})}{\sum_{i=1}^n (E_i - \bar{E})} \quad (12)$$

where \bar{E} , E_i , S_i and n correspond to the average of experimental values, experimental and simulated values and to the number of samples.

2.5. Validations data

To assess efficiency of the model of oxidation, there were two key-points to validate: the initial fractionating of OM and the values of kinetics parameters. Because this model represent the influence of the biodegradability of the matter on the kinetics of O₂ consumption and C-CO₂ mineralization, it was necessary to have the same conditions of geometrical form and volume (1.38m³), dry bulk density (0.113 t of DM m⁻³), dry matter content (DM_C = 29.8±0.9%). In order to have the same nature of DM, three identical heaps were built with a mix of pig slurry and wheat straw in the respective proportion of wet weight: 79% and 21%. Only quantity of nitrogen was different (14.4 gN kg⁻¹ DM) inducing a difference in C/N ratio. It is attempted that this variation in nitrogen content will not influence kinetics of CO₂ emissions [5]. The experimental design was the same as described in Paillat *et al.* [5]. The composting heaps were built on 2 days. During the first day mix of matter was done and firsts half of the heaps were built. The rest of the heaps were then built on the second day. Data were registered only after that the complete heap was built. Composting had then begun before the end of building. To complete the missing data, time at which composting began was supposed as the time at which the first half of the heap was done. The beginning composting temperature was considered as the ambient temperature. The data were then completed using linear regression.

3 Results and discussion

3.1. Assessment of validity of use of Van Soest fractionating to calculate DCO_C of the dry matter

Results of Van Soest fractionation analysis, DCO_{B0} and $TDCO_0$ calculation are shown in (Table 6). For heap 1 to heap 4, DCO_C of the initial dry matter were respectively equal to 1.20; 1.25; 1.16 and 1.20 kg DCO kg⁻¹ IDM. To assess the coherence of these values, comparison with values of DCO for same kinds of matter found in literature was done. De Guardia [25] found DCO content varying between 1.27 to 1.36 kg DCO kg⁻¹ IDM for wood chips and 0.98 for separated pig solids. Béline [26] gave a mean value of 0.70 kg DCO kg⁻¹ IDM for pig slurry. Calculated DCO_C for the four heaps are between the values of pig slurry and wood chips. It can be assessed that wood cheap and wheat straw are the same kind of cellulosic and lignin matter. Calculated DCO_C seemed then to be coherent with those founded in literature.

The heap 2 had the higher DCO_C due to the higher content of structuring matters (23.3% of wheat straw and sawdust) in the initial mix. The heap 3 had less bulking agent (15% of wheat straw) than the other heaps which could explain the lower calculated DCO_C by the fact that it contained thus less inert OM. This DCO calculation method using data obtained from measurements using the Van Soest fractionation method seemed then to give a good representativeness of the real oxidation potential of the matter.

3.2. Parameters and initial values optimization

All the results of calibration are summarizing in (Table 7). The hydrolyze constants found were close to those of literature. For example Stombaugh and Nokes [27] found 0.002 h⁻¹, whereas Pommier *et al.* [17] found 0.012 h⁻¹ for one common hydrolysis constant in an aerobic degradation of solid waste process. K_S calculated was quite similar to that found by Pommier *et al.* [17], evaluated between 0.025 and 0.250 kg DCO kg⁻¹ IDM. For the further simulation the mean value was chosen: 0.166 kg DCO kg⁻¹ IDM. Constancy of these parameters was due to the fact that there was a variation in the quantity of initial fractionations but not in the nature of the matter. For other kind of composting materials

(poultry or cattle litter for example) it would be necessary to calculate other values for these parameters.

The initial proportion of inert DCO was almost the same in each heap and was high because of the kind of the dry matter and the chosen composting time. The calculated DCO_B represented the DCO_B for the chosen time scale (industrial/full scale) and the part of DCO available to microorganisms. For all heaps, the DCO_{B0} was closed to 25% of the total DCO. Most of the DCO_{B0} came from the pig slurry and sugar beet molasses, whereas most of the inert DCO came from the sawdust or the wheat straw, which are slightly biodegradable at composting time scale.

The proportions of rapidly and slowly degraded DCO were in accordance with the composition of the heap (Table 2) and the biochemical characteristics of the mixtures. On the one side, when there was less pig slurry in the initial mixture, pX_{RBO} decreased: for example, between heaps 1 and 2, the decrease of pig slurry content led to a decrease of pX_{RBO} from 0.142 to 0.044 kg DCO kg⁻¹ DCO. The same observation was done between heaps 3 and 4. On the other side, when there was more biodegradable carbon, this proportion increased: for example, between heaps 1 and 3, the adding of sugar beet molasses increased pX_{RBO} to 0.189 kg DCO kg⁻¹ DCO.

The results of DCO_{B0} fractionation were well correlated by Van Soest fractionation as shown by the following equations:

$$pX_{RBO} = 0,311.(S_{VS} + HC_{VS}) - 1,07.L_{VS}; R^2 = 0,994 \quad (8)$$

$$pX_{SBO} = -0,00165.(S_{VS} + HC_{VS}) + 1,80.L_{VS}; R^2 = 0,998 \quad (9)$$

$$pX_{IO} = 1 - pX_{RBO} - pX_{SBO} - pX_{a0}; R^2 = 0,799 \quad (10)$$

pX_{RBO} was then positively correlated to soluble and hemicelluloses fractions, that are more labile and negatively correlated to lignin fraction. pX_{SBO} presented the opposite correlations. These correlations were then in accordance with the signification of the Van Soest fractionation: S_{VS} and HC_{VS} are the more labile fractions whereas L_{VS} is refractory [28].

3.3. Experimental data fitting

The experimental emissions curves were well fitted by the simulated ones (Figure 2). The decrease of the emissions was a bit underestimated, but the difference in the cumulative emissions was weak after 20 composting days. The relative error of the mass balance for dry matter, carbon content and emitted carbon were respectively including between 1.1 and 4.3%, 1.0 and 3.1% and 1.9 and 8.3%. Correlation coefficient and RMSE for kinetics of C-CO₂ emissions curves are summarized in (Table 8).

Effect of kind of carbon

The size of the inert fraction had an impact on the total cumulated emissions, but not on the kinetic. The repartition of the DCO_B between rapidly or slowly degraded fractions had an impact on the amplitude of the emission peak: the higher the rapidly degraded fraction was the higher the amplitude peak, as shown in (Figure 2). Then the necessary time for degrading all the labile matter will be reduce. These observations are also in accordance with influence of carbon biodegradability observed by Paillat *et al.* [5]. In order to predict the biodegradation's kinetics, O₂ consumption and CO₂ emissions, it is then required to evaluate precisely initial sizes of biodegradable compartments.

Microbial biomass

The quantity of initial microbial biomass calculated by the model was only an indicator of the initial biological activity. It didn't represent the quantity of microorganisms into the windrow. Nevertheless, the estimation of the initial population into the heap was a sensitive parameter to predict the beginning of the thermophilic phase and the time at which came the CO₂ emission peak, so when the flows were maximal.

The initial composition of the matter could explain the initial biomass value. Pig slurry was source of microorganisms and enhanced initial activity, whereas sugar beet molasses brought in directly available carbon. Wheat straw and sawdust didn't bring a significant quantity of microorganisms, so they had a lesser effect on the initial activity. However, this effect is moderate in the case of sawdust because its grading is thinner: the surface area for the

biofilm, where the microorganism's growth takes place, is then wider. The flows of oxygen input and then soluble substrates consumptions and microorganisms growth are then larger for sawdust compared with straw [29].

3.4. Validation of the model

To validate this model we used the same values of the kinetics parameters. The size of the initial fractions was estimated using equations (8), (9) and (10). Heap used for the validation had the same weight composition than heap 1. Although the pig slurry had probably not the same compositions, we considered that the initial content of microorganisms was identical in this heap than in heap 1.

(Figure 3) showed the fitting of experimental curves by simulated ones. Determination coefficients and RMSE were respectively equal to 0.96 and 9.4 for instantaneous C-CO₂ emissions and to 0.99 and 1.8 for cumulated emissions. It was a better correlation than for calibration data because the experiment's and simulation's duration were shorter. These results showed that the fractionating model permitted to good represent the kinetics of OM oxidation during thermophilic phase, whereas phase of decrease of the microbial activity was less well estimated.

4 Conclusions

The biodegradation model described in this paper present the originality of using a classic agronomical biodegradability characterization (from van Soest fractionating) to appreciate the DCO of the material. This allowed us to use previous data set, obtained from agronomic experiments, for compost modelling based on DCO approach like those made for aerobic transformation of liquid. This is of much importance because determination of DCO on solid fractions remains quite difficult. In our knowledge from the literature, no previous study was done on this topic.

In order to know the time at which the thermophilic phase occurs, it's important to estimate correctly the initial microbial activity and to estimate precisely the initial size of biodegradable fractions. This dynamical modelling of biodegradation during composting

process is the first step in the design of a more developed model, which will take into account nitrogen dynamics, such as immobilisation by the biomass, and physical mechanisms as the influence of porosity and humidity on the gaseous diffusion and on the energy balance.

5 Acknowledgment

This work is part of a PhD training funded by the Association Nationale de la Recherche et de la Technologie of France (ANRT) and Crête d'Or Entreprise. The “Agence Nationale de la Recherche”, also provides funds through the Project ANR-08-STRA-15 ISARD “Intensification des systèmes de production agricole par le recyclage des déchets”.

6 References

- [1] M. Mustin, *Le compost. Gestion de la matière organique*, Tec & Doc, Paris, 1987.
- [2] R.T. Haug, *The Practical Handbook of compost Engineering*, Lewis Publisher, Boca Raton, 1993.
- [3] Q. H. Bari, A. Koenig, and T. Guihe, *Kinetic analysis of forced aeration composting I. Reaction rates and temperature*, Waste Manage. Res. 18 (2000), pp. 303-312.
- [4] H. Nielsen, and L. Berthelsen, *A model for temperature dependency of thermophilic composting process rate*, Compost Sci. Util. 10 (2002), pp. 249-257.
- [5] J.M. Paillat, P. Robin, M. Hassouna, and P. Leterme, *Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting*, Atmos. Environ. 39 (2005), pp. 6833–6842.
- [6] J.W. Erisman, A. Bleeker, J. Galloway, and M.S. Sutton, *Reduced nitrogen in ecology and the environment*, Environ. Pollut. 150 (2007), pp. 140-149.
- [7] N. Abd El Kader, P. Robin, J.M. Paillat, and P. Leterme, *Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting*, Bioresource Technol. 98 (2007), pp. 2619-2628.
- [8] AFNOR, Norme Française NFU 44-051, *Amendements organiques. Dénominations, spécifications et marquage*, AFNOR, Paris, 2006.
- [9] T. Paré, H. Diné, M. Schnitzer, and S. Dumontet, *Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper*, Biol. Fert. Soils 26 (1998), pp. 173–178.
- [10] M. Andersson, *Performance of bedding materials in affecting ammonia emissions from pig manure*, J. Agr. Eng. Res. 65 (1996), pp. 213–222
- [11] Y. Eklind, and H. Kirchmann, *Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: carbon turnover*, Bioresource Technol. 74 (2000), pp. 115–124.
- [12] Y. Liang, J.J. Leonard, J.J. Feddes, and W.B. McGill, *A simulation model of ammonia volatilization in composting*, T. ASAE 47 (2004), pp. 1667–1680.
- [13] Y. Zhang, G. Lashermes, S. Houot, J. Doublet, J.P. Steyer, Y.G. Zhu, E. Barriuso, and P. Garnier, *Modelling of organic matter dynamic during the composting process*, Waste Manage. 32 (2012), pp. 19-30.
- [14] J. Kaiser, *Modelling composting as a microbial ecosystem: A simulation approach*, Ecol.Model. 91 (1996), pp. 25–37.
- [15] F. Sole-Mauri, J. Illa, A. Magri, F.X. Prenafeta-Boldu, X. Flotats, *An integrated biochemical and physical model for the composting process*, Bioresource Technol. 98 (2007), pp. 3278-3293.
- [16] A. Tremier, A. de Guardia, C. Massiani, E. Paul, and J.L. Martel, *A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted*, Bioresource Technol. 96 (2005), pp. 169–180.
- [17] S. Pommier, D. Chenu, M. Quintard, and X. Lefebvre, *Modelling of moisture-dependent aerobic degradation of solid waste*, Waste Manage. 28 (2008), pp. 1188-1200.
- [18] P. J. Van Soest, *Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II—A rapid method for the determination of fibre and lignin*, J. Assoc. Off. Anal. Chem. 46 (1963), pp. 829–835.
- [19] G. Lashermes, B. Nicolardot, V. Parnaudeau, L. Thuries, R. Chaussod, M.L. Guillotin, M. Lineres, B. Mary, L. Metzger, T. Morvan, A. Tricaud, C. Villette, and S. Houot,

- Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization*, Bioresource Technol. 101 (2010), pp. 157-164.
- [20] *Vensim (The Ventana Simulation Environment)*, Ventana System, Inc. of Harvard, Massachusetts, USA, 1988; software available at <http://www.vensim.com>
- [21] L. Rosso, J.R. Lobry, and J.P. Flandrois, *An unexpected correlation between cardinal temperature of microbial growth highlighted by a new model*, J. Theor. Biol. 162 (1993), pp. 447-463.
- [22] T.L. Richard and L.P. Walker, *Modeling the temperature kinetics of aerobic solid-state biodegradation*, Biotechnol. Prog. 22 (2006), pp. 70-77.
- [23] D.A. Ratkowsky, R.K. Lowry, T.A. McMeekin, A.N. Stokes, and R.E. Chandler, *Model for bacterial culture growth rate throughout the entire biokinetic temperature range*, J. Bacteriol. 154 (1983), pp. 1222-1226.
- [24] *Microsoft Office Excel 2007*, Microsoft Corporation; software available at <http://office.microsoft.com>
- [25] A. de Guardia, C. Petiot, and D. Rogeau, *Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics*, Waste Manage. 28 (2008), pp. 73-84.
- [26] F. Béline, *Etude des transferts d'azote par nitrification/dénitrification (N_2 , N_2O , NH_3) au cours du traitement aérobie et du stockage du lisier de porc. Essai avec 15N*, Ph. D. diss., Université de Perpignan, 1998.
- [27] D.P. Stombaugh, and S.E. Nokes, *Development of a biologically based aerobic composting simulation model*, T. ASAE, 39 (1996), pp.239-250.
- [28] D. Robin, *Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux*, Agronomie 17 (1997), pp. 157-171.
- [29] D. Or, B.F. Smets, J.M. Wraith, A. Dechesne, and S.P. Friedman, *Physical constraints affecting bacterial habitats and activity in unsaturated porous media – a review*, Adv. Water Resour. 30 (2007), pp. 1505-1527.

Tables

b	Death rate of aerobic biomass, h^{-1}
C_C	Carbon content, kg C/kg DM
CO_2	Carbon dioxide, kg CO_2
DCO	Chemical oxygen demand, kg O_2
DCO_B	Biodegradable DCO, kg O_2
DCO_C	DCO content of the dry matter, kg DCO/kg DM
CP	Conversion parameter
C_{VS}	Cellulose-like fraction, kg DM/kgDM
DFM_w	Degraded fraction molar weight, kg DM/mol
DM	Dry matter, kg DM
DM_C	Dry matter content, kg DM/kg WW
$f_{I,aero}$	Non biodegradable fraction of dead biomass, kg DCO/kg DCO
H_2O_a	Metabolic water, kg H_2O
HC_{VS}	Hemicellulose-like fraction, kg DM/kg DM
IDM	Initial dry matter, kg IDM
k_{HR}	Rapidly hydrolysis constant, h^{-1}
k_{HS}	Slowly hydrolysis constant, h^{-1}
K_S	Monod constant saturation, kg DCO/kg IDM
L_{VS}	Lignin-like fraction, kg DM/kg DM
OM	Organic matter, -
pX_{a0}	Initial proportion of X_a in TDCO, kg DCO/kg DCO
pX_{I0}	Initial proportion of X_I in TDCO, kg DCO/kg DCO
pX_{RB0}	Initial proportion of X_{RB} in TDCO, kg DCO/kg DCO
pX_{SB0}	Initial proportion of X_{SB} in TDCO, kg DCO/kg DCO
S_R	Soluble substrate, kg DCO
S_{VS}	Soluble fraction, kg DM/kg DM
TDCO	Total DCO, kg DCO
T	Temperature of the heap, $^{\circ}C$
T_{max}	Maximal temperature for microbial growth, $^{\circ}C$
T_{min}	Minimal temperature for microbial growth, $^{\circ}C$
T_{opt}	Optimal temperature for microbial growth, $^{\circ}C$
TKN	Kjeldahl nitrogen content, kg N/kg DM
VS	Van Soest fractionation, -
WW	Wet weight, kg WW
X_I	Inert fraction, kg DCO
X_{RB}	Rapidly biodegradable fraction, kg DCO
X_{SB}	Slowly biodegradable fraction, kg DCO
X_a	Aerobic biomass, kg DCO
Y_a	Biomass yield of aerobic degradation, kg DCO/kg DCO
Y_{CO2a}	Carbone dioxide production yield, kg CO_2 /kg DCO
Y_{H2Oa}	Metabolic water production yield, kg H_2O /kg DCO
μ_{max}	Maximum specific growth rate of aerobic biomass, h^{-1}

Table 1. Nomenclature.

Processes	Variables								Rate
	X_{RB}	X_{SB}	X_I	S_R	X_a	O_2	CO_2	H_2O	
Rapidly hydrolyze	-1			1					$k_{HR} \cdot X_{RB}$
Slowly hydrolyze		-1		1					$k_{HS} \cdot X_{SB}$
Microbial growth				$-1/Y_a$	1	$-(1 - Y_a) / Y_a$	Y_{CO2a}/Y_a	Y_{H2Oa}/Y_a	$\mu_{max} \cdot S_R / (K_S + S_R) \cdot f_{limT} \cdot X_a$
Microbial death	$1 - f_{laero}$		f_{laero}		-1				$b \cdot X_a$

Table 2. Peterson matrix for the model of OM biodegradation.

Parameter	Description	Value	Source
μ_{max}	Maximal growth rate	0.20 h^{-1}	Sole-Mauri (2007)
Y_a	Biomass yield	0.66 kgDCO/kgDCO	Pommier et al. (2008) and Tremier et al. (2005)
Y_{CO2a}	Carbon dioxide yield	0.375 kgC/kgDCO	Calculate by DCO balance
f_{laero}	Non biodegradable fraction in biomass	0.2 kgDCO/kgDCO	Pommier et al. (2008) and Tremier et al. (2005)
b	Death rate	0.008 h^{-1}	Pommier et al. (2008)

Table 3. Fixed kinetic parameters value.

	Wheat straw	Sawdust	Pig slurry	Sugar beet molasses	Urea	Water
Heap 1	21	-	78.9	-	0.1	-
Heap 2	12.7	10.6	52.9	-	0.6	23.2
Heap 3	15.3	-	71.9	7.5	-	5
Heap 4	19.4	2.2	15.6	10.9	0.8	51.1

Table 4. Composition (% on wet weight basis) of the composting mixtures.

Fraction	Degradation equation	DCO_C (1)	DFM_W (2)	CP (3)
S_{VS}	$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$	0.192	0.180	1.07
HC_{VS}	$C_5H_8O_4 + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 4H_2O$	0.160	0.132	1.21
C_{VS}	$C_6H_{10}O_5 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 5H_2O$	0.192	0.162	1.19
L_{VS}	$C_9H_{13}O_3 + 43/2O_2 \rightarrow 9CO_2 + 13/2H_2O$	0.344	0.169	2.04

Table 5. Calculation of the DCO conversion parameters.

- (1) Consumed DCO (kgDCO).
- (2) Degraded fraction molar weight (kgDM/mol).
- (3) Conversion parameter (kgDCO/kgDM).

Variable/parameter	Unit	Heap 1	Heap 2	Heap 3	Heap 4
Svs	% of IDM	37.3	27.6	53.2	41.3
HCvs	% of IDM	26.6	23.2	19.7	23.0
Cvs	% of IDM	31.0	38.7	23.7	29.6
Lvs	% of IDM	5.1	10.4	3.4	6.1
TDCO ₀	kg DCO/kg IDM	1.20	1.25	1.16	1.20
DCO _{B0}	kg DCO/kg TDCO	0.243	0.239	0.255	0.250

Table 6. Results of Van Soest fractionation analysis and DCO calculations.

Variable/parameter	Unit	Heap 1	Heap 2	Heap 3	Heap 4
pX_{I0}	kg DCO kg ⁻¹ DCO	0.739	0.750	0.739	0.734
pX_{a0}	kg DCO kg ⁻¹ DCO	0.024	0.018	0.014	0.010
pX_{RB0}	kg DCO kg ⁻¹ DCO	0.142	0.0444	0.189	0.139
pX_{SB0}	kg DCO kg ⁻¹ DCO	0.0950	0.188	0.058	0.108
k_{HR}	h ⁻¹	0.009	0.009	0.009	0.009
k_{HS}	h ⁻¹	0.003	0.003	0.003	0.003
K_S	kg DCO kg ⁻¹ IDM	0.159	0.168	0.164	0.171
Y_{H2O}	kg H ₂ O kg ⁻¹ DCO	0.28	0.31	0.24	0.22

Table 7. Parameters and initial state of variables used in the model.

	Heap 1	Heap 2	Heap 3	Heap 4
R ²	0.89	0.89	0.80	0.93
RMSE	50.9	40.5	77.6	50.7

Table 8. Evaluation of the efficiency of modelling for the data set used for calibration.

7 Figures

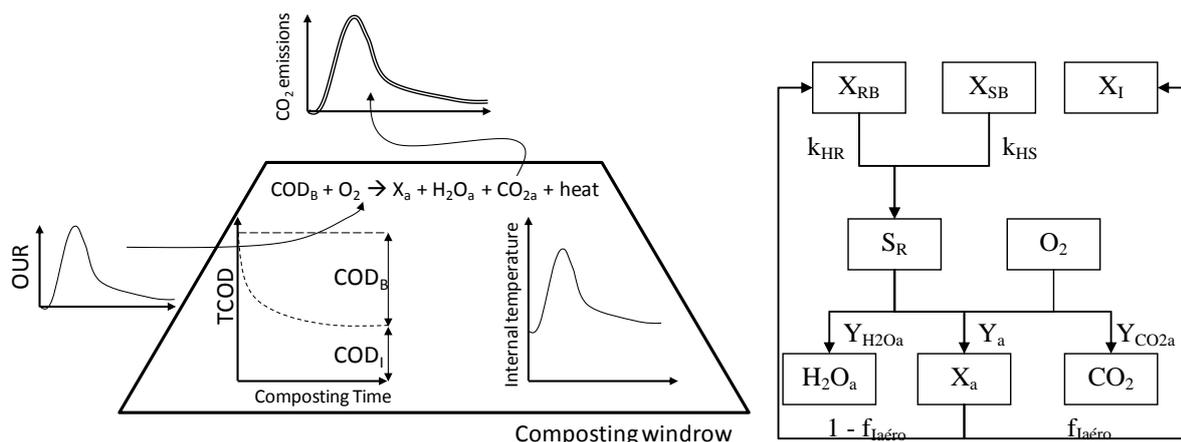


Figure 1. Schematic representation of processes during composting:

- Dynamics of OUR, CO₂ in the outlet gas and of the mean temperature during composting
- General structure of the biodegradation sub-model

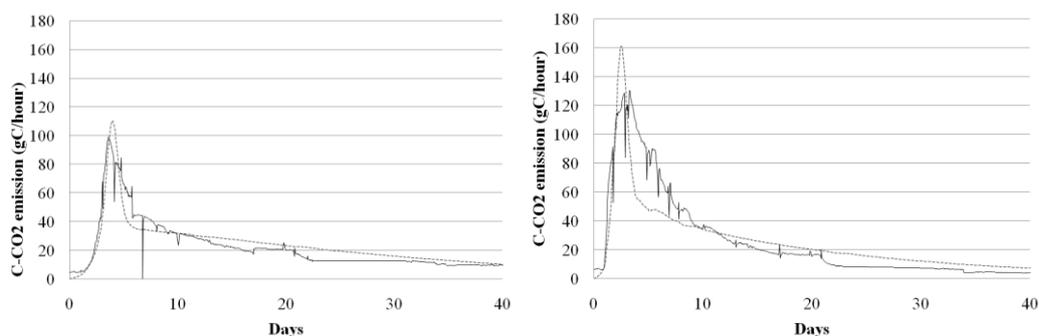


Figure 2. Comparison between experimental (black) and simulated (grey) instantaneous CO₂-C emission (g CO₂-C h⁻¹) for the heaps 2 and 3 (left and right graph, respectively)

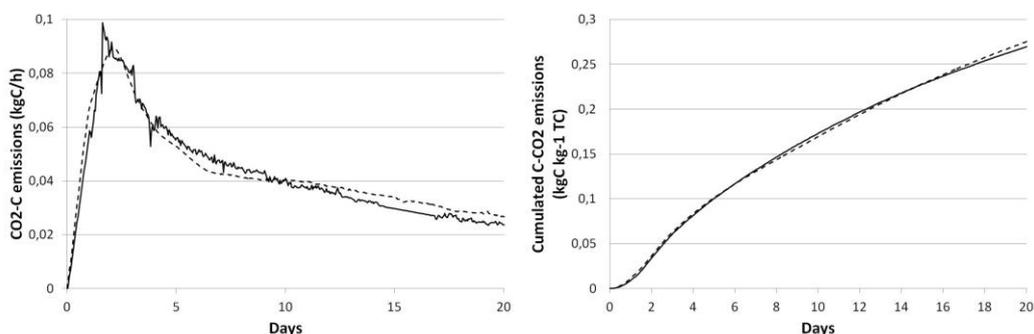


Figure 3. Comparison between experimental (black) and simulated (grey) instantaneous and cumulated CO₂-C emission for the validation heap (kg CO₂-C h⁻¹ and kg CO₂-C kg⁻¹ TC, left and right graph, respectively)

Annexe 6

Résultats de simulation du modèle dynamique de compostage

Annexe 6 : Résultats de simulation du modèle dynamique de compostage

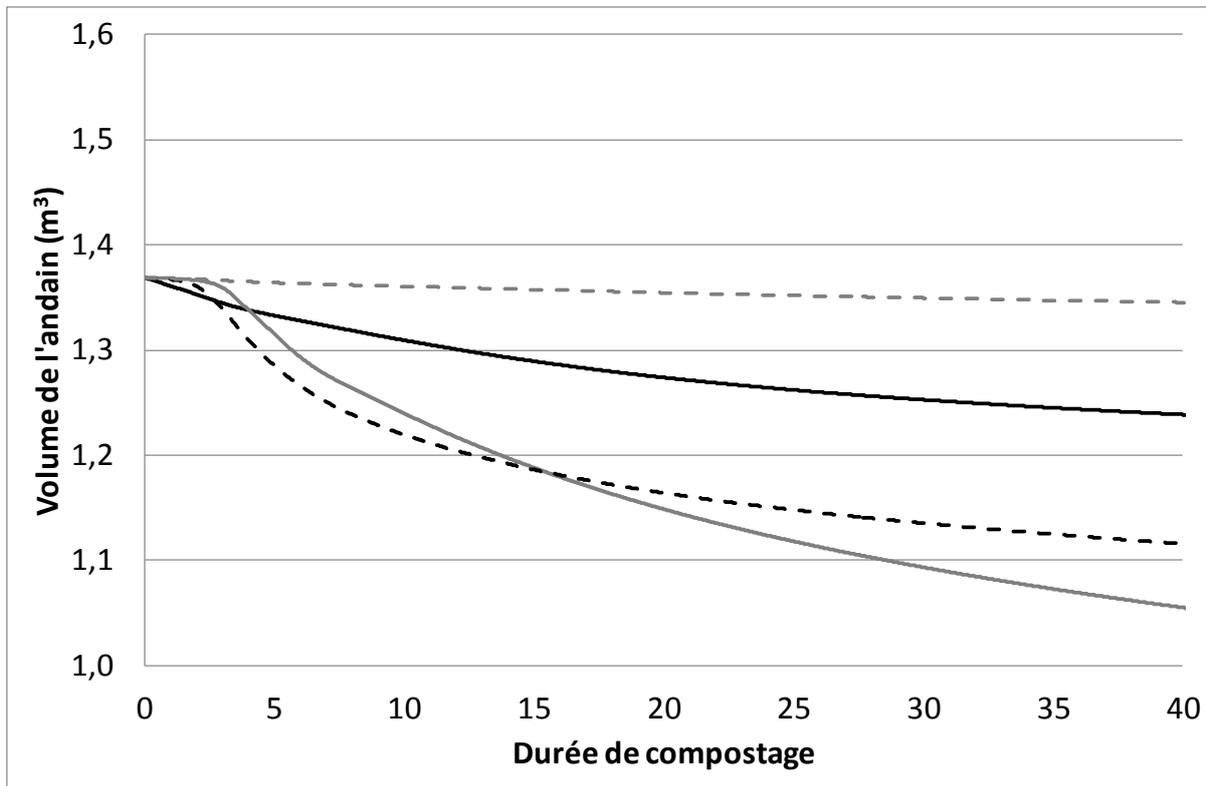


Figure 1. Simulation des évolutions du volume total des tas B (trait noir), F (trait gris), G (tirets noirs) et K (tirets gris)

Variables d'état du modèle de compostage

Variable	Unité	Signification
A	m ²	Surface de l'andain
CO ₂	kgCO ₂	Dioxyde de carbone émis
C _p	J kg ⁻¹ MB K ⁻¹	Capacité calorifique du substrat
dMS	kgMS m ⁻³	Densité de matière sèche
HA _{int}	kgH ₂ O kg ⁻¹ air sec	Humidité absolue de l'air du tas
H ₂ O	kgH ₂ O	Eau dans l'andain
H ₂ O _h	kgH ₂ O	Eau métabolique
H ₂ O _{vap}	kgH ₂ O	Eau évaporée
H _{bio}	J	Chaleur biologique
H _E	J	Chaleur sensible entrante
H _{lat}	J	Chaleur latente
H _S	J	Chaleur sensible sortante
H _{sensbio}	J	Chaleur sensible d'origine biologique
H _{stockée}	J	Chaleur stockée
K	kg air sec h ⁻¹	Coefficient de perméabilité
MB	kgMB	Masse brute
MM	kgMM	Matière minérale
MO	kgMO	Matière organique
MS	kgMS	Matière sèche
N ₂	kgN	Diazote émis
N _{av}	kgN	Azote disponible pour la croissance microbienne
NH ₃	kgN	Ammoniac émis
NH _{3,g}	kgN	Ammoniac dans la phase gaz de l'andain
NH ₄ ⁺	kgN	Ammonium
N ₂ O	kgN	Protoxyde d'azote émis
NO ₃	kgN	Nitrates
NX _a	kgN	Azote de la biomasse autotrophe
NX _h	kgN	Azote de la biomasse hétérotrophe
NX _I	kgN	Azote inerte
NX _{RB}	kgN	Azote rapidement biodégradable
NX _{SB}	kgN	Azote lentement biodégradable
O _{2,por}	kgDCO	Oxygène dans la porosité de l'andain
O _{2,biofilm}	kgDCO	Oxygène dans le biofilm
Q _{air}	kg air sec kg ⁻¹ MOI h ⁻¹	Débit d'air sec ; MOI représente la masse de matière organique initiale
S _R	kgDCO	Substrat soluble
Θ	m ³ m ⁻³	Porosité libre à l'air de l'andain
T _{ext}	°C	Température extérieure
T _{haut}	°C	Température en haut de l'andain
T _{int}	°C	Température à cœur de l'andain
T _{intnit}	°C	Température de nitrification
T _{Vext}	°C	Température extérieure virtuelle
T _{Vhaut}	°C	Température virtuelle en haut de l'andain
T _{Vint}	°C	Température virtuelle à cœur de l'andain
V _{air}	m ³	Volume d'air dans l'andain
V _{H2O}	m ³	Volume d'eau dans l'andain
V _{MS}	m ³	Volume de matière sèche dans l'andain
V _T	m ³	Volume total de l'andain
WFPS	m ³ m ⁻³	Volume d'eau dans la porosité du tas
X _h	kgDCO	Biomasse hétérotrophe
X _I	kgDCO	Matière organique inerte
X _{RB}	kgDCO	Matière organique rapidement biodégradable
X _{SB}	kgDCO	Matière organique lentement biodégradable

Paramètres du modèle de compostage

Paramètre	Unité	Signification
b_a	h^{-1}	Vitesse de décès de la biomasse autotrophe
$b_{h,ref}$	h^{-1}	Vitesse de décès de référence de la biomasse hétérotrophe
$f_{I,aéro}$	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Proportion de DCO inerte issue du décès de la biomasse
H1	$kgH_2O\ kg^{-1}\ MB$	Humidité minimale pour la croissance microbienne
H2	$kgH_2O\ kg^{-1}\ MB$	Humidité maximale pour la croissance microbienne
k_{HRref}	h^{-1}	Constante d'hydrolyse rapide
k_{HSref}	h^{-1}	Constante d'hydrolyse lente
K_{max}	$kg\ air\ sec\ h^{-1}$	Coefficient de perméabilité maximal
K_{min}	$kg\ air\ sec\ h^{-1}$	Coefficient de perméabilité minimal
K_{NH}	$gN\ m^{-3}$	Constante de demi-saturation en azote disponible
K_{NO_3}	$kgN\ m^{-3}$	Constante de demi-saturation en nitrates
K_{O_2a}	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Constante de demi-saturation en oxygène pour la croissance autotrophe
K_{O_2h}	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Constante de demi-saturation en oxygène pour la croissance hétérotrophe
K_S	$kgDCO\ kg^{-1}\ MSI$	Constante de demi-saturation du substrat soluble ; MSI représente la masse de matière sèche initiale
K_{XRB}	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse rapide
K_{XSB}	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse lente
μ_{amax}	h^{-1}	Taux de croissance maximale de la flore microbienne autotrophe
μ_{hmax}	h^{-1}	Taux de croissance maximale de la flore microbienne hétérotrophe
p_{aff}	-	Paramètre d'affaissement de l'andain
$partLat_{max}$	$J\ J^{-1}$	Valeur maximale du partage chaleur latente/chaleur totale
$partLat_{min}$	$J\ J^{-1}$	Valeur minimale du partage chaleur latente/chaleur totale
$pDCO_{b0}$	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Proportion initiale de DCO biodégradable
$peff_{O_2}$	-	Paramètre d'efficacité de l'oxygène
$pIntLG$	-	Coefficient d'échange surfacique entre le NH_4^+ et NH_3^g
$pH_2O_{liée}$	$W\ W^{-1}$	Paramètre d'eau liée
pH_2O_{sat}	%	% de saturation en eau dans l'air sortant
$pMOperte$	$kgMO\ kg^{-1}\ MB$	Coefficient de perte de matière organique
$pmax_{denit}$	$kgN\ kg^{-1}\ N\ h^{-1}$	Part maximale d'émission de N_2O et N_2 à partir du stock de nitrates
pN_{av0}	$kgN\ kg^{-1}\ N$	Proportion initiale d'azote disponible
pN_2O_{denit}	$kgN\ kg^{-1}\ N$	Part maximale d'émission de N_2O sur l'émission $N_2 + N_2O$
pN_2O_{nit}	$kgN\ kg^{-1}\ N$	Part d'émission de N_2O sur l'ammonium nitrifié
pNX_{I0}	$kgN\ kg^{-1}\ N$	Proportion initiale d'azote inerte
$pSR0$	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Proportion initiale de substrat soluble
$pWFPS_{denit}$	%	seuil de WFPS minimum pour avoir une dénitrification
pX_{I0}	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Proportion initiale de DCO inerte
pX_{h0}	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Proportion initiale de biomasse hétérotrophe
Q^{10}_{denit1}	-	Q10 de la fonction de limitation par la température pour la dénitrification
Q^{10}_{denit2}	-	Q10 de la fonction de limitation par la température pour la dénitrification
rNRS	$kgN\ kg^{-1}\ N$	Ratio initial entre l'azote rapidement et l'azote lentement biodégradable
rRS	$kgDCO\ kg^{-1}\ DCO$	Ratio initial entre la DCO rapidement et la DCO lentement biodégradable
θ_{LB}	$m^3\ m^{-3}$	Seuil de porosité pour la perméabilité minimale
θ_{LH}	$m^3\ m^{-3}$	Seuil de porosité pour la perméabilité maximale
T_{denit}	$^{\circ}C$	Seuil de température pour la dénitrification
T_{max}	$^{\circ}C$	Température maximale pour la croissance microbienne
T_{maxnit}	$^{\circ}C$	Température maximale pour la nitrification
T_{min}	$^{\circ}C$	Température minimale pour la croissance microbienne
T_{minnit}	$^{\circ}C$	Température minimale pour la nitrification
U	$W\ K^{-1}\ m^{-2}$	Coefficient global d'échange de chaleur

Résumé

Le compostage est un procédé aérobie de stabilisation de la matière organique (MO). Les transformations de la MO conduisent à des émissions gazeuses (NH_3 , N_2O , CH_4 , CO_2) et une perte d'azote utile pour la fertilisation. La variété des pratiques et les différences de nature des substrats modifient la vitesse de dégradation de la MO, la qualité finale du compost produit et la part d'émissions sous forme de polluants gazeux. L'optimisation du procédé nécessite la prédiction de ces transformations ou la réalisation d'essais empiriques.

Cette thèse analyse les interactions entre les processus biologiques, biochimiques, physico-chimiques et thermodynamiques majeurs à l'origine de la stabilisation de la MO et des émissions gazeuses de CO_2 , H_2O , NH_3 , N_2O . Elle se focalise sur le compostage par aération passive en andain d'effluents d'élevage. La méthode s'appuie sur la modélisation dynamique, semi-empirique, du procédé et sur des expérimentations sur des andains de petite taille.

Dans un premier temps, l'impact des interactions entre les facteurs clés du compostage, soit la biodégradabilité du carbone, la disponibilité de l'azote, l'humidité et la porosité, sur la cinétique et la stœchiométrie des émissions gazeuses est analysé à partir de données acquises en conditions contrôlées et sur une plateforme de compostage à la Réunion sur des périodes allant de 20 à 80 jours. Les facteurs ont été hiérarchisés : l'effet de la porosité couplé à l'effet de l'humidité joue le rôle majeur dans la régulation des transformations de la MO et des émissions gazeuses. Les effets de la porosité, de l'humidité et du type de structurant sur les transformations de la MO, observés en conditions commerciales, confirment les observations en conditions contrôlées. Alors que les écarts de répétabilité en conditions contrôlées sont faibles sur les températures et bilans de masse, ces écarts deviennent élevés en conditions de reproductibilité sur le terrain.

Dans un deuxième temps, un modèle dynamique de compostage a été développé simulant la stabilisation du carbone et de l'azote ainsi que les émissions gazeuses de CO_2 , H_2O , NH_3 et N_2O . Ce modèle est composé de quatre modules couplés. Le premier simule les cinétiques d'oxydation de la MO par une population microbienne hétérotrophe produisant du CO_2 et de la chaleur. Le deuxième décrit les échanges thermiques se déroulant lors du compostage, à l'origine de l'aération passive de l'andain et des cinétiques de température interne et d'évaporation d' H_2O . Le troisième module décrit le transfert d'oxygène au sein de l'andain modulé par la porosité et l'humidité. Le quatrième module simule les transformations et la stabilisation de l'azote ainsi que les cinétiques d'émissions d' NH_3 et de N_2O . Le système global représentant un andain de compostage en aération naturelle est considéré comme homogène en termes de composition et de caractéristiques thermiques.

Lors de la phase thermophile, le facteur limitant le plus rapidement l'organisation de la MO est la disponibilité de l'azote. L'abaissement de la porosité entraîne une diminution des pertes gazeuses par l'augmentation de l'organisation de la MO. Le fractionnement initial de la MO ainsi que la teneur initiale en biomasse microbienne sont les facteurs clés pour prédire les cinétiques d'organisation du carbone et de l'azote. Les paramètres spécifiques des émissions d' NH_3 , d' H_2O et de N_2O sont initialisés en fonction de la nature du substrat et des caractéristiques physiques de l'andain. La calibration du modèle reste à améliorer, et par la suite le modèle devra être validé en condition industrielles. Les effets modélisés de la porosité, de l'humidité et du type de structurant sur les transformations de la MO permettent d'envisager l'usage du modèle pour optimiser le compostage d'effluents d'élevage.

Mots-clefs

Compostage d'effluents d'élevage, modélisation dynamique, bilan de masse, bilan thermique, stabilisation de la matière organique, azote, ammoniac, protoxyde d'azote.