

# Incidence du débit d'aération et des caractéristiques des matières premières sur les cinétiques de stabilisation et les émissions gazeuses en compostage

■ C. PETIOT<sup>1</sup>, A. DE GUARDIA<sup>2</sup>, D. ROGEAU<sup>2</sup>, C. DRUILHE<sup>2</sup>

Mots-clés : compostage, aération, biodégradabilité, émissions gazeuses, ammoniac, nitrification, dénitrification

## 1. Introduction

La pérennité de la filière compostage dépend notamment de la maîtrise des procédés, c'est-à-dire de l'optimisation du temps de traitement et de la consommation énergétique mais surtout, de la réduction de l'impact environnemental des installations et de la qualité du produit fini. L'impact environnemental est jugé d'après les émissions de gaz à effet de serre mais également du point de vue des nuisances olfactives. La qualité du produit est évaluée tant par sa stabilité biologique et son innocuité que par sa teneur en matières fertilisantes, particulièrement le taux d'azote et sa biodisponibilité. Les caractéristiques des déchets entrants et la stratégie d'aération sont des paramètres majeurs, tant de la qualité des composts que des émissions gazeuses.

Une prédiction des besoins en aération est nécessaire pour une meilleure conception des unités de traitement et l'optimisation du contrôle procédé. Or cette prédiction est clairement liée à une meilleure connaissance de la biodégradabilité intrinsèque des produits traités et de son évolution au cours du traitement, c'est-à-dire à la détermination des nutriments effectivement disponibles pour les micro-organismes

et à la compréhension des mécanismes de la fermentation.

L'objectif général de ces travaux était d'étudier l'influence du débit d'air sur la biodégradation et la dynamique de l'azote. Les six essais sur lesquels repose cette étude ont été effectués en réacteur de laboratoire dont la conception et la validation ont constitué les premières étapes des travaux. Les suivis réalisés et la méthodologie de caractérisation mise au point ont permis de réaliser des bilans matière et de proposer une méthode de fractionnement de la biodégradabilité qui a servi à éclairer les cinétiques de consommation d'oxygène observées et à estimer l'évolution de cette biodégradabilité au cours du temps. L'influence couplée de la biodégradabilité et du débit d'aération sur les émissions d'ammoniac, la nitrification et les caractéristiques du produit final a également été précisée.

## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Réacteur et instrumentation

Un réacteur d'un volume utile de 300 l a été conçu (figure 1). Il était composé d'une cuve verticale cylindrique isolée thermiquement et de deux parties amovibles tronconiques constituant le fond de cuve et le couvercle. La matière reposait sur une grille au-dessous de laquelle était insufflé le flux gazeux d'aération. Les gaz sortants étaient captés en haut du couvercle pour analyse et les condensats formés au contact du couvercle étaient recueillis dans une gout-

1 C. PETIOT était au Cemagref à la date de la rédaction, mais l'a quitté depuis (Mél. : [crocote@yahoo.fr](mailto:crocote@yahoo.fr))

Correspondance sur cet article à adresser A. DE GUARDIA. Mél. : [amaury.de-guardia@cemagref.fr](mailto:amaury.de-guardia@cemagref.fr)

2 Cemagref, Unité "Gestion environnementale et traitement biologique des déchets", 17 av. de Cucillé, CS 64427, 35 044 Rennes Cedex, France.

tière aménagée sur son pourtour inférieur. Les lixivats étaient collectés par ouverture d'un robinet situé en pied de cuve.

La masse totale de mélange humide, la température du milieu ainsi que celle de l'air au-dessus de la matière étaient suivies en continu, de même que les températures, humidités, pressions de l'air entrant et sortant du réacteur. Le débit d'air insufflé était mesuré au moyen d'un compteur volumétrique. Les taux d'oxygène, de dioxyde de carbone et de méthane étaient également enregistrés en continu tandis que des pièges acides permettaient de mesurer l'émission journalière d'ammoniac. L'hypothèse de conservation du débit molaire d'air sec couplée aux mesures de température, humidité et pression sur le flux sortant ont permis de déterminer les flux molaires sortants instantanés, notamment d'O<sub>2</sub>, de CO<sub>2</sub> et de vapeur.

Les condensats et lixivats générés étaient collectés chaque jour, pesés et échantillonnés à des fins de caractérisation.

### 2.2. Préparation des substrats et protocole expérimental

Le substrat étudié était un mélange de boues d'épuration et de plaquettes de bois. Les boues provenaient de la station d'épuration d'un abattoir de porcs dont les eaux étaient traitées par floculation/décantation suivie d'une déshydratation par centrifugation, facilitée par un chaulage léger. Les plaquettes de bois provenaient d'une usine de fabrication/recyclage de pa-

lettes. Elles étaient criblées et triées manuellement puis subissaient plusieurs extractions aqueuses afin de réduire leur hétérogénéité physique et d'éliminer les éventuels résidus de traitements chimiques. Les plaquettes étaient également saturées en eau avant chaque expérimentation de manière à s'assurer d'un taux d'humidité constant d'un essai à l'autre.

Les boues étaient prélevées sur site, 24 h maximum avant la mise en œuvre de chaque essai tandis que la quantité de plaquettes nécessaire à la tenue des six essais a été prélevée en une fois. Les mélanges ont été effectués en bétonnière (150 l) sur la base d'un ratio humide de 1,2 kg de boues pour 1 kg de plaquettes égouttées (soit un volume de boues pour deux volumes de plaquettes).

Six essais, dénommés F100, F200(1), F200(2), F500, F750 et F1100, ont été réalisés sous des débits d'aération nominaux respectifs de 100, 200, 200, 500, 750 et 1 100 l/h soit entre 1,69 et 16,63 l/h/kg MS de mélange initial. Après une période de préchauffage de 48 h, conduite au débit d'aération minimal de 100 l/h, le débit d'aération nominal était appliqué et maintenu constant jusqu'à la fin de l'essai. Celui-ci était stoppé lorsque la consommation d'oxygène devenait constante et suffisamment basse pour pouvoir considérer que la matière avait terminé sa phase active de transformation (fermentation). Les essais ont duré entre 28 et 50 jours selon les conditions expérimentales fixées.

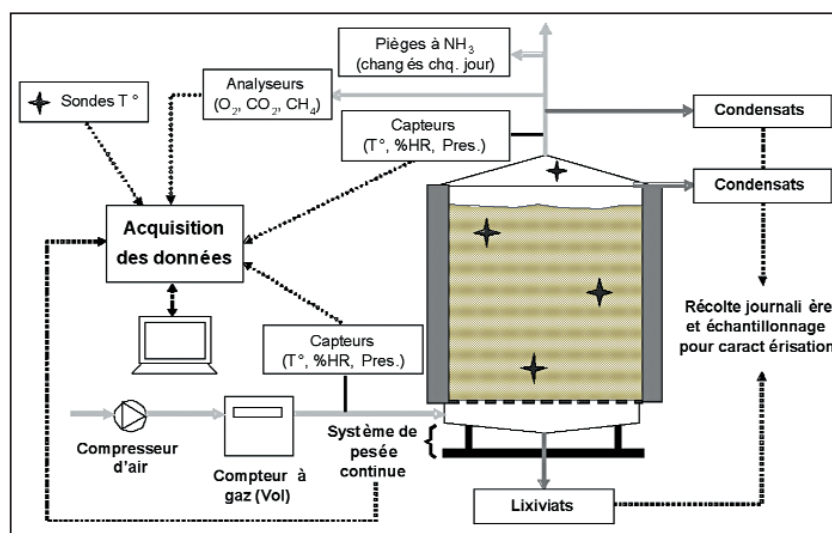


Figure 1. Le réacteur, le système d'aération et les suivis mis en œuvre

### 2.3. Caractérisation des boues, plaquettes et composts

Une méthodologie de fractionnement de la matière a été mise au point. Elle est détaillée dans [DE GUARDIA *et al.*, 2007a]. Ces fractionnements, appliqués sur les substrats initiaux ainsi que sur le mélange composté, ont consisté en des extractions à l'eau en série suivies de filtrations et/ou de centrifugations, aboutissant à l'obtention de trois fractions :

- une fraction soluble, SOL,
- une fraction fine « extraite », NSOL<sub>B</sub>, correspondant à la fraction solide fine apportée par la boue (les fines de structurant ayant été écartées par criblage),
- une fraction grossière « extraite », NSOL<sub>S</sub> correspondant au structurant.

Les fractions solides « extraites » étaient séchées puis broyées avant analyse. Pour les plaquettes, le prétraitement appliqué a permis de négliger la fraction soluble et de ne prendre en compte que la fraction solide grossière apportée par le structurant. Le traitement du mélange composté final s'est réalisé en deux temps. Les plaquettes ont d'abord été isolées d'un échantillon de compost humide par des lavages successifs en bétonnière puis, un échantillon représentatif d'« extrait primaire » a subi le même protocole que la boue initiale. La différence en termes de fractions obtenues tient au fait que les constituants de la fraction SOL finale proviennent de la boue et du structurant sans qu'il soit possible de les différencier. Chacune des fractions ci-dessus de même que les condensats et lixiviats ont fait l'objet des caractérisations physico-chimiques suivantes : matière sèche (MS), matière organique (MO), carbone total (CT),

azote organique (Norg), ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) et nitrique (NOx), ainsi que demande chimique en oxygène (DCO).

## 3. Résultats

### 3.1. Suivi des paramètres de contrôle du compostage

La *figure 2* montre que la température de la matrice croît et décroît d'autant plus vite et avec d'autant plus d'amplitude que le débit d'air appliqué est élevé. La concentration en oxygène dans les gaz sortants devient supérieure à 10 % dès lors que le débit d'air appliqué est supérieur à 500 l/h. Elle reste inférieure à 5 % durant 6 à 12 jours sous 200 l/h et pendant 30 jours à 100 l/h. En parallèle, l'émission de méthane (non présentée ici) est d'autant plus faible que le débit d'air appliqué est important. À l'exception de F100, les émissions de méthane sont intervenues majoritairement en tout début de compostage et n'ont pas dépassé 2 400 ppm, ce qui peut être lié au développement de conditions anaérobies durant le stockage de la boue avant sa mise en œuvre et/ou à la forte demande en oxygène nécessaire à la consommation de la fraction facilement biodégradable. Pour F100, l'émission de CH<sub>4</sub> est demeurée supérieure à 3 000 ppm pendant 20 jours, ce qui ne représente néanmoins que 1 % de la quantité totale de carbone mesuré dans les gaz. Les profils de température et de concentration en oxygène montrent ainsi qu'à faible débit d'air (100 et 200 l/h), les cinétiques de biodégradation semblent limitées par la fourniture en oxygène, ce qui n'est pas le cas à 750 et 1 100 l/h. Une courte

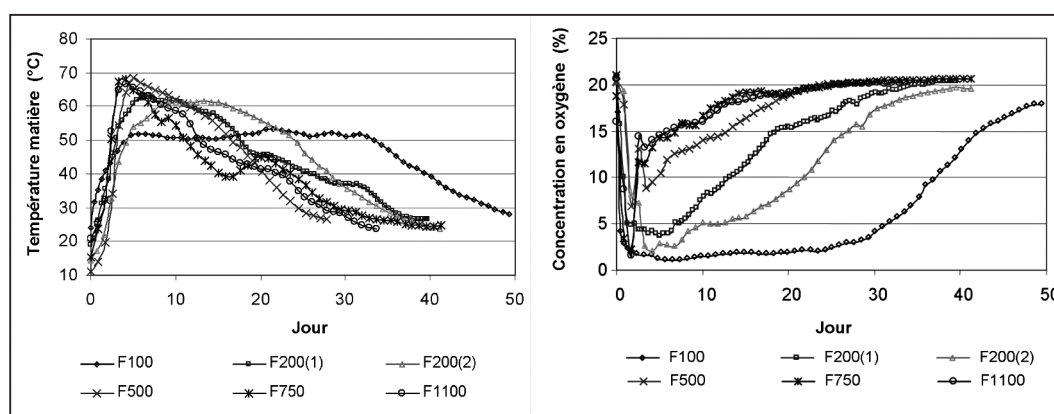


Figure 2. Température matière moyenne et concentration en oxygène des gaz sortants en fonction du temps pour les six essais

période de limitation en oxygène (environ 1 jour) est également suspectée pour F500.

### 3.2. Caractéristiques des substrats initiaux et composts

#### 3.2.1. Substrats initiaux

Les masses introduites dans le réacteur étaient pratiquement constantes (environ 193 kg de mélange humide) et les taux d'humidité initiaux de ces mélanges peu variables : 68,7 % en moyenne avec un coefficient de variation (CV) de 2 %. Des modifications du procédé industriel de production des boues ont en revanche entraîné des variations au niveau du taux de matière sèche des boues utilisées, ces taux étant compris entre 22,1 et 28,5 % entraînant un CV de 9 %. Leurs taux de matière organique étaient par ailleurs comparables : 79,8 % MS avec un CV de 3,3 %.

Le *tableau I* donne les caractéristiques physico-chimiques moyennes des boues et de leurs fractions constitutives considérées séparément. Aucune trace de nitrates ou de nitrites n'a pu être détectée dans les échantillons et l'azote se trouvait intégralement sous forme organique dans les fractions non solubles. Bien que les teneurs globales des boues en carbone total et DCO aient été proches d'un essai à l'autre (CV : 6 %), le tableau montre que leur répartition au sein des fractions était beaucoup plus variable avec des CV supérieurs à 20 % pour la fraction SOL concernant ces deux paramètres. En parallèle, les teneurs en azote étaient également très variables, que ce soit sur boue globale ou au sein des fractions et ce, concernant les

deux formes considérées : organique et minérale. La teneur initiale en azote ammoniacal notamment a varié de 3,9 à 30,9 g N/g MS, entraînant un CV de 85 %. Les taux de matière organique, carbone total, DCO et azote organique des plaquettes étaient quant à eux de 0,980, 0,470, 1,300 et 0,001 g/g MS NSOL<sub>s</sub> respectivement. Ainsi, non seulement la quantité de matière biodégradable était variable d'un essai à l'autre de par la variation du taux de MS des boues, mais également la qualité de cette matière, particulièrement la répartition des paramètres entre SOL et NSOL.

#### 3.2.2. Composts

Les *tableaux II et III* donnent les caractéristiques des composts issus des essais. Les taux d'humidité finaux étaient tous supérieurs ou proches de 60 % à l'exception de celui mesuré pour F1100. La teneur en matière organique des composts était peu variable d'un essai à l'autre : 88 % en moyenne.

Concernant le carbone total et la DCO, les coefficients de variation calculés sur les composts sont faibles (0,2 et 3,5 % respectivement), principalement parce que les variations sont minimales sur le structurant et que sa contribution à la quantité totale de carbone et de DCO est majoritaire. En revanche, les coefficients de variation concernant les teneurs en carbone total et DCO mesurés sur les fractions SOL et NSOL<sub>B</sub> sont encore plus importants que ceux observés sur les boues initiales (*tableau III*).

L'observation des résultats obtenus concernant l'azote amène deux commentaires. D'une part, les concentrations en azote ammoniacal varient et montrent une

	Boue (g/g MS)	CV (%)	SOL <sub>B</sub> (g/g MS*)	CV (%)	NSOL <sub>B</sub> (g/g MS*)	CV (%)
[CT]	0,483	6	0,112	24	0,371	12
[DCO]	1,447	6	0,302	22	1,144	11
[Norg]	0,046	27	0,017	52	0,029	17
[N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ]	0,012	85	0,012	85	0	-

\* La masse sèche considérée est celle de la boue globale

**Tableau I. Caractéristiques physico-chimiques moyennes des boues initiales et de leurs fractions**

	F100	F200(1)	F200(2)	F500	F750	F1100	CV (%)
Masse humide (kg)	134,32	134,08	120,89	127,24	122,55	114,61	6,2
Humidité (%)	64,4	65,9	61,6	62,0	59,3	53,4	7,2
Taux MO (%)	89,9	87,0	85,6	88,5	87,0	89,7	1,9

**Tableau II. Masse totale, humidité et teneur en matière organique des composts**

tendance à diminuer lorsque le débit d'air appliqué était important. D'autre part, la teneur en azote organique des plaquettes a augmenté par rapport à leur teneur initiale : elle est passée de 1 g/kg plaquettes séchées à 4,3, 3,2 et 2,9 g/kg de plaquettes sèches pour F200(2) F500 et F750 respectivement. Prenant pour hypothèse que cette tendance se vérifie pour tous les essais, une extrapolation a permis d'estimer les teneurs en azote organique des plaquettes en fin de compostage pour F100, F200(1) et F1100, et d'introduire ces quantités calculées dans les bilans azotés [DE GUARDIA *et al.*, 2007b].

### 3.3. Bilans matière

Les analyses et suivis réalisés permettent de calculer l'abattement en carbone total opéré sur la matière durant le compostage et de le comparer aux pertes en carbone mesurées dans les lixiviats et dans les gaz (productions de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> auxquelles est ajoutée

la quantité de carbone mesurée dans les condensats). Le *tableau IV* montre que, quel que soit le débit d'air appliqué, l'abattement en carbone sur la matière se fait principalement par émission de CO<sub>2</sub> dans les gaz, la contribution des lixiviats étant assez faible (5 % maximum). Le carbone se trouve presque exclusivement sous forme minérale dans les condensats tandis que la part de carbone organique représente 46 à 86 % du carbone total mesuré dans les lixiviats, avec une tendance à l'augmentation avec le débit d'air appliqué. Il apparaît également dans le *tableau IV* que la quantité totale de carbone mesurée dans les flux sortants est supérieure à l'abattement mesuré sur la matière, ce qui peut s'expliquer par des erreurs d'échantillonnage et/ou une surestimation des flux gazeux. Néanmoins, les bilans sont tout à fait cohérents.

Concernant le bilan sur la DCO, les commentaires sont sensiblement semblables à ceux émis concernant

	CT*			DCO*			Norg**			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> **
	SOL	NSOL <sub>B</sub>	NSOL <sub>S</sub>	SOL	NSOL <sub>B</sub>	NSOL <sub>S</sub>	SOL	NSOL <sub>B</sub>	NSOL <sub>S</sub>	SOL
<b>F100</b>	0,017	0,091	0,338	0,044	0,251	0,935	2,3	5,8	-	5,1
<b>F200(1)</b>	0,039	0,071	0,328	0,042	0,197	0,914	1,4	5,4	-	6,1
<b>F200(2)</b>	0,032	0,102	0,303	0,070	0,271	0,840	3,1	6,9	2,8	5,9
<b>F500</b>	0,021	0,103	0,321	0,050	0,303	0,888	2,2	5,8	2,2	3,1
<b>F750</b>	0,020	0,101	0,315	0,051	0,289	0,871	2,1	7,3	1,9	1,4
<b>F1100</b>	0,018	0,129	0,314	0,045	0,357	0,867	1,7	7,0	-	1,8
CV (%)	36,3	18,8	3,8	20,4	19,3	3,9	25,9	12,6	19,3	53,6

\* concentrations exprimées en g/g de compost sec

- non mesuré

\*\* concentrations exprimées en g/kg de compost sec

Tableau III. Caractéristiques physico-chimiques des composts

	Carbone total			DCO			Azote total		
	Contribution des flux sortants (%)		Recouvrement (%)	Contribution des flux sortants (%)		Recouvrement (%)	Contribution des flux sortants (%)		Recouvrement (%)*
	Lix.	Gaz + cond		Lix.	Gaz + cond		Lix.	Gaz + cond	
<b>F100</b>	5,0	106,2	<b>111,2</b>	2,0	116,9	<b>118,9</b>	61,7	20,6	<b>84,2</b>
<b>F200(1)</b>	3,7	104,4	<b>108,1</b>	1,2	91,1	<b>92,4</b>	20	27,1	<b>47,1</b>
<b>F200(2)</b>	4,7	98,8	<b>103,5</b>	1,6	101,4	<b>103,1</b>	27,7	46,7	<b>74,1</b>
<b>F500</b>	3,2	116,0	<b>119,3</b>	2,2	114,8	<b>117,0</b>	11,3	79,3	<b>90,8</b>
<b>F750</b>	1,3	123,9	<b>125,2</b>	0,8	107,2	<b>108,0</b>	4,1	85,7	<b>94,2</b>
<b>F1100</b>	1,4	104,0	<b>105,4</b>	-	101,0	<b>101,0</b>	7,9	94	<b>98,7</b>

\* calculé en tenant compte de l'enrichissement du structurant en azote organique - valeurs extrapolées pour F100, F200(1) et F1100

- non mesuré

Tableau IV. Bilans matière sur carbone total, DCO et azote total

le carbone total. Une surestimation de l'abattement en DCO est suspectée pour F200(1).

La caractérisation des substrats initiaux et des mélanges finaux a également permis le calcul de la variation des quantités d'azotes organique et ammoniacal au sein de la matière, sachant que ni nitrates ni nitrites n'ont jamais été détectés. La quantité d'azote total abattue a pu être comparée à la quantité d'azote cumulée mesurée dans les flux sortants du réacteur : lixiviats d'une part et gaz + condensats d'autre part. En renfort du *tableau IV*, la *figure 3* montre que la contribution des lixiviats aux pertes azotées est particulièrement importante pour les essais réalisés à faible débit d'aération. Elle montre également que plus le débit d'air appliqué est élevé, plus les émissions cumulées d'azote ammoniacal sont importantes, ce qui a également été rapporté par de nombreux auteurs et notamment [LIANG *et al.*, 2006]. Les émissions instantanées (représentées dans [DE GUARDIA *et al.*, 2007b]) suivent par ailleurs les profils de température et de consommation d'oxygène, ce qui est également en accord avec la littérature [KÖRNER *et al.*, 1997 ; WITTER et LOPEZ-REAL, 1988 ; LIANG, 2000 ; PAGANS *et al.*, 2006].

Sous débit d'air élevé (500 à 1 100 l/h), les quantités d'azote évacuées du réacteur via les lixiviats et les émissions gazeuses (dont les condensats) représentent 90 à 99 % de l'azote abattu sur la matière. Sous faible débit d'air (100 à 200 l/h), ces flux ne représentent que 47 à 85 % de l'azote abattu. Les pertes non mesurées représentent alors 15 à 53 % de l'azote total

abattu et ont été attribuées à des phénomènes de nitrification/dénitrification, en accord avec la littérature [MOLLER *et al.*, 2000 ; PEL *et al.*, 1997 ; KURODA *et al.*, 1996 ; MAHIMAIRAJA *et al.*, 1994 ; HÜTHER et SCHUCHARDT, 1999 ; HELLEBRAND, 1998 ; BALLESTERO et DOUGLAS, 1996 ; BECK-FRIIS *et al.*, 2001 ; HAO *et al.*, 2004].

Les taux d'abattement de l'azote total pour les six essais sont compris entre 37 et 61 % et aucune corrélation évidente avec le débit d'aération n'a pu être décelée.

### 3.4. Production d'eau métabolique et abattement en matière sèche

La mesure des taux d'humidité initiaux et finaux sur la matière, des quantités de lixiviats et de condensats mesurées chaque jour, ainsi que le calcul du flux molaire de vapeur en entrée et en sortie de réacteur donnent accès à la production d'eau métabolique au moyen de l'équation bilan :

$$H_2O_{\text{prod.}} = H_2O_{\text{matière initiale}} - H_2O_{\text{matière finale}} + H_2O_{\text{lix.}} + H_2O_{\text{cond.}} + H_2O_{\text{vapeur sortie}} - H_2O_{\text{vapeur entrée}}$$

La production d'eau métabolique moyenne calculée sur les six essais est de 0,31 kg H<sub>2</sub>O/kg O<sub>2</sub> consommé et le coefficient de variation est de l'ordre de 25 %, ce qui est considéré comme acceptable compte tenu du cumul des incertitudes sur cette valeur. En considérant que la matière organique peut s'exprimer sous la forme C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>O<sub>z</sub> (soit en négligeant l'azote en première approximation) et que la transformation de la matière organique s'apparente à son oxydation complète,

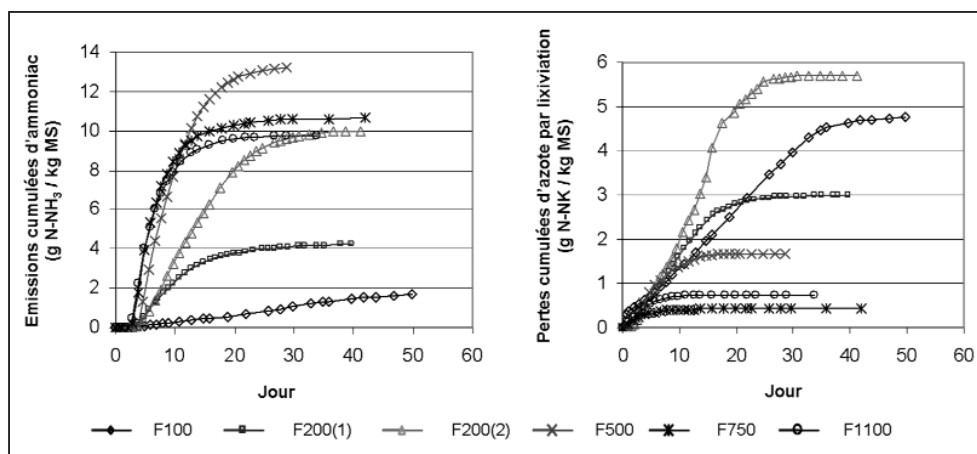
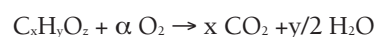


Figure 3. Émissions cumulées d'ammoniac dans les gaz (+ condensats) et pertes cumulées en azote total via les lixiviats



l'équation de biodégradation s'écrit de manière suivante :



$$\text{avec } z = 2x + y/2 - 2\alpha.$$

Le calcul des quantités d'O<sub>2</sub> consommé, de CO<sub>2</sub> produit et des productions d'eau métabolique permet alors l'estimation de la quantité de matière abattue :

$$MS \text{ abattue (g)} = 44x + 9y - 32\alpha$$

Pour les essais F100, F200(1), F200(2), F500, F750 et F1100, les écarts par rapport à l'abattement effectivement mesuré sur la matière sont respectivement de 1,9, 1,7, 24,4, 1,4, 13,6 et 7,4 %. Ainsi, F200(2) excepté, l'abattement de matière sèche peut être assez bien estimé à partir des mesures d'O<sub>2</sub> consommé et de CO<sub>2</sub> et H<sub>2</sub>O produits.

### 3.5. Étude des taux de biodégradation

Les profils de température et d'oxygène résiduel obtenus (paragraphe 3.1.) peuvent être considérés comme typiques d'une fermentation aérobie. De plus, les taux d'humidité des composts finaux sont tous supérieurs à 50 %, c'est-à-dire toujours favorables au maintien d'une activité microbienne. Ajouté à ces deux points, le fait que les fermentations aient été poursuivies jusqu'à ce que la consommation d'oxygène puisse être considérée comme faible et constante permet de faire l'hypothèse que toute la matière organique biodégradable disponible dans les mélanges initiaux a été consommée et ce, quel que soit le débit d'aération appliqué.

Le *tableau V* présente les quantités cumulées d'oxygène consommé et de dioxyde de carbone produit rapportées à la quantité de matière sèche initiale, ainsi que les taux d'abattement de carbone total, demande chimique en oxygène, matière sèche et matière orga-

nique calculés pour chaque essai. Les coefficients de variation calculés pour chaque indicateur sont respectivement de 8,4, 9,3, 11,5, 10,3, 12,5 et 13,5 %, ce qui indique des variations assez peu importantes et s'explique par le fait que les mélanges initiaux étaient très proches et que les conditions offertes aux micro-organismes pour la biodégradation étaient somme toute assez favorables, vraisemblablement en raison de la configuration fermée du réacteur. Néanmoins, il apparaît que tous les indicateurs conduisent globalement à classer les essais dans le même ordre au regard de la quantité initiale de matière biodégradable disponible : F200(2) > F1100 > F750 > F100 > F500 > F200(1).

### 3.6. Cinétiques de consommation d'oxygène et biodégradabilité

De nombreux chercheurs s'accordent à penser que le comportement de la matière organique en fermentation peut être mieux appréhendé si on considère que celle-ci est composée de plusieurs fractions de biodégradabilités différentes [HAUG, 1993 ; KAISER, 1996 ; TREMIER *et al.*, 2005]. La fraction soluble à l'eau est notamment supposée se dégrader rapidement, tandis que les fractions non solubles requièrent plus de temps car elles nécessitent une hydrolyse préalable [HAMELERS, 2001 ; ADANI *et al.*, 2004 ; ADANI *et al.*, 2005].

Le suivi continu de la concentration résiduelle en oxygène en sortie de réacteur a permis de calculer la consommation instantanée d'O<sub>2</sub> en fonction du temps, rO<sub>2</sub>(t). Son évolution pour chaque essai est donnée dans la *figure 4*.

Sous débit d'air élevé, 750 et 1 100 l/h, la consommation d'O<sub>2</sub> augmente rapidement jusqu'à un maximum

	O <sub>2</sub> conso.	CO <sub>2</sub> prod.	Abatt. CT	Abatt. DCO	Abatt. MS	Abatt. OM	Rang moyen
	(kg/kg MS)		(%)				
F100	0,410 (3)	0,462 (5)	23,8 (4)	25,9 (4)	18,9 (4)	20,1 (5)	4
F200(1)	0,358 (6)	0,409 (6)	21,8 (6)	25,9 (5)	15,4 (6)	17,2 (6)	6
F200(2)	0,445 (1)	0,537 (1)	29,7 (1)	32,4 (1)	22,9 (1)	26,0 (1)	1
F500	0,368 (5)	0,466 (4)	22,8 (5)	24,1 (6)	18,9 (5)	20,9 (4)	5
F750	0,384 (4)	0,502 (3)	23,9 (3)	27,0 (3)	19,9 (2)	21,8 (2)	3
F1100	0,419 (2)	0,506 (2)	26,1 (2)	28,9 (2)	19,5 (3)	20,9 (3)	2

Tableau V. Confrontation des différents indicateurs de biodégradation

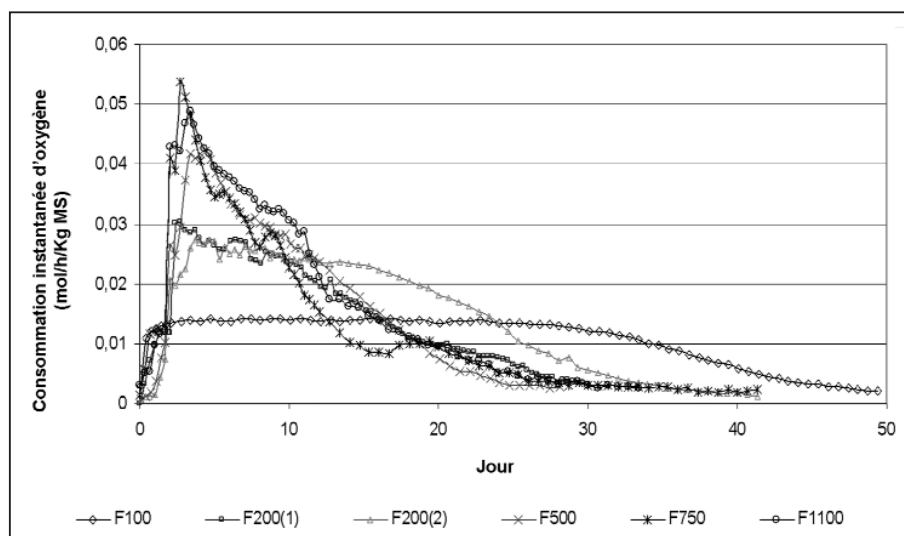


Figure 4. Cinétiques de consommation d'O<sub>2</sub>

puis décroît de manière graduelle jusqu'à devenir faible et constante. L'augmentation exponentielle du taux de consommation est interprétée comme correspondant à la dégradation de la fraction facilement biodégradable jusqu'à son épuisement. La deuxième phase, qui baisse également de façon exponentielle bien que moins rapide, est le reflet de la dégradation de la fraction lentement biodégradable. Les croisances et décroissances exponentielles ne s'observent que lorsque la fourniture d'oxygène est suffisante pour ne pas limiter la biodégradation. De fait, sous les plus faibles débit d'aération, 100 et 200 l/h, le taux de consommation d'O<sub>2</sub> augmente normalement, puis le profil forme un pallier de durée variable selon l'essai considéré : 25, 4 et 10 jours pour F100, F200(1) et F200(2) respectivement. Ceci indique que la fourniture en oxygène était limitante et a freiné la biodégradation. Dans ces trois cas, la quantité maximale d'O<sub>2</sub> consommé n'était que légèrement inférieure à la quantité fournie, ce qui confirme l'hypothèse d'un O<sub>2</sub> limitant. Pour F500, la limitation n'a vraisemblablement duré que 24 h. Pour F750 et F1100, les taux maximums de consommation d'O<sub>2</sub> étaient légèrement supérieurs à ceux obtenus dans le cadre de mesures respirométriques effectuées sur des boues issues de l'industrie agro-alimentaire en mélange avec des écorces de pin [TREMIER *et al.*, 2005].

Les prétraitements effectués sur les boues, le structurant et les composts et leur caractérisation séparée concernant leur teneur en DCO permettent de pro-

poser un fractionnement de la matière au regard de sa biodégradabilité. Trois fractions ont ainsi été quantifiées : une fraction facilement biodégradable (FFB), une fraction lentement biodégradable (FLB) et une fraction inerte biologiquement, toutes trois exprimées en termes de quantités d'oxygène [DE GUARDIA *et al.*, 2007a].

En considérant la quantité totale de matière biodégradable disponible initialement (somme des fractions facilement et lentement biodégradables) et les quantités d'oxygène consommées dans les gaz, il est possible d'établir les profils de biodégradabilité résiduelle, exprimée en g O<sub>2</sub> / g MS, en fonction du temps (figure 5) :

$$\text{Biodégradabilité résiduelle } (t) = \text{Biodégradabilité initiale} - \text{Quantité cumulée d'O}_2 \text{ consommé } (t)$$

[ADANI *et al.*, 2005] et [SCAGLIA *et al.*, 2000] considèrent qu'un compost est mature lorsque le taux de consommation d'O<sub>2</sub> ou DRI (Dynamic Respiration Index) mesuré est inférieur à 500 mg O<sub>2</sub>/h/kg MO, ce qui équivaut environ à 1 g O<sub>2</sub>/h/kg MS pour les substrats étudiés ici. Cette valeur amène à considérer que les composts sont stables au bout de 17 à 20 jours de fermentation pour les essais F500, F750 et F1100, ce qui semble assez court au regard de l'activité microbologique résiduelle observée.

Le fractionnement de la biodégradabilité montre que les mélanges utilisés pour F100, F500, F750 et F1100 étaient assez semblables au regard des teneurs en FFB et FLB (CV<sub>FFB</sub> : 0,9 %, CV<sub>FLB</sub> : 7,0 %). Cependant,



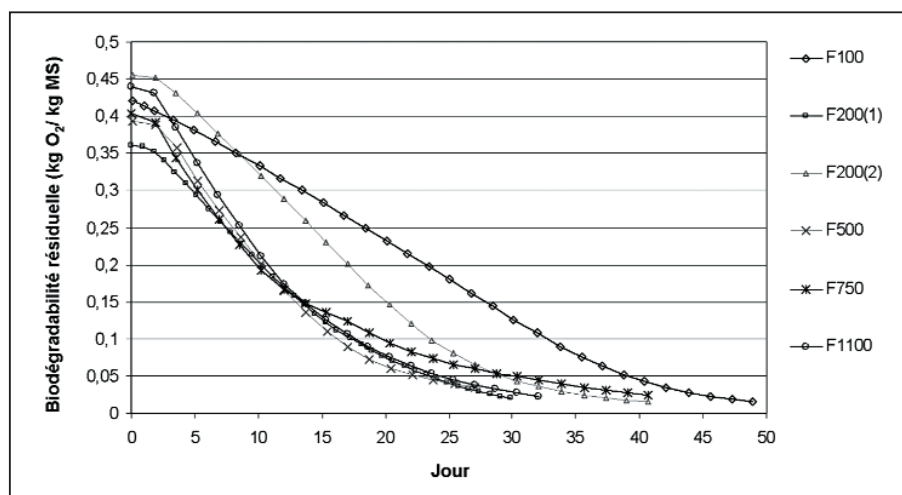


Figure 5. Évolution de la biodégradabilité du mélange en cours de traitement

l'augmentation du débit d'aération de 500 à 1 100 l/h n'entraîne pas d'augmentation de la cinétique de stabilisation. En revanche, la cinétique de stabilisation est beaucoup plus lente à 100 l/h puisqu'il faut alors 32 jours pour obtenir une biodégradabilité résiduelle de 1 g O<sub>2</sub>/h/kg MS. La différence de comportement entre F200(1) et F200(2) s'explique par les quantités de matière biodégradable mises en jeu pour les deux essais qui étaient différentes.

Les taux de consommation moyens ont également été calculés pour chaque fraction et la somme de celles-ci sur la durée de chacune des phases de consommation :

- $r_{O_{2FFB}}$  calculé sur la période de consommation de la fraction facilement biodégradable, soit entre le moment  $t_0$  où le débit nominal d'aération est appliqué et le moment  $t_{FFB}$  où la quantité cumulée d'oxygène consommé correspond à la quantité d'O<sub>2</sub> calculée pour FFB [DE GUARDIA *et al.*, 2007a] ;
- $r_{O_{2FLB}}$  calculé sur la période allant de  $t_{FFB}$  à  $t_{0,05}$ , soit à partir du début de la consommation de la fraction lentement biodégradable et jusqu'à l'obtention d'une biodégradabilité résiduelle de 0,05 g O<sub>2</sub>/g MS ;
- $r_{O_{2FFB+FLB}}$  calculé sur la durée totale de  $t_0$  à  $t_{0,05}$ .

La figure 6 confirme l'influence assez faible du débit d'aération sur  $r_{O_{2FFB+FLB}}$ , en lien avec la faible influence du débit sur la biodégradation de la fraction lentement biodégradable, prédominante dans les substrats mis en œuvre. En revanche, elle montre que l'augmentation du débit d'aération jusqu'à 750 l/h entraîne une augmentation significative du taux de consom-

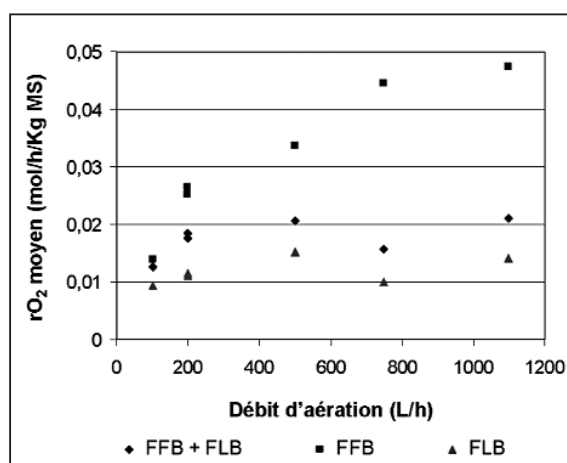


Figure 6. Taux de consommation d'oxygène moyen pour chaque fraction biodégradable et leur somme

mation de la fraction facilement biodégradable. Au-delà de 750 l/h, l'augmentation est moins sensible. Ces résultats confirment également la vitesse de dégradation plus lente de FLB par rapport à FFB.

### 3.7. Ammonification et influence du débit d'aération sur la dynamique de l'azote

Comme cela a été évoqué dans le paragraphe 3.3., le pic d'émission d'ammoniac observé au cours des essais intervient presque simultanément avec celui de consommation d'oxygène et de la température matière, ce qui tend à montrer que l'ammonification est gouvernée par la biodégradation.

En accord avec le modèle proposé par [LIANG *et al.*, 2004], il a été présumé que le ratio entre la quantité d'azote organique abattue sur la matière ( $\Delta N_{org}$ ) et

la quantité initiale d'azote organique (Norg) était proche du ratio entre la quantité de carbone abattue sur la matière ( $\Delta CT$ ) et la quantité de carbone initialement présente (CT). Cette hypothèse revient à considérer que la quantité d'azote organique abattue est corrélée au ratio  $\Delta CT/(TC/Norg)$ , TC/Norg étant le rapport C/N du mélange initial.

La figure 7 montre qu'une telle corrélation existe bel et bien, sur le mélange global ainsi que sur les fractions considérées séparément. Ainsi, en première approximation, il semble possible, à partir du C/N du mélange initial et d'une évaluation de sa biodégradabilité (au moyen d'un test respirométrique ou d'un essai de compostage en conditions contrôlées), d'estimer d'une part la teneur en azote organique du mélange une fois composté et d'autre part la quantité d'azote ammoniacal formée au cours du traitement et qui sera pour partie conservée au sein de la matière mais également évacuée sous forme d'émissions d'ammoniac, perdue par lixiviation et/ou transformée par voie de nitrification/dénitrification.

La figure 8 montre l'évolution des taux d'émission et de lixiviation de l'azote ammoniacal en fonction du débit d'aération. Ces taux sont calculés en faisant le rapport entre la quantité totale d'azote ammoniacal mesurée dans les deux flux et la quantité totale d'azote ammoniacal théoriquement disponible dans le réacteur (somme de l'azote ammoniacal initialement présent et de la quantité d'azote transformée par ammonification). L'augmentation du débit d'aération entraîne une augmentation des émissions d'ammoniac tandis que les pertes d'azote par lixiviation di-

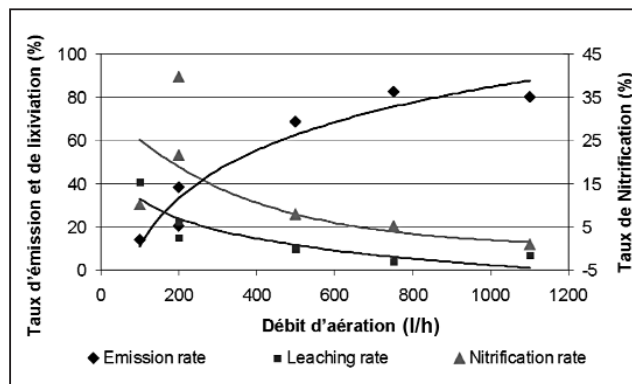


Figure 8. Taux d'émission, de lixiviation et de nitrification de l'azote ammoniacal

minuent. Cependant, bien que la teneur initiale en ammoniac ait été cinq fois plus élevée pour F200(1) que pour F200(2), l'émission d'ammoniac est deux fois moindre.

Le taux de nitrification figure également sur le graphique, ce taux étant estimé en considérant que les défauts de bilans constatés sont intégralement dus à des phénomènes de nitrification/dénitrification (cf. paragraphe 3.3). Pour les flux d'aération supérieurs à 200 l/h, le taux de nitrification baisse lorsque le débit augmente. Contrairement à ce qui a été observé pour les émissions d'ammoniac, le taux de nitrification est beaucoup plus élevé pour F200(1) que pour F200(2) et le taux le plus faible est obtenu pour F100. Ainsi, il apparaît que les taux d'émission et de nitrification ne dépendent pas seulement du taux d'aération mais également de la fourniture en oxygène. En effet, la variation entre les essais des autres conditions de milieu, température et humidité, ne permet pas d'expliquer

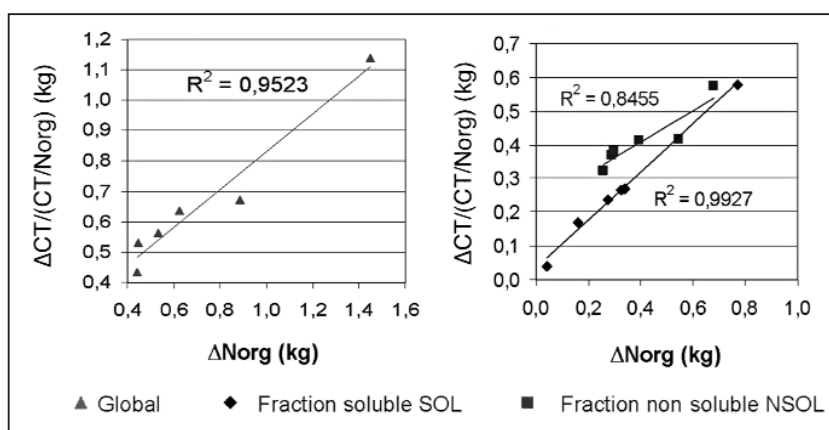


Figure 7. Corrélation entre l'abattement en azote organique et le ratio  $[\Delta CT/(CT/Norg)]$

cette observation. En revanche, sous faible débit d'aération, la quantité d'O<sub>2</sub> disponible permet d'expliquer les comportements dans le sens où la concentration en O<sub>2</sub> des gaz sortants était supérieure pour F200(1) par rapport à F200(2), la concentration la plus faible étant relevée pour F100 (figure 2). Pour F500, F750 et F1100, les forts débits d'aération sont vraisemblablement à l'origine de concentrations plus faibles en azote ammoniacal dans le milieu, entraînant des taux de nitrification plus faibles faute de réactifs. Ainsi, on peut supposer que la nitrification sera d'autant plus importante que la concentration en azote ammoniacal du milieu est importante et sous réserve que l'oxygène ne soit pas limitant.

Une estimation de la quantité d'azote ammoniacal présente dans le milieu en fonction du temps a également été réalisée. En première approximation, l'hypothèse d'une ammonification prenant place en parallèle de la biodégradation a permis de considérer que la production d'azote ammoniacal était proportionnelle à la consommation d'oxygène. Ainsi, on a pu ajouter à la quantité d'azote ammoniacal présente initialement, la quantité produite par ammonification et en soustraire les quantités d'azote perdues chaque jour via les gaz et les lixiviats. Par ailleurs, les cinétiques de nitrification ne pouvant être estimées, elles ont été négligées.

La figure 9 présente pour les six essais les variations de la quantité d'azote ammoniacal calculées selon la méthode décrite ci-dessus. Ces quantités sont obliga-

toirement surestimées puisque les phénomènes de nitrification n'ont pas été pris en compte. Néanmoins, les quantités d'azote ammoniacal finales évaluées d'après la figure 9 sont proches de celles effectivement mesurées dans les composts pour les essais F100, F500, F750 et F1100 et la figure confirme également la très faible disponibilité de l'azote ammoniacal en cours de fermentation pour les essais F750 et F1100, sensée être responsable du faible taux de nitrification. Au contraire, les quantités calculées d'azote ammoniacal pour F200(1) et F200(2) sont significativement supérieures aux quantités mesurées, en lien avec le fort taux de nitrification supposé et qui peut s'expliquer par des quantités de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub> disponibles globalement supérieures pour ces deux essais par rapport à tous les autres essais.

#### 4. Conclusion et perspectives

Le traitement par compostage d'un mélange de boues d'épuration et de plaquettes de bois a été étudié en réacteur de laboratoire en appliquant à des mélanges similaires des débits d'aération constants différents d'un essai à l'autre. L'objectif général était de mieux comprendre l'influence du débit d'aération sur les cinétiques de biodégradation et la dynamique de l'azote.

L'étude du bilan carbone montre que quel que soit le débit d'aération, la majorité du carbone abattu sur la matière se retrouve sous forme de CO<sub>2</sub> dans les gaz

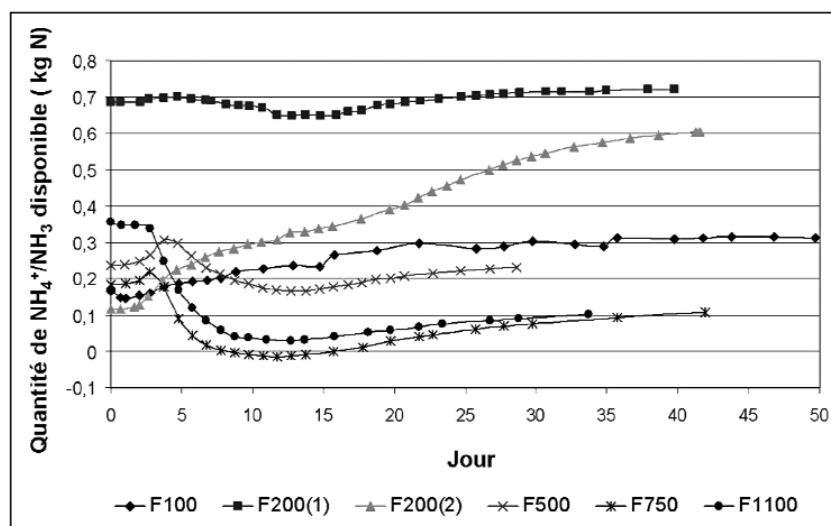


Figure 9. Évolution de la quantité d'azote ammoniacal dans le réacteur en fonction du temps

sortants, les émissions de méthane étant pratiquement négligeables. L'abattement total en DCO est également proche de la quantité totale d'oxygène consommée. La comparaison de plusieurs indicateurs de biodégradation entraîne le classement des essais dans le même ordre au regard de leur teneur initiale en matière biodégradable. Le suivi continu de la consommation instantanée d'oxygène montre que, sous un fort débit d'aération, la consommation d' $O_2$  croît de manière exponentielle jusqu'à un maximum avant de redescendre. Aux plus faibles débits d'air, la consommation augmente jusqu'à un palier correspondant à la fourniture en  $O_2$  qui se maintient jusqu'à ce que la demande en  $O_2$  devienne inférieure à la fourniture. Ces données, couplées au fractionnement des substrats initiaux et des composts, suivi par la mesure de la demande chimique en oxygène sur les fractions solubles et non solubles différenciées, ont conduit à proposer un fractionnement de la biodégradabilité de la matière organique. Les quantités d'oxygène nécessaires à l'abattement des fractions facilement et lentement biodégradables ont été évaluées. Ce fractionnement de la biodégradabilité a permis d'expliquer, d'une part la faible influence du débit d'aération sur les cinétiques de stabilisation lorsque le débit d'air est supérieur à 500 l/h et d'autre part, le ralentissement des cinétiques de stabilisation lorsqu'il est inférieur à 500 l/h.

Concernant la dynamique de l'azote, à partir de l'hypothèse que l'ammonification est régie par la biodégradation, il a été démontré que le taux d'ammonification peut être estimé en considérant que l'abattement en azote organique est proportionnel à l'abattement en carbone biodégradable divisé par le rapport C/Norg initial. Ainsi, en réalisant une mesure de respirométrie ou un test de compostage, il est possible de donner une estimation de la quantité d'azote organique que renfermera un compost en fin de fermentation, de même que la quantité d'azote ammoniacal susceptible d'être perdue par lixiviations ou via les émissions gazeuses ou d'être transformée par nitrification. Les émissions d'ammoniac ont tendance à aug-

menter lorsqu'on augmente le débit d'aération alors que les pertes par lixiviation suivent une tendance contraire. Sous un fort débit d'aération, l'azote abattu sur la matière se retrouve majoritairement sous forme d'ammoniac dans les gaz (79 à 94 % de l'azote abattu) et la somme des pertes par lixiviation et émissions gazeuses rendent compte de 90 à 99 % de l'abattement. Pour les plus faibles débits, les émissions d'ammoniac et les pertes par lixiviation ne représentent que 47 à 85 % de l'abattement et la teneur en  $NH_4^+$  des composts a tendance à être supérieure. Les pertes non comptabilisées dans les bilans représentent alors 15 à 33 % du total et ont été attribuées à des émissions de  $N_2$  suite à des réactions de nitrification/dénitrification. Les résultats montrent que, sous réserve d'une fourniture en oxygène non limitante, l'augmentation de la quantité d'azote ammoniacal dans le milieu (c'est-à-dire  $NH_4^+$  initial + produit par ammonification – pertes par émissions et lixiviation) entraîne une augmentation du taux de nitrification. Pour des concentrations similaires en azote ammoniacal, une concentration plus faible en oxygène est responsable d'un taux de nitrification plus faible. La biodégradation et donc l'ammonification et la nitrification dépendent de la fourniture en oxygène et le débit d'aération est également un paramètre majeur des émissions gazeuses. L'ajustement de l'aération en fonction de la concentration en oxygène des gaz sortants paraît être un moyen de limiter les émissions d'ammoniac et donc l'impact environnemental des installations.

La méthodologie de fractionnement de la matière mise au point ainsi que les suivis et caractérisations réalisés permettront la comparaison de déchets organiques de différentes origines au regard de leurs teneurs en fractions facilement et lentement biodégradables et de leurs cinétiques de biodégradation respectives. D'autres expérimentations seront également menées afin de mieux cerner l'influence de la concentration en oxygène sur les émissions d'ammoniac et autres composés azotés ainsi que sur les cinétiques de biodégradation.

## Bibliographie

- ADANI F., CONFALONIERI R., TAMBONE F., 2004. "Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes". *J. Environ. Qual.* 33, 1866-1876.
- ADANI F., UBBIALI C., GENEVINI P., 2005. "The determination of biological stability of composts using Dynamic Respiration Index: The results of experience after two years". *Waste Management* 26 (1), 41-48.
- BALLESTERO T.P., DOUGLAS E., 1996. "Comparison between the nitrogen fluxes from composting farm wastes and composting yard wastes". *Trans. ASAE* 39(5), 1709-1715.
- BECK-FRIIS B., SMARS S., JÖNSSON H., KIRCHMANN H., 2001. "Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes". *J. agric. Engng Res.* 78(4), 423-430.
- DE GUARDIA A., PETIOT C., ROGEAU D., 2007a. "Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics", *Waste Management* (2006), doi:10.1016/j.wasman.2006.10.019.
- DE GUARDIA A., PETIOT C., ROGEAU D., DRUILHE C., 2007b. "Influence of aeration rate and organic matter biodegradability on nitrogen dynamic during composting" - accepté par *Waste Management*, à paraître en 2007.
- HAUG R., 1993. "The Practical Handbook of Compost Engineering". Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- HAMELERS H.V.M., 2001. "A mathematical model for composting kinetics". Ph. D. Dissertation, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, p. 295.
- HELLEBRAND H.J., 1998. "Emissions of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste". *Journal of Agricultural Engineering Research* 69, 365-375.
- HÜTHER L., SCHUCHARDT F., 1999. "Formation and emissions of ammonia and greenhouse gases from stored and composted solid animal manure". In: W. Bidlingmaier, M. de Bertoldi, L.F. Diaz and E.K. Papadimitriou (Eds), « *Organic Recovery & Biological Treatment - Part 1: research in and Implementation of process technology* » ; *Proceedings of the International Conference ORBIT 99*, 2-4 Sept., Weimar. Berlin: Rhombos-Verlag, ISBN 3-930894-20-3, 653-658.
- KAISER J., 1996. "Modelling composting as a microbial ecosystem: a simulation approach". *Ecological Modelling* 91, 25-37.
- KÖRNER I., BRILSKY H., JENSEN U., RITZKOWSKI M., STEGMANN R., 1997. "Possibilities for the regulation of the composting process to optimize the nutrient composition of composts". In: « *Proceedings of the International Conference of ORBIT Association: Organic recovery & biological treatment in the next millennium* », 3-5 sept. 1997, Harrogate, United Kingdom. Stentiford, E.I. (Ed.) Manchester and Ritchie: Zebra Publishing, ISBN 0 9522270 3 7, 211-220.
- KURODA K., OSADA T., YONGA M., KANEMATU A., NITTA T., MOURI S., KOJIMA T., 1996. "Emissions of malodorous compounds and greenhouse gases from composting swine feces". *Bioresource Technology* 56, 265-271.
- LIANG Y., 2000. "Nitrogen retention in the high rate stage of composting". Ph.D. Dissertation. *Bioresource and Food Engineering*. University of Alberta, Edmonton, Canada.
- 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(5), 1667-1680.
- LIANG Y., LEONARD J.J., FEDDES J.J., MCGILL W.B., 2006. "Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting". *Bioresource Technology* 97, 748-761.
- MAHIMAIRAJA S., BOLAN N.S., HEDLEY M.J., MacGREGOR A.N., 1994. "Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: An incubation experiment". *Bioresource Technology* 47, 265-273.
- MOLLER H.B., SOMMER S.G., ANDERSEN B.H., 2000. "Nitrogen mass balance in deep litter during the pig fattening cycle and during composting". *Journal of Agricultural Science* 135, 287-296.
- PAGANS, E., BARRENA R., FONT X., SANCHEZ A., 2006. "Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature". *Chemosphere* 62, 1534-1542.
- PEL R.R., OLDENHUIS, BRAND W., VOS A., GOTTSCHAL J.C., ZWART K.B., 1997. "Stable-isotope analysis of a combined nitrification-denitrification sustained by thermophilic methanotrophs under low-oxygen conditions". *Applied and Environmental Microbiology* 63(2), 474-481.
- SCAGLIA B., TAMBONE F., GENEVINI P.L., ADANI F., 2000. "Respiration index determination: A dynamic and static approach". *Compost Sci. Util.* 8:90-98.
- TREMIER A., DE GUARDIA A., MASSIANI C., PAUL E., MARTEL J.L., 2005. "A respirometric method for characterizing the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be composted". *Bioresour. Technol.* 96, 169-180.
- WITTER, E., LOPEZ-REAL J., 1988. "Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in adsorbing the volatilized ammonia". *Biological Wastes* 23, 279-294.



## Résumé

C. PETIOT, A. DE GUARDIA, D. ROGEAU, C. DRUILHE. Incidence du débit d'aération et des caractéristiques des matières premières sur les cinétiques de stabilisation et les émissions gazeuses en compostage

L'influence du débit d'aération et du fractionnement de la biodégradabilité sur les cinétiques de biodégradation et la dynamique de l'azote durant le compostage ont été étudiés. Six essais ont été menés en réacteur de laboratoire de 300 l, en appliquant à un mélange de boues d'épuration industrielles et de plaquettes de bois des débits d'aération compris entre 100 et 1100 l/h, soit 1,69 à 16,63 l/h/kg de matière sèche initiale. La biodégradation a été évaluée au moyen de suivis continus, notamment la consommation d'oxygène et grâce à la caractérisation des substrats initiaux et des composts produits (abattements en matière sèche, matière organique, carbone total, demande chimique en oxygène). Le fractionnement de la matière en différentes parties au regard de leur biodégradabilité, une fraction facilement biodégradable, une fraction lentement biodégradable et une fraction inerte a permis d'expliquer l'influence du débit d'aération sur les cinétiques de biodégradation et la méthodologie proposée pourra permettre la comparaison de déchets organiques d'origines différentes au regard de leur biodégradabilité et de son abattement en conditions de compostage. Les teneurs en azote des lixiviats et les émissions d'ammoniac étaient mesurées chaque jour. Les substrats initiaux et les composts ont également été caractérisés au regard de leurs teneurs en azote organique, ammoniacal et nitrique, aucune trace de nitrites ou nitrates n'ayant été décelée. Les résultats ont montré que l'azote organique transformé en azote ammoniacal par ammonification était corrélé avec le ratio du carbone abattu sur le rapport CT/Norg initial du mélange. L'augmentation du débit d'aération a entraîné une augmentation des émissions d'ammoniac et une baisse des pertes azotées par lixiviation. Le « pool » d'azote ammoniacal au sein du milieu a été calculé en fonction du temps et il s'est avéré que le taux de nitrification augmente en même temps que la quantité de  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  disponible, sous réserve que l'oxygène ne soit pas limitant. Ces travaux confirment que le débit d'aération est un paramètre majeur affectant la dynamique de l'azote de par le fait qu'il régit l'ammonification, les émissions d'ammoniac et les phénomènes de nitrification.

## Summary

C. PETIOT, A. DE GUARDIA, D. ROGEAU, C. DRUILHE. Influence of aeration rate and substrate characteristics on stabilisation kinetics and nitrogen dynamics during composting

The influence of aeration rate and biodegradability fractionation on biodegradation kinetics and nitrogen dynamics during composting were studied. Six trials were performed in a 300 l laboratory reactor, consisting in applying aeration rates comprised between 100 and 1100 l/h (1.69 to 16.63 l/h/kg initial dry matter) to industrial sludge blended with wood chips. Biodegradation was evaluated by continuous respiration measurements and from the analysis of the substrate (dry matter, organic matter, total carbon and chemical oxygen demand removal). Dividing the substrate into different parts according to biodegradability, easily biodegradable fraction, slowly biodegradable fraction and inert fraction, allowed the influence of aeration rate on stabilization kinetics to be explained and the methodology presented here should allow the comparison of organic wastes in terms of their biodegradability and their respective biodegradation kinetics under composting conditions. Nitrogen concentration in leachates ammonia in exhaust gases were measured daily. Organic nitrogen, total ammoniacal nitrogen, and nitrite and nitrate were measured in the initial substrates and in the composted materials but no nitrate or nitrite were detected. The results showed that organic nitrogen, which was released as  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  by ammonification, was closely correlated to the ratio of carbon removed from the material to TC/Norg of the initial substrates. The increase of aeration was responsible for the increase in ammonia emissions and for the decrease in nitrogen losses through leaching. The pool  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  in the composting material was calculated as function of time and it was found that the nitrification increases as  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  content in the material increases. This study confirms that aeration rate is a main parameter affecting nitrogen dynamics during composting since it controls ammonification, ammonia emission and nitrification processes.