

Influence du traitement thermique sur quatre éléments métalliques (Cu, Cd, Pb et Zn) des boues résiduaires

S. Bounit^{1,*}, M. El Meray¹ et A. Chehbouni²

¹ *Laboratoire d'Électrochimie et Chimie Analytique, Département de Chimie, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, BP 2390 Marrakech- Maroc*

² *Laboratoire de Mécanique de Fluide et d'Énergétique, Département de Physique, Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, BP 2390 Marrakech- Maroc.*

(Reçu le 04 Octobre 2004, accepté le 15 Novembre 2004)

* Correspondance et tires à part, e-mail : bounit@ucam.ac.ma

Résumé

Les métaux lourds sont des composés chimiques non biodégradables qui peuvent s'accumuler dans les boues résiduaires. La valorisation et le traitement de ce type de déchet nécessitent une réduction très importante de ces éléments chimiques toxiques pour éviter tout type de contamination. Dans ce contexte, l'incinération répond mieux à cet objectif.

Dans ce travail, les boues résiduaires de la ville de Marrakech ont été incinérées dans un réacteur à lit fluidisé. Le but de notre étude est de suivre l'effet de la température de combustion sur quatre éléments métalliques (Cd, Cu, Pb et Zn).

Les résultats expérimentaux montrent que la température de combustion a un effet sur la volatilisation des métaux lourds dans l'air. Pour déterminer le taux de vaporisation de ces métaux, des analyses de la teneur de ces éléments chimiques ont été effectués sur les boues d'une part et sur les cendres récupérées après incinération d'autre part. Nous avons remarqué que le pourcentage de vaporisation des métaux lourds augmente avec la température de combustion.

En effet, Pour une température d'incinération de 500°C, les teneurs enregistrées en mg.kg⁻¹ sont 326, 1590, 16.5 et 481 respectivement pour Cu, Zn, Cd, et Pb. Ces teneurs deviennent moins importantes à 700°C pour atteindre 290 pour Cu, 1300 pour Zn, 12 pour Cd et 372 pour Pb.

Mots-clés : *Incinération, lit fluidisé, boues, métaux lourds*

Abstract

Influence of thermal treatment on the behaviour of trace metals in a contaminated sewage sludge

Heavy metals due to their no biodegradable nature can be accumulated in waste sludge. The valorization of this sludge requires an adequate treatment to reduce their content in these metals. To achieve this goal, the incineration is widely used for the treatment of waste sludge and the protection of environment.

In this work, the waste sludge was incinerated in a fluidized bed reactor. The aim of this is to analyse the effect of the combustion temperature on trace metal elements (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated sewage sludge.

The experimental results showed that the temperature has an effect of first order on the vaporization of heavy metals. To determine the rate of vaporization of heavy metals, the analysis of raw sludge and ash recovered was carried out. We noted that the percentage of vaporization of heavy metals increases with the temperature of combustion. With a temperature of 500°C, the content in mg.kg⁻¹ is 326, 1590, 16.5 and 481 respectively for Cu, Zn, Cd, and Pb. When the temperature is increased to 700°C the yield reached, approximately 290 for Cu, 1300 for Zn, 12 for Cd and 372 for Pb.

Keywords : *Incineration, fluidized bed, sludge, heavy metals*

1. Introduction

La grande majorité des boues résiduaires est mise en décharge ou épandue sur le sol agricole. La présence des éléments métalliques dans ces boues, les rend nuisibles non seulement pour l'agriculture mais aussi, pour tout l'environnement (contamination de la nappe phréatique et les produits récoltés, ...). Le traitement de cette boue se traduit par la mise en œuvre de technologies toujours plus performantes, avec un objectif constant qui permet une réduction importante des éléments métalliques toxiques qui posent un problème d'ordre écotoxicologique [1].

Parmi les techniques de traitement des boues, l'incinération occupe une place importante. En effet, l'incinération des boues permet une combustion totale de la boue pour un temps court [2]. Les travaux réalisés sur l'incinération des boues dans un réacteur à lit fluidisé s'orientent généralement vers la valorisation énergétique, le traitement des émissions gazeux [3] et la réutilisation des cendres récupérées après la combustion de ces boues [4-7]. Peu d'études à notre connaissance ont été réalisées sur le comportement des éléments métalliques au cours de l'incinération des boues [8-10]. Pendant la combustion, lorsque le métal est libéré par la destruction de la matrice de la

boue, il peut, en fonction de ses propriétés physiques et chimiques, soit se vaporiser puis se condenser sur des particules de cendres volantes, soit réagir pour former des nouveaux composés [11]. D'après Barton [12], le processus de volatilisation d'un métal est une fonction complexe du temps, de la température et de la composition contrôlée par les transferts de matière et de chaleur couplés aux réactions chimiques gouvernées par la cinétique.

A l'exception des études effectuées en Europe dans ce domaine, l'incinération des boues résiduaires est quasiment rare en littérature nationale. En effet, les travaux sur le traitement des boues s'orientent vers l'épandage agricole [13]. L'objectif de ce travail est l'étude de faisabilité de la réduction des éléments métalliques dans les boues résiduaires de la ville de Marrakech par la technique d'incinération en lit fluidisé. Dans ce sens, nous avons étudié le comportement de quatre éléments métalliques (Cu, Cd, Pb et Zn) sous l'effet de la température de combustion.

2. Matériels Et Méthodes

2-1. Les paramètres physico-chimiques

Les échantillons sont homogénéisés, séchés à l'air libre et tamisés. Avant d'incinérer ces boues, des analyses physico-chimiques ont été réalisées sur des fractions de boue fines qui renferment des taux importants en métaux [14]. Pour mieux caractériser la boue résiduaire, nous avons choisi un certain nombre de paramètres qui ont une influence sur le comportement des éléments métalliques.

Ces paramètres mesurés sont : pH à l'aide d'un pH-mètre à électrode combiné type SenTix 41. La conductivité, mesurée par un conductimètre à électrode type LF 318 (Aubert, 1978) [15]. La capacité d'échange cationique (CEC) est déterminée par l'attaque de l'acétate de sodium à 10 grammes de la boue sèche, puis lavage avec l'alcool (éthanol de 99%) et avec de l'eau distillée, ensuite l'attaque par l'acétate d'ammonium et en fin le dosage par spectroscopie de flamme.

Les teneurs des métaux de ces échantillons ont été déterminées après minéralisation totale selon le protocole de la norme AFNOR X 31-151 [16]. Les dosages sont effectués à l'aide de la Spectrométrie d'Emission par Plasma Induit couplée au Spectromètre de Masse (ICP-MS).

2-2. Installation expérimentale d'incinération des boues

L'installation expérimentale que nous avons utilisée pour réaliser les essais de combustion à différentes températures en lit fluidisé est schématisée sur la *Figure 1*. Ce montage est composé essentiellement du réacteur, du système de circulation de gaz et

du système d'introduction des boues. Le réacteur est en acier de type NS-30, comprenant trois parties: la zone réactionnelle, la zone de préchauffage du gaz et la zone de distribution du gaz.

La zone réactionnelle est constituée d'une colonne cylindrique de 150 mm de diamètre intérieur et 350 mm de hauteur contenant une couche de sable servant de caloporteur. A la base de cette colonne, une section cylindro-conique de 170 mm de hauteur sert de boîte à vent. Le chauffage du gaz est réalisé au moyen d'un four électrique constitué de deux demi-coquilles de type Fibro Kanthal de 250 mm de diamètre intérieur, de 450 mm de diamètre extérieur et 375 mm de hauteur, de puissance maximale égale à 4700 Watts. La puissance de chauffe est commandée à l'aide d'un régulateur à fonctions proportionnelle, intégrale et dérivée (PID).

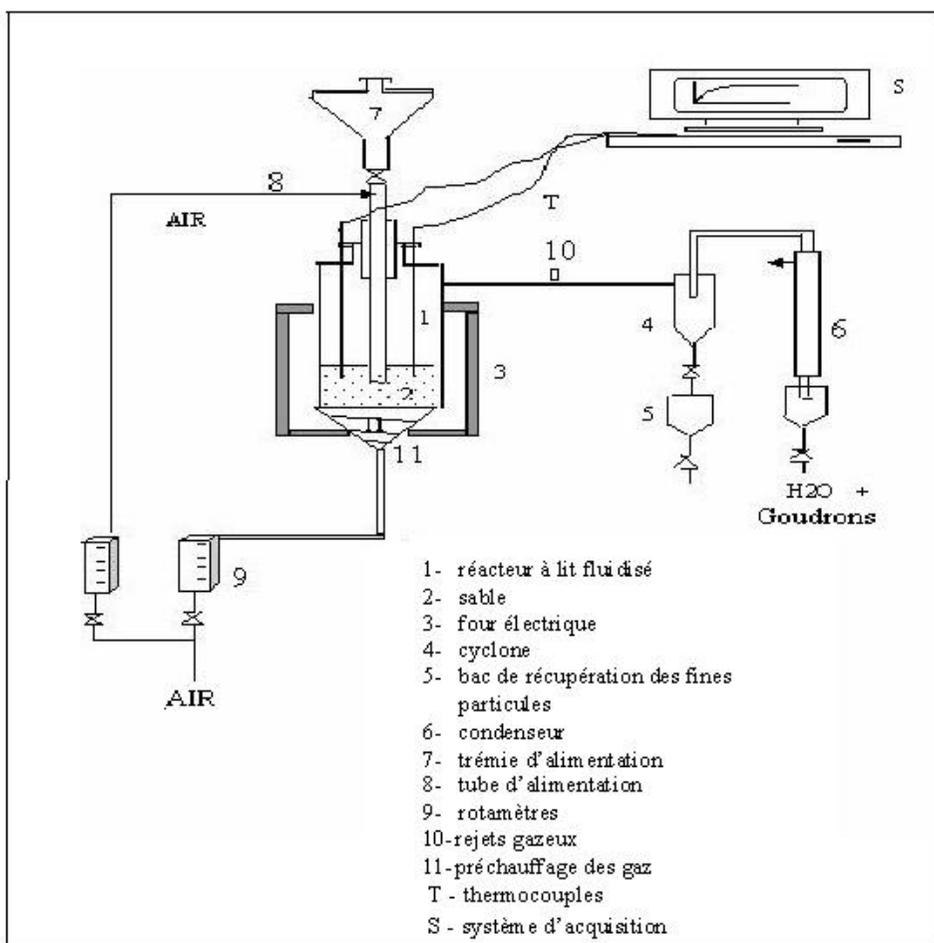


Figure 1 : Dispositif expérimental d'incinérateur en lit fluidisé

Des thermocouples de type K sont placés à différents niveaux de l'installation et permettent la mesure de la température du gaz dans la boîte à vent, au sein de la couche fluidisée et à la sortie du réacteur. Dans le lit, deux thermocouples sont disposés d'une manière symétrique, le premier est destiné à la régulation et le second est lié à l'acquisition. Celle-ci est réalisée par une carte d'acquisition RTI-820 installée dans un micro-ordinateur.

Des prises de pression sont placées dans la boîte à vent pour avoir accès à la perte de charge globale dans l'installation, au-dessus du distributeur et sous le couvercle du réacteur. Ces deux prises de pression permettent de déterminer la perte de charge dans la couche fluidisée.

3. Résultats

3-1. Présentation des caractéristiques physico-chimiques

Dans le *Tableau 1*, nous avons représenté les paramètres physico-chimiques de la boue résiduaire de la ville de Marrakech. La boue étudiée a un pH légèrement alcalin qui entraîne la précipitation des éléments métalliques et leur adsorption par la matière en suspension. La conductivité est faible, ceci est dû à par la diminution de la teneur en sels minéraux dans cette boue. La capacité d'échange cationique a une influence considérable sur l'accumulation des éléments métalliques dans les boues. En effet, les teneurs de ces éléments augmentent avec cette capacité. Les valeurs des éléments métalliques (Cu, Cd, Pb et Zn) enregistrées dans la boue étudiée sont généralement modérées.

Tableau 1 : *Caractéristiques physico-chimiques des boues étudiées*

Paramètres	La boue étudiée
pH	8.25 ± 0.072
Conductivité (ms cm ⁻¹)	1.03 ± 0.15
CEC (méq 100g ⁻¹)	25.52 ± 2.52
Métaux lourds (mg.kg ⁻¹ .MS)	
Cu	355.66 ± 18.33
Cd	18.33 ± 1.52
Pb	436 ± 109
Zn	3116 ± 985

Gratias [17] a trouvé des teneurs inférieures à nos valeurs pour des boues d'une station d'épuration urbaine à Toulouse (France). La présence des éléments métalliques dans nos échantillons serait, par conséquent, le principal facteur pouvant restreindre leur valeur agronomique pour éviter l'accumulation de ces éléments le long des chaînes trophiques et qui peut causer un risque sanitaire pour l'homme. Pour ces raisons nous avons pensé à réduire la teneur de ces éléments dans les boues pour faciliter leur réutilisation.

3-2. Evolution des éléments métalliques pendant l'incinération de boues

La réalisation d'un essai de combustion s'effectue par le chauffage du lit fluidisé. Durant cette phase, la combustion d'air fait augmenter la température du lit de la température ambiante à la température de consigne. Nous avons fait des essais de combustion des boues dans un domaine de température entre 500°C et 700°C. Le choix de ces températures dépend de plusieurs facteurs : à 500°C, c'est la phase de pyrolyse dont la dégradation de la matière organique et la concentration des éléments métalliques seulement dans la matière minérale. A 700°C, c'est la température limite de fonctionnement de notre réacteur pour avoir un bon déroulement des essais expérimentaux.

Sur la *Figure 2* nous avons représenté la variation de la teneur des métaux (Cu, Cd, Pb et Zn) dans les boues étudiées et les cendres récupérées après incinération en fonction de la température d'incinération. Cette figure montre que la concentration de quatre éléments métalliques diminue progressivement dans l'intervalle de température étudié. Le cuivre diminue de 326 mg/kg à 290 mg/kg, le cadmium de 11.45 mg/kg à 3.34 mg/kg, le zinc de 1590 mg/kg à 1300 mg/kg et le plomb de 364 mg/kg à 93mg/kg respectivement pour les températures 500°C et 700°C. Cette diminution peut être imputée aux interactions possibles des éléments métalliques avec les particules du sable [11-18,19].

Cette étude permet de constater que :

Le plomb et le cadmium se vaporisent plus facilement à haute température par rapport au Cu et au Zn comme le montre la *Figure 2*. A 700°C, la vaporisation de ces éléments est environ 33% et 34 % respectivement pour le Cd et le Pb. La volatilisation de ces éléments dépend de la température de combustion et de la composition de la boue. Ces remarques ont été indiquées par Eddings et Ho [20,21] qui constatent que ces éléments se combinent avec le silicium lors du traitement thermique.

Dans nos échantillons, le cadmium se vaporise généralement sous forme de CdO(g) entre 500°C et 600°C. A 700°C, le cadmium se trouve dans la phase gazeuse sous forme de Cd(g). La même constatation a été faite par Wu et Biswas [22] qui montrent que le

cadmium se trouve entièrement sous la forme de CdO(g) au dessous de 627°C, puis il évolue vers la phase vapeur sous la forme de Cd (g).

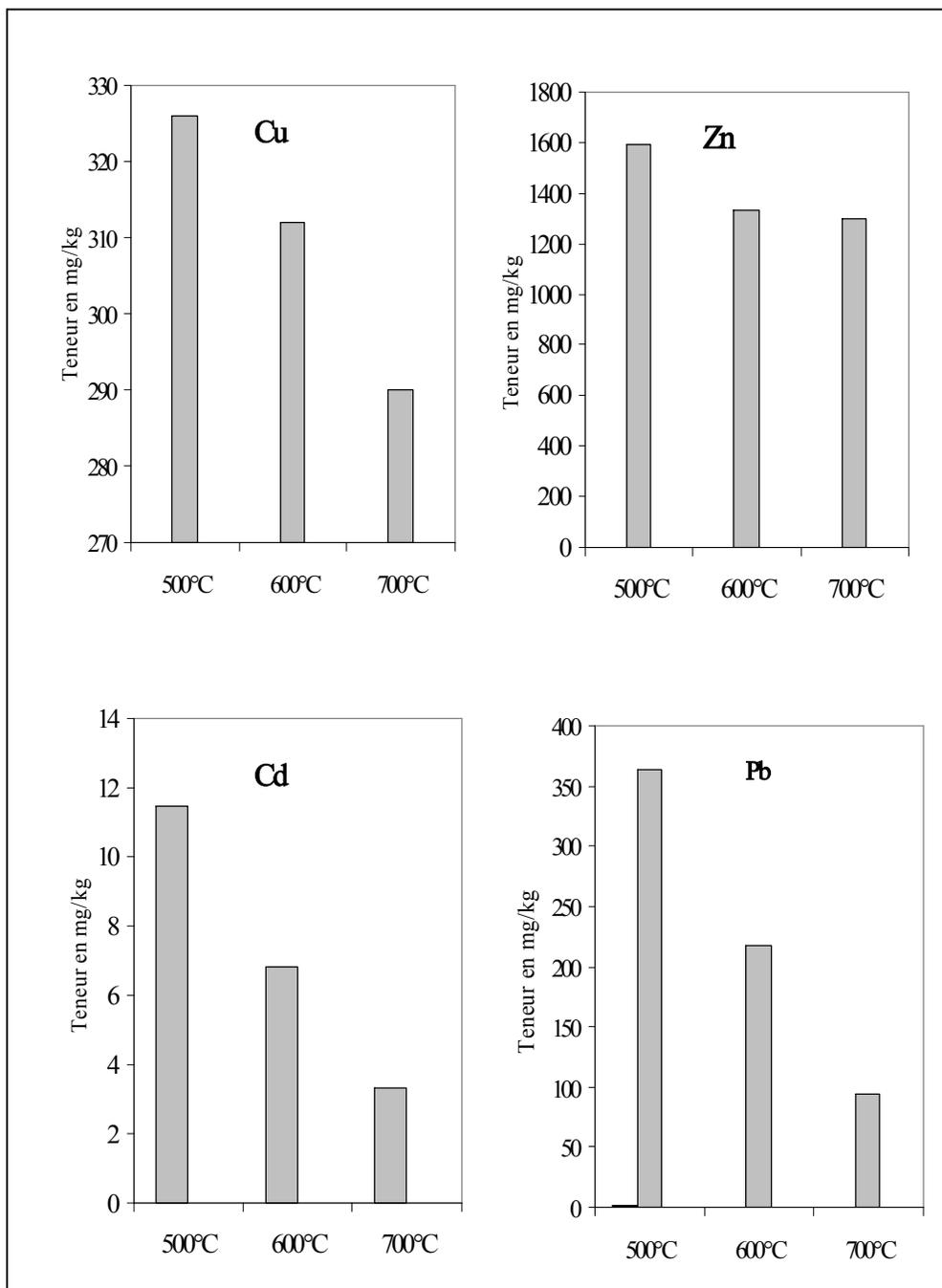


Figure 2 : *Répartition des métaux lourds dans les boues et les cendres*

La forme chimique représentative de Pb dans la zone de combustion est PbO. A des températures de 500°C et 700°C, la vaporisation de Pb donne lieu à la formation d'un aérosol composé uniquement de PbO. En effet, Owens et Biswas [23] montrent qu'à haute température ($T \geq 100^\circ\text{C}$), les produits collectés ne contiennent plus que PbSiO₃, la vapeur de PbO ayant été piégée par des particules de silice et transformée par réaction chimique en silicate non lixiviable.

Au cours de ce travail, l'influence du chlore sur le comportement du Cd et du Pb a été étudiée. Les boues étudiées se caractérisent par un rapport Cl/Pb faible (environ 0.0265). Dans ces conditions le composé stable qui se forme est le silicate. Owens et al. [24] ont confirmé ces résultats et ils ont montré que à haute température, le silicate est stable dans l'intervalle de température 327°C et 927°C et que l'oxyde gazeux devient majoritaire. Lorsque le rapport Cl/Pb augmente, le domaine de température dans lequel le silicate est stable diminue jusqu'à disparaître, car le chlorure devient l'espèce dominante aux basses températures.

La vaporisation du zinc est incomplète, elle est de l'ordre de 1590 mg.kg⁻¹ à 500°C, et diminue jusqu'à 1300 mg.kg⁻¹ à 700°C. Cette diminution s'explique d'une part, par des réactions compétitives entre le zinc et le chlore comme Wang l'a montré [25], et entre le zinc et les composés constituant la matrice (SiO₂ ou Al₂O₃) d'autre part, pour former des composés plus stables de silicate Zn₂SiO₄(c) ou d'aluminate ZnAl₂O₄(s). Selon Frandsen [26], d'autres composés stables du zinc peuvent se former à différentes températures comme les sulfates ZnSO₄(s) à 372°C et ZnO-2ZnSO₄(s) à 767°C.

La température de combustion a un faible effet sur la vaporisation du cuivre. A 500°C, la teneur de Cu dans les cendres est 326 mg.kg⁻¹. Elle est réduite à 290 mg.kg⁻¹ quant on passe à la température de 700°C. La majorité du cuivre reste dans les cendres sous forme de composés stables. Ceci a été mentionné par les travaux de Rudd [27] qui montrent la prédominance de cuivre sous forme de sulfates. En revanche, La vaporisation de cuivre est limitée par l'intervention des réactions entre cet élément et les composés de la boue [28] ce qui explique la concentration du cuivre dans la fraction résiduelle [29].

Dans ce travail, on peut conclure que la vaporisation du métal dépend fortement de la température de combustion. Selon Ho [21,30] la vitesse de largage du métal est rapide au début du traitement puis ralentit à haute température ($T > 850^\circ\text{C}$). La diminution de la vitesse de vaporisation est apparemment due à la formation des composés métalliques moins volatils par réactions chimiques entre le métal et les composés de la boue.

Dans cette étude, nous nous sommes limités à la température 700°C, pour éviter des problèmes techniques au niveau de manipulation et d'appareillage. Cependant, d'autres travaux [31] ont étudié le comportement thermique de Pb, Zn, Cu et Cd présents dans les cendres en fonction de la température, de la durée de traitement, de la nature et de la quantité de chlore. A 1000°C en présence de CaCl₂, le taux de vaporisation maximum est

atteint pour Cd $\approx 98\%$, Pb $\approx 90\%$ et Zn $\approx 85\%$ en moins de 30 min, tandis que le taux de vaporisation de Cu augmente graduellement pour atteindre 80% en 180 min en raison de la faible volatilité de CuCl à 100°C. L'augmentation du taux de vaporisation des métaux lourds avec la température est en général toujours constatée [31,32].

3-3. Distribution des métaux lourds dans les résidus

Tant que la répartition des métaux dépend des conditions de fonctionnement des incinérateurs [33], le devenir des métaux lourds pendant la combustion est similaire d'un incinérateur à l'autre. Les résultats concernant la distribution des métaux lourds dans les cendres et les fumées à 700°C sont donnés dans *le tableau II*.

Tableau 2: *Distribution des métaux lourds pendant l'incinération des boues à 700°C en%*

	Cendres récupérées	Rejets gazeux + Mâchefers
Cuivre	86.57	13.43
Zinc	80.75	19.25
Cadmium	70.59	29.41
Plomb	69.66	30.34

A partir des tendances générales observées expérimentalement concernant la répartition des éléments dans les résidus d'incinération, il est possible de définir trois groupes de métaux lourds :

Cu et Zn qui sont presque totalement localisés dans les cendres sous forme de composés solides de l'ordre de 80 à 86%. Une faible partie subit un processus de vaporisation.

Pb a une tendance de rester dans les cendres et une fraction non négligeable est vaporisée puis condensée en surface des particules minérales dans le courant gazeux.

Cd qui se vaporise en grande quantité à des températures.

4. Conclusion

L'incinération dans les réacteurs à lit fluidisé est considérée comme une technique fiable de traitement des boues résiduaires. Cette technique permet la diminution des métaux lourds par la vaporisation sous l'effet de la température de combustion. Par ce procédé on a pu suivre l'évolution physico-chimique des micropolluants tels que les métaux lourds et nous avons montré qu'il est parfaitement adapté à l'incinération des boues de Marrakech.

Cette étude a permis de constater que :

Le plomb et le cadmium présentent un taux important de vaporisation. De plus, ce taux est fortement corrélé à la température de combustion. La diminution de ces éléments est de 33% pour le Cd et 34% pour le Pb à une température de combustion de 700°C. Ce pourcentage de réduction se trouve soit dans les mâchefers soit dans les fumées.

Le cuivre et le zinc ont un faible taux de vaporisation. Ceci peut être expliqué par des réactions chimiques entre ces éléments et la matière minérale. Les composés stables qui peuvent se former à partir de ces réactions sont les silicates Zn_2SiO_4 ou les aluminates $ZnAl_2O_4$.

Références

- [1] - R. M. Sterrit and J. N. Lester, *"Interactions of heavy metals with bacteria"*, Sci. Tot. Environ. 15 (1980) 6-17
- [2] - J. Werther and T. Ogada, *"Sewage sludge combustion"*, Progress in Energy and Combustion Science. 25 (1999) 55-116
- [3] - J. Werther, T. Ogada and V. A. Borodulya, *"Devolatilisation and combustion kinetic parameters of wet sewage sludge in a bubbling fluidised bed furnace"*, Proc. Inst. Of Energy's 2nd International conference on combustion and emission control. London UK (1995) 149-158
- [4] - J. H. Tay and K. Y. Show, *"Utilization of municipal wastewater sludge as building an construction materials"*, Resources Conservation and Recycling, 6 (1992) 191-204.
- [5] - J. Latva -Somppi, M. Moisis, E. Kauppinen, T. V. Almari, P. Ahonen, U. Tapper and J. Kestinen, *"Ash formation during fluidized bed incineration of paper mill waste sludge"*. Journal Aerosol Sci. Technol. Vol. 29, N° 4 (1998) 461-480
- [6] - J. H. Tay, *"Properties of pulverized sludge ash blended cement"*, ACI Materials journal N° 84 -M36 (1987) 358-364
- [7] - J. Baeyens and F. Van Puyvelde, *"Fluidized bed Incineration of sewage sludge : a strategy for the design of the incinerator and the future for incinerator ash utilization"*, Journal of Hazardous Materials 37 (1994) 179-190
- [8] - A. Jakob, S. Stucki and P. Kuhn, *"Evaporation of heavy metals during the heat treatment of municipal solid waste incinerator fly ash"*, Environ. Sci. Technol. Vol 29, N° 9 (1995) 2429-2436
- [9] - J. Evans and P. T Williams, *"Heavy metal adsorption onto flyash in waste incineration flue gases"*, Trans. IchemE. Vol 78 (2000) part B 40-46

- [10] - J. Corella and J. M. Tolado, *"Incineration of doped sludge fluidized bed. Fate and partitioning of six targeted heavy metals"*, Journal of Hazardous Materials B 80 (2000) 80-105
- [11] - S. Abanades, *"Comportement des métaux lourds dans les procédés d'incinération de déchets ménagers"*, Thèse de l'Université de Perpignan -France (2001).
- [12] - R. G. Barton, W. D. Clark and W. R. Seeker, *"Fate of metals in waste combustion systems"*, Combust. Sci. Technol., 74 (1990) 327-342.
- [13] - A. Ouledahlou, N. El Aem et R. Choukr-Allah, *"Propriétés physico-chimiques de trois mélanges de boues résiduaires et des tiges de bananier au cours du compostage"*, Actes du 2^{ème} Colloque International sur l'eau et l'environnement. Agadir, (1999) p163.
- [14] - A. Nejmeddine, S. Fars and A. Echab, *"Removal of dissolved and particulate form of metals (Cu, Zn, Pb, Cd) by an anaerobic pond system in Marrakech (Morocco)"*, Environ. Technol., 21 (2000) 225-230
- [15] - G. Aubert, *"Méthode d'analyse des sols"*, (1978) p191
- [16] - AFNOR., *"Norme Française X 31-151, Eaux, méthodes d'essai"*, Ed. AFNOR, Paris, (1984) p 17
- [17] - A. Gratias, *"Contribution à l'étude de l'incinération des boues résiduaires humides en réacteur à lit fluidisé: Influence des conditions opératoires sur les émissions des micro-polluants gazeux et des métaux lourds"*, Thèse de Doctorat de l'INP de Toulouse-France (2002)
- [18] - J. C. Chen and M. Y. Wey, *"The effect of operating conditions on the capture of metals with limestone during incineration"*, Journal of Environ. International, 22(6)(1996) 743-752
- [19] - J.C Chen., M.Y. Wey and M.H. Yan, *"Theoretical and experimental study of metal capture during incineration process"*, Journal on Environ. Engineering ASCE., 123 (1)(1997) 1100-1106
- [20] - E. G. Eddings, J. S. Lighty and J. A. Kozinski, *"Determination of metal behavior during the incineration of a contaminated montmorillonite clay"*, Journal of Environ. Sci. Technol., 28 (11)(1994) 1791-1800
- [21] - T. C. Ho, H. T. Lee, C. C. Shiao, J. R. Hopper and W. D. Bostick, *"Metal behavior during fluidized bed thermal treatment of soil"*, Waste Management., 15 (5/6) (1995) 325-334
- [22] - C. Y. Wu and P. Biswas, *"An equilibrium analysis to determine the speciation of metals in an incinerator"*, Combustion and flame, 93 (1993) 31-41
- [23] - T. M. Owens and P. Biswas, *"Vapor phase sorbent precursors for toxic metal emissions control from combustors"*, Ind. Eng. Chem. Res., 35 (1996) 792-798

- [24] - T. W. Owens, C. Y. Wu and P. Biswas, *"An equilibrium analysis for reaction of metal compounds with sorbents in high temperature systems"*, Chem. Eng. Comm. 133 (1995) 31-52
- [25] - K. S. Wang, K. Y. Chiang, S. M. Lin, C.C. Tsai and C. J. Sun, *"Effects of chlorides on emissions of toxic compounds in waste incineration : study on partitioning characteristics of heavy metal"*, Chemosphere, 38 (8) (1999) 1833-1849.
- [26] - F. Frandsen, K. Dam-Johansen and P. Rasmussen, *"Trace elements from combustion and gasification of coal- an equilibrium approach"*, Prog. Energy Combust. Sci., 20 (1994) 115-138
- [27] - T. Rudd, D. L. Lake, I. Mehrotra, R. M. Sterritt, P. W. W. Kirk, J. A. Campbell and J. N. Lester, *"Characterization of metal forms in sewage sludge by chemical extraction and progressive acidification"*, Sci. Total Environ., 74 (1988) 149-175.
- [28] - L. S. Morf, P. H. Brunner and S. Spaun, *"Effect of operating conditions and input variations on the partitioning of metals in a municipal solid waste incinerator"*, Waste Management and Research., 18 (2000) 4-15.
- [29] - F. M. Tack and M. G. Verloo, *"Leaching behaviour and solid phase fractionation of selected metals as affected by thermal treatment of a polluted sediment"*, Int. J. Environ. Anal. Chem., 51 (1993) 167-175
- [30] - T. C. Ho, H. W. Chu and J. R. Hopper, *"Metal volatilization and separation during incineration"*, Waste Management., 13 (1993) 455-466
- [31] - C. Chan, C. Q. Jia, J. W. Graydon and D. W. Kirk, *"The behaviour of selected heavy metals in MSW incineration electrostatic precipitator ash during roasting with chlorination agents"*, Journal of Hazardous Materials, 50 (1996) 1-13
- [32] - Y. M. Chang, T. C. Chang and J. P. Lin, *"Effect of incineration temperature on lead emission from a fixed bed incinerator"*, Journal of Chemical Engineering of Japon., 32 (5) (1999) 626- 634
- [33] - P. H. Brunner and H. Monch, *"The flux of metals through municipal solid waste incinerators"*, Waste Management & Research., 4 (1986) 105-119.