

# Dioxine dans les MIOM Teneurs observées et étude préliminaire de leur potentiel de transfert vers l'environnement

Bernard Bartet, Guillaume Pepin, Michel Nomine

► **To cite this version:**

Bernard Bartet, Guillaume Pepin, Michel Nomine. Dioxine dans les MIOM Teneurs observées et étude préliminaire de leur potentiel de transfert vers l'environnement. Colloque MIOM 2001, Oct 2001, Orléans, France. pp.118-123. ineris-00972239

**HAL Id: ineris-00972239**

**<https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-00972239>**

Submitted on 3 Apr 2014

**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.

# Dioxine dans les MIOM. Teneurs observées et étude préliminaire de leur potentiel de transfert vers l'environnement

Bernard Bartet<sup>(1)</sup>, Guillaume Pépin<sup>(1)</sup>, Michel Nominé<sup>(1)</sup>.

(1) INERIS, Direction des Risques Chroniques, Parc Alata B.P. n°2, 60550 VERNEUIL-EN-HALATTE.  
([bernard.bartet@ineris.fr](mailto:bernard.bartet@ineris.fr); [guillaume.pepin@ineris.fr](mailto:guillaume.pepin@ineris.fr); [michel.nomine@ineris.fr](mailto:michel.nomine@ineris.fr))

## RÉSUMÉ

*Une récente polémique autour de la présence de dioxines/furannes dans les Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères valorisés en travaux routiers a attiré l'attention des pouvoirs publics et des professionnels sur le problème. La comparaison des teneurs dans les MIOM d'incinérateurs récents et des données bibliographiques sur celles de différents déchets de combustion et de sols de diverses origines permet de relativiser l'importance de la contamination des mâchefers vis-à-vis de l'Environnement. D'autre part, les données bibliographiques et les essais de laboratoire et analyses effectués tendent à montrer que le risque de transfert vers les nappes des dioxines/furannes des MIOM valorisés en travaux routiers est très limité.*

## 1. INTRODUCTION

De récentes polémiques ont attiré l'attention des milieux concernés, sur la présence de « dioxines » (PCDD/PCDF) au sein des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères et sur les risques liés à leur éventuel transfert vers l'environnement, principalement via le vecteur eau.

A la demande du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, une étude préliminaire a donc été réalisée afin de regrouper les éléments d'information existants, de mettre au point une méthode simple d'évaluation du potentiel polluant des MIOM par rapport à ces composés et de développer une première approche d'évaluation de leur transfert potentiel vers l'environnement.

## 2. LES MÂCHEFERS D'INCINÉRATION D'ORDURES MÉNAGÈRES

L'ensemble de ce Colloque étant consacré à leur production, à leur caractérisation et à leurs possibilités de valorisation, nous nous bornerons à rappeler que les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (MIOM) sont produits en France à raison d'environ 3 millions de tonnes par an dont plus de la moitié serait valorisée.

Ces MIOM sont de nature essentiellement minérale mais avec, en faibles quantités, des résidus organiques contenant des traces de polluants persistants. Les études de caractérisation des mâchefers portent en général sur les teneurs en composés minéraux et, en particulier, métaux lourds et leur comportement à la lixiviation. Nous nous sommes intéressés ici à une famille spécifique de composés organiques persistants dont le caractère nocif a fait l'objet de nombreuses études, les « dioxines ».

### 2.1. La matière organique dans les MIOM

Les MIOM peuvent contenir jusqu'à quelques pour cents de matière organique constituée principalement de cellulose et lignine provenant de déchets ayant mal brûlé (papier, débris de bois et de végétaux). Les autres constituants plus faiblement représentés, sont des substances humiques, des acides gras, des acides carboxyliques, des n-alcanes, des stéroïdes (biodégradables), des polluants plus persistants notamment des phtalates, des HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), des PCB (bi-phényls polychlorés) ou encore des polychloro dibenzodioxines et furannes couramment appelés dioxines (Dugenes et al. 1999 ; Pavasars, 2000).

Les teneurs en composés organiques varient en fonction des conditions de combustion et du type de four. Pour les incinérateurs à lit fluidisé fonctionnant normalement, le taux d'imbrûlés est *quasi nul* alors qu'il est de l'ordre de 0,3 à 5 % pour les fours à grille classiques (moyenne 2,4 % sur 45 valeurs

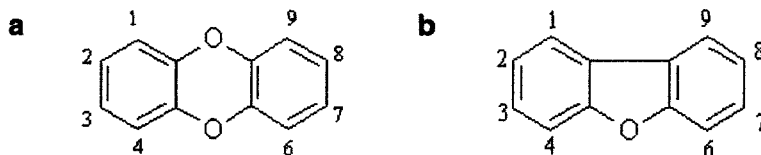
pour 8 incinérateurs – étude TIRU 1997). Le seuil réglementaire est fixé à 5 % par la directive européenne 2000/76/CE du 4 décembre 2000 qui encadre l'incinération des déchets.

## 2.2. Les dioxines et les furannes

Les émissions de « dioxines » par les incinérateurs (> 50 % des émissions anthropogéniques) sont incriminées depuis quelques années du fait de la toxicité et de la stabilité de certains composés qui conduisent à leur bio-accumulation dans la chaîne alimentaire (présence constatée notamment dans le lait et la viande). Les dioxines correspondent à des sous-produits de l'incinération, de la sidérurgie et de la métallurgie ou encore à des installations de chauffage (bois, charbon, fioul), voire de l'industrie du chlore. On les retrouve principalement dans les fumées pour lesquelles une valeur limite d'émission a été fixée à 0,1 ng-TEQ/m<sup>3</sup> (Directive 2000/76 CE) mais également dans les résidus solides à différentes teneurs.

### a) Description

Les dioxines (polychlorodibenzo-p-dioxine ou PCDD) et les furannes (polychlorodibenzo furanne ou PCDF) correspondent à deux familles de composés organiques chlorés. Ces composés comportent de un à huit atomes de chlore qui viennent en substitution d'atomes d'hydrogène. Il existe 75 PCDD et 135 PCDF différents, soit 210 congénères au total (fig. 1).



**Fig. 1 - Structure des a) dioxines (PCDD) et b) furannes (PCDF) avec numérotation des possibilités de fixation des atomes de chlore.**

Des essais toxicologiques réalisés sur les animaux ont montré que les congénères les plus toxiques correspondent à 17 composés tétra à octa-chlorés comportant au moins 4 atomes de chlore en position 2,3,7,8. Pour rendre compte de la toxicité globale des mélanges de dioxines, les teneurs sont exprimées au niveau international en équivalent toxique (I-TEQ) par rapport au composé le plus toxique, la 2,3,7,8-TCDD. Par définition, ce dernier a un facteur de toxicité de 1 et les autres congénères des facteurs relatifs moindres, déterminés expérimentalement. L'équivalent toxique correspond à la somme des teneurs de 17 molécules pondérées chacune par leur facteur de toxicité respectif et exprimées en ng I-TEQ.

### b) Propriétés physico-chimiques

Du fait de leur grande stabilité chimique et physique (dégradation encore plus difficile que celle des PCB), ainsi que de leur caractère lipophile, les dioxines s'accumulent dans les chaînes alimentaires.

**Solubilité - Influence des composés organiques dissous et des matières en suspension :** Les dioxines tétra à octachlorées sont très peu solubles dans l'eau (de  $0,63 \cdot 10^{-5}$  à  $7,0 \cdot 10^{-5}$  µg/l à 25°C), même si un accroissement de la température augmente sensiblement leur solubilité (Shiu, 1988 et Schroy, 1985). Les PCDD/F sont beaucoup plus solubles dans les solvants organiques que dans l'eau. Cette propriété est notamment utilisée pour les extraire des différents milieux afin de les quantifier. Les composés organiques dissous (tensio-actifs, acides humiques, micelles, autres...) augmentent de façon notable la solubilité des dioxines (Marple et al., 1986 ; Servos et al., 1989).

Par ailleurs, les dioxines se concentrent préférentiellement aux interfaces liquide-gaz et surtout liquide-solide. Les surfaces solides, en particulier les matières en suspension, peuvent adsorber des quantités très importantes, très largement supérieures à ce qui peut être dissous dans l'eau, même en présence de tensio-actifs.

*Transfert vers le milieu aqueux* : Leur faible solubilité dans l'eau pure et leur forte tendance à l'adsorption sur les solides conduisent à supposer, en première analyse, que les dioxines présentes dans les mâchefers ne pourront migrer significativement sous l'action de l'eau que transportées par les particules fines. Or ce mode de transport est très limité dans les sols non saturés en eau. L'hypothèse d'une très faible migration verticale de ces composés peut donc être émise. Les constatations faites lors de dosages sur des prélèvements de sols à différentes profondeurs confirment cette hypothèse. BRZUZY (1995) a montré ainsi que 80 % des dioxines du sol étaient situées dans les 15 premiers centimètres. Différents auteurs indiquent de façon concordante que la profondeur maximale de prélèvements de sols est de 30 cm pour les sols cultivés et de 5 à 10 cm pour les sols non remaniés (Nominé, 1999). Des prélèvements plus profonds introduisent un facteur de dilution, ce qui implique qu'il n'y a pas de migration significative.

### 2.3. Les dioxines dans les MIOM

Les données dont nous disposons sur les teneurs en dioxines dans les MIOM en France, pour des incinérateurs de conception récente, présentent en moyenne des valeurs très faibles : 9,2 ng I-TEQ/kg (Damien, 1997) avec une fourchette allant de 4 à 20,6. Des analyses réalisées par l'INERIS sur 5 MIOM de provenances différentes donnent une fourchette de 4,6 à 11,3 ng I-TEQ/kg de matière sèche. A titre de comparaison, une étude concernant des incinérateurs japonais (39 analyses) donnent des concentrations en dioxines en moyenne de 200 ng I-TEQ/kg (tabl.1).

	France		Japon**
	MIOM*	MIOM***	MIOM
nb échantillons	5	5	39
Valeur Mini	4,0	4,66	0,7
Valeur Maxi	20,6	11,3	1500
Moyenne	9,2	7,64	200

\* d'après étude TIRU pour le MATE (Damien, 1997)

\*\*d'après Sakai et al., 2000.

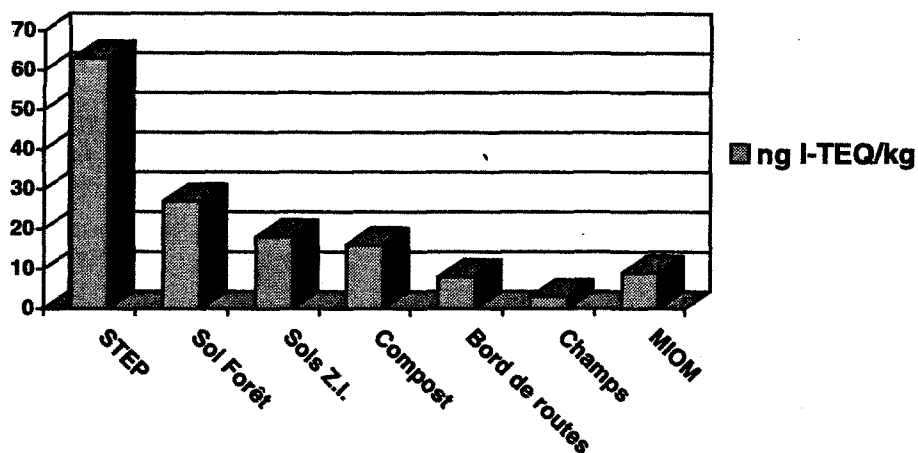
\*\*\* d'après étude INERIS pour le MATE (2000, non publiée)

**Tabl. 1 - Mesures de dioxines dans les MIOM en ng I-TEQ /kg MS.**

Parmi les déchets solides résultant de l'incinération, les mâchefers représentent la masse principale de résidus générés (environ 250 kg pour 1 tonne incinérée), par contre, c'est la fraction la moins chargée en dioxines. Les teneurs varient entre 39 et 648 ng I-TEQ/kg de MS pour les cendres sous chaudières, 765 et 4815 pour les cendres volantes et atteignent 30 000 dans les gâteaux de filtration (Damien, 1997). Les teneurs en dioxines dans les mâchefers sont donc faibles et nettement inférieures à celles mesurées dans les résidus d'épuration des fumées.

### 3. COMPARAISON DES TENEURS MESURÉES DANS DIVERSES MATRICES SOLIDES

A travers la problématique posée autour de la définition d'une méthodologie pour l'évaluation de la contamination par les dioxines au voisinage d'une source fixe, et du contenu en dioxines des Mâchefers d'Incinération des Ordures Ménagères (MIOM), l'INERIS a collecté un certain nombre de données. La compilation de ces données (Damien 1997 ; Zober A., 1993 ; INERIS, non publié) a permis d'établir le diagramme présenté, figure 1.



**Fig. 1 - Teneurs en dioxines de différents matériaux (valeurs moyennes).**

En ce qui concerne les sols, les valeurs mesurées sont très variables en fonction de l'usage et de la proximité de sources d'émission. Pour les sols ruraux en Europe, les valeurs varient de < 1 à 25 ng I-TEQ/kg pour les terres arables, et de <1 à 43 pour les pâturages. Pour les sols urbains, la fourchette va de < 1 à plus de 30 en l'absence de source voisine, monte à plus de 1 000 à proximité d'UIOM et jusqu'à 100 000 sur des sites contaminés par des produits chimiques (Nominé, 1999).

Les données extraites de " Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8- Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds. EPA/600/P-00/001Ab March 2000 (Draft Final) Part 1 " font état, pour les suies de foyers domestiques à bois, de moyennes allant de 112 ng I-TEQ /kg MS (6 éch.) à 2643 (81 éch.). Pour des bois chargés en sel (zone côtière) on atteint même 7 706. Une étude (EPA, 2000) indique des valeurs en concentrations totales (non pondérées) PCDD/PCDF de 300 et 7 000 ng/kg de MS pour des suies et 2 700, 15 900 et 30 600 pour des cendres de foyer.

Pour les cendres de charbon de foyers domestiques, nous n'avons pas de données, mais compte tenu des facteurs d'émissions respectifs (bois : 0,5 à 2 ng I-TEQ/kg ; anthracite : 2,1 ; charbon bitumineux : 7,5) on peut supposer que leurs teneurs en dioxines sont du même ordre que celles des cendres de foyer de bois. Par contre, pour des suies de foyers mixtes bois/charbon (32 éch.), les valeurs varient de 50 ng/kg I-TEQ à 10 065 avec une moyenne de 2 425.

## 4. ÉTUDE EXPÉRIMENTALE

### 4.1. Objectif

Au vu des données bibliographiques et des controverses sur la valorisation des MIOM, la question suivante est posée : les MIOM utilisés en travaux routiers peuvent-ils émettre des dioxines en quantités significatives vers le sol sous-jacent et vers les nappes souterraines via les eaux de percolation et le sol peut-il constituer une barrière, en fonction de sa nature ?

### 4.2. Méthode

Une série d'essais et analyses portant, d'une part sur des eaux d'égouttage sur site de maturation et sur des percolats d'ouvrages routiers instrumentés et, d'autre part sur les éluats d'essais de lixiviation sur des MIOM ou des cendres volantes, a été réalisée. Pour les eaux d'égouttage et les percolats, les analyses ont été réalisées sur le liquide brut incluant la totalité des matières en suspension (MES) et sur le filtrat à 0,45 µm. Pour les éluats, afin d'obtenir des conditions reproductibles, après arrêt de la lixiviation une phase de décantation de 15 minutes a été systématiquement pratiquée avant de prélever le liquide destiné à l'analyse, tel quel ou après filtration à 0,45 µm.

### 4.3. Résultats et interprétation (tabl. 2)

Pour les eaux d'égouttage et percolats (5 éch.), les valeurs varient entre 2,06 et 31,4 pg I-TEQ/litre pour le liquide avec MES et entre 0,01 et 1,05 après filtration. A titre de comparaison, le percolat d'une structure témoin sans MIOM présentait des valeurs de 59,23 et 1,62 pg I-TEQ/litre respectivement sur brut et après filtration.

Dans tous les cas, y compris sur les eaux brutes, les concentrations mesurées sont nettement inférieures au seuil (300 pg I-TEQ/litre) fixé par la Directive européenne 2000/76/CE, pour le rejet des eaux de traitement des fumées.

Par ailleurs, les MIOM eux mêmes étant peu chargés initialement, un essai de lixiviation sur cendre volante (3 400 ng I-TEQ/kg) a été réalisé pour confirmer l'abattement de la concentration en dioxines consécutif à la filtration à 0,45 µm. Les teneurs mesurées dans l'éluat décanté et dans le même filtré sont de 739 et 0,9 pg I-TEQ/litre respectivement.

En conclusion, les analyses réalisées nous ont permis de vérifier que, malgré la présence de carbone organique dissous, les dioxines restaient pratiquement insolubles et que, si une migration avait lieu, elle ne pouvait se faire que très majoritairement par l'intermédiaire des matières en suspension.

Nature de l'échantillon (origine)	Teneur en dioxines (non pondérée)		Teneurs en dioxines (pondérée LD <sup>(*)</sup> ) incluses/exclues	
	pg/l	pg/échantillon	pg/l	pg/échantillon
Eau de bassin brute (A)	582		6,20 / 5,56	
id. filtrée	8,2		1,34 / 0,01	
Résidus de filtration		375		9,2 / 9
Percolat de grave industrielle (A)	458		4,95 / 4,57	
Percolat de mâchefers (A)	814		11,60 / 10,62	
id. filtrée	65,8		1,95 / 1,05	
Résidus de filtration		1000		15,6 / 14,4
Percolat de mâchefers traités (B)	7871		31,68 / 31,4	
id. filtrée	46,1		1,40 / 0,09	
Résidus de filtration		6585		27,5 / 20,5
Percolat de MIOM non traités (B)	5009		15,43 / 14,88	
id. filtrée	24,1		1,49 / 0,05	
Résidus de filtration		5895		17 / 15
Percolat de graves naturelles (B)	19752		59,56 / 59,23	
id. filtrée	27,4		2,99 / 1,62	
Résidus de filtration		15085		47,3 / 45,6
Eau de chaussée réservoir (B)	94		2,74 / 2,06	
id. filtrée	7,0		0,94 / 0,01	
Résidus de filtration		68		1,9 / 0,2

(\*) limite de détection

**Tabl. 2 - Résultats des essais et analyses portant sur les eaux d'égouttages sur site de maturation, les percolats d'ouvrage routier instrumenté.**

## 5. CONCLUSION

En premier lieu, la comparaison des données bibliographiques et des résultats de campagnes d'analyses sur MIOM en France montre que, contrairement à certaines assertions, la valorisation, dans le cadre réglementaire, de MIOM de bonne qualité ne constitue pas un apport significatif de dioxines par rapport au fond ambiant. Dans un deuxième temps, l'étude s'est intéressée à l'environnement immédiat de la mise en œuvre des MIOM (eaux d'égouttages de plate-forme de maturation, percolats d'ouvrages instrumentés). Les observations réalisées ont alimenté la réflexion sur le mécanisme de transfert des dioxines vers le milieu environnant. Des essais de laboratoire ont permis de vérifier qu'un éventuel transfert ne peut se faire de façon notable que par l'intermédiaire de particules en suspension de diamètre supérieur à 0,45 µm. Etant donné leur très faible solubilité dans l'eau, le transfert sous forme dissoute n'est pas significatif.

Compte-tenu des modes de transfert des particules dans les milieux non saturés, il semble que la migration dans les sols, et a fortiori dans les eaux souterraines est très limitée. Cette hypothèse devra être confirmée prochainement par l'analyse de prélèvements en cours sur des sols sous-jacents à des structures anciennes à base de MIOM. Les éléments acquis au cours de cette étude, permettront, d'enrichir le débat sur la valorisation des MIOM. A cet égard, la mise en place d'une base de données, référentiel sur la contamination par les dioxines dans l'environnement, doit être envisagée afin de pouvoir étudier de façon plus sereine les modes de gestion futurs des résidus de procédés thermiques.

### Références citées

Brzuzy L.P., Hites R.A. (1995) - Estimating the atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soils. *Environmental Science & Technology*, vol. 29, p. 2090-2098 (etc.).

Buckley-Golder D. (AEA Technology) Compilation of EU Dioxin Exposure and Health Data European Commission D.G. Environment 1999.

Damien A. (1977) - Etude des caractéristiques intrinsèques de certains déchets des usines d'incinération d'ordures ménagères et de déchets industriels spéciaux. Ministère de l'Environnement/ DPPR – TIRU, 1997.

Dugenest S., Casabianca H., J.Combrisson et Grenier-Loustalot (1999) - Municipal solid waste incineration bottom ash : Characterization of kinetic studies of organic matter – *Environ.Sci.Technol.*1999, 33, p. 1110-1115.

EPA, Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8- Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds. EPA/600/P-00/001Ab March 2000 (Draft Final) Part 1.

Nominé M., *Méthodologie pour l'évaluation de la contamination par les dioxines au voisinage d'une source fixe*. INERIS Rapport d'étude, Convention ADEME98-78-047. 1999

INERIS Programme de recherche pour le MATE – Rapport non publié.

Pavasars I. (2000) - Composition of organic matter in bottom ash from MSWI – Waste materials in Construction, vol 1, p 241-246.

Zober A., Dioxin-Nuere Erkenntnisse zur Toxikologie und Epidemiologie ; december 1993, Germany.

Marple L, Brunck R, Throop L., Water solubility of 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxin. *Environmental Science and Technology*, vol 20, p. 180-182.

Botre C., Memoli A, Alhaique F. (1978) - TCDD solubilisation and photodecomposition in aqueous solutions. *Environmental science & Technology*, vol12, p. 335-336, 1978.