



**HAL**  
open science

# Impact de l'évolution de la composition des déchets ménagers sur la formation des polluants gazeux lors de l'incinération

J. Tezanou, Th. Rogaume, T. Andzi Barhe, F. Richard, F. Jabouille

► **To cite this version:**

J. Tezanou, Th. Rogaume, T. Andzi Barhe, F. Richard, F. Jabouille. Impact de l'évolution de la composition des déchets ménagers sur la formation des polluants gazeux lors de l'incinération. Environnement, Ingénierie & Développement, 2007, N°48 - Octobre-Novembre-Décembre 2007, pp.4-14. 10.4267/dechets-sciences-techniques.1665 . hal-00419578

**HAL Id: hal-00419578**

**<https://hal.science/hal-00419578>**

Submitted on 6 May 2021

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

# Impact de l'évolution de la composition des déchets ménagers sur la formation des polluants gazeux lors de l'incinération

J. Tezanou, T. Rogaume, T. Andzi Barhe, F. Richard, F. Jabouille

Laboratoire de combustion et de détonique – ENSMA - B.P 40109, 86961 Futuroscope Cedex - France

Pour toute correspondance : jacques.tezanou@univ-poitiers.fr - Tél : 33 (0)5 49 24 66 26

## Résumé

La politique actuellement mise en œuvre aux niveaux européen et français en termes de gestion des déchets ménagers et assimilés conduit à l'augmentation de la part de ces déchets traités par recyclage ou par compostage. Cela entraîne une évolution de la part résiduelle des déchets, qui est classiquement et en respect de la législation (déchet ultime) conduite en site d'incinération afin d'effectuer une valorisation énergétique. L'objectif de la présente étude est de déterminer l'influence de l'évolution de la composition des déchets sur le processus d'incinération et sur les taux de polluants gazeux émis. Dans ce sens, le dispositif du réacteur à lit fixe à contre-courant qui permet de simuler la combustion d'une tranche verticale de déchet le long des grilles d'une unité industrielle est mis en œuvre. Trois mélanges combustibles sont alors étudiés : un représentatif de la fraction combustible des déchets ménagers actuels, et deux autres tenant compte de la modification de la composition du déchet par recyclage des plastiques ou par compostage des fermentescibles. Les essais de combustion ont été réalisés pour une large gamme de débits d'air primaire et secondaire. En même temps, les températures de combustion et les teneurs des principaux polluants gazeux émis ont été suivies. La comparaison des résultats obtenus en fonction des excès d'air de combustion pour les trois mélanges combustibles montre que l'évolution de la composition des déchets n'a pas d'impact significatif sur le processus de combustion et sur la formation des polluants. Ceux-ci sont principalement dépendants des conditions de combustion et notamment de la répartition des airs comburants.

**Mots clés :** déchets ménagers et assimilés, excès d'air, NO<sub>x</sub>, composition

## Introduction

Face à la croissance de la production et à la problématique environnementale et de santé publique posée par les déchets ménagers et assimilés, une gestion et une réglementation de plus en plus strictes sont mises en place au niveau européen et national.

Ainsi, d'une simple mise en décharge des déchets, l'évolution a conduit à la mise en place de procédés de traitement plus sophistiqués mettant en avant les notions de valorisation des déchets, que cela soit sous forme de matière ou d'énergie : recyclage, compostage, incinération sont les techniques les plus fréquemment rencontrées. Le recyclage concerne prioritairement les métaux, le verre, les papiers et cartons et dans une moindre mesure les plastiques, tandis que le compostage ne concerne que la fraction fermentescible des déchets ménagers et assimilés. La part de déchets restants, les refus de tri et de recyclage ainsi que les déchets en mélange ne peuvent alors être valorisés que sous forme d'énergie par incinération. Ainsi, l'incinération des déchets fait partie des techniques les plus couramment employées en Europe. En outre elle permet une réduction moyenne de 70 % de la masse et de 90 % du volume des déchets.

Toutefois le challenge majeur concernant l'incinération se trouve dans le transfert de pollution du déchet vers les émissions gazeuses, les mâchefers et les cendres. Les émissions gazeuses émises sont majoritairement composées d'oxydes de carbone, d'oxydes d'azote, d'oxydes de soufre, d'acide chlorhydrique et de faibles quantités de métaux lourds ainsi que de dioxines et furanes. Ces émissions sont fortement dépendantes de la composition des déchets et vont être impactées par la nature de ces déchets et donc par l'évolution de la gestion qui en est faite. Les rendements de formation de ces polluants sont également fortement dépendants des conditions de combustion et donc des paramètres opératoires. De nombreux travaux ont, par le passé, permis de quantifier cet impact et de mieux comprendre les mécanismes mis en jeu lors de la formation et de la réduction des polluants gazeux, (Koshland, 1996) et (Lighty & Vemath, 1998). Une présentation sommaire est réalisée ici. Parmi les divers polluants gazeux, les NO<sub>x</sub> ont un très fort impact environnemental car ils participent au phénomène d'acidification, à la formation de brouillards photochimiques et à la destruction de la couche d'ozone (Olier, 1989).

Les travaux de Abbas & al. (1997) montrent que lors de l'incinération de déchets ménagers et assimilés, le NO représente 95 % des émissions d'oxydes d'azote. Il semble alors justifié de se concentrer sur les émissions de ce polluant et sur l'identification des paramètres influençant son rendement de formation.

Trois principaux mécanismes de formation du NO ont été identifiés : celui du NO thermique (Zeldovitch, 1946), du prompt NO (Fenimore, 1970) et du NO du combustible (De Soete, 1989 ; Miller & Bowman, 1989). Lors de la combustion des déchets ménagers, les températures de combustion sont classiquement comprises entre 1 173 °K et 1 323 °K (Kim & al., 1996), et la température locale (zones de flammelettes) n'excède pas 1 473 °K. De plus, la combustion prend place dans des conditions pauvres en excès d'air avec des teneurs en oxygène résiduel comprises entre 6 % et 12 %. Dans ces conditions, Sorum & al. (2001) montrent que lors de la combustion des déchets ménagers et assimilés, plus de 95 % du NO est produit par le mécanisme du NO du combustible. Ce mécanisme a été décrit par De Soete (1989) et Miller & Bowman (1989) et repose sur deux principales voies réactionnelles : celle passant par HCN et celle passant par NH<sub>3</sub>. L'étude de ces deux voies montre l'importance de la concentration locale en espèces radicalaires oxygénées, de type O° et OH°, sur les rendements de formation du NO. La concentration locale en oxygène se révèle ainsi être un paramètre majeur de la formation de NO, comme le décrit De Soete (1989) avec l'équation du rendement de formation du NO du combustible. Cette équation permet également d'identifier l'importance de la température locale et dans une moindre mesure de la teneur en azote du combustible.

A partir de ces connaissances, deux typologies de techniques de réduction des émissions de NO<sub>x</sub> sont mises en œuvre : les techniques primaires qui sont fondées sur une réduction à la source par amélioration et optimisation du processus de combustion, et les techniques secondaires qui concernent un traitement en aval des fumées. Ces dernières se révélant fort onéreuses, il apparaît nécessaire dans tous les cas d'optimiser les paramètres de combustion (Mours-Ungemuth, 1993). Différentes techniques primaires sont mises en œuvre, telles que celles décrites dans le détail par Vandycke (1996) et Leaver & al. (1997). Ces techniques sont basées majoritairement sur une réduction de la teneur locale en oxygène et une diminution de la température de combustion. La température de combustion est elle-même dépendante de la richesse locale du milieu réactif et donc de la concentration en oxygène. Il apparaît ainsi que le paramètre le plus influent du rendement de formation et de réduction du NO est la concentration locale en oxygène qui dépend des débits comburants. Toutefois, il est important que la réduction des émissions d'oxydes d'azote ne se fasse pas au détriment d'émissions d'autres polluants tels que le CO. En effet, une baisse des températures et de la concentration locale en oxygène est favorable à la formation de CO (Yetter & al., 1991). L'interaction entre le NO et le CO étant critique, l'optimisation des conditions de combustion doit permettre un compromis entre la réduction de ces deux polluants.

Lors de l'incinération des déchets, l'injection d'air est réalisée à deux niveaux : l'air primaire est injecté à la base des déchets et traverse le lit combustible tandis que l'air secondaire est injecté en zone gazeuse de combustion afin de compléter l'oxydation des produits de combustion.

Une optimisation des conditions de combustion induit donc une optimisation de la répartition des airs primaire et secondaire, afin de comprendre l'effet individuel de chacune de ces sources d'oxygène.

L'objectif particulier de cette étude est de déterminer l'influence de la composition des déchets et de la répartition des airs comburants sur le processus de combustion ainsi que sur les rendements de formation des espèces gazeuses, notamment le NO et le CO.

Cette étude est constituée de deux parties. La première partie concerne la méthodologie expérimentale utilisée, notamment les descriptions du combustible, du dispositif expérimental et du protocole expérimental. La deuxième partie traite des résultats obtenus à travers le suivi des paramètres comme la vitesse de perte de masse, l'évolution des températures de combustion et des émissions de NO et CO.

## Méthodologie expérimentale

### 2.1. Description du combustible

Que ce soit en France ou en Europe, les déchets ménagers et assimilés sont principalement constitués de bois, carton, papier et plastique. Ainsi, les derniers chiffres de l'ADEME (1998) montrent que ces différentes sources constituent 90,3 % de la masse des OM. Ces données définissent également le fait que les déchets ménagers et assimilés se composent en masse de 38 % de bois, 33,5 % de papier et de carton et de 19% de plastiques.

Si les statistiques sur la composition des déchets permettent l'identification de valeurs répétitives, l'évolution de la composition des déchets ménagers et assimilés reste variable dans l'espace et dans le temps. De plus, cette composition initiale va être modifiée en fonction des niveaux de développement et d'application du recyclage ou du compostage, techniques de plus en plus développées et favorisées par les législations européenne et française. La fraction des déchets restante, les refus de compostage et de recyclage, peut alors être valorisée sous forme d'énergie par la voie de l'incinération, mais le processus de combustion mis en place va être influencé par la composition même du combustible.

De ce fait, la forte hétérogénéité des déchets empêche leur étude sur gisement brut à l'échelle du laboratoire. Afin de s'affranchir de cette variabilité, des déchets modèles simulant la fraction combustible des déchets ménagers et assimilés sont mis en place. Leurs compositions sont alors très proches de celles des déchets et permet de garantir la reproductibilité du combustible.

Dans cette étude trois mélanges combustibles types sont étudiés :

- un est représentatif de la fraction combustible des déchets ménagers et assimilés bruts ;
- un est représentatif de la fraction combustible après recyclage du carton ;
- un est représentatif de la fraction combustible après compostage des fermentescibles.

La composition massique de chacun de ces trois mélanges est donnée dans le tableau I ci-dessous. Les mélanges se composent de bois, de carton, de polyéthylène téréphtalate et de polyamide. La teneur en azote de chacun des trois mélanges est restée fixe, proche de 0,5 %, comme dans les déchets réels. Les plastiques ont été choisis de manière à reproduire ceux les plus fréquemment rencontrés au sein des déchets. Ainsi, le PET est présent au sein des bouteilles de boissons et d'eau tandis que le polyamide est présent au sein des vêtements et des coques des appareils électroménagers. Les matériaux chlorés sont exclus de la présente étude en raison des problèmes corrosifs et analytiques qu'ils génèrent. Ainsi, si une limite de l'étude concerne la non prise en compte de l'influence des espèces chlorées sur les mécanismes de formation des NO<sub>x</sub>, c'est par ce que l'étude de la formation des composés chlorés n'est pas l'objectif de ce travail.

| Composition | Mélange 1 | Mélange 2 | Mélange 3 |
|-------------|-----------|-----------|-----------|
| Bois        | 41 %      | 54 %      | 43 %      |
| Carton      | 37 %      | 24 %      | 32 %      |
| PET         | 19 %      | 19 %      | 22 %      |
| PA          | 3 %       | 3 %       | 3 %       |

Tableau I : Composition des mélanges

## 2.2. Description du dispositif expérimental

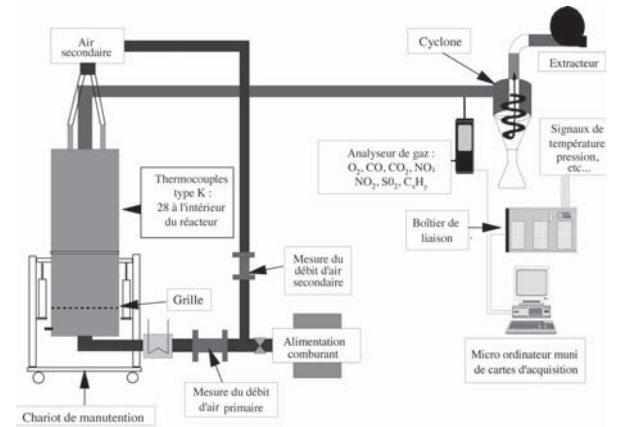
Le dispositif mis en œuvre lors de cette étude est celui du réacteur à lit fixe à contre-courant. Il permet de simuler la combustion d'une tranche verticale de déchets lors de son déplacement le long des grilles d'une unité industrielle d'incinération des déchets de type four à grilles (Zhou & al., 1995). Ce dispositif mis au point par (Zhou, 1994) a permis d'obtenir des résultats validés industriellement (Jabouille & al., 1996). L'allumage se fait au sommet du lit solide de déchets et le front d'inflammation se propage dans le sens descendant. Inversement, l'air primaire est injecté à la base du combustible et se propage dans le sens ascendant. Un air secondaire est injecté à trois niveaux en zone gazeuse de combustion (au dessus du lit solide) afin de compléter l'oxydation. A la fin de la combustion, les cendres et mâchefers restant sur grille sont récupérés. Ce dispositif permet l'étude de la vitesse de propagation du front d'inflammation, des températures de combustion et de la formation des espèces gazeuses.

Le dispositif expérimental comporte 6 éléments principaux :  
 — le réacteur à lit fixe proprement dit ;  
 — le dispositif d'alimentation, de mesure et de préchauffage du comburant ;  
 — le conduit d'évacuation des fumées ;  
 — l'analyseur de gaz à cellules électrochimiques ;  
 — le système de piégeage des cendres volantes et d'extraction des fumées ;  
 — le système d'acquisition et de traitement des résultats.

Une illustration du dispositif est présentée figure 1 :

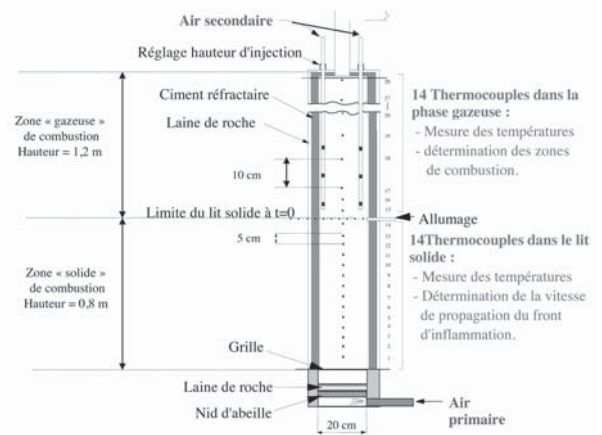
Figure 1 :

Vue d'ensemble du réacteur à lit fixe à contre-courant



Le réacteur dont une coupe schématique est présentée sur la figure 2 est un cylindre de 2 mètres de haut dont le diamètre intérieur est de 0,2 m. Il est constitué d'éléments en inox isolés thermiquement et dont la paroi interne est en ciment réfractaire, ce qui permet de reproduire fidèlement les parois d'un four d'incinération industriel.

Figure 2 : Vue détaillée du corps du réacteur



La partie recevant le combustible solide est haute de 0,8 m. La zone de combustion en phase gazeuse a une hauteur de 1,2 m. Le réacteur est équipé de 28 thermocouples de type K (chromel-alumel) disposés le long de l'axe du réacteur. Ils sont distants de 50 mm dans la partie « solide » et de 100 mm au sein de la zone de combustion en phase homogène (exceptés les trois premiers, n° 15, 16 et 17, distants de 50 mm). Le réacteur dispose à sa base d'un compartiment d'injection d'air primaire. Au sommet du réacteur, un couvercle équipé de deux passages permet l'injection de l'air secondaire et assure la liaison avec le conduit d'évacuation des fumées. L'injection est effectuée au moyen de deux canes identiques à trois orifices d'injection chacune. Les débits d'injection d'air primaire et secondaire sont régulés par deux débitmètres massiques.

Le prélèvement des gaz s'effectue au sein du conduit d'évacuation des fumées entre la sortie du réacteur et le cyclone, sur l'axe de celui-ci, en amont du système de piégeage des cendres volantes. Le conduit d'évacuation est isolé thermiquement sur toute sa longueur afin d'éviter la condensation de goudrons sur les différents appareils de mesure. La température s'y échelonne ainsi de 300 à 500 °C. L'analyse des gaz de combustion a été effectuée en continu sur l'ensemble des expériences à l'aide d'un analyseur de gaz à cellules électrochimiques TESTOTERM 350 effectuant les mesures des émissions de CO, NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> et des hydrocarbures totaux. Les taux de CO<sub>2</sub> sont calculés en fonction de la teneur en oxygène et du type de combustible. L'analyseur est mis en œuvre avec une ligne thermostatée et utilise un sécheur de gaz de type Pelletier afin de piéger l'eau contenue dans les effluents. Il est directement relié à un microordinateur d'acquisition à l'aide de bus RS 232.

À l'extrémité du conduit de fumées, un extracteur de forte puissance permet de maintenir une très légère dépression dans tout le dispositif expérimental. Ainsi, la combustion au sein du réacteur n'est jamais perturbée par une surpression. Cet extracteur est couplé au cyclone qui permet de récupérer les cendres volantes et les poussières entraînées par les fumées.

Une acquisition des données est réalisée toutes les deux secondes à l'aide d'un microordinateur. Elle concerne les signaux de températures, de pression, les débits comburants ainsi que les concentrations en polluants.

### 2.3. Protocole expérimental

Le protocole expérimental commence par l'échantillonnage du mélange combustible utilisé. Le bois et le carton sont préalablement séchés au sein d'une étuve à une température de 105 °C durant 24 heures, conformément à la norme NF 03-002 relative au séchage des déchets. Le bois, qui est du sapin pur, se présente sous forme de copeaux. Le carton a été broyé afin d'être sous forme de petits parallélépipèdes de 2\*20\*20 mm<sup>3</sup>.

Le polyéthylène téréphtalate est découpé en parallélépipèdes de 1\*10\*10 mm<sup>3</sup>. Le polyamide quant à lui se trouve sous forme de granules. Cette répartition de taille permet de garantir l'homogénéité du mélange modèle. Le combustible placé dans le réacteur repose sur une grille permettant le passage de l'air primaire. Il occupe une hauteur de 0,8 m, ce qui représente une masse introduite constante et égale à 1 400 grammes à chaque essai. Le réacteur est alors refermé à l'aide du système de levage. Les débits primaire et secondaire

sont réglés et fixés aux valeurs désirées.

Le réglage de l'extraction des fumées est effectué de manière à garantir une pression constante, inférieure ou égale à 1 atmosphère au sein du réacteur.

L'ensemble des paramètres expérimentaux étant stabilisé aux valeurs désirées, on procède à l'allumage.

Les trois mélanges combustibles ont été incinérés pour différentes valeurs d'excès d'air de combustion. Pour cela, le débit stoechiométrique théorique a été calculé pour chacun des déchets modèles, et les conditions opératoires ont été déterminées à partir de la valeur obtenue. Pour chaque condition expérimentale, un minimum de 3 expériences ont été réalisées pour assurer la répétitivité des résultats obtenus. Une déviation de 10 % par rapport à la valeur moyenne est alors obtenue. Les valeurs présentées dans le paragraphe des résultats expérimentaux correspondent ainsi aux valeurs moyennes des trois tests réalisés pour chaque condition expérimentale. Pour des raisons pratiques et pour faciliter la lecture des courbes, les barres d'erreur n'ont pas été tracées, toutefois, nous pouvons affirmer que l'erreur sur chaque point est de 10 % de la valeur moyenne.

Les débits primaires testés ont varié entre 35 et 70 Nm<sup>3</sup>/h, tandis que les débits secondaires testés sont de 35, 40 et 45 Nm<sup>3</sup>/h. Pour des raisons pratiques et comme il est d'usage lors d'études sur l'incinération des déchets, une variable nommée excès d'air est définie. Elle correspond au ratio entre le débit d'air injecté et le débit stoechiométrique. Le débit injecté est celui fixé par l'utilisateur et mesuré tandis que le débit stoechiométrique est recalculé pour chaque expérience en fonction de la composition élémentaire du mélange combustible et de la vitesse de perte de masse. L'excès d'air est ainsi défini comme l'inverse de la richesse afin de tenir compte de l'influence du combustible. L'ensemble des résultats expérimentaux seront ainsi présentés et discutés en fonction de l'excès d'air de combustion. L'air comburant étant injecté à deux niveaux, trois excès d'air sont alors définis :

- le débit d'air primaire ( $Q_1$ ) engendre l'excès d'air primaire ( $e_1$ ) ;
- le débit d'air secondaire ( $Q_2$ ) engendre l'excès d'air secondaire ( $e_2$ ) ;
- le débit d'air total ( $Q_t$ ) correspondant à la somme du primaire et du secondaire permet l'obtention de l'excès d'air total ( $e_t$ ).

L'ensemble des conditions expérimentales testées est présenté dans le tableau 2.

Tableau 2 : Conditions expérimentales

|   |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |     |
|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| $Q_1$<br>Nm <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> | 35  | 35  | 35  | 40  | 40  | 45  | 45  | 45  | 50  | 50  | 50  | 55  | 60  | 60  | 60  | 70  | 70  |
| $Q_2$<br>Nm <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> | 35  | 40  | 45  | 35  | 40  | 35  | 40  | 45  | 35  | 40  | 45  | 35  | 35  | 40  | 45  | 35  | 40  |
| $Q_t$<br>Nm <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> | 70  | 75  | 80  | 75  | 80  | 80  | 85  | 90  | 85  | 90  | 95  | 90  | 95  | 100 | 105 | 105 | 110 |
| $e_1$                                     | 0,8 | 0,8 | 0,8 | 0,9 | 0,9 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,2 | 1,2 | 1,2 | 1,3 | 1,4 | 1,4 | 1,4 | 1,7 | 1,7 |
| $e_2$                                     | 0,8 | 0,9 | 0,9 | 0,8 | 0,9 | 0,8 | 0,9 | 1,0 | 0,8 | 0,9 | 1,0 | 0,8 | 0,8 | 0,9 | 1,0 | 0,8 | 1,0 |
| $e_t$                                     | 1,6 | 1,7 | 1,7 | 1,7 | 1,8 | 1,8 | 1,9 | 2,0 | 2,0 | 2,1 | 2,2 | 2,1 | 2,2 | 2,3 | 2,4 | 2,5 | 2,7 |

## Résultats et discussion

Lors de la description des régimes de combustion durant l'incinération des déchets, trois zones de combustion ont été identifiées par Rogaume T. (2001) : la zone primaire, la zone secondaire et la zone tertiaire. Ces zones mettent en jeu des processus chimiques et ainsi des températures de combustion différentes. La zone primaire est de taille variable. Elle correspond à la zone de décomposition et d'oxydation du combustible. On y observe aussi la combustion des produits volatils en mélange avec l'air primaire. La zone secondaire est caractérisée par la combustion des produits issus de la première zone en mélange avec l'air secondaire. Au sein de la troisième zone, nommée tertiaire, la température est plus faible et la combustion prend fin.

### 3.1. Evolution de la vitesse de perte de masse

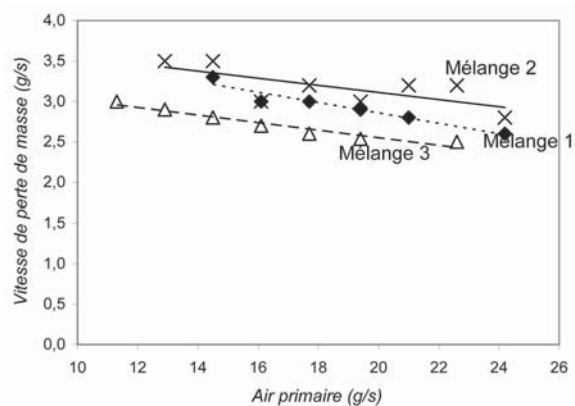
Le processus de combustion est la résultante d'un ensemble de phénomènes chimique et physique. La décomposition du combustible solide, donc la vitesse de perte de masse, est contrôlée par l'évolution de ces paramètres. Les études réalisées par Zhou (1994) et Rogaume Y. (1999) montrent que la vitesse de perte de masse est influencée par les transferts thermiques liés à la combustion et aux écoulements. Ces échanges se font majoritairement par rayonnement de la phase gazeuse vers le solide et par conduction et convection dans le lit solide. Rogaume & al. (2002) montrent alors que la vitesse de perte de masse est particulièrement contrôlée par le rayonnement de la phase gazeuse en opposition de la convection forcée engendrée par l'injection d'air primaire. La vitesse de perte de masse apparaît alors ne dépendre que du débit d'air primaire. Les mêmes résultats sont obtenus par Olsommer & al. (1997) lors de leur étude sur les transferts de chaleur dans un incinérateur de déchets. Ils constatent que les transferts de chaleur par rayonnement constituent 95 % des échanges thermiques réalisés dans un incinérateur. Ces échanges entretiennent la dégradation du solide.

L'évolution de la vitesse de perte de masse en gramme par seconde ( $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$ ) en fonction des débits primaires (également en  $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$  pour favoriser la comparaison entre perte de masse et débit) (figure 3) montre que celle-ci est dépendante du débit d'air primaire, quel que soit le débit d'air secondaire. Elle est une fonction décroissante de ce paramètre.

Les échanges thermiques, par rayonnement, de la zone gazeuse de combustion vers le solide sont compensés par la convection forcée engendrée par l'injection d'air primaire. Le caractère exothermique de la combustion, lié à l'apport d'oxygène, est alors compensé par le refroidissement créé par l'augmentation de la vitesse de circulation du comburant dans le lit combustible. Ainsi, il y a réduction de la vitesse de perte de masse en fonction de l'élévation du débit primaire. Inversement, pour les conditions expérimentales testées, la vitesse de perte de masse est peu influencée par la variation du débit secondaire.

La stabilité des températures en zone secondaire de combustion, et ce indépendamment de la variation du débit d'air secondaire, induit un rayonnement constant de cette zone vers la surface du solide. L'influence de ce paramètre est ainsi négligeable. Le débit primaire contrôle la vitesse de perte de masse et la quantité d'oxygène amenée en zone primaire de combustion. La richesse, définie par le ratio combustible/comburant au sein de la zone primaire de combustion, ne va donc dépendre que du débit d'air primaire.

Figure 3 : Evolution de la vitesse de perte de masse



Il apparaît que les vitesses de perte de masse obtenues pour le mélange 3 sont plus faibles que celles des deux autres mélanges. La différence entre les vitesses de perte de masse est en moyenne de  $0,5 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}$ . La quantité de produits volatils libérée par la combustion à chaque pas de temps est donc plus faible pour ce mélange. Ainsi, pour un même débit comburant, il y aura moins de combustibles à oxyder. Dans ces conditions, nous aurons alors un excès d'air supérieur à celui obtenu pour les deux autres mélanges et certainement des teneurs en oxygène plus élevées.

Dans un second temps, nous remarquons que la pente d'évolution de la vitesse de perte de masse obtenue pour le mélange 3 est similaire à celle du mélange 2 mais décroît de manière moins importante que celle du mélange 1 en fonction du débit d'air primaire.

### 3.2. Evolution des températures de combustion

Le suivi de l'évolution de l'ensemble des températures au sein du réacteur à lit fixe à contre-courant a permis l'identification de trois grandes zones de combustion :

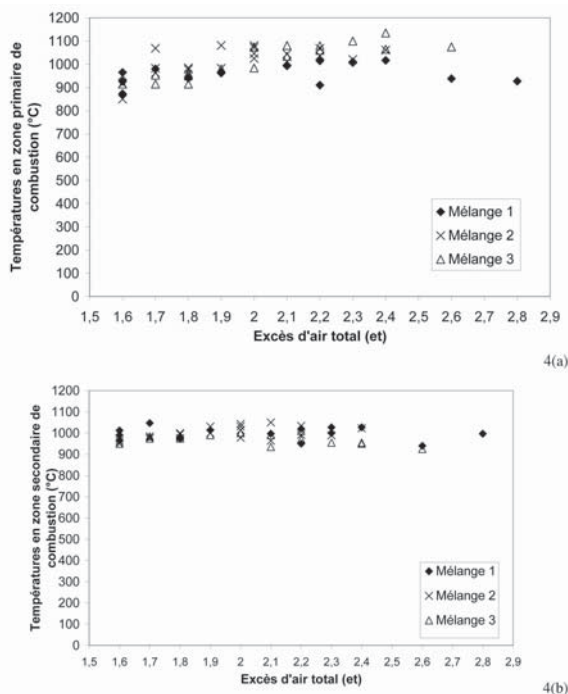
- la zone primaire qui prend place entre le sommet du lit solide et l'injection d'air secondaire ; elle correspond à la zone où se réalise la combustion des produits de dégradation issus de la pyrolyse du déchet en mélange avec l'air primaire ;
- la zone secondaire correspondant au lieu d'injection de l'air secondaire ; la température de cette zone est caractéristique de la combustion des produits issus de la combustion en zone primaire en mélange avec l'air secondaire ;
- la zone tertiaire qui est au-delà de la zone secondaire.

Nous avons donc cherché à caractériser l'évolution des températures moyennes dans chacune de ces zones de combustion en fonction de l'excès d'air total. La détermination des températures primaire et secondaire moyennes de combustion est réalisée à partir de la valeur moyenne de la température enregistrée en zone établie pour chaque thermocouple.

Les travaux de Rogau T. (2001) ont montré que les températures en zone tertiaire de combustion sont relativement faibles et ont un impact négligeable sur les émissions polluantes. Ainsi, nous ne présentons pas ici l'évolution de cette température.

Pour un même excès d'air total et un même mélange combustible, il peut y avoir différents points expérimentaux correspondant à diverses températures. Ces points sont différents car ils correspondent à des excès d'air primaire et secondaire différents, mais générant un même excès d'air total. Les températures en zone primaire sont présentées sur la figure 4a et celles de la zone secondaire sur la figure 4b.

**Figure 4.** Evolution des températures de combustion en fonction de l'excès d'air total : (a) en zone primaire ; (b) en zone secondaire



D'une manière générale, les températures en zone primaire de combustion sont relativement stables et comprises entre 850 °C et 1050 °C. De plus, on note de faibles différences de température entre les trois mélanges avec des variations, pour un même excès d'air, qui n'excèdent pas 15 % et qui sont en moyenne inférieures ou égales à 10 %. La composition du déchet modèle semble ainsi n'avoir que peu d'impact sur les températures en zone primaire de combustion.

Toutefois, on remarque, entre les mélanges, une différence d'évolution de la température primaire en fonction de l'excès d'air total.

En effet, dans la gamme étudiée, la température primaire de combustion obtenue avec le mélange 1 est relativement constante en fonction de l'excès d'air total, comprise entre 900 et 950 °C. En ce qui concerne le mélange 2, on remarque que pour des valeurs de l'excès d'air total inférieures à 2, une hausse de ce dernier engendre une hausse des températures, puis au delà d'un excès d'air total de 2, la température en zone primaire est stable. En dernier lieu, l'étude de l'évolution des températures primaires de combustion en fonction de l'excès d'air total montre que celles-ci sont une fonction croissante de ce paramètre en ce qui concerne les mélanges de notre étude. Cette croissance est quasi linéaire et permet aux températures de passer de 900 °C pour un  $e_t = 1,6$  à 1050 °C pour un  $e_t = 2,4$ .

Il apparaît sur la figure 4b que les températures de combustion en zone secondaire sont très proches en fonction des conditions expérimentales et des mélanges, et comprises entre 950 et 1050 °C. La composition du déchet modèle n'a donc que peu d'impact sur les températures en zone secondaire de combustion. De plus, l'évolution de cette température en fonction de l'excès d'air total est similaire quel que soit le mélange. Lors de ses travaux, Rogau T. (2001) montre que l'influence de l'excès d'air primaire sur la température secondaire est négligeable et que celle-ci ne dépend alors principalement que de l'excès d'air secondaire. Une élévation du débit secondaire induit une vitesse d'injection de l'air plus importante propice à la turbulence et un apport en oxygène qui favorise l'oxydation des produits de combustion, entraînant une augmentation de la température.

L'étude de l'évolution des températures de combustion au sein de chaque zone réactionnelle du réacteur à lit fixe à contre-courant montre que l'influence de la composition du mélange combustible est faible. En effet, on constate que les températures en zone primaire de combustion sont très proches pour un même excès d'air total entre les trois mélanges combustibles. Toutefois, le suivi de cette température en fonction de l'excès d'air total montre des différences d'évolution en fonction des mélanges étudiés. Ainsi, si pour le mélange 1 la température reste constante en fonction de l'excès d'air total, celle-ci croît dans un premier temps puis devient stable pour le mélange 2. Pour le mélange 3, la température en zone primaire de combustion est une fonction croissante de l'excès d'air total.

Ces différences d'évolution de la température en zone primaire s'expliquent alors par une composition différente des produits volatils libérés par la pyrolyse et qui sont oxydés en zone primaire. De plus, l'étude de l'évolution des vitesses de perte de masse en fonction de l'excès d'air total montre que celle-ci est la plus faible pour le mélange 3, donc que la pyrolyse de ce mélange génère moins de produits volatils à chaque instant, d'où un milieu réactionnel plus pauvre donc plus oxydant.

Dans un second temps, nous avons étudié l'impact de la composition du déchet modèle sur la température en zone secondaire de combustion, en fonction de l'excès d'air secondaire.

Les résultats obtenus donnent des valeurs de températures très proches pour un même excès d'air en fonction des mélanges, et une évolution similaire en fonction des variations des excès d'air. Ainsi, il apparaît que la composition du déchet n'a pas d'impact sur la température en zone secondaire de combustion.

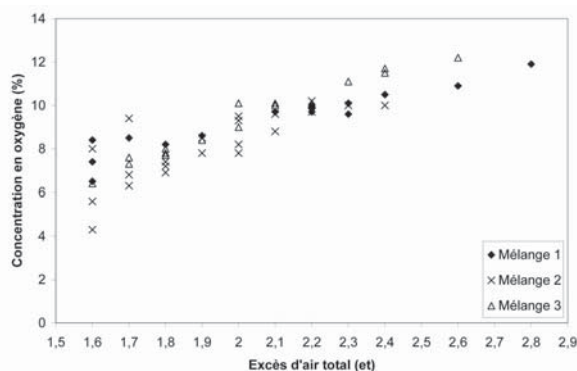
### 3.3. Evolution des émissions gazeuses

Afin d'évaluer avec objectivité l'influence de chaque paramètre expérimental et plus particulièrement celle de la composition du mélange, les valeurs des émissions de CO et de NO sont exprimées en milligramme de polluant émis par gramme de combustible brûlé. Cette unité permet d'étudier avec précision la masse de polluant formée en relation avec la masse de combustible consommée et non en fonction du volume de fumée, paramètre pouvant induire le phénomène de dilution. La masse de combustible brûlé est déterminée à partir de la vitesse de perte de masse. Elle est donc calculée pour chaque expérience. Les teneurs résiduelles en oxygène sont exprimées en pourcentage.

La combustion étant définie comme une réaction combustible/oxydant, la connaissance de l'évolution de la teneur en oxygène s'avère nécessaire pour permettre le suivi de l'évolution des émissions polluantes lors de l'incinération des déchets. L'oxygène joue un rôle important dans le processus de formation et de réduction de NO et CO pendant la combustion. Il participe à la formation des radicaux libres  $O^\circ$ ,  $OH^\circ$  et  $HO_2^\circ$  qui interviennent dans les mécanismes de formation et de réduction de NO et de CO (Glarborg & al., 1995, Yetter & al., 1991a et b).

Les travaux réalisés antérieurement dans notre laboratoire (Jabouille, 1996 ; Rogauze Y. 1999 ; Rogauze T., 2001), ont montré que le taux d'oxygène résiduel lors de l'incinération des déchets est une fonction croissante de l'excès d'air total. Ainsi, nous avons suivi l'évolution du taux d'oxygène résiduel en fonction de l'excès d'air total pour les trois mélanges combustibles. Les résultats de notre étude sont présentés sur la figure 5 ci-dessous.

Figure 5 : Evolution des concentrations en oxygène en fonction de l'excès d'air total



Pour un même mélange combustible, il peut y avoir plusieurs points expérimentaux correspondant à diverses teneurs en oxygène, pour un même excès d'air total. Ces points sont différents car ils correspondent à des excès d'air primaire et secondaire différents, mais générant un même excès d'air total. D'une manière générale, et quel que soit le mélange, on remarque une augmentation linéaire du taux d'oxygène résiduel en fonction de l'excès d'air total. Il varie de 6,4 à 12,2 %, proche des conditions rencontrées dans les incinérateurs industriels.

Par ailleurs, pour un excès d'air primaire constant, le taux d'oxygène résiduel en milieu réactionnel croît avec l'excès d'air secondaire. Ces résultats confirment les tendances obtenues par les études antérieures mais ne permettent pas de mettre en évidence l'effet de la composition du déchet. La comparaison des mélanges combustibles montre que les teneurs en oxygène résiduel sont très proches, avec un écart maximal de 9 %, donc non significatif. Toutefois, on peut noter des pentes d'évolution des teneurs en fonction de l'excès d'air total différentes selon les mélanges. Ainsi, il apparaît qu'une hausse de l'excès d'air total génère une plus forte augmentation de la teneur en oxygène du milieu réactionnel pour le mélange 3 que pour le mélange 1. Toutefois, tout comme pour la vitesse de perte de masse, il apparaît que les pentes sont très proches entre les mélanges 2 et 3.

Le fait que la teneur en oxygène au sein du milieu réactif augmente plus fortement pour le mélange 3 par rapport au 1 est contraire à nos attentes, puisque l'on devrait obtenir des résultats similaires à ceux obtenus lors de l'évolution des vitesses de perte de masse. Ainsi, le mélange 1, qui a la pente la plus forte en ce qui concerne la perte de masse, a ici la pente la plus faible et inversement vis-à-vis de notre mélange. La vitesse de perte de masse conditionne la quantité de produits volatils libérés par la dégradation du combustible et donc la quantité d'espèces à oxyder en zone gazeuse. Plus cette quantité est forte et plus l'oxygène apporté par le comburant est consommé, engendrant ainsi de plus faibles teneurs en dioxygène résiduel dans les fumées. Or ce n'est pas le cas ici. L'évolution des teneurs en dioxygène peut alors s'expliquer par deux raisons principales :

- Une vitesse de perte de masse plus faible pour un même débit d'air primaire engendre des excès d'air primaire plus faibles. En effet, les excès d'air sont calculés pour chaque expérience en fonction de la vitesse de perte de masse. De plus, cela génère des teneurs en oxygène plus élevées. Ainsi, le mélange 3 ayant la vitesse de perte de masse la plus faible, les débits primaires correspondant à un même excès d'air sont plus faibles mais influencent de manière plus forte la croissance des teneurs en oxygène ;

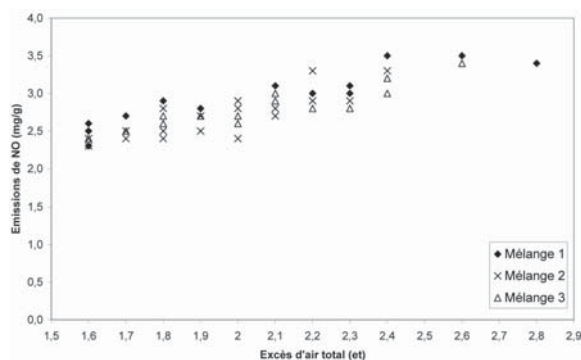
- Les mélanges 2 et 3 ont la particularité d'avoir des teneurs en bois plus fortes que le 1, et inversement des teneurs en carton plus faibles. Il semble alors que les molécules libérées par la dégradation du bois consomment plus d'oxygène que celles du carton. En effet, les travaux de Robert (1984) montrent que la structure du bois est plus complexe que celle du carton. E



n plus de la cellulose (similaire au carton), le bois se compose d'hémicellulose et de lignine contenant des noyaux aromatiques. Ainsi, les travaux de Shafizadeh (1982), Rudiger & al. (1996) et de Williams & Besler (1996) montrent que la pyrolyse du bois est source de composés carbonés en  $C_3$  et en  $C_6$ , dont l'oxydation est lente et fortement consommatrice d'oxygène. Toutefois, une analyse quantitative des gaz issus de la pyrolyse de chacun de ces trois mélanges semble être nécessaire pour mieux situer l'influence de la composition du déchet sur le taux d'oxygène résiduel lors de l'incinération des déchets en réacteur à lit fixe à contre-courant.

La figure 6 présente l'évolution des émissions de NO en fonction de l'excès d'air total. Les concentrations en NO sont exprimées en milligramme de polluant formé par gramme de combustible brûlé.

**Figure 6 :** Evolutions des émissions de NO en fonction de l'excès d'air total



On constate que les teneurs en NO croissent de manière linéaire en fonction de l'augmentation du débit d'air total de 2,4  $mg.g^{-1}$  à 3,5  $mg.g^{-1}$ .

Lors de la combustion des déchets, la dégradation de l'azote du combustible passe par la formation des intermédiaires réactionnels, principalement le  $NH_3$  et le HCN (De Soete, 1989, Aho & al., 1993). Ces intermédiaires subissent un grand nombre de réactions qui les transforment en oxydes d'azote, majoritairement (95 %) en NO. Ces réactions d'oxydation font intervenir des espèces oxygénées, pour la plupart les radicaux libres  $O^\circ$  et  $OH^\circ$ . Dans les conditions de notre étude, le rendement de formation du fuel-NO dépend ainsi très majoritairement de la teneur en oxygène du milieu réactionnel (De Soete, 1989). Une hausse de l'excès d'air total génère une augmentation de la concentration en oxygène du milieu réactionnel et ainsi une élévation des émissions de NO. De manière similaire, une hausse du débit d'air primaire favorise la formation de NO.

Inversement, l'influence de l'excès d'air secondaire est plus délicate à interpréter. En effet, si pour certaines valeurs d'excès d'air total, une augmentation de l'excès d'air secondaire engendre une hausse des émissions de NO, pour d'autres cela génère une diminution.

Cette complexité a également été relevée par Rogaume T. (2001) dans le cas d'un excès d'air total supérieur à 2. En effet, il constate que pour des excès d'air primaire de 1,4 et de 2,1, l'augmentation du débit d'air secondaire génère une hausse des émissions de NO. Inversement, pour des excès d'air primaire de 1,3 et de 1,8, les émissions de NO vont décroître avec l'air secondaire. Ces travaux expliquent de manière plus exhaustive l'influence de l'excès d'air sur la formation de NO. Ainsi, pour plus de détails sur l'impact des excès d'air sur la formation du NO, le lecteur peut se référer aux travaux de Rogaume T. (2001, 2002).

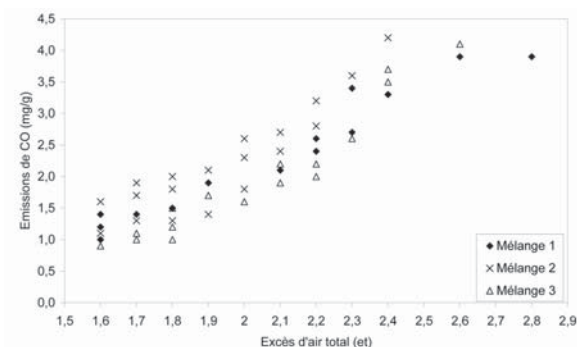
Comme indiqué dans les paragraphes précédents, les trois mélanges étudiés diffèrent par leurs proportions en plastiques (PET) et en composés cellulosiques (carton et bois). Il apparaît sur la figure 6 que cette différence de composition n'a qu'un faible impact sur les émissions de NO. En effet, pour un excès d'air total constant, les teneurs en NO sont très proches, avec des différences de concentration qui varient de 4 % à 8 %. Celles-ci ne sont pas significatives et correspondent plus aux incertitudes de mesure qu'à l'impact de la composition des déchets modèles utilisés. Toutefois, on note des pentes d'évolution des émissions de NO en fonction de l'excès d'air total qui diffèrent légèrement selon les mélanges.

Le rendement de formation du NO du combustible étant fortement dépendant de la concentration en oxygène du milieu réactionnel, on s'attend à retrouver la même différence de pente que celle identifiée pour les concentrations d'oxygène, ce qui n'est pas le cas. En effet, la pente obtenue pour le mélange 3 est la plus faible tandis qu'elle est la plus élevée pour l'oxygène. Si le rendement de formation du NO du combustible dépend majoritairement de la teneur en oxygène, il est également influencé par la température du milieu réactionnel et par la concentration en azote du combustible. La comparaison des analyses centésimales des trois mélanges montre que leur teneur en azote est identique. De même, pour des excès d'air identiques, les températures de combustion des trois mélanges sont très proches les unes des autres. Lors de leurs études, Rogaume T. (2001) et Tezanou (2003) montrent que pour un excès d'air total supérieur à 1,6, les températures de combustion sont stables et comprises entre 950 °C et 1 050 °C. Des valeurs de températures identiques sont constatées lors de notre étude avec des variations de 5 à 10 %.

Les mélanges 1 et 2 évoluant au niveau de leur composition en bois et en carton, il semble que les molécules mises en jeu lors de la formation du NO soient les mêmes, ces deux matériaux ayant une structure cellulolique proche. Inversement, le mélange 3 évolue de part sa composition en matière plastique. Les molécules libérées par la pyrolyse sont alors différentes et peuvent expliquer cette différence d'évolution. Toutefois, ces différences restent mineures et d'une manière générale, l'impact de la composition du déchet sur les émissions de NO se révèle très faible.

Comme dans le cas du NO, nous avons suivi l'évolution des émissions de CO en fonction de l'excès d'air total, afin de déterminer l'influence des excès d'air et de la composition du mélange combustible sur la formation du CO (figure 7).

**Figure 7 :** Evolutions des émissions de CO en fonction de l'excès d'air total



Il apparaît que les émissions de CO sont une fonction croissante de l'excès d'air total, donc des débits comburants. On note des concentrations de CO assez faibles, voisines de 1 mg.g<sup>-1</sup>, et stables pour des valeurs d'excès d'air total compris entre 1,6 et 1,8, puis qui augmentent au delà d'un excès d'air total de 1,8, et ce pour les trois mélanges.

Dans ces conditions, les débits d'air primaire sont suffisants pour garantir une combustion complète des hydrocarbures issus de la pyrolyse du mélange combustible. Cette combustion est complétée en zone secondaire de combustion par l'injection d'air secondaire qui apporte l'oxygène nécessaire à l'oxydation du CO ainsi formé en CO<sub>2</sub>.

La croissance des émissions de CO en fonction des excès d'air est dans un premier temps contraire à nos attentes compte tenu de certains résultats rencontrés dans la littérature. En effet, un accroissement de l'excès d'air induit une hausse de la concentration en dioxygène et en radicaux O<sup>•</sup> et OH<sup>•</sup>, qui sont propices à l'oxydation du CO en CO<sub>2</sub> et devraient donc conduire à une diminution des émissions de CO. Le comportement obtenu s'expliquerait alors pour diverses raisons :

— Dans nos conditions expérimentales, la combustion au sein du réacteur à lit fixe à contre-courant se fait en conditions pauvres, quelles que soient les zones, puisque les teneurs en dioxygène résiduel dans les fumées sont comprises entre 8 et 12 % et que l'excès d'air primaire est supérieur à 1. Yetter & al. (1991a) montrent que dans ces conditions, la vitesse d'oxydation du CO est constante quelle que soit la concentration en dioxygène et en radicaux hydroxydes dont les concentrations sont suffisantes pour que l'oxydation des hydrocarbures et du CO ait lieu.

— L'étude menée par Rogaume T. (2001) sur l'influence des excès d'air montre que les températures de combustion sont relativement stables pour un excès d'air total compris entre 1,6 et 2,8.

La vitesse d'oxydation du CO est donc relativement constante en fonction de la température. Dryer & al. (1971) et Dryer & Glassman (1973) démontrent même que sous certaines conditions, la vitesse de la réaction  $\text{CO} + \text{OH}^{\bullet} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}^{\bullet}$  peut être diminuée pour une température supérieure à 1 000 °C.

— L'augmentation des débits comburants engendre une diminution du temps de séjour des gaz de combustion et donc du CO dans les zones de haute température où prennent place les réactions d'oxydation. En effet, une augmentation de l'excès d'air (provenant d'une augmentation des débits comburants) entraîne des vitesses d'écoulement plus importantes dans le réacteur. Plus l'excès d'air est grand et plus le temps de séjour va être court, donc la teneur en CO forte (Yetter & al., 1986).

— Glarborg & al. (1995) et Roesler & al. (1995) montrent que la présence de NO engendre une réduction de la vitesse d'oxydation du CO. Or les émissions de NO augmentent avec les débits comburants. Une hausse des excès d'air va ainsi ralentir les vitesses d'oxydation du CO dont les teneurs vont croître.

Ces analyses expliquent, pour chacun des trois mélanges étudiés, l'impact des excès d'air et de la température sur la formation et la réduction du CO humide. L'influence de l'air secondaire est difficile à expliciter, comme dans le cas des oxydes d'azote. Cette partie a fait l'objet des travaux de Rogaume T. (2001). Il montre que pour des débits d'air secondaire compris entre 35 et 40 Nm<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, l'augmentation du débit d'air secondaire entraîne une baisse des émissions de CO tandis que pour des débits de 40 à 45 Nm<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, une augmentation de la teneur en CO est observée. Les tendances obtenues sont alors similaires à celles décrites par Kraft & al. (1996) lors de leurs travaux sur l'influence de la turbulence sur l'oxydation du CO humide. En effet, ils montrent que dans le cas de fortes turbulences, l'oxydation du CO est dans un premier temps favorisée puis dans un second temps inhibée par l'augmentation de la turbulence.

Cependant, notre étude étant focalisée sur l'impact de la composition des déchets, nous nous sommes, dans un second temps, intéressés à l'évolution des teneurs en CO obtenues pour chaque déchet modèle. Pour des mêmes valeurs d'excès d'air total, on remarque que les émissions de CO émises avec le mélange 2 sont supérieures à celles des mélanges 3 et 1. Ces écarts sont difficiles à interpréter car il est difficile d'attribuer cette différence de teneur à la composition du déchet ou à d'autres paramètres tels que la température. Inversement, les teneurs en CO sont très proches pour les mélanges 1 et 3. Il semble ainsi que l'apport de matière plastique n'ait pas d'impact significatif sur les émissions de CO.

Tout comme pour la concentration en oxygène, il apparaît que la croissance des émissions de CO en fonction de l'excès d'air total pour le mélange 3 est similaire à celle du 2 et plus rapide que celle du 1. Ce résultat semble logique et vient appuyer l'analyse précédemment faite.

## Conclusion

Une étude expérimentale a été réalisée à l'aide du dispositif du réacteur à lit fixe à contre-courant afin de déterminer l'influence de l'évolution de la composition des déchets ménagers et assimilés sur le processus de combustion et sur les rendements de formation des principaux polluants gazeux, notamment le NO et le CO. Dans ce sens, trois déchets modèles ont été testés afin de tenir compte de l'impact du recyclage et du compostage. Les essais de combustion pour chacun des trois mélanges combustibles ont été conduits pour différentes valeurs d'excès d'air primaire et secondaire de combustion. Pour chaque condition expérimentale, ont été déterminées et mesurées les vitesses de perte de masse, les températures de combustion ainsi que l'évolution des teneurs en oxygène résiduel, en NO et en CO.

Les teneurs en dioxygène résiduel au sein des fumées sont une fonction linéaire croissante de l'excès d'air total, quel que soit le mélange combustible étudié. En effet, une hausse de l'excès d'air se traduit par une hausse de l'oxygène apporté à la combustion et donc par une élévation des teneurs résiduelles. La comparaison des teneurs obtenues pour chacun des mélanges montre que pour un même excès d'air, celles-ci sont très proches avec un écart maximal observé inférieur à 10 %. Toutefois, on note des pentes d'évolution en fonction de l'excès d'air total légèrement différentes et pouvant s'expliquer par la nature des molécules libérées par la pyrolyse des déchets. Ainsi, il apparaît que plus le mélange est riche en bois et plus sa combustion va être consommatrice d'oxygène. De manière similaire, les émissions de CO sont une fonction croissante des excès d'air de combustion. De plus, il apparaît que les émissions sont très proches pour les trois mélanges combustibles étudiés. Il semble ainsi que l'évolution de la composition du déchet n'ait que peu d'impact sur les émissions de CO. Ce constat est similaire à celui réalisé concernant les émissions de NO. Celles-ci augmentent linéairement en fonction de l'excès d'air total. La faible variation des pentes semble alors s'expliquer par une évolution de la nature des molécules mises en jeu lors des mécanismes de formation et de réduction du NO.

L'étude expérimentale ainsi menée à partir de trois mélanges combustibles différents n'a pas permis de mesurer explicitement l'impact de l'évolution de la composition du déchet sur les émissions de NO, de CO, les températures et la vitesse de perte de masse. Pour les conditions testées, la composition du déchet n'a eu qu'une très faible influence. De plus, il apparaît que l'interprétation des résultats demande une investigation poussée des espèces volatiles émises lors de la pyrolyse de chacun des combustibles étudiés.

## Références

Abbas T., Costen P., Lockwood F.C. 1997. A review of current NO<sub>x</sub> control methodologies for municipal solid waste combustion process. 4<sup>th</sup> european conference on industrial furnaces and boilers, London.

Aho M. J., Hamalainen J. P. & Tuummavuori J. L. 1993. Conversion of peat and coal nitrogen through HCN and NH<sub>3</sub> to nitrogen oxides à 800 °C. *Fuel*, Vol. 72, n° 6, pp.837 – 841.

De Soete G.G. 1989. Mécanisme de formation et de destruction des oxydes d'azote dans la combustion, *Revue Générale de Thermique*, n° 330, 331, pp. 353-373.

Dryer F. L. et Glassman I. 1971. High temperature oxidation of CO and CH<sub>4</sub>, 14<sup>th</sup> international symposium on combustion, the combustion institute 1972, pp. 987-1003.

Dryer F. L., Naegeli D. W., Glassman I., Temperature dependence of the reaction  $CO + OH \rightarrow CO_2 + H$ , *Combustion and Flame*, vol. 17, pp. 270-272.

Fenimore C. P., 1970. Formation of nitric oxide in premixed hydrocarbon flame, 13<sup>th</sup> international symposium on combustion, the combustion institute, pp. 373-380.

Glarborg P., Kubel D., Kristensen P. G., Hansen J., Dam-Johansen K., 1995. Interactions of CO, NO<sub>x</sub> and H<sub>2</sub>O under post-flame conditions, *Combustion Science and Technology*, vol. 110-111, pp. 461-485.

Glassman I. 1996. *Combustion*, Third edition, Academic Press.

Jabouille F., 1996. Contribution à l'étude des facteurs d'émissions des oxydes d'azote lors de l'incinération de déchets ménagers, Thèse de doctorat de l'université de Poitiers.

Kerdsuwan T., 1994. Contribution à l'étude de l'incinération des déchets urbains : expérimentation en four rotatif, optimisation et modélisation thermique de fonctionnement, Thèse de doctorat de l'université de Poitiers.

Kim S., Shin D., Choi S., 1996. Comparative evaluation of municipal solid waste incinerator designs by flow recirculation, *Combustion and Flame*, vol. 106, pp. 241-251

Koshland C., 1996. Impacts and control of air toxics from combustion, 26<sup>th</sup> international symposium on combustion, the combustion institute, pp. 2049-2065.

Kraft M., Stoeckelmann E., Bockhorn H., 1996. Analysis of wet CO oxidation under turbulent non premixed conditions using a PDF method and detailed chemical kinetics, 26<sup>th</sup> international symposium on combustion, the combustion institute, pp. 807-813.

Leaver G., Lewandowski D. A., Nutcher P., 1997. NO<sub>x</sub> emissions control techniques in waste gas thermal oxidation, 1<sup>st</sup> Symposium incinération et flue gas treatment technique, Sheffield University, England

Lighty J.S. et Vernath J.M., 1998. The role of research in practical incineration systems – a look at the past and the future, 27<sup>th</sup> international symposium on combustion, the combustion institute, pp. 1255-1273.

Mours-Ungemuth M., 1993. Traitement des oxydes d'azote dans les fumées d'incinération d'ordures ménagères industrielle, rapport Interne. Centre de Recherche et d'Etude pour l'Environnement et le Déchet

Olier J.P., 1989. Les oxydes d'azote - Préface *Revue Générale de Thermique*, n° 330-331.

Roesler J. F., Yetter R. A., Dryer F. L., 1995. Kinetic interactions of CO, NO and HCl emissions in postcombustion gases. *Combustion and Flame*, vol. 100, pp. 495-504.

Rogaume, T. 2001. Caractérisation expérimentale et modélisation de l'émission de polluants lors de l'incinération des déchets ménagers, Thèse de Doctorat de l'université de Poitiers, France.

Rogaume T, Auzanneau M, Jabouille F, Goudeau J.C, Torero J.L. 2002. The effects of different airflows on the formation of pollutants during waste incineration, *Fuel*, vol 81, pp 2277-2288.

Rogaume T., Auzanneau M., Jabouille F., Goudeau J. C., Torero J.L., 2003 Computational Model to Investigate the Effect of Different Airflows on the Formation of Pollutants During Waste Incineration, *Combustion Science and Technology*, vol. 175, pp. 1501- 1533.

Rogaume T., Auzanneau M., Jabouille F., Goudeau J.C., Torero J.L., 2004. Computational model to investigate the mechanisms of formation of NOx during waste incineration. *Combustion Science and Technology*, vol. 176, pp. 925-943.

Shafizadeh F. 1982. Introduction to pyrolysis of biomass. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* vol. 3, pp. 283-305.

Sorum L., Skreiberg O., Glarborg P., Jensen A., Dam Johansen K. 2001. Formation of NO from combustion of volatiles from municipal solid wastes. *Combustion and Flame* vol. 123, pp. 195-212.

Vandycke M., 1996. Les mesures primaires : principes généraux et adaptations spécifiques en fonction des différents combustibles, Combustion et procédés industriels comment réduire les émissions d'oxyde d'azote, rencontres et journées techniques, ADEME, pp. 67-73.

Williams P.T. & Besler S. 1996. The influence of temperature and heating rate on the slow pyrolysis of biomass. *Renewable energy*, vol. 7, n°3, pp. 233-250.

Yetter R. A., Dryer F. L., Rabitz H., 1986. Complications of one step kinetics for moist CO oxidation. 21<sup>st</sup> international symposium on combustion, the combustion institute, pp. 749-760.

Yetter R.A., Dryer F.L., Rabitz H. 1991. Flow reactor studies of carbon monoxide/hydrogen/oxygen kinetics. *Combustion Science and Technology*, vol. 79, pp. 129-140.

Yetter R.A., Dryer F.L., Rabitz H. 1991. A comprehensive reaction mechanism for carbon monoxide/hydrogen/oxygen kinetics. *Combustion Science and Technology* vol. 79, pp. 97-128.

Zeldovitch Y. B., 1946. The oxydation of Nitrogen in combustion and explosions, *Acta Physicochemica USSR*, 21, pp 577-628.

Zhou X., 1994. Contribution à l'étude de l'incinération des déchets urbains : expérimentation en réacteur à lit fixe à contre-courant, approche théorique du déplacement du front d'inflammation, Thèse de Doctorat de l'Université de Poitiers.

Zhou X., 1995. Influence des paramètres de fonctionnement sur la performance thermique et la formation d'émissions polluantes en incinérateur; stage post-doctoral.