

**2016-
2017**

MAIRIE DE SAINT HOSTIEN

[EVALUATION DES REJETS D'UN CREMATORIUM]

L'étude suivante poursuit l'objectif de définir les émissions liées à un crematorium dans le cadre de l'étude d'un projet d'implantation d'un crematorium sur la Commune de Saint-Hostien

Préambule

Dans le cadre de la manifestation d'intérêt de l'implantation d'un crématorium sur notre commune, le conseil municipal a réalisé une étude portant sur les émissions de structures semblables.

Les éléments de cette étude ne préjugent pas de l'acceptation de l'implantation du crématorium de Saint-Hostien.

Cependant la majeure partie des éléments présentés ci-après ont permis au Conseil Municipal de prendre position par rapport au déclenchement et à l'acceptation de l'étude de l'implantation du crématorium. Le dossier a par la suite été mis à jour pendant la période 2016-2017.

Les éléments présentés ci-après sont purement techniques et ne traitent volontairement pas des éléments comme l'aménagement du territoire ou de la cohérence de l'implantation d'une telle structure à Saint-Hostien. Ces dimensions ne pourront être traitées que lors de la remise des éléments complets par les porteurs de projet. (Plan d'architectes, éléments de routine liées à l'utilisation de l'outil par les administrés, procédures non encadrées liées à l'activité...)

Nous rappelons aussi que les éléments techniques présentés dans cette étude sont le fruit d'une récolte et d'une analyse d'informations effectuées par des non spécialistes du domaine. Par conséquent, les analyses menées ne se substituent pas à celles de sources compétentes.

Dans le cadre de cette analyse, les émissions réelles ont été privilégiées aux émissions normées.

Sommaire

SYNTHESE DE L'ETUDE.....	6
APPROCHE JURIDIQUE ET NORMATIVE.....	7
Création d'un crématorium [Article L2223-40].....	7
Règles d'exploitation.....	7
Rejets et contrôle [Articles D2223-99 à D2223-109].....	7
Arrêté du 28 janvier 2010 relatif à la hauteur de la cheminée des crématoriums et aux quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère.....	7
Questionnement par rapport à la date de mise aux normes.....	8
Vers l'adoption de normes Européennes ?.....	9
Questionnement par rapport à la notion de normes.....	9
APPROCHE TECHNIQUE : DEFINITION DES REJETS D'UN CREMATORIUM.....	10
Méthodologie.....	10
Résultats.....	11
Estimation des rejets d'un crématorium de 400 crémations.....	11
Tableau de comparaison d'un crematorium avec d'autres sources d'émissions sur chacun des polluants réglementés.....	11
Comparaison des rejets Crématorium / combustion du bois foyers particulier, collectifs et industriels (CO / Dioxines et furannes / mercure).....	12
Tableau 1 : PCDD/F – CO un crématorium émet moins de dioxines et de CO en Nm3 qu'un poêle à bois.....	12
Tableau 2 : Un crématorium émet moins de poussière qu'une chaudière collective.....	13
Comparaison des rejets Crématorium / Systèmes de chauffage particulier (CO / Dioxines et furannes / mercure).....	14
Tableau des équivalences énergétiques.....	14
Comparaison des différents systèmes de chauffage.....	14
Estimation salle communale.....	15
Comparaison des rejets Crématorium / combustion du bois foyers particulier [CO, NOX, COVT et dioxines].....	16
Comparaison des rejets Crématorium / Voie routière.....	17
Le cas du Mercure : crémation et inhumation.....	21
APPROCHE DOCUMENTAIRE : Etude comparative.....	22
Le cas du crématorium du Père Lachaise (Paris).....	22
1. Etude sur la qualité de l'air.....	22

2. Données techniques du crématorium du Père Lachaise :.....	22
3. Comparaison des émissions entre un crématorium de 400 crémations et de 5361 crémations (Crématorium Père Lachaise).....	24
Compte-rendu de l'étude de DUMMER DICKINSON PARKER sur l'impact des centrales de déchets et des crématoriums sur les naissances.....	25
Compte-rendu de l'étude de l'Ademe sur la dangerosité des crématoriums.....	27
Compte-rendu de l'étude du BRGM sur le comportement du mercure dans les sols et l'eau.....	27
Comportement dans les sols.....	27
Volatilisation.....	28
Lixiviation ou ruissellement.....	28
Etat des lieux des natures dominantes de sol à Saint-Hostien	29
Perturbateurs endocriniens liées au mercure et aux dioxines et furannes	29
Conclusion	30
ANNEXES.....	31
Annexe 1 Valeurs de références synthèse	31
Annexe 2 Mesures	31
Annexe 3 Etude crematoriums Cumbria 1956 - 1993	32
Annexe 4 Arrêté du 28 Janvier 2010	40
Annexe 5 Réglementation européenne future des crématoriums	42
Annexe 6 Dispositions de la convention de Minamata concernant les amalgames dentaires.....	43
Annexe 7 CARACTERISATION DES EMISSIONS ATMOSPHERIQUES D'UN ECHANTILLON REPRESENTATIF DU PARC FRANÇAIS DES CREMATORIUMS EN VUE D'UNE EVALUATION GLOBALE DU RISQUE SANITAIRE.....	44
Annexe 8 Facteurs d'équivalence toxique (TEF) des dioxines, furanes et PCB-DL établis par l'OMS en 1998 et 2005.....	45
Annexe 9 Synthèse des effets des différents polluants atmosphériques émis par un crématorium	46
Annexe 10 Extraits étude Ineris sur la combustion du bois 2000	47
ANNEXE 11 Estimation des émissions de la N88.....	50
Annexe 12 Bibliographie et autres éléments relatifs à l'étude	52

SYNTHESE DE L'ETUDE

Tous Les crématoriums français dont les études ont démarré après janvier 2010 sont aux normes de 2018 relatif aux émissions de polluants dans l'air et à la hauteur de cheminée. Les crématoriums sont des outils extrêmement normés dans leur conception et leur utilisation. Les entreprises exploitantes sont soumises à des contrôles stricts réalisés par des bureaux d'étude accrédités (COFRAC) et indépendantes.

Le tableau ci-après compare les rejets des crématoriums par rapports à d'autres sources d'émissions courantes.

Concernant les émissions projetées de la RN88 à Saint-Hostien, il semble que les émissions soient sous estimées notamment du fait de notre impossibilité à quantifier plus précisément les émissions des poids lourds en condition réelle de circulation.

Concernant les PCDD / PCFF, la norme française est basée sur l'équivalent toxique international qui classe et permet de comparer les émissions des différentes dioxines émises par différentes sources d'émission.

Une étude réalisée par l'ADEME en 2006 sur demande du ministère de l'environnement et du ministère de la recherche a conclu à l'innocuité des crematoriums avant l'application des nouvelles normes de 2018.

Pour le cas particulier du Mercure (Hg), les résultats d'une étude de l'air effectuée par Air Parif autour du crématorium du Père Lachaise (environ 5600 crémations par an) ne soulignent aucun risque environnemental ou sanitaire.

Enfin, pour rappel, le Mercure émis par les crémations est issu des amalgames dentaires et n'est pas lié au processus de combustion du crématorium. Aussi, le mercure est présent aussi bien en inhumation qu'en crémation. L'état français ainsi que l'Union Européenne se sont engagés sur une réduction et une disparition à terme de ces amalgames au mercure (convention de Minamata sur le mercure).

Equivalences	COVT	PM	PCDD / PCFF	CO	NOX	SO2	HCI	Mercur
1 Crémation	Combustion de moins de 1 kg de bois	Combustion de moins de 2,5 Kg de bois	Combustion de 16 Kg de bois	Combustion de moins de 500 g de bois	NA	NA	NA	NA
400 crémations	Moins d'un 1/2 jour de RN88 à Saint Hostien	Moins d'1 an de chauffage de la mairie (D) OU Environ 1 jour de RN88 à Saint Hostien	Environ 10 stères de bois	6 mois de chauffage de la salle communale de Saint-Hostien (D) OU Environ 1 jour de RN88 à Saint Hostien	Environ 1 jour de RN88 à Saint Hostien	Moins de 1 an de chauffage d'une résidence de 100 m ² chauffée au fioul (D)	NA	3 à 4 inhumations

APPROCHE JURIDIQUE ET NORMATIVE

Création d'un crématorium [Article L2223-40]

Les communes et les établissements publics de coopération intercommunale sont seuls compétents pour créer et gérer les crématoriums et les sites cinéraires.

Toute création ou extension de crématorium ne peut avoir lieu sans l'autorisation du représentant de l'Etat dans le département, accordée après une enquête publique réalisée conformément au chapitre III du titre II du livre Ier du code de l'environnement et un avis de la commission départementale compétente en matière d'environnement, de risques sanitaires et technologiques.

Règles d'exploitation

Rejets et contrôle [Articles D2223-99 à D2223-109]

Chaque conduit de la cheminée devra comporter un orifice de prélèvement d'échantillons d'effluents gazeux, conforme à la norme NF X 44 052 ou à toute norme européenne équivalente. **-(PM10 PM 25 Concentration particules)**

Le crématorium est soumis à une visite de conformité par un organisme de contrôle tierce partie accrédité pour ces activités par le Comité français d'accréditation (COFRAC)

Le ou les fours de crémation font l'objet d'un contrôle tous les deux ans par un organisme de contrôle accrédité pour ces activités par le Comité français d'accréditation (COFRAC) **(notamment contrôle acoustique et des effluents gazeux)**

Arrêté du 28 janvier 2010 relatif à la hauteur de la cheminée des crématoriums et aux quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère

Article 2

Les quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère par les crématoriums sont fixées à l'annexe 1.

Annexe 1

Quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère par les crématoriums :

- 20 mg/normal m³ de composés organiques (exprimés en carbone total) ;
- 500 mg/normal m³ d'oxydes d'azote (exprimés en équivalent dioxyde d'azote) ;
- 50 mg/normal m³ de monoxyde de carbone ;
- 10 mg/normal m³ de poussières ;
- 30 mg/normal m³ d'acide chlorhydrique ;
- 120 mg/normal m³ de dioxyde de soufre ;
- 0,1 ng I-TEQ (1) / normal m³ de dioxines de furanes ;

0,2 mg/normal m³ de mercure.

1. Le débit volumétrique des gaz résiduels est exprimé en mètres cubes par heure rapportés à des conditions normalisées de température et de pression après déduction de la vapeur d'eau (gaz secs).

2. Les valeurs d'émission de la présente annexe sont déterminées en masse par volume des gaz résiduels et exprimées en milligramme par normal mètre cube sec (mg/normal m³), sauf pour les dioxines pour lesquelles les valeurs d'émission sont exprimées en nanogramme par normal mètre cube sec (ng/normal m³). Elles sont rapportées à une teneur en oxygène dans les gaz résiduels de 11 % après déduction de la vapeur d'eau (gaz secs) ou à une teneur en dioxyde de carbone dans les gaz résiduels de 9 % après déduction de la vapeur d'eau (gaz secs).

(1) I-TEQ : *international toxic equivalent quantity*.

Questionnement par rapport à la date de mise aux normes

Certains crematoriums ont ouvert leurs portes après la publication de l'arrêté de 2010 et ne sont manifestement pas aux normes. C'est notamment le cas du crematorium de Beaurains ouvert en 2012.

La règle de l'arrêté prend en compte 3 types de configuration impliquant des dates de mises aux normes différentes.

Il est nécessaire de différencier la date de début d'étude de l'implantation d'un crematorium et sa mise en service.

1. Ainsi un crematorium en activité lors de la publication de l'arrêté dispose d'un délai courant jusqu'en 2018 pour se mettre aux normes.
2. Un crematorium dont l'étude a débuté **AVANT** la publication de l'arrêté de 2010 à la possibilité de se mettre aux normes où pas avant la date de 2018.
3. Enfin un crematorium dont la date d'étude a débuté **APRES** la publication de 2010 doit être aux normes de 2018 dès sa mise en fonctionnement.

Questionnement par rapport à la notion de normes

Par rapport aux émissions, les concepteurs de la norme française ont raisonné par rapport à une approche de quantité de polluant émis dans 1 m³ normal d'air. Le Normal mètre cube permet de standardiser la mesure des polluants sur un volume d'air constant avec une température et un taux d'O₂ constant permettant la comparaison entre différentes sources d'émissions.

Concernant les dioxines et furannes, les émissions sont exprimées en ng ITEQ soit un facteur d'équivalence toxique. Ainsi pour simplifier, parmi 17 dioxines les plus dangereuses, la dioxine de Seveso (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine) est la plus toxique. Le législateur lui a attribué un coefficient de 1. Les autres dioxines sont classées par équivalence par rapport à la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine. Ainsi, par exemple la 1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD a une valeur de 0.01.

Lors des analyses des polluants, les analystes quantifient chacune des dioxines et furannes présentes. Le poids de chaque dioxine émise est pondéré par son équivalence toxique. Le résultat de la somme de toutes les PCDD/PCDF pondérées doit être inférieur à la norme d'émission.

Vers l'adoption de normes Européennes ?

La commission ENVI pose la question de la nécessité de réglementer les émissions des crematoriums au niveau européen.

Le texte No 1102/2008 adopté en décembre 2016 sur le mercure mentionne dans son Article 15a que la Commission européenne devra d'ici le 30 juin 2020 rendre compte de son évaluation concernant **le besoin de réglementer les émissions de mercure et de composés de mercure des crematoriums**

Ce texte traduit de la volonté de l'Union Européenne d'adapter juridiquement les accords de Minamata sur la réduction de l'utilisation du Mercure.

APPROCHE TECHNIQUE : DEFINITION DES REJETS D'UN CREMATORIUM

Méthodologie

L'objectif de cette étude est de quantifier les émissions d'un crematorium pour les comparer avec d'autres sources polluantes émises quotidiennement par l'activité humaine. Ainsi le Conseil Municipal de Saint-Hostien ne juge pas de la dangerosité de ces sources alternatives, ni des priorités de réduction des émissions à mettre en œuvre. Nous considérons, en effet, que la réduction des émissions polluantes constitue un enjeu fort des politiques à mettre en œuvre dans les années à venir.

Pour comprendre et quantifier les émissions émises par un crematorium en activité dans le but de les comparer avec d'autres sources d'émissions il a été nécessaire de procéder à plusieurs étapes de validation dont les principales sont les suivantes :

1. Détermination du taux d'O₂ cible $(21-t)/21-t_{norm}$ avec
 - t = taux d'O₂ réel observé
 - t_{norm} = taux d'O₂ normé (pour les crematoriums 11%, pour le chauffage 0%)
2. Echantillonnage de données techniques issues de crematorium en fonctionnement en France et conformes à l'arrêté de 2010 (Joncherolle, Lachaise et Champigny sur marne)
3. Détermination par la littérature du débit de gaz secs des installations pondérée par le nombre de four de crémation branchés directement sur la ligne de filtration.
4. Estimation du nombre d'heures de fonctionnement à l'année lié à l'activité de la structure. (600 h base 400 crémations soit 1h30 par crémation)
5. Estimation et calcul des émissions sur la moyenne de cinq lignes de crémations aux normes 2018.
6. Définition des sources d'émissions comparables sur les différentes émissions règlementées d'un crematorium
7. Détermination des taux d'O₂ normalisés en usage sur les sources alternatives identifiées
8. Mesure des émissions des sources pour comparaison lorsque les sources n'ont pas les mêmes étalonnages de comparaison des émissions.
9. Mesure des rejets réels estimés des différentes sources
10. Comparaison en volume des sources avec les émissions projetées d'un crematorium

Résultats

Estimation des rejets d'un crématorium de 400 crémations.

POLLUANTS	CHAMPIGNY SUR MARNE	Lachaise 1	Lachaise 2	Joncherolle 1	Joncherolle 2	Emissions 1 h	Emissions Kg / h	Emissions 600 h
Débit sec	2078	3360	3430	1143	1116			
Débit sec PCDD/F		3360	3330					
Débit sec / four / h	1039	1680	1143,33333	1143	1116			
O2 taux	14,4	17,4	17	15,7	14,2			
Pondérateur	0,66	0,36	0,4	0,53	0,68			
Four	2	2	3	1	1			
POUSSIERES	3,236	3,1	1,71	3	3	1793,99693	0,001793997	1,076398157
MONOXYDE DE CARBONE	31,38	23,5	13,7	12,5	7,41	11038,4927	0,011038493	6,62309564
OXYDES D'AZOTE	196,4	366	319	297	419	199963,164	0,199963164	119,9778983
COMPOSES ORGANIQUES VOLATILES	1,841	3,32	2,74	1,35	1,406	1281,65569	0,001281656	0,768993414
ACIDE CHLORHYDRIQUE	11	4	4,29	18	13,3	6584,3248	0,006584325	3,95059488
DIOXYDE DE SOUFFRE	26,79	16,8	10,1	20,8	41,4	15433,7491	0,015433749	9,260249432
MERCURE	0,01704	0,016	0,00362	0,00678	0,00224	5,76490073	5,7649E-06	0,00345894
DIOXINES ET FURANES	0,02386	0,00714	0,0048	0,0174	0,00654	7,67580992	7,67581E-12	4,60549E-09

Tableau de comparaison d'un crematorium avec d'autres sources d'émissions sur chacun des polluants réglementés

Equivalences	COVT	PM	PCDD / PCFF	CO	NOX	SO2	HCl	Mercure
1 Crémation	Combustion de moins de 1 kg de bois	Combustion de moins de 2,5 Kg de bois	Combustion de 16 Kg de bois	Combustion de moins de 500 g de bois	NA	NA	NA	NA
400 crémations	Moins d'un 1/2 jour de RN88 à Saint Hostien	Moins d'1 an de chauffage de la mairie (D) OU Environ 1 jour de RN88 à Saint Hostien	Environ 10 stères de bois	6 mois de chauffage de la salle communale de Saint-Hostien (D) OU Environ 1 jour de RN88 à Saint Hostien	Environ 1 jour de RN88 à Saint Hostien	Moins de 1 an de chauffage d'une résidence de 100 m ² chauffée au fioul (D)	NA	3 à 4 inhumations

Comparaison des rejets Crématorium / combustion du bois foyers particulier, collectifs et industriels (CO / Dioxines et furannes / mercure)

Les mesures utilisées dans le cadre de cette comparaison est la moyenne arithmétique des différents volumes de polluants émis par les 5 lignes de crémation étudiées.

Emissions d'un Poêle à bois de 23 Kw en fonction de la charge			
	23	17	13
CO (mg/m3n)	6800	10660	12100
COVT (mg/m3n)	1480	2870	1800
PCCD/F (ng I.TEQ/m3n)	0.26 – 0.36	0.12 – 0.19	2.5 – 2.6

Source : Etude Ineris pour le compte du *MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT* – Février 2000 sur les polluants issus de la combustion du bois

Emissions de foyers ouverts		
Puissance (Kw)	29	26
CO (mg/m3n)	1560	1450
COVT (mg/m3n)	1.2	0.5
PCCD/F (ng I.TEQ/m3n)	28.5	13.0

Source : Etude Ineris pour le compte du *MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT* – Février 2000 sur les polluants issus de la combustion du bois

Tableau 1 : PCDD/F – CO un crématorium émet moins de dioxines et de CO en Nm3 qu'un poêle à bois

Emissions crematorium

- **dioxines de furanes (PCDD/F)** : 0,0119 ng I-TEQ (1) / normal m³ de dioxines et furanes ;
- **CO** : 17.698 mg/normal m³ de monoxyde de carbone

Les rejets de dioxines sont inférieurs pour le crematorium. On remarque aussi que les foyers ouverts émettent bien plus de dioxines et furannes (PCDD/F) qu'un crematorium en activité. Les émissions de CO sont équivalentes, supérieures ou inférieures en fonction de la charge du premier poêle mais systématiquement inférieures aux émissions d'un foyer ouvert.

Les résultats sont exprimés sur gaz sec et en normal M 3. Par conséquent, les résultats sont comparables

Un normal Mètre cube est la mesure d'un m³ d'air (1000 litres) dans des conditions dites normalisées (0° ; 15° et 1.013 bar)

Limite concernant les émissions de métaux lourds :

Aucune étude sur les rejets de mercure dans la combustion du bois dans des foyers de particulier n'a été identifiée pour le moment. Cependant des mesures ont été effectuées sur des chaudières collectives ou industrielles naturellement plus contrôlés que les foyers de particuliers et plus souvent équipées de filtres.

Les analyses des documents en annexe permettent de dire que les émissions de mercure par la combustion du bois sont quasi inexistantes et par conséquent ne peuvent pas être comparées avec celles d'un crematorium. (Annexe 10 p 45-46)

<i>Emissions en poussières de chaudières à bois industrielles en fonction des filtres</i>				
	<i>Electro filtres</i>	<i>Electro filtres</i>	<i>Laveurs</i>	<i>multicyclone</i>
<i>Poussières (mg/normal m³)</i>	<i><11.5</i>	<i>>11.5 et < 23</i>	<i>>23 et < 114</i>	<i>>114</i>

Tableau 2 : Un crématorium émet moins de poussière qu'une chaudière collective

Emissions crematorium

- **Poussières** : 2,8 mg/normal m³

Les poussières émises par une chaudière à bois collective ou industrielle sont égales voire supérieures à celles émises dans la norme par un crématorium et cela quelque soit le mode de filtration retenu.

Comparaison des rejets Crématorium / Systèmes de chauffage particulier (CO / Dioxines et furannes / mercure)

Tableau des équivalences énergétiques

Comparaison des différents systèmes de chauffage

Détermination de la consommation moyenne en énergie d'une maison individuelle en France en 2012								
A	B	C	D	E	F	G	Total	Total hors G
50	51 à 90	91 à 150	151 à 230	231 à 330	331 à 450	> 450	-	-
kWhep/m ² /an	kWhep/m ² /an	kWhep/m ² /an	kWhep/m ² /an	kWhep/m ² /an	kWhep/m ² /an	kWhep/m ² /an	kWhep/m ² /an	kWhep/m ² /an
0,4	1,9	12,9	25,7	30,7	15,5	12,6	99,7	87,1
20	171	1935	5911	10131	6975	5682,6	309,18	288,66
0	96,9	1173,9	3880,7	7091,7	5130,5	5682,6	231,25	199,46
Consommation moyenne pondérée d'une maison individuelle en France							270,22	244,06
Marge de manœuvre suite aux évolutions thermiques - abaissement valeur 20%							216,17	

source Ministère du développement durable

Tableau 1 : Emissions de CO, NO2 et SO2 lors de production de chaleur en kg/TJ (ou mg/MJ)						
[source BLT Autriche]						
	SO2	NOx	CxHy	CO	CO2	Poussières
Chaudière Fioul	140	40	10	50	78000	5
Chaudière Gaz Naturel	0	40	5	50	52000	0
Chaudière Charbon	340	70	10	4500	104000	60
Chaudière à bois bûches traditionnelle	10	50	1000	6000	0	70
Chaudière à bois bûche moderne	10	42	9	366	0	14
Chaudière à bois déchiqueté	10	45	2	16	0	4

Estimation salle communale

Tableau 2 : Emissions de CO, NO2 et SO2 en Kg pour la salle Communale de Saint-Hostien sur 1 an						
	SO2	NOx	CxHy	CO	CO2	Poussières
Chaudière Gaz Naturel	0	9,3312	1,1664	11,664	12130,56	0

Estimation résidence de 100 m² chauffée au fioul

Tableau 3 : Emissions de CO, NO2 et SO2 en Kg pour une habitation de 100m2 chauffée au fioul						
	SO2	NOx	CxHy	CO	CO2	Poussières
Chaudière Fioul	10,8864	3,1104	0,7776	3,888	6065,28	0,3888

Comparaison des rejets Crématorium / combustion du bois foyers particulier [CO, NOX, COVT et dioxines]

Moyenne des émissions d'appareils de chauffage domestique à bois

	Poêle	ouvert	Fermé	M	Min
Co2 (g/kg)	1594,00	1814,00	1628,00	1678,67	1594,00
CO (g/kg)	68,60	53,60	28,20	50,13	28,20
Nox (g eq. No2 /kg)	0,99	2,10	0,65	1,25	0,65
COVT (g eq. C / kg)	9,00	10,80	2,20	7,33	2,20
Poussieres (g/kg)	1,36	2,00	0,43	1,26	0,43
Dioxines (ng. Iteq / kg)	0,34	1,30	0,51	0,72	0,34

Source : Ineris Evaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur – 2008

Mesure des équivalences des émissions de CO, NOX, COVT et dioxines d'un crématorium avec les émissions de la combustion de bois

Crematorium émissions 1h Kg	Crematorium émissions 1 crémation Kg	Crematorium émissions 1 crémation g		Equivalence émissions Kg de bois
0,001793997	0,002690995	2,690995392	Poussières	2,130075508
0,011038493	0,016557739	16,5577391	CO	0,330274051
0,199963164	0,299944746	299,9447458	NOX	240,5973897
0,001281656	0,001922484	1,922483536	COVT	0,262156846
0,006584325	0,009876487	9,8764872		
0,015433749	0,023150624	23,15062358		
5,7649E-06	8,64735E-06	0,008647351		
7,67581E-12	1,15137E-11	1,15137E-08	Dioxines	16,06564867

Les émissions de Nox lors de la combustion de bois sont extrêmement faibles, aussi ces émissions ne peuvent pas être comparées avec celles d'un crématorium.

Comparaison des rejets Crématorium / Voie routière

Les émissions liées à la route ont été calculées sur la base du parc automobile IFSTTAR 2015 et CITEPA 2015 [CEREMA Jan 2016 Étude sur les parcs roulants routiers français]. Les éléments pris en compte lors du calcul des émissions sont les suivants :

- Définition des émissions sur la base du parc automobile IFSTTAR 2015 et CITEPA 2015
Pour les Véhicules légers, les valeurs les plus basses observées en moyenne sur les parcs VL IFSTTAR 2015 et CITEPA 2015 ont été retenues.
Concernant les PL, les valeurs retenues sont les émissions à une vitesse de 50Km/h.
- Définition de la topographie de la N88 de passage sur le territoire de Saint-Hostien
 - Pente à 7 % sur Le Pertuis Saint-Hostien 45 % du trajet
 - Pente à 0% sur le reste 55% du trajet
 - Taille de la portion 4.4 km
- Définition des parts relatives de chacun des véhicules (10% PL et 90% VL) et du total véhicules par jour (12000)
- A. Prise en compte des effets de pente dans le calcul des polluants lorsque cela est possible. Un ratio d'émission sur les effets de pente a été calculé sur la base des éléments du document SETRA 2009 [SETRA 2009 Emissions routières de polluants atmosphériques] et rapporté sur les émissions estimées par l'étude CEREMA 2016. La vitesse retenue pour le calcul des Poids Lourds est la même que celle de l'étude SETRA (30 km/h en montée 6%) sur lequel l'ensemble des ratios a été mesurée.

Les coefficients multiplicateurs retenus sont les suivants

- Nox 3,125 en montée 6%
- Nox 0,1875 en descente 6%
- PM 3,333 en montée 6%
- PM 0,416 en descente 6%

En l'absence de données sur les Véhicules légers, les valeurs les plus basses observées en moyenne sur les parcs VL IFSTTAR 2015 et CITEPA 2015 ont été retenues.

Concernant les PL, en absence de données sur les émissions en pente pour certains polluants, la vitesse retenue est de 50Km/h.

- Formules pour les émissions sans effet de pente
$$Em = (Nb \text{ Véhicule tot} \times \%VL \times Em_{VL/km} \times T_{tronçon}) + ((Nb \text{ Véhicule tot} \times \%PL \times Em_{PL/km} \times T_{tronçon})$$

Em = émissions Totales

Nb Véhicule tot = Nb Véhicule total

Em_{VL/km} = Emission d'un Véhicule Léger par km parcouru

Em_{PL/km} = Emission d'un Véhicule Poids Lourds par km parcouru

T_{tronçon} = Taille du tronçon routier considéré

%VL = Part des Véhicules légers

%PL = Part des Poids Lourds

- Formules pour les émissions avec effet de pente
$$Em = (Nb \text{ Véhicule tot} \times \%VL \times Em_{VLy/km} \times T_{tronçon} \times \%pente y) + ((Nb \text{ Véhicule tot} \times \%PL \times Em_{PLy/km} \times T_{tronçon} \times \%pente y)$$

%pente y = part en pourcentage du trajet avec pente de y %

Em_{VLy} = Emission d'un Véhicule Léger par km parcouru avec pente de y %

EmPLY= Emission d'un Véhicule Poids Lourds par km parcouru pente de γ %

- Définition d'un coefficient dit « Royal » sur la base du communiqué de presse sur les émissions en circulation des véhicules légers. Cet indicateur ne concerne que les émissions de NOX.

	Donnée VL	Donnée PL
Nox	0,35 g / km	4 g / km (50km/h à 0%) ou 6 g / km (30km/h en montée 6%)
PM	0,012 g / km	0,05 g / km (50km/h à 0%) ou 0,065 g / km (30km/h en montée 6%)
CO*	0,2 g/km	1,2 g/km (50km/h à 0%)
COVT*	0,018 g / km	0,07 g / km (50km/h à 0%)

*L'effet de pente n'a pas pu être pris en compte.

Les limites sont les suivantes

- les calculs ne prennent pas en compte les émissions par évaporation (liées à la perméabilité des canalisations des véhicules)
- les calculs s'effectuent sur le mois moyen de l'année (pas de prise en compte de l'impact de la température extérieure)
- les calculs ne prennent pas en compte les surémissions à froid (les véhicules sont chauds, les surémissions sont de 1,2 à 3,6 fois plus élevées selon le polluant observé pour un véhicule léger 100% froid)[SETRA 2009 Emissions routières de polluants atmosphériques Nov 2009]
- le taux de charge moyen des PL est de 50 % et la pente est de 0 % pour les émissions dont les données de pente sont inexistantes ;
- les émissions des véhicules légers ont été déterminées sur la base des émissions les plus basses observées sur les courbes des parcs automobiles IFSTTAR 2015 et CITEPA 2015 du document l'Étude sur les parcs roulants routiers français [CEREMA Jan 2016].
- Le coefficient de pente des VL a été calculé sur la base du rapport des émissions des PL entre une pente à 6% et pente à 0%
- Concernant le NOX, le coefficient multiplicateur retenu concerne l'écart le plus faible entre la valeur observée et la valeur théorique soit 1,5. La différence d'émissions est de 5 à 10 fois plus élevées dans les études menées en situation réelle (commission Royal)
- Les Véhicules Utilitaires Légers (VUL) n'ont pas été pris en compte. Ils émettent plus qu'un VL et représentent environ 15.56% du Parc Véhicule Français (source : INSEE)
- La pente du Pertuis est de 7% et non de 6%. En l'absence de donnée, elle a été considérée comme faisant 6%
- Enfin, les Nox moyens estimés des véhicules légers sur les parcs automobiles IFSTTAR 2015 et CITEPA 2015 correspondent aux Nox émis par des véhicules Euro 6 testés sur circuit en 2016. [Rapport final de la commission indépendante mise en place par Mme la Ministre Ségolène Royal après la révélation de l'affaire Volkswagen – 29 Juillet 2016]. Or la part des véhicules Euro 6 en Haute-Loire au 1^{er} Janvier 2017 est inférieure à 15,68 % (Les véhicules Euro 6 ont été mis en circulation au 1^{er} Septembre 2015). Il est nécessaire de réaffiner les valeurs obtenues concernant les émissions de Nox.

Réajustement des valeurs Nox

La méthodologie utilisée dans le but de se rapprocher au plus près possible des émissions de la RN88 est la suivante.

- Définition d'un rapport entre les émissions de Nox des véhicules Euro 6 et Euro 5. [Rapport final de la commission indépendante mise en place par Mme la Ministre Ségolène Royal après la révélation de l'affaire Volkswagen – 29 Juillet 2016]. Ce ratio est de 1,5954
- L'âge moyen des véhicules en France sur est de **8,9 ans**. [L'Industrie Automobile Française analyse & statistiques 2016 – CCFA p.45] A noter que les véhicules de plus de 15 ans ne sont pas comptabilisés dans le parc automobile français
- Définition des normes euro du parc de véhicule en Haute-Loire sur les éléments fournis par le Ministère du développement durable.
- Définition de la norme Euro moyenne d'un véhicule du parc d'automobile en Haute Loire _ Euro 4
- Calcul des émissions de Nox sur un véhicule Euro 4 sur la base des émissions Euro 6 et Euro 5 par application du rapport précédemment calculé
- Calcul d'un ratio entre la valeur trouvée et le résultat obtenu lors de la précédente mesure
- Correction des données précédentes par application du ratio sur l'ensemble des données d'émission de Nox des véhicules légers et suppression du coefficient Royal. La principale inconnue de la méthodologie réside dans les émissions Nox des Poids Lourds puisqu'aucune donnée n'a été identifiée concernant les émissions des Poids Lourds en condition de circulation réelle.

Mesure des émissions moyennes Euro 5 et Euro 6 et calcul du Rapport (Cf Annexe)		
	Nox émis en Moyenne	Rapport
EURO 5 (16 véhicules)	694.8 mg / km	1.5954
EURO 6 (15 Véhicules)	435.48 mg / km	

Nombre de véhicule en Haute-Loire au 1^{er} Janvier 2017 et Norme Euro				
Département	Age du véhicule	Total	Poids %	Norme
Haute-Loire	< 4 ans	18 472	15,68	Euro 6
	4 + 5 ans	14 369	12,19	Euro 5
	6 + 7 ans	18 332	15,56	Euro 5
	8 à 10 ans	26 542	22,53	Euro 4
	11 à 15 ans	40 114	34,04	Euro 4
	Total	117 829	100,00	

Source : Rapport d'enquête de la Commission Royal

Source : Ministère du Développement durable

Estimation des Emissions EURO 4		
	Nox émis en Moyenne	Rapport
EURO 4	1108.42 mg / km	1.5954
EURO 5	694.8 mg / km	1.5954
EURO 6	435.48 mg / km	1

Comparaison Données CEREMA / Estimation Euro 4			
	CEREMA	Véhicule de 8,9 ans	Rapport
NOX g/km	0,35	1,10842	3,14

Estimation des émissions d'un crématorium 600h en jours de route N88			
	N88 Saint-Hostien (1 journée) Kg	Crematorium 400 crémations Kg	Equivalences jours de route
Nox	112.09	119,97	1.16
PM	1,26	1,07	0.88
CO*	14,76	6,62	0,44
COVT*	1,14	0,76	0,67
Moyenne			0.78

*L'effet de pente n'a pas pu être pris en compte.

Le cas du Mercure : crémation et inhumation

Les émissions de mercure sont délicates à évaluer puisqu'il est émis par des sources non comparables aux émissions d'un crématorium (industrie chimique, centrales à charbon). Si les crématoriums sont les 3^{ème} en matière d'émissions de mercure, ils se positionnent en bon dernier.

Les produits de grande consommation contenant le plus de mercure ont été peu à peu enlevés du marché. Les principaux produits contenant du mercure sont

- Les anciens thermomètres contenaient environ 1g de mercure.
- Certaines cartes électroniques
- Certaines ampoules basses consommation
- Certains amalgames dentaires dans le cadre des soins de dents cariés. Les « plombages » contiennent environ 0.5g de mercure. Il semble délicat de substituer totalement le mercure des amalgames par d'autres éléments moins nocifs.

Aussi si la convention de Minamata définit les grandes orientations de réduction du Mercure. Les objectifs ont été repris par l'Europe et de nouvelles réglementations en matière d'émissions apparaîtront un jour où l'autre.

Sans préjuger de la pratique funéraire de chacun, il apparaît une donnée importante par rapport aux émissions de mercure.

- Les filtres mis en œuvre dans le processus de crémation permettent de capter 97 à 99% du mercure émis.
- L'inhumation ne permet pas de capter les rejets de mercure et l'ensemble des polluants se retrouvent dans les sols et finalement dans les eaux. (étude BRGM)
- Tout comme l'inhumation, les rejets non contrôlés de mercure se retrouvent *in fine* dans l'eau.

APPROCHE DOCUMENTAIRE : Etude comparative

Le cas du crématorium du Père Lachaise (Paris)

1. Etude sur la qualité de l'air

Air Paris a réalisé une étude sur la qualité de l'air en 2010 à proximité du crématorium du père Lachaise pendant une période de 5 semaines. Les capteurs ont été placés à 900 mètres du crématorium sur le trajet des vents dominants.

La mesure moyenne observée par air parif est de 1,7 ng / M3 pour une valeur maximale observée de 6.6 ng / m3.

Air Paris conclue à des mesures des quantités de mercure présents dans l'air très inférieures au à la valeur recommandée par l'OMS (1000ng/m3 en moyenne annuelle pour le mercure inorganique)

En complément à cette étude, les seuils observés à proximité du cimetière du Père Lachaise sont systématiquement inférieurs aux autres valeurs de références de la littérature

	Valeur de référence	Mesure Moyenne Air Parif
« Position Paper » Europe	50ng / m3	1,7 ng / m3
OMS	1000 ng / m3	1,7 ng / m3
OEHHA	30ng / m3	1,7 ng / m3

2. Données techniques du crématorium du Père Lachaise :

Nombre de crémation au père Lachaise en 2010 : 5361

5 chambres de crémation en 2010

Les dernières analyses des rejets des effluents atmosphériques ont été réalisées au crématorium du Père Lachaise en **novembre 2015**.

Cette campagne a été menée par l'organisme de contrôle BUREAU VERITAS, accrédité COFRAC disposant de toutes les habilitations et certifications nécessaires pour la réalisation de ces analyses.

Le tableau ci-dessous reprend les données constatées par cette étude:

POLLUANTS	SYMBOLE	EXIGENCESACTUELLES*	EXIGENCESFUTURE S**	DERNIERESANALYSE DU PERELACHAISE** *
POUSSIERES		< 100 mg / Nm3	< 10 mg / Nm3	3.1 mg / Nm3
MONOXYDE DECARBONE	CO	< 100 mg / Nm3	< 50 mg / Nm3	23.5 mg / Nm3
OXYDES D'AZOTE	NOx	< 700 mg / Nm3	< 500 mg / Nm3	366 mg / Nm3
COMPOSESORGANIQUESVOLATILES	COV	< 20 mg / Nm3	< 20 mg / Nm3	3.32 mg / Nm3
ACIDE CHLORHYDRIQUE	HCL	< 100 mg / Nm3	< 30 mg / Nm3	4 mg / Nm3
DIOXYDE DE SOUFFRE	SO ²	< 200 mg / Nm3	< 120 mg / Nm3	16,8 mg / Nm3
MERCURE	HG		< 0,2 mg / Nm3	0,016 mg / Nm3
DIOXINES ET FURANES			< 0,1 ng / Nm3	0,00714 ng / Nm3

*arrêté du 25 avril 1995

**arrêté du 28 avril 2010

*** maximum constaté sur les analyses des Lignes ouest et est.

Si les résultats d'Air Parif ont été prélevés à un point que l'on peut considérer comme éloigné du crématorium (900m), plusieurs éléments nous confortent dans le caractère peu polluant d'une telle structure :

- **Les résultats obtenus équivalent au maximum à 1/500^{ème} des valeurs prescrites par l'Organisation Mondiale de la Santé.**
- **De plus le nombre important de crémation (5361) au crématorium du Père Lachaise est surdimensionné par rapport aux futures crémations à Saint-Hostien**
(2676 décès en 2015 en Haute-Loire soit 802 crémation en équivalence au pourcentage national de 30%)

3. Comparaison des émissions entre un crématorium de 400 crémations et de 5361 crémations (Crématorium Père Lachaise)

POLLUANTS	Estimation émissions Père Lachaise 5341 crémations (Kg)	Estimation émissions Crématorium 400 crémations (Kg)
POUSSIERES	4,272858744	1,076398157
MONOXYDE DE CARBONE	32,93314845	6,62309564
OXYDES D'AZOTE	590,6052316	119,9778983
COMPOSES ORGANIQUES VOLATILES	5,244387374	0,768993414
ACIDE CHLORHYDRIQUE	7,045781512	3,95059488
DIOXYDE DE SOUFFRE	23,76872426	9,260249432
MERCURE	0,01822468	0,00345894
DIOXINES ET FURANES	1,0475E-08	4,60549E-09

L'analyse de ce tableau conforte les éléments précédents et fait ressortir 2 points clés

- Les estimations des rejets du crématorium du Père Lachaise sont bien supérieures aux émissions projetées d'un crématorium de 400 crémations. Cependant les rapports entre le nombre de crémation et le volume des émissions des différents polluants émis n'est pas le même. Ainsi pour 13 fois plus de crémation, les émissions sont « seulement » 4 fois plus élevées pour le crématorium du Père Lachaise.
- AirParif a déclaré l'innocuité du Crématorium du Père Lachaise sur les riverains

Compte-rendu de l'étude de DUMMER DICKINSON PARKER sur l'impact des centrales de déchets et des crématoriums sur les naissances

En substance l'étude s'attache à définir un modèle d'interaction entre la localisation des crématoriums et l'émergence de pathologies sur les enfants nés à proximité. La méthodologie utilisée se base sur l'exploitation d'un fichier de 244758 naissances sur une période de 37 années.

Deux outils mathématiques sont utilisés dans le cadre de cette étude à savoir,

- Le Odd Ratio appelé encore rapport de cotes ou rapport des chances qui consiste à définir si un lien supposé existe entre deux variables indépendantes.
- La création d'une équation qui teste le lien entre l'augmentation de ce rapport de cotes et la distance avec le crématorium.

Le Odd Ratio est délicat à interpréter de manière brute puisqu'il dépend intrinsèquement des variables observées et ne permet pas de faire une généralité. (il est notamment utilisé dans le cadre de paris sportifs) Le rapport de cotes permet plutôt de tendre vers une piste de réflexion qui devra être confirmé via d'autres outils. L'interprétation d'un Odd Ratio se fait par rapport à la valeur 1 signifiant qu'il n'y a aucun lien entre les valeurs observées dans le cadre de l'échantillon obtenu. Une valeur supérieure à 1 signifie qu'il y a plus de chance que l'événement se produise dont l'intensité dépend de la valeur de l'Odd Ratio.

L'odd Ratio ne définit pas le lien de causalité ou de dépendance entre les deux variables indépendantes.

Comme dans toute étude statistique rigoureuse, les chercheurs se sont attachés à définir un intervalle de confiance sur chaque observation qui permet d'éclairer le lecteur sur la solidité des résultats obtenus en calculant de marge d'erreur acceptable entre les résultats obtenus sur une

Table 3 Continuous odds ratios (OR)‡ for risk of stillbirth, neonatal death, and lethal congenital anomaly in relation to proximity to crematoriums, 1956–93, by time period, adjusted for social class, birth order, year of birth, and multiple births

Outcome	Number of cases	OR	95% CI	p
1956–60				
Stillbirth + neonatal death	1508	0.95	0.74 to 1.22	
Stillbirth	887	0.85	0.60 to 1.20	
Neonatal death	621	1.08	0.77 to 1.52	
1961–71				
Stillbirth + neonatal death	2559	1.10	1.01 to 1.20	*†
Stillbirth	1413	1.19	1.09 to 1.31	**
Neonatal death	1146	0.93	0.75 to 1.15	
Congenital anomaly	906	1.10	0.95 to 1.27	
All neural tube defects	493	1.12	0.94 to 1.33	
Anencephalus	219	1.23	1.01 to 1.50	*
Spina bifida	1968	1.06	0.79 to 1.42	
Other central nervous system	76	0.65	0.33 to 1.26	
Heart defects	177	1.21	0.91 to 1.62	
All other anomalies	236	0.95	0.66 to 1.38	
1972–82				
Stillbirth + neonatal death	1212	0.98	0.87 to 1.09	
Stillbirth	602	1.04	0.93 to 1.16	
Neonatal death	610	0.89	0.72 to 1.11	
Congenital anomaly	462	0.80	0.59 to 1.09	
All neural tube defects	200	0.68	0.39 to 1.16	
Anencephalus	69	0.35	0.11 to 1.18	
Spina bifida	88	0.71	0.28 to 1.78	
Other central nervous system	43	0.97	0.64 to 1.47	
Heart defects	125	0.58	0.26 to 1.27	
All other anomalies	137	1.04	0.84 to 1.29	
1983–93				
Stillbirth + neonatal death	618	0.99	0.87 to 1.23	
Stillbirth	332	1.01	0.97 to 1.05	
Neonatal death	286	0.84	0.60 to 1.17	
Congenital anomaly	201	1.02	0.99 to 1.05	
All neural tube defects	41	0.76	0.37 to 1.58	
Anencephalus	7	0.65	0.13 to 3.19	
Spina bifida	18	1.02	0.97 to 1.08	
Other central nervous system	16	0.08	0.00 to 5.62	
Heart defects	49	0.50	0.15 to 1.62	
All other anomalies	111	1.03	1.01 to 1.06	**
1956–93				
Stillbirth + neonatal death	5897	1.02	0.99 to 1.05	
Stillbirth	3234	1.04	1.01 to 1.07	**
Neonatal death	2663	0.91	0.78 to 1.04	
Congenital anomaly (1961–93)	1569	1.02	0.96 to 1.08	
All neural tube defects	734	1.00	0.87 to 1.16	
Anencephalus	295	1.05	1.00 to 1.10	*
Spina bifida	304	0.99	0.77 to 1.27	
Other central nervous system	135	0.70	0.43 to 1.14	
Heart defects	351	1.00	0.77 to 1.31	
All other anomalies	484	1.04	1.00 to 1.07	*

*p<0.05, **p<0.01. †Became non-significant when most influential births were excluded. ‡These ORs are continuous, for example the odds of anencephalus at a distance, D, from crematoriums compared with the odds at 3 km from crematoriums in 1961–71 is $1.23^{(1/D)-0.112} - 1/0.112$. Hence the odds ratio comparing risk at a distance of 0.5 km compared with that at 3 km in 1961–71 is about 1.77.

population définie et l'ensemble de la population. L'intervalle de confiance peut être utilisé de deux manières différentes :

- Définir une taille d'échantillon suffisante dans le but d'obtenir une représentativité ciblée
- Tester la taille d'un échantillon donné dans le but de conforter la validité scientifique à une observation statistique donnée.

Ainsi la taille de l'intervalle de confiance permet d'analyser les résultats obtenus dans le cadre d'une étude. Il s'interprète de la manière suivante dans notre cas. « Il y a 95% de chance que la valeur se trouve dans l'intervalle défini »

Pour faire le rapprochement entre l'Odd Ratio et l'intervalle de confiance il est nécessaire d'une part de regarder si la valeur observée est supérieure à 1 (suspicion de lien de causalité) et d'autre part de vérifier que la valeur minimale de l'intervalle de confiance ne soit pas inférieure à 1. (dans ce cas il y a une forte probabilité qu'il n'y ait pas de suspicion de lien de causalité même si la valeur de l'Odd Ratio est supérieure à 1)

Les limites principales de l'étude sont les suivantes

L'étude souligne la présence de 3 crematoriums en activité en 1956. Aucune date n'est donnée quant à leur création (contrairement aux incinérateurs) or un article publié dans le the Manchester Genealogist Volume 37/2 en 2001 fait état de près de 50 crematorium en activité sur l'ensemble du territoire Anglais en 1938. Soit 18 ans avant le début de l'étude. Il est nécessaire de se poser la question de la date de mise en fonction des crematoriums observés pour permettre l'analyse des résultats obtenus lors de la période 1956 - 1960

L'étude ne révèle pas d'augmentation des symptômes observés sur les différentes périodes observées mais seulement un pic entre 1961 et 1971.

Les auteurs n'observent pas d'augmentation de l'Odd Ratio en fonction de la distance. Il n'y a donc pas de lien présumé entre l'augmentation des symptômes observés et la distance avec le crematorium.

Les auteurs ne font pas mention de l'environnement direct des crematoriums et de la présence éventuelle d'autres structures qui pourraient être la cause de ce pic observé entre 1961 et 1971.

Compte-rendu de l'étude de l'Ademe sur la dangerosité des crématoriums

L'étude de l'ADEME en 2006 a été basée sur l'étude des rejets de 10 crématoriums en activité. Si la commission préconisait en 2006 un renforcement des normes encadrant les crématoriums, elle conclue à l'absence d'impact environnemental et sanitaire pour les populations et par conséquent à l'innocuité des crématoriums.

Notons que cette étude a été réalisée avant la mise en place de l'arrêter de 2010. Les récentes normes d'émissions étant bien plus restrictives que les précédentes.

Les valeurs règlementaires préconisées par l'étude n'ont pas été toutes suivies notamment au niveau des SO₂ et des Nox. Cependant les moyennes observées sont inférieures aux seuils préconisés.

POLLUANTS	SYMBOLES	PRECONISATIONS ADEME	EXIGENCES 2018	Valeurs Observées
POUSSIERES		10 mg / Nm ³	< 10 mg / Nm ³	2,8092
MONOXYDE DE CARBONE	CO	50 mg / Nm ³	< 50 mg / Nm ³	17,698
OXYDES D'AZOTE	NO _x	400 mg / Nm ³	< 500 mg / Nm ³	319,48
COMPOSES ORGANIQUES VOLATILES	COV		< 20 mg / Nm ³	2,1314
ACIDE CHLORHYDRIQUE	HCL	30 mg / Nm ³	< 30 mg / Nm ³	10,118
DIOXYDE DE SOUFFRE	SO ²	50 mg / Nm ³	< 120 mg / Nm ³	23,178
MERCURE	Hg	0,2 mg / Nm ³	< 0,2 mg / Nm ³	0,009136
DIOXINES ET FURANES	PCDD et PCDF	0,1 ng / Nm ³	< 0,1 ng / Nm ³	0,011948

Compte-rendu de l'étude du BRGM sur le comportement du mercure dans les sols et l'eau.

Comportement dans les sols

Plusieurs phénomènes sont à retenir concernant le comportement du mercure dans les sols :

Plus le Ph des sols est élevé (argileux) plus le mercure est mobile. « Lorsque le PH croit, la matière organique se dissout, et le mercure (forme organique) devient mobile et s'absorbe sur les matériaux argileux, les oxydes de fer ou de manganèse » [BRGM p43]

« L'absorption du mercure par la matière organique et l'argile a pour conséquence d'en diminuer la volatilisation et son prélèvement par les plantes. » [BRGM p43]

Volatilisation

« La volatilisation est le principal flux de sortie du mercure du sol.

Le mercure se volatilise principalement dans sa phase gazeuse. Il est principalement constitué de Hg⁰ et en plus faible quantité de méthylmercure.

Quelques espèces, volatiles ou non volatiles, peuvent être volatilisées avec l'évaporation de l'eau ; cela représente une quantité infime par rapport à la volatilisation du Hg⁰ et Hg(CH₃)₂.

La réduction du Hg²⁺ en Hg⁰ se produit principalement dans la fine couche supérieure du sol.

Le taux de volatilisation est fonction du type de sol. Il augmente avec la température, le pH et il diminue lorsque le contenu en matière organique augmente. » [BRGM p45]

Lixiviation ou ruissellement

« Le mercure transféré par ruissellement peut provenir de deux sources :

- la phase dissoute de mercure présent dans la solution du sol ;
- l'entraînement physique du mercure lié à de grosses particules en suspension.

Les pluies acides peuvent donc favoriser la lixiviation organique du mercure.

L'acidité du milieu favorise la lixiviation du mercure lié à la matière organique.

Par contre, le milieu alcalin (Ph > 7) favorise la lixiviation des formes inorganiques du mercure. » [BRGM p45]

Sur la base des éléments précédemment cités plusieurs points sont à souligner

Le cycle du mercure est constant quel que soit son point d'émission (aérien ou souterrain) puisqu'il suit un cycle évaporation – fixation dans le sol – ruissellement dans l'eau – évaporation qui dépend des conditions environnementales locales.

Le mercure peut prendre plusieurs formes, organique ou inorganique (liquide, gazeux ou ionique)

Le processus de transformation du mercure inorganique en mercure organique s'appelle la méthylation lorsqu'il est combiné avec une molécule de carbone. Lorsqu'il est combiné avec une molécule de carbone. Le processus inverse s'appelle la déméthylation. Ces deux processus ont lieu naturellement dans le cycle du mercure.

Un crématorium émet du mercure inorganique, tout comme une inhumation. Par conséquent il n'y a pas de différence entre le mercure émis en inhumation et en crémation.

Etat des lieux des natures dominantes de sol à Saint-Hostien

Source BRGM



Les sols situés aux abords du cimetière de Saint-Hostien sont majoritairement argileux avec présence de calcaire, de marne et de gypse.

Perturbateurs endocriniens liés au mercure et aux dioxines et furannes

Selon l'UE un perturbateur endocrinien est « une substance ou un mélange exogène altérant les fonctions du système endocrinien et induisant donc des effets nocifs sur la santé d'un organisme intact, de ses descendants ou sous-populations »

Le Mercure organique (Méthylmercure) est un perturbateur endocrinien suspecté. Il est à noter que sa diffusion dans l'environnement est supérieure dans le cadre des inhumations du fait de l'absence de filtres. Comme nous l'avons vu précédemment, le cycle du mercure est identique quel que soit sa source et passe d'un état gazeux à un état solide et inversement de manière répétée.

L'absorption humaine de mercure se fait majoritairement par la consommation de poissons d'eau douce ou de poissons et produits de la mer contaminés par le méthylmercure.

De manière générale les perturbateurs endocriniens sont présents dans de nombreux produits de consommation courante (parfum, pharmacie, emballage alimentaire, pesticides, retardateurs de flamme, mobilier, équipements électroniques, incendies, diesel, transformateurs électriques, détergents)

L'ECHA (European Chemicals Agency) a dressé une liste de 174 substances utilisées actuellement dans le cadre de produits industriels ou de consommation courante. (<https://echa.europa.eu>)

Un programme national de recherche a été initié en France en 2005 (<http://www.pnrpe.fr>)

Conclusion

En comparaison avec les sources d'émissions alternatives identifiées dans le cadre de cette étude, les crématoriums nous semblent être des structures non dangereuses pour l'environnement et l'Homme.

Dans une logique d'amélioration continue des rites funéraires autorisés en France il serait souhaitable d'être attentif aux points suivants à savoir :

- La composition des cercueils
- Le contrôle des éléments mis en bière avec le défunt
- Les habits de défunt
- Les émissions de Mercure qui malgré de très faibles émissions doivent être limitées dans les années à venir. Les travaux engagés par l'Etat en ce sens sont encourageants. L'utilisation du mercure dans les soins dentaires devrait faire l'objet d'une analyse approfondie pour permettre l'identification de produits de substitution moins nocif pour l'environnement. Des travaux en ce sens permettraient à chacun de pouvoir bénéficier de la pratique funéraire qu'il souhaite sans effectuer de choix lié à son impact environnemental post mortem.

Le Conseil Municipal de Saint-Hostien reste conscient que les impacts d'un crématorium sont fortement dépendants des procédures liées à son exploitation, de la géographie, de la topographie et de la météorologie du territoire concerné (présence de cours d'eau, nature du sol, vents, etc.). Aussi le Conseil Municipal rappelle que cette conclusion concerne les crématoriums en général et non pas l'éventuel crématorium de Saint-Hostien.

Nous tenons aussi à souligner la limite principale de cette étude qui réside dans la faible taille de l'échantillon observé (5 lignes de crémation).

Par rapport à tous les éléments présentés dans ce document nous avons pris la décision d'étudier de manière plus approfondie l'implantation de la structure sur le territoire sur la base des éléments qui seront fournis par l'étude d'impact.

[MAJ 11 07 2017] L'implantation du crématorium de Saint-Hostien fait l'objet d'une étude d'impact complète diligentée par la préfecture le 11 Juillet 2017.

ANNEXES

Annexe 1 Valeurs de références synthèse

Extrait étude Air Paca

1.2.1 Valeurs de références

Directive 2004/07/CE du 15 décembre 2004 : Contrairement aux autres métaux de la Directive de décembre 2004, le mercure ne dispose pas de valeur seuil. Les travaux effectués dans le cadre du « Position Paper » sur le mercure ont abouti à la proposition d'une valeur seuil de 50 ng/m^3 . Cette valeur n'a pas été retenue dans le document final (faute de connaissance suffisante sur le comportement de cet élément).

Valeur Toxicologique de Référence (VTR) : Pour le mercure élémentaire gazeux libre, la VTR pour les effets à seuils actuellement considérée par l'INERIS pour une exposition chronique par inhalation, parmi celles disponibles, est celle proposée par l'OEHHA en 2008 :

30 ng/m^3 (avec prise en compte d'un facteur d'incertitude de 300 lors de son élaboration)

OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment.

Valeur guide : L'organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (soit 1000 ng/m^3), comme valeur guide pour le mercure inorganique.

Concentration dans l'air : Le tableau ci-dessous résume les concentrations de mercure observées dans l'environnement pour le compartiment «AIR»

Concentrations de mercure dans l'air ambiant			
Milieu	Concentration	Caractéristique des mesures	Source
Air	zone rurale : $0,001-6 \text{ ng/m}^3$ zone urbaine : $0,1-5 \text{ ng/m}^3$ zone industrielle : $0,5-20 \text{ ng/m}^3$	Union européenne	OMS, 2003 ; IPCS, 1989
	zone urbaine : $10-20 \text{ ng/m}^3$ zone non urbaine $< 6 \text{ ng/m}^3$	Synthèse de la littérature	ATSDR, 1999 (EPA, 1980)
	$1-4 \text{ ng/m}^3$	-	INERIS, 2010

Tableau 1 : Concentrations de mercure observées dans l'air ambiant : moyenne annuelle en ng/m^3

Annexe 2 Mesures

1 milligramme - symbole : mg = 1 millième de gramme = 10^{-3} grammes 1 mg = 1.000 ug

1 microgramme - symbole ug = 1 millionième de gramme = 10^{-6} grammes 1 ug = 1.000 mg

1 nanogramme - symbole ng = 1 milliardième de gramme = 10^{-9} grammes

Annexe 3 Etude crematoriums Cumbria 1956 - 1993

456

RESEARCH REPORT

Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956–93

T J B Dummer, H O Dickinson, L Parker

J Epidemiol Community Health 2003;57:456–461

See end of article for authors' affiliations

Correspondence to: Professor L Parker, School of Clinical Medical Sciences, Paediatric and Life-course Epidemiology Research Group, University of Newcastle, Sir James Spence Institute, Royal Victoria Infirmary, Newcastle NE1 4LP, UK; louse.parker@ncl.ac.uk

Accepted for publication 26 August 2002

Study objective: To investigate the risk of stillbirth, neonatal death, and lethal congenital anomaly among babies of mothers living close to incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956–93.

Design: Retrospective cohort study. Logistic regression was used to investigate the risk of each outcome in relation to proximity at birth to incinerators and crematoriums, adjusting for social class, year of birth, birth order, and multiple births. Continuous odds ratios for trend with proximity to sites were estimated.

Setting: All 3234 stillbirths, 2663 neonatal deaths, and 1569 lethal congenital anomalies among the 244 758 births to mothers living in Cumbria, 1956–1993.

Main results: After adjustment for social class, year of birth, birth order, and multiple births, there was an increased risk of lethal congenital anomaly, in particular spina bifida (odds ratio 1.17, 95% CI: 1.07 to 1.28) and heart defects (odds ratio 1.12, 95% CI: 1.03 to 1.22) around incinerators and an increased risk of stillbirth (odds ratio 1.04, 95% CI: 1.01 to 1.07) and anencephalus (odds ratio 1.05, 95% CI: 1.00 to 1.10) around crematoriums.

Conclusions: The authors cannot infer a causal effect from the statistical associations reported in this study. However, as there are few published studies with which to compare our results, the risk of spina bifida, heart defects, stillbirth, and anencephalus in relation to proximity to incinerators and crematoriums should be investigated further, in particular because of the increased use of incineration as a method of waste disposal.

The incineration of domestic and industrial waste releases dioxins and other chemicals into the environment.^{1,2} Crematoriums have been identified as sources of atmospheric mercury.^{3,4} Such pollutants, many of which act as endocrine disruptors, are hazardous to human health.^{5,6} However, very little is known about the public health impact of low dose, long term environmental exposure to these chemicals.^{6,9,10} Epidemiological studies have identified an increased risk of congenital anomaly and low birth weight in children born close to landfill sites, which are potential sources of this complex family of chemical pollutants.^{11–17} Higher levels of environmental pollutants—including dioxins, lead, and cadmium—have been found in the blood of children living near to waste incinerators in Belgium.⁷ Reduced testicular volume and delayed sexual maturity among children living in areas with high exposure were also reported,⁷ linking exposure to endocrine disruptors to components of the testicular dysgenesis syndrome.¹⁸ Despite concern over the health effects of emissions from incinerators⁶ and crematoriums,⁴ there is little information concerning pregnancy outcomes for mothers living in their vicinity. Identification of possible health effects of incinerators is important given the growth of incineration as a method of waste disposal¹⁹ and its widespread use for the disposal of animal carcasses during the 2001 outbreak of foot and mouth disease in the UK.²⁰

This study investigated the risk of stillbirth, neonatal death, and lethal congenital anomaly among the offspring of mothers living close to incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, between 1956 and 1993.

METHODS

The Cumbrian Births Database

The study area was the county currently defined as Cumbria.²¹ The Cumbrian Births Database has been described

in detail elsewhere.^{22,23} In summary, birth registration details of all 241 524 live births and 3234 stillbirths born to mothers usually resident in the study area, from the opening of the first crematorium in 1956 to 1993, were supplied from the Office for National Statistics and entered onto a computer database.^{22,23} During this period a stillbirth was defined as a fetal death occurring after 28 weeks gestation (from 1 October 1992 fetal deaths occurring after 24 weeks gestation were included, consistent with current legal definitions).^{24,25} Death registrations for the cohort, including those that occurred outside Cumbria, were supplied by the Office for National Statistics from the National Health Service Central Register (NHSCR), which was the primary source of ascertainment of deaths. NHSCR routinely records deaths of all residents of England and Wales who have ever registered with a general practitioner. However, hospital records within Cumbria and in regional referral centres outside Cumbria were searched to ascertain unregistered stillbirths and infant deaths.²⁶ All causes of stillbirth and death were coded to ICD-9. Causes of death and stillbirth were confirmed, where possible, through examination by a consultant neonatologist of details obtained from medical and/or postmortem records (the cause of about 50% of deaths were confirmed in this way). Thus, when post-mortem and/or clinical records were available, causes of stillbirth and death were validated from a number of sources and derived using a more robust method than relying on death or stillbirth certificates. Neonatal death was defined as death within the first four weeks of life.

Several outcome groups were considered: stillbirth, neonatal death, stillbirth plus neonatal death, lethal congenital anomaly (overall and by cause category). Deaths from congenital anomaly (ICD740–759) were grouped by cause, using a standard classification of infant deaths,²⁷ into the following hierarchical and mutually exclusive categories: all neural tube defects (ICD740–742), congenital heart defects

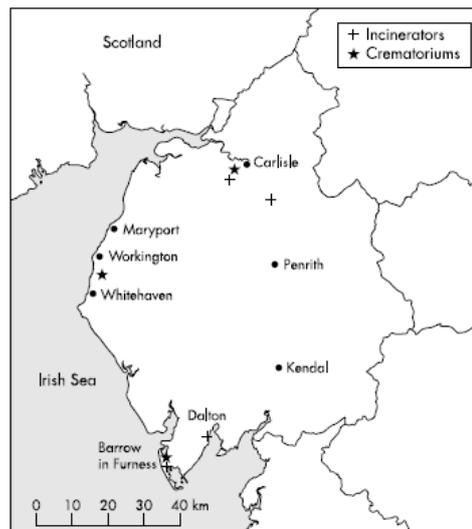


Figure 1 Location of incinerators and crematoriums in Cumbria, 1956–93.

(ICD745–747), other congenital anomalies. Neural tube defects were subdivided into: anencephalus (ICD740), spina bifida (ICD741), other central nervous system anomalies (ICD742). All other lethal congenital anomalies were grouped because of the small numbers within each ICD-9 cause category.

The mother's address on the child's birth certificate was postcoded and hence grid referenced.²⁸ The father's occupation, as recorded on the birth certificate, was assigned a social class.²⁹ Algorithms based on parents' names were used to assign birth order and identify multiple births.²³

Geographical data (see table 1)

The grid references and dates of operation of incinerators in Cumbria were ascertained from Environment Agency records. No incinerators operated before 1977, and four operated between 1977–93. The locations of all crematoriums were ascertained from specialist digests and the dates of operation were obtained. During the period 1956–1993, three crematoriums operated. Details were captured in the geographical information system Arc/Info.³⁰ Mercury represents the main pollutant from crematoriums.³⁴ By contrast, emissions from incinerators incorporate a more complex mixture of dioxins, furans, particulates (such as chloride and sodium), heavy

metals (including lead and chromium), and volatile organic compounds (such as chloroform).¹³ Because of the differences in emissions, incinerators and crematoriums were analysed separately. Three of the four incinerators in Cumbria all dealt with materials defined as difficult by the Environment Agency,³² the other (incinerator 1) processed only inert and biodegradable material.³² Because of the historical nature of this study no detailed emissions data were available. Details of the material dealt with at each incinerator are presented in table 1. The location of all incinerators and crematoriums in Cumbria, 1956–93 is shown in figure 1.

Analysis methods

A measure of exposure of each birth to incinerators and crematoriums was computed using the distance function $1/(D+0.1)^2$ where D was the distance in km from the site and the measure was summed over all sites that were in operation at the time of birth.

Stillbirth and neonatal death rates fell substantially over the study period.³³ The cause of stillbirth was recorded on the stillbirth registration only from 1961 onwards. Hence the analysis in relation to proximity to crematoriums was stratified by time period: 1956–60, 1961–71, 1972–82, 1983–93. As incinerators in Cumbria were in operation only between 1977 and 1993, this analysis was not stratified by time period.

Multivariate logistic regression³⁴ was used to model how the risk of each outcome varied in relation to proximity to incinerators and crematoriums, adjusting for the known demographic risk factors—year of birth, social class, birth order, and multiple births—using offsets from an analysis of the effects of demographic risk factors without the exposure function. Year of birth was modelled using both quadratic and linear terms. Social class, birth order, and multiple births were treated as categorical variables (social classes I, II, III, IV, V, armed forces, and unknown, father not recorded on the birth certificate; birth order 1, 2, 3, and ≥ 4 ; multiple births, yes/no). A sensitivity analysis was carried out repeating the logistic regression, but excluding births with the greatest influence, as measured by Pregibon's influence statistic.³⁴ For incinerators the analysis was repeated for the period before any incinerators were open, 1956–76. Because multiple births may not be considered independent events, robust estimates of variance were used and significance assessed from the corresponding p value.³⁵

RESULTS

Incinerators (see table 2)

The risk of stillbirth and neonatal death was not significantly increased closer to incinerators. However, the risk of lethal congenital anomaly was significantly higher ($p < 0.01$). This significantly increased risk was restricted to heart defects and neural tube defects, specifically spina bifida. Sensitivity analysis demonstrated that these results remained significant when the most influential births were excluded. Replication of the

Table 1 Incinerators and crematoriums in Cumbria in operation during the study period, 1956–93

Site	Location	Material*	Time period of operation
Incinerator 1	Barrow in Furness	Inert, biodegradable	1977–1992
Incinerator 2	Ulverston	Hazardous, flammable, chemicals	1978–1994
Incinerator 3	Dalston	Filter material, treatment sludges, biodegradable	1979–1991
Incinerator 4	Armathwaite	Biodegradable, putrescible	1991–present
Crematorium 1	Carlisle	–	1956–present
Crematorium 2	Barrow in Furness	–	1963–present
Crematorium 3	Distington	–	1974–present

*Information from the Sitefile Digest³² and Environment Agency records.

Table 2 Continuous odds ratios (OR)† for risk of stillbirth, neonatal death, and lethal congenital anomaly in relation to proximity to incinerators, 1956–76 (before incinerators opening)‡ and 1977–93, adjusted for social class, birth order, year of birth, and multiple births

Outcome	Number of cases	OR	95% CI	p
<i>1956–76 (before incinerators opening)</i>				
Stillbirth + neonatal death	4715	0.97	0.93 to 1.01	
Stillbirth	2622	1.00	0.96 to 1.03	
Neonatal death	2093	0.92	0.84 to 1.00	
Lethal congenital anomaly‡	1583	0.94	0.86 to 1.02	
All neural tube defects‡	602	0.95	0.85 to 1.06	
Anencephalus‡	262	0.96	0.82 to 1.13	
Spina bifida‡	244	0.86	0.67 to 1.10	
Other CNS anomaly‡	96	1.02	0.97 to 1.08	
Heart defects‡	247	1.01	0.91 to 1.12	
All other anomalies‡	303	0.94	0.81 to 1.09	
<i>1977–93</i>				
Stillbirth + neonatal death	1182	1.03	0.93 to 1.13	
Stillbirth	612	1.04	0.90 to 1.19	
Neonatal death	570	1.02	0.90 to 1.14	
Lethal congenital anomaly	417	1.10	1.03 to 1.19	**
All neural tube defects	132	1.13	1.04 to 1.23	**
Anencephalus	33	1.08	0.99 to 1.18	
Spina bifida	60	1.17	1.07 to 1.28	**
Other CNS anomaly	39	0.73	0.34 to 1.56	
Heart defects	104	1.12	1.03 to 1.22	**
All other anomalies	181	0.90	0.67 to 1.22	

*p<0.05, **p<0.01. †These ORs are continuous, for example, the odds of lethal congenital anomaly at a distance, D, from an incinerator compared with the odds at 3 km from incinerators is $1.10^{(D/3-1)/0.12} - 1/0.12$. Hence the odds ratio comparing risk at a distance of 0.5 km compared with that at 3 km (or further) is about 1.3. ‡Before incinerators opening lethal congenital anomalies were analysed only for the time period 1961–76.

analysis, using the location of incinerators for the time period before they were open, showed no increased risk for any outcome (table 2).

Crematoriums (see table 3)

During 1956–93 there was a significantly increased risk ($p<0.01$) of stillbirth closer to crematoriums, reflecting a consistently increased risk from 1961 onwards. The risk of anencephalus was also significantly increased during this period ($p<0.05$), due to a significantly increased risk in 1961–71. Although most (92%) cases of anencephalus were stillborn, the significantly increased risk of stillbirth remained after exclusion of anencephalus cases from the analysis. From 1972 onwards there was an increased risk of all other congenital anomalies, excluding neural tube defects and heart defects, with increasing proximity to crematoriums, which was significant ($p<0.01$) for the period 1983–1993. These findings remained significant after exclusion of the most influential births.

DISCUSSION

Summary

We found a significantly increased risk of lethal congenital anomaly (specifically spina bifida and heart defects) in relation to proximity to incinerators, but not of stillbirth or neonatal death. In contrast with Elliott *et al.*,¹⁷ who found an increased risk for certain congenital anomalies in areas where landfill sites were later opened, we found no increased risk for any outcome in areas where incinerators were subsequently opened. Hence, there was no evidence that these increased risks might be attributable to features of the environment where incinerators were located.

Around crematoriums, there was a consistently increased risk of stillbirth from 1961 onwards. There was also a significantly increased risk of anencephalus during 1961–1971, when case ascertainment was highest because this time period largely pre-dated antenatal screening for this outcome.

In the later two time periods there were very few cases of anencephalus in term pregnancies and hence statistical power to detect an effect was greatly reduced. There was a significantly increased risk of all other lethal congenital anomalies around crematoriums from 1983 onwards. This increased risk was not observed in earlier time periods despite a greater number of cases, suggesting either that a small association was obscured in earlier time periods by cases due to causes that were eliminated or reduced during 1983–93, or that the significant association in 1983–93 was a chance finding.

The significant statistical associations are different for incinerators and crematoriums. While we cannot infer a causal effect from these statistical associations, the inconsistency may be attributable to the different pollutants emitted by crematoriums and incinerators,^{1,4,5,31} or it may reflect confounding with other unmeasured risk factors, or it may be a chance finding. In addition, the time periods of operation of incinerators and crematoriums were different (1977–93 and 1956–93 respectively). Hence, while we observed a significantly increased risk of anencephalus with proximity to crematoriums during 1961–1971, we did not in the later time periods for either crematoriums or incinerators. It is unlikely that any association between proximity to incinerators or crematoriums and the risk of anencephalus would be detectable in later time periods when the number of cases was low because of prenatal screening and therapeutic termination.

Strengths and weaknesses of the study

Our study covered 38 years, allowing us to investigate a potential environmental hazard with a large cohort of 244 758 births. Changes in medical practices over time may have affected the results. Medical advances, such as improved antenatal care, which allows more fetuses to be carried to at least 28 weeks, and improved gestational dating, may have increased the number of deaths classified as stillbirths. However, other advances, such as better fetal monitoring and

Table 3 Continuous odds ratios (OR)‡ for risk of stillbirth, neonatal death, and lethal congenital anomaly in relation to proximity to crematoriums, 1956–93, by time period, adjusted for social class, birth order, year of birth, and multiple births

Outcome	Number of cases	OR	95% CI	p
1956–60				
Stillbirth + neonatal death	1508	0.95	0.74 to 1.22	
Stillbirth	887	0.85	0.60 to 1.20	
Neonatal death	621	1.08	0.77 to 1.52	
1961–71				
Stillbirth + neonatal death	2559	1.10	1.01 to 1.20	*†
Stillbirth	1413	1.19	1.09 to 1.31	**
Neonatal death	1146	0.93	0.75 to 1.15	
Congenital anomaly	906	1.10	0.95 to 1.27	
All neural tube defects	493	1.12	0.94 to 1.33	
Anencephalus	219	1.23	1.01 to 1.50	*
Spina bifida	1968	1.06	0.79 to 1.42	
Other central nervous system	76	0.65	0.33 to 1.26	
Heart defects	177	1.21	0.91 to 1.62	
All other anomalies	236	0.95	0.66 to 1.38	
1972–82				
Stillbirth + neonatal death	1212	0.98	0.87 to 1.09	
Stillbirth	602	1.04	0.93 to 1.16	
Neonatal death	610	0.89	0.72 to 1.11	
Congenital anomaly	462	0.80	0.59 to 1.09	
All neural tube defects	200	0.68	0.39 to 1.16	
Anencephalus	69	0.35	0.11 to 1.18	
Spina bifida	88	0.71	0.28 to 1.78	
Other central nervous system	43	0.97	0.64 to 1.47	
Heart defects	125	0.58	0.26 to 1.27	
All other anomalies	137	1.04	0.84 to 1.29	
1983–93				
Stillbirth + neonatal death	618	0.99	0.87 to 1.23	
Stillbirth	332	1.01	0.97 to 1.05	
Neonatal death	286	0.84	0.60 to 1.17	
Congenital anomaly	201	1.02	0.99 to 1.05	
All neural tube defects	41	0.76	0.37 to 1.58	
Anencephalus	7	0.65	0.13 to 3.19	
Spina bifida	18	1.02	0.97 to 1.08	
Other central nervous system	16	0.08	0.00 to 5.62	
Heart defects	49	0.50	0.15 to 1.62	
All other anomalies	111	1.03	1.01 to 1.06	**
1956–93				
Stillbirth + neonatal death	5897	1.02	0.99 to 1.05	
Stillbirth	3234	1.04	1.01 to 1.07	**
Neonatal death	2663	0.91	0.78 to 1.04	
Congenital anomaly (1961–93)	1569	1.02	0.96 to 1.08	
All neural tube defects	734	1.00	0.87 to 1.16	
Anencephalus	295	1.05	1.00 to 1.10	*
Spina bifida	304	0.99	0.77 to 1.27	
Other central nervous system	135	0.70	0.43 to 1.14	
Heart defects	351	1.00	0.77 to 1.31	
All other anomalies	484	1.04	1.00 to 1.07	*

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$. †Became non-significant when most influential births were excluded. ‡These ORs are continuous, for example the odds of anencephalus at a distance, D, from crematoriums compared with the odds at 3 km from crematoriums in 1961–71 is $1.23^{1/(D+0.1)^2 - 1/3.1^2}$. Hence the odds ratio comparing risk at a distance of 0.5 km compared with that at 3 km in 1961–71 is about 1.77.

improved resuscitation, may have decreased the number of stillbirths either by shifting potential stillbirths into the category of neonatal deaths or by preventing infant death. The introduction of antenatal screening and elective termination reduced the number of stillbirths and deaths attributable to congenital anomalies in recent years.³⁶ Thus the clinical characteristics of the cases in the 1950s and 1960s may be intrinsically different from those in the 1990s. However, all analyses were adjusted for year of birth, such that the risk of stillbirth, lethal congenital anomaly or neonatal death to mothers living close to incinerators or crematoriums was, in effect, compared with that of other mothers giving birth around the same time. Hence, the objectives of our study were not affected by changes in the nature of cases over time.

Because the Cumbrian Births Database recorded all birth registrations in Cumbria during the study period by date of birth and postcode of mother's residence, we had precise data on the population at risk and the location of each birth. Consequently we were able to estimate exposure and risk within a continuous model unconstrained by the availability of population statistics from other sources and we did not have to restrict our analysis to traditional geographical areal units. However, a limitation of our study was the unavailability of data on pregnancies less than 28 weeks gestation (24 weeks since 1 October 1992), which will affect the population at risk because some serious congenital anomalies might not continue to this stage of maturity, either through spontaneous abortion or termination. The inability to include such cases in

Key points

- Incinerators and crematoriums are sources of harmful chemicals (including dioxins), although little is known about the effects of long term low dose exposure.
- We investigated the effects of proximity to incinerators and crematoriums on stillbirth, neonatal death, and lethal congenital anomaly.
- We used precise details of the population at risk and the distance of each birth from all sites.
- We found an increased risk of spina bifida and heart defects in relation to proximity to incinerators and an increased risk of stillbirth, anencephalus, and other congenital anomalies in relation to proximity to crematoriums.

Recommendations

- Further work is needed to establish whether this statistical association is causal or not.

our study is likely to have resulted in a conservative estimate of the effects of proximity to sources of pollution. A further limitation of our study was the exclusion of non-lethal congenital anomalies, although we were rigorous in our ascertainment of deaths, stillbirths, and lethal congenital anomalies.²⁶ Because no data were available for non-lethal congenital anomalies these cases could not be excluded from the live birth control group. However, as the control group comprised all live births that survived over 28 days non-lethal congenital anomalies would have comprised a very low proportion of the comparison group.

We were able to incorporate exposures of each birth to putative pollution from several sites. In addition, we had demographic information for each birth and hence were able to take account of individual risk factors, such as social class, which we have shown previously to be a better predictor of stillbirth rates than community based deprivation measures such as the Townsend score.²⁷ Grid references for incinerators and crematoriums were supplied to an accuracy of 100 metres.

We assumed that the mother's residence during pregnancy was the same as that recorded on the birth registration. Hence migration of mothers during pregnancy may have resulted in misclassification of exposure, which would have tended to obscure any association between risk of adverse pregnancy outcome and proximity to crematoriums or incinerators.

A further limitation was that, as actual pollution levels around each site were unknown and would be impossible to ascertain retrospectively over such a long time period, we relied on a function of distance as a surrogate for potential exposure. The form of the exposure function, $1/(D+0.1)^2$, assumed that exposure increased rapidly with proximity to the sites. A potential mechanism for absorption of toxic pollutants from incinerators or crematoriums by pregnant women might involve direct inhalation of pollutants or contact through food, soil, or water contamination. We assume higher pollution levels closer to the point source and thus the distance function is a reasonable surrogate indicator that has been used in many similar studies investigating health risks around pollution sources.^{11-13, 15} Although we could not consider any changes in pollution levels over time all analyses were adjusted for year of birth, so the risk of adverse pregnancy outcomes for mothers living close to crematoriums/incinerators was compared with that of mothers giving birth in the same year.

The facilities in Barrow in Furness and Dalton in Furness are located near to industrial sites defined as hazardous by the Environment Agency. Hence, there is some potential for confounding between proximity to incinerators/crematoriums and proximity to hazardous industrial sites.

There is potential for confounding between distance from incinerators and crematoriums and unmeasured risk factors,

such as diet, lifestyle, or occupational exposures. However, we adjusted for individual social class, which is likely to be related to such lifestyle factors. Hence, this study can only identify a potential statistical association between exposure to incinerators or crematoriums (modelled by a function of distance) and adverse pregnancy outcomes. We cannot establish the biological plausibility of these findings given the lack of detailed emissions data. Further studies are now required using actual pollution levels around crematoriums and incinerators to investigate the biological plausibility of our findings.

We undertook a large number of comparisons and hence it is possible that some of the significant results may be chance findings, arising through multiple significance testing. However, our results of raised risk of stillbirth, congenital heart defects, and neural tube defects were generally consistent between time periods and sensitivity analysis showed they were robust, which lessens the probability of them being chance findings. As with all geographically based studies, there was potential for confounding with lifestyle and sociodemographic risk factors that were not included in the analysis, although we were able to adjust for individual level socioeconomic status, which has not been possible in many other studies.

Comparison with other studies

Although several studies have considered pregnancy outcomes for mothers living close to hazardous waste and municipal landfill sites,^{11-15, 17, 37, 38} there is a paucity of epidemiological data concerning pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums with which to compare our study. Our finding of an increased risk of lethal congenital anomalies, in particular neural tube defects and congenital heart defects, in babies born close to incinerators is consistent with the results of some studies of congenital anomalies around hazardous waste and municipal landfill sites¹¹⁻¹⁵ but not with others.^{37, 38} Nevertheless, our findings need to be interpreted cautiously, as both the pollutants and exposure pathways associated with these sources differ. While incinerators are sources of a range of chemicals, including some also emitted by hazardous waste and municipal landfill sites, they also emit dioxins, heavy metals, and particulates.³¹ Furthermore, the exposure pathways from incinerators and landfill sites are different^{12, 13, 31}; exposure of humans to landfill pollution results from water supply contamination, groundwater run off, and atmospheric contamination from landfill gases,^{12, 13} whereas pollutants from incinerators are primarily dispersed atmospherically.

Although incinerators and crematoriums in Cumbria were located in urban areas, there were so few in operation that only 10% of the Cumbrian birth cohort were born within 2 km of an incinerator or crematorium, in contrast with the finding by Elliott *et al*¹² that 80% of the population in England and Wales live within 2 km of a landfill site.

Conclusions

We found an increased risk of lethal congenital anomaly (specifically spina bifida and heart defects) in relation to proximity to incinerators and an increased risk of stillbirth and anencephalus in relation to proximity to crematoriums. In view of the scarcity of published data and our use of a distance function to represent potential exposure it is difficult to assess whether these statistical associations reflect a causal effect. Further investigations using actual pollution levels and high quality data, including lethal and non-lethal outcomes in term pregnancies and elective terminations, are required. Sufficient investment must be made in national registration systems to ensure these issues can be investigated adequately. The UK system for registration of congenital anomalies is known to be incomplete and this severely restricts its credibility.³⁹

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Mr Julian Smith and Mrs Jane Salotti for continuing maintenance of the Cumbrian Births Database and Mrs Katharine Kirton

for secretarial assistance. We thank Dr Martin Ward-Platt for advice on the categorisation of deaths.

Authors' affiliations

T J B Dummer, H O Dickinson, L Parker, School of Clinical Medical Sciences, Paediatric and Lifecourse Epidemiology Research Group, Department of Child Health, University of Newcastle, Sir James Spence Institute, Royal Victoria Infirmary, Newcastle upon Tyne, UK

Funding: the authors are grateful to Newcastle Hospitals Special Trustees for funding the project and to the North of England Children's Cancer Research Fund for ongoing support.

Conflicts of interest: none.

REFERENCES

- Schuhmacher M, Domingo JL, Xifro A, *et al*. Presence of dioxins and furans in vegetation samples collected in the neighbourhood of a municipal solid waste incinerator. *J Environ Sci Health A* 1998;**33**:195-212.
- Sakai SI, Hayakawa K, Takatsuki H, *et al*. Dioxin-like PCBs released from waste incineration and their deposition flux. *Environ Sci Technol* 2001;**35**:3601-7.
- Mills A. Mercury and crematoria chimneys. *Nature* 1990;**346**: 615.
- Maloney SR, Phillips CA, Mills A. Mercury in the hair of crematoria workers. *Lancet* 1998;**352**:1602.
- Macarelli P, Genthox PM, Ferrari E, *et al*. Paternal concentrations of dioxin and the sex ratio of offspring. *Lancet* 2000;**355**:1858-63.
- Mukarjee D. Health impacts of polychlorinated dibenzo-p-dioxins: a critical review. *J Air Waste Manag Assoc* 1998;**48**:157-65.
- Staessen JA, Mawrot T, Den Hond E, *et al*. Renal function, cytogenetic measurements, and sexual development in adolescents in relation to environmental pollutants: a feasibility study of biomarkers. *Lancet* 2001;**357**:1660-9.
- Crews D, Willingham E, Skipper JK. Endocrine disruptors: present issues, future directions. *Q R Biol* 2000;**75**:243-60.
- Larkin M. Public-health message about dioxins remains unclear. *Lancet* 1999;**353**: 1681.
- Watanabe S, Kitamura K, Nagahashi M. Effects of dioxins on human health: a review. *J Epidemiol* 1999;**9**:1-13.
- Vrijheid M, Dolk H, Armstrong B, *et al*. Chromosomal congenital anomalies and residence near hazardous landfill sites. *Lancet* 2002;**359**:320-2.
- Elliott P, Briggs D, Morris S, de Hoogh C, *et al*. Risk of adverse birth outcomes in populations living near landfill sites. *BMJ* 2001;**323**:363-8.
- Dolk H, Vrijheid M, Armstrong B, *et al*. Risk of congenital anomalies near hazardous-waste landfill sites in Europe: the EUROHAZCON study. *Lancet* 1998;**352**:423-7.
- Goldman LR, Paigen B, Magnant MM, *et al*. Low birthweight, prematurity and birth defects in children living near the hazardous waste site, Love Canal. *Haz Waste Haz Mat* 1985;**2**:209-23.
- Geschwind SA, Stolwijk JA, Bracken M, *et al*. Risk of congenital malformations associated with proximity to hazardous waste sites. *Am J Epidemiol* 1992;**135**:1197-207.
- Berry M, Bove F. Birthweight reduction associated with residence near a hazardous waste landfill. *Environ Health Perspect* 1997;**105**:856-61.
- Croen LA, Shaw GA, Sanbonmatsu L, *et al*. Maternal residential proximity to hazardous waste sites and risk for selected congenital malformations. *Epidemiology* 1997;**8**:347-54.
- Skakkebaek NE, Rajpert-De Meyts E, Main KM. Testicular dysgenesis syndrome: an increasingly common developmental disorder with environmental aspects. *Hum Reprod* 2001;**16**:972-8.
- Hu SW, Shy SM. Health effects of waste incineration: a review of epidemiologic studies. *J Air Waste Manag Assoc* 2001;**51**:1100-9.
- Hunter M. Public health concerns grow over foot and mouth outbreak. *BMJ* 2001;**322**:881.
- Local Government Act 1972, Schedule 1 page 236. London: HMSO, 1972.
- Parker L, Smith J, Dickinson HO, *et al*. The creation of a database of workers at a nuclear facility - an exercise in record linkage. *Appl Occup Environ Hyg* 1997;**12**:40-5.
- Dummer TJB, Dickinson HO, Pearce MS, *et al*. Stillbirth risk with social class and deprivation: no evidence for increasing inequality. *J Clin Epidemiol* 2000;**53**:147-55.
- Births and Deaths Registration Act 1953. London: HMSO, 1953.
- Stillbirth (Definition) Act 1992. London: HMSO, 1992.
- Dickinson HO, Parker L, Harris D, *et al*. Audit of ascertainment of deaths to children born in Cumbria, UK, 1950-89 through the NHS Central Register. *J Epidemiol Community Health* 1997;**51**:438-42.
- Alberman E, Botting B, Blatchly N, *et al*. A new hierarchical classification of causes of infant deaths in England and Wales. *Arch Dis Childh* 1994;**70**:403-9.
- Royal Mail Postcode Services. Postzon. Portsmouth: National Postcode Centre, 1992.
- Office of Population Censuses and Surveys. *Standard Occupational Classification Volumes 1, 2, 3*. London: HMSO, 1990.
- Environmental Systems Research Institute. *Arc/Info version 7.0.3*. California: Environmental Systems Research Institute, 1995.
- Hinshaw GD, Trenholm AR. Hazardous waste incineration emissions in perspective. *Waste Management* 2001;**21**:471-5.
- Aspinwall and Company. *The Steffle Digest: a digest of authorised waste treatment and disposal sites in Great Britain*. Shrewsbury: Aspinwall and Company, 1991.
- Botting B, ed. *The health of our children*. OPCS Decennial supplement. London: HMSO, 1995.
- Hosmer DW, Lemeshow S. *Applied logistic regression*. New York: Wiley, 1989.
- Royall RM. Model robust confidence intervals using maximum likelihood estimators. *International Statistical Review* 1986;**54**:221-6.
- Northern Region Health Authority. *Regional fetal abnormality and perinatal mortality surveys. Collaborative survey of perinatal, late neonatal and infant death in the Northern Region*. Newcastle upon Tyne: Northern Region Health Authority, 1989.
- Shaw GM, Chulman PH, Frisch JD, *et al*. Congenital malformations and birthweight reduction in areas with potential environmental contamination. *Arch Environ Health* 1992;**47**:147-53.
- Marshal EG, Gensburg LJ, Deres DA, *et al*. Maternal residential exposure to hazardous wastes and risk of central nervous system and musculoskeletal birth defects. *Arch Environ Health* 1994;**49**:416-25.
- Working Group of the Registrar General's Medical Advisory Committee. *The OPCS monitoring system for congenital malformations*. London: Office of Population Censuses and Surveys, 1995. (Occasional paper 43)

PostScript

LETTERS

If you have a burning desire to respond to a paper published in *JECH*, why not make use of our "rapid response" option?

Log on to our web site (www.jech.com), find the paper that interests you, and send your response via email by clicking on the "eLetters" option in the box at the top right hand corner.

Providing it isn't libellous or obscene, it will be posted within seven days. You can retrieve it by clicking on "read eLetters" on our homepage.

The editors will decide as before whether to also publish it in a future paper issue.

Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums

Dummer and colleagues, research provides an important step towards establishing the evidence base around the adverse pregnancy outcomes associated with incinerators and crematoriums.¹ Investigating the possible adverse health effects from environmental hazards is a public health challenge that demands the use of systematic and reproducible research methods. We have some concerns regarding the study described by Dummer and colleagues.

The study focuses on selected "fatal" pregnancy outcomes. One key concern is that this excludes miscarriages, abortions, and non-lethal congenital anomalies. Excluding these outcomes may misrepresent and underestimate any possible association between the exposures under consideration and "pregnancy outcomes". Indeed, it is possible that the "fatal" pregnancy outcomes considered by the researchers may actually be inappropriate in relation to the chemicals released from incinerators and crematoriums. Studies on exposure to lead, for example, indicate that the most likely pregnancy related outcomes associated with high exposure are low birth weight, spontaneous abortion, and length of gestation.²

The measurement of exposure in this study is also unclear. The reason for this is that distance from an incinerator or crematorium is used as a surrogate measure of exposure and the pathway for the absorption of "toxic pollutants" is considered to be direct inhalation of pollutants or contact through food, soil or water contamination.

Actual pollution levels at the sites are not provided and there is no indication of whether these sites are located in isolation or located in close proximity to other industrial processes. Under these circumstances is difficult to see how the surrogate measure of distance could be used as a proxy for exposure to emissions from incinerators and crematoriums.

We question the robustness of any study conducted over such a long period. The margins of error, based around outcomes that will vary considerably with the diagnos-

tic and coding changes over this period, are likely to be great despite the adjustments for year of birth. In addition, as the authors note the stillbirth and neonatal death rates fell substantially over this period, for reasons other than the environmental exposure in question. However, the authors fail to consider whether or not this large fall in numbers may have influenced the ability to detect an effect in the later study periods when all the incinerators and crematoriums were open. Additionally there was no mention of whether any study size calculations were made.

The authors stratify the analysis by time period to correspond to the opening of incinerators and crematoriums over this study period and then draw conclusions based around comparing the results between each study period. As most of the confidence intervals for the "significant" odds ratios in the periods after the installation of incinerators and crematoriums overlap with the earlier periods, care should be taken in drawing conclusions regarding these "significant" odds ratios. We also question the robustness of conclusions drawn from studies with multiple significance testing, which increase the chances of a significant result arising by chance. We also question whether other key confounders should have been accounted for in the analyses.

A further point of relevance to this study is that tighter legislation on incinerator emissions means that emissions have reduced dramatically since the time of the study and further still in the past decade. For example between 1992 and 1998, most incinerator emissions reduced by a factor of over 95%.³ However, the health effects of incinerators and crematoriums are still issues of major concern to the public.

Unfortunately this report was misrepresented in the press as evidence for a link.⁴ The authors, of course, cannot be held responsible for press misquoting the findings, but it is important that research conclusions are very clearly stated and links to other types of waste disposal not used indiscriminately.

E F Duffell, M J Nicholls, J Spiby, N Herriott

Health Protection Agency, Division of Chemical Hazards and Poisons (London), Guy's and St Thomas' Hospital NHS Trust, London, UK

Correspondence to: Dr E F Duffell, Health Protection Agency, Division of Chemical Hazards and Poisons (London), Guy's and St Thomas' Hospital NHS Trust, Avonley Road, London SE14 5ER, UK; erikaduffell@hotmail.com

References

- 1 Dummer TJB, Dickinson HO, Parker L. Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956-93. *J Epidemiol Community Health* 2003;57:456-61.
- 2 World Health Organisation. *Inorganic lead*. Environmental Health Criteria, no 165. Geneva: WHO, 1995.
- 3 The National Atmospheric Emissions Inventory. <http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual> (accessed 1 Jul 2003).
- 4 BBC. Incinerator protest "vindication". http://news.bbc.co.uk/1/hi/wales/north_east/2948034.stm (accessed 1 Jul 2003).

Authors' reply

Duffell *et al* have challenged the design and interpretation of the findings of our study of stillbirths and lethal congenital anomalies in the vicinity of crematoriums and incinerators in Cumbria.

While we share some of their concerns about the limitations of the study, they clearly have little appreciation of the complexity and difficulty of performing epidemiological studies of this nature.

We agree that it would be highly desirable to have included miscarriage, abortion, and non-lethal congenital anomalies in our study, but construction of such a dataset for the time period of the study would be impossible: there are no sources for this information—as we stated in our paper. We also agree that exclusion of these adverse pregnancy outcomes could have led us to underestimate any association with proximity of the site of interest—the fact that we did have significant findings is therefore surprising.

Duffell *et al* note that our choice of adverse outcomes may be "inappropriate" for the chemicals associated with incinerators and crematoriums, noting that studies on lead exposure indicate that possible adverse pregnancy outcomes include spontaneous abortion and low birth weight. However, as we state in the study, while the main pollutant from crematoriums is mercury, emissions from incinerators incorporate a complex mixture of dioxins, furans, particulates, heavy metals (including lead and chromium), and volatile organic compounds. However, there is little information concerning the effects on pregnancy outcomes of living near to sources of this varied range of pollutants.

Our surrogate measure of exposure was proximity to incinerators and crematoriums; we were unable to use actual pollutant or exposure measurements because these do not exist for the time scale of our study. While we acknowledge the limitations of such a surrogate measure, many previous studies have also relied on distance from pollution sites as an indicator of exposure because of a lack of detailed historical environmental monitoring data. Duffell *et al* indicate that we do not consider if any of the sites included in our study are located close to other sources of industrial pollution. However, we clearly note that the facilities in Barrow in Furness and Dalton in Furness are located close to industrial sites defined as hazardous by the Environment Agency. Hence we acknowledge that there is potential for confounding between our proximity measure and proximity to hazardous industrial facilities.

The fact that the confidence intervals on pre-operation and post-operation odds ratios overlap is not relevant to the interpretation of the odds ratios post-operation being significantly different from one.

We are well aware of the problems of multiple significance testing—which is why we were cautious in the interpretation of our findings and why we looked for consistency between time periods. The effects of our carefully modelling (using both linear and quadratic terms), within broad time strata, of the effect of year of birth is that pregnancies

with adverse outcomes were compared with all other pregnancies in the same year, thus minimising the possible bias due to diagnostic and coding changes over time.

Duffell *et al* also question whether key confounders may have been an explanation for our significant findings. While there is always the possibility of residual confounding, we did control carefully for both socio-economic factors and the changing underlying risk of the outcomes we considered. It is not immediately apparent what potential confounders could be associated with both adverse pregnancy outcome and proximity to the incinerator and crematorium sites that are not related to either social class or time period. Nevertheless the fact remains that our results, as we acknowledged in the paper, may be chance findings.

The investigation of the health consequences of potentially hazardous installations in the environment is difficult, especially historically; when emissions tended in general to be higher but environmental monitoring data are at best scant and often non-existent.

Information on health outcome is also difficult to assemble and it is of particular concern that access to such information at a population level is likely to get more rather than less restrictive. This is an important issue and one with which we should all be concerned: it is neither in the public interest, nor the patient interest.

The "full" study of all relevant health outcomes related to *actual* exposures are very seldom achievable in any context and studies such as ours have an important part to play, though we fully support the concerns of Duffell *et al* that they are often wrongly reported by the media. It is our concern that authors may not fully understand their responsibility in ensuring that any press release from the journal is a fair and accurate rather than sensationalised account of their findings and the extent to which they may be involved directly with the media in the period immediately after publication. In this case, as Duffell *et al* observed, our findings were misrepresented in the media to a certain extent despite our greatest efforts at every stage for this not to happen, though often sensationalised headlines were followed by more balanced text.

L Parker

Paediatric and Lifecourse Epidemiology Group,
School of Clinical Medical Sciences, University of
Newcastle upon Tyne NE1 4LP, UK

T J B Dummer

School of Social Science, Liverpool John Moores
University, Liverpool, UK

H O Dickinson

School of Population and Health Sciences, University
of Newcastle upon Tyne, UK

Correspondence to: Professor L Parker;
Louise.parker@ncl.ac.uk

Reference

- 1 Dummer TJB, Dickinson HO, Parker L. Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956-93. *J Epidemiol Community H* 2003;57:456-61.

BOOK REVIEW

Community health advocacy

S Love, L S Lloyd, D O'Shea. (Pp 171; price not stated). Kluwer Academic/Plenum, 2003. ISBN 0-306-47390-9.

The concept of health advocacy is nowadays considered one of the main tasks of public health. Health professionals try to solve health problems with effective strategies. One of them is, specifically, community health advocacy. To act on health problems in the global context, participation and communitarian perspective is a choice. People need advocacy and empowerment to achieve health outcomes more than isolated health interventions assistance. Although the role of health services is important to promote and secure health, there are other issues that are important to guarantee people's health. Community, organisations, and institutions must advocate for health with the necessary tools and in the context of each society.

"Community health advocacy" is a reflection on the role of different issues in relation with an empowering view of public health. To conceptualise the subject, the authors define terms as community, needs, action, grassroots, or empowerment. They try to explain the actions of all social agents that are (or can be) involved in health advocacy. They also emphasise how to integrate values and ethics in health advocacy objectives.

The different chapters provide an approach of what strategies and efforts of advocacy are required. At the end of each chapter, a specific experience of health advocacy is included related to the issue discussed. Finally, there is a section with discussion questions to investigate the subject more deeply.

In chapters 1 and 2, the authors define the relation between community and public health. They also explain community characteristics and interests from the point of view of sociology, anthropology, or psychology. They question what community needs assessments are, and what are the causes that make a particular group of persons unable to achieve a better quality of life. Assessment is a process to provide people with the possibility to identify their own needs. This is a preliminary step for health advocacy.

In chapter 3 the authors investigate ways of organising the community. They define the grassroots approach as a "bottom up" strategy, and show how people can drive health programmes themselves to achieve health goals. This focus is a tool for social change, empowering people in their own decisions about health.

Chapter 4 explains the objective of building coalitions. To improve people's health by advocacy grassroots organisations can organise themselves into coalitions created at different levels. To secure society's health rights it is necessary to build networks to approach the different political situations. Advocacy efforts require relationships to be built to provide people with opportunities for collective problem solving.

In chapters 5 and 6, the authors review the role of legislative advocacy as a mechanism of health advocacy. This is a formal process that makes the rules that must be accepted by the people. If the legal system is on the side of community needs, it will be one of the most important strategies to improve their health. Also, the administrative agencies have an important role in the rule making process. Organisations and individuals can act as advocates in influencing the process of legislative building, or trying to change rules that do not contribute to the health improvement of the community.

Chapter 7 explains the importance of the state court system and its capacity to be a framework for civil mobilisation.

In chapter 8, the authors explain the influence of the media as an advocate for health. An effective use of media can have an impact in society drawing attention to different health problems, the community action to solve it, or the role of politics. The information about health through media is influenced by different powers. For this reason, people must use the media as a support to advance in the solutions for health problems.

Chapters 9 and 10 are related with the evaluation of the advocacy action, and the conflicts that can result in the relation between advocacy and ethics. The authors emphasise the importance of evaluating the advocacy actions, to improve other activities in the future. People learn through their successes and failures. This is a formative perspective of monitoring and evaluation. Finally, health advocacy must act to secure health rights supporting people in *building their own history*. The main ethics consideration related to health advocacy is to respect people's problems and solutions and their point of view.

In my opinion, this book is an excellent tool to be used in different areas. For example, it could be useful as a support in the planning of community projects through social and political institutions. Different bodies have in this book an opportunity to learn of other organisational experiences. Finally, this book is a great guide for teaching public health, and also in the process of research in health promotion and health advocacy.

D Gil



Décrets, arrêtés, circulaires

TEXTES GÉNÉRAUX

MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SPORTS

Arrêté du 28 janvier 2010 relatif à la hauteur de la cheminée des crématoriums et aux quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère

NOR : SASP1002049A

La ministre de la santé et des sports,

Vu la directive 98/34/CE du Parlement européen et du Conseil du 22 juin 1998 prévoyant une procédure d'information dans le domaine des normes et réglementations techniques et des règles relatives aux services de la société de l'information, et notamment la notification n° 2009 0526 F adressée à la Commission européenne ;

Vu le code général des collectivités territoriales, notamment ses articles L. 2223-23, L. 2223-40 et D. 2223-105 ;

Vu l'avis du Conseil national des opérations funéraires émis en séance en date du 23 septembre 2008 ;

Vu l'avis de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail en date du 27 février 2009 ;

Vu l'avis de la commission consultative d'évaluation des normes du 1^{er} octobre 2009,

Arrête :

Art. 1^{er}. – La hauteur minimale du débouché à l'air libre de la cheminée (Ho) d'un crématorium est calculée comme suit :

$$H_o = 1,05 \times h_i$$

Où hi est :

- soit la hauteur du faite du bâtiment où se trouve la cheminée ;
- soit la hauteur des obstacles naturels ou artificiels d'une largeur supérieure à 10 mètres situés à une distance horizontale de la cheminée inférieure ou égale à 30 mètres.

Ho est la plus grande des valeurs $1,05 \times h_i$ calculées selon les dispositions du présent article : en tout état de cause, Ho ne doit pas être inférieure à 6 mètres par rapport au plan de pose du four.

Art. 2. – Les quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère par les crématoriums sont fixées à l'annexe 1.

Art. 3. – Les quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère par les crématoriums en fonctionnement et bénéficiaires de l'attestation de conformité prévue à l'article D. 2223-109 du code général des collectivités territoriales à la date de publication du présent arrêté doivent être conformes aux quantités maximales de polluants fixées à l'annexe 1, dans un délai de huit ans à compter de cette même date. Pendant ce délai, les quantités maximales de polluants peuvent être conformes aux quantités fixées à l'annexe 2.

Art. 4. – Les demandes de création ou d'extension de crématoriums, en cours d'instruction à la date de publication du présent arrêté, doivent être conformes aux quantités maximales de polluants fixées à l'annexe 1 ou, à défaut, à l'annexe 2.

Les quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère des installations de crémation autorisées en application du premier alinéa du présent article doivent être conformes à celles fixées à l'annexe 1 dans un délai de huit ans à compter de la date de publication du présent arrêté.

Art. 5. – L'arrêté du 29 décembre 1994 relatif à la hauteur de la cheminée des crématoriums et aux quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère est abrogé.

Art. 6. – Le directeur général de la santé est chargé de l'exécution du présent arrêté, qui sera publié au *Journal officiel* de la République française.

Fait à Paris, le 28 janvier 2010.

Pour la ministre et par délégation :
*La directrice adjointe
de la santé,*
S. DELAPORTE

ANNEXES

ANNEXE 1

Quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère par les crématoriums :

- 20 mg/normal m³ de composés organiques (exprimés en carbone total) ;
- 500 mg/normal m³ d'oxydes d'azote (exprimés en équivalent dioxyde d'azote) ;
- 50 mg/normal m³ de monoxyde de carbone ;
- 10 mg/normal m³ de poussières ;
- 30 mg/normal m³ d'acide chlorhydrique ;
- 120 mg/normal m³ de dioxyde de soufre ;
- 0,1 ng I-TEQ (1)/normal m³ de dioxines de furanes ;
- 0,2 mg/normal m³ de mercure.

1. Le débit volumétrique des gaz résiduaires est exprimé en mètres cubes par heure rapportés à des conditions normalisées de température et de pression après déduction de la vapeur d'eau (gaz secs).

2. Les valeurs d'émission de la présente annexe sont déterminées en masse par volume des gaz résiduaires et exprimées en milligramme par normal mètre cube sec (mg/normal m³), sauf pour les dioxines pour lesquelles les valeurs d'émission sont exprimées en nanogramme par normal mètre cube sec (ng/normal m³). Elles sont rapportées à une teneur en oxygène dans les gaz résiduaires de 11 % après déduction de la vapeur d'eau (gaz secs) ou à une teneur en dioxyde de carbone dans les gaz résiduaires de 9 % après déduction de la vapeur d'eau (gaz secs).

(1) I-TEQ : international toxic equivalent quantity.

ANNEXE 2

Quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère par les crématoriums admises, sous conditions, dans un délai de huit ans à compter de la date de publication du présent arrêté :

- 20 mg/normal m³ de composés organiques (exprimés en carbone total) ;
- 700 mg/normal m³ d'oxydes d'azote (exprimés en équivalent dioxyde d'azote) ;
- 100 mg/normal m³ de monoxyde de carbone ;
- 100 mg/normal m³ de poussières ;
- 100 mg/normal m³ d'acide chlorhydrique ;
- 200 mg/normal m³ de dioxyde de soufre.

Les 1 et 2 de l'annexe 1 sont applicables aux dispositions de la présente annexe.

Annexe 5 Réglementation européenne future des crématoriums

(REGULATION (EU) 2017/... OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of on mercury, and repealing Regulation (EC) No 1102/2008)

Article 15a

Review

- 1. By 30 June 2020, the Commission shall report to the European Parliament and to the Council on the outcome of its assessment regarding:*
 - a) the need for the Union to regulate emissions of mercury and mercury compounds from crematoria;*

10(1b) and whilst fully respecting Member States' competence for the organisation and delivery of health services and medical care; and
 - c) the environmental benefits and the feasibility of a further alignment of Annex II to this Regulation to relevant Union legislation regulating the placing of mercury-added products on the internal market.*

Annexe 6 Dispositions de la convention de Minamata concernant les amalgames dentaires

Produits contenant du mercure ajouté	Dispositions
Amalgames dentaires	<p>Les mesures qu'une Partie doit prendre pour éliminer progressivement l'utilisation d'amalgames dentaires doivent tenir compte de sa situation nationale et des orientations internationales pertinentes et comprendre deux ou plusieurs des mesures suivantes :</p> <ul style="list-style-type: none"> i) Définir des objectifs nationaux de prévention des caries et de promotion de l'hygiène dentaire pour réduire autant que possible le besoin de restauration dentaire; ii) Définir des objectifs nationaux visant à réduire autant que possible leur utilisation; iii) Promouvoir l'utilisation de matériaux de restauration dentaire économiques et cliniquement efficaces qui ne contiennent pas de mercure; iv) Promouvoir les activités de recherche-développement axées sur des matériaux de restauration dentaire de qualité qui ne contiennent pas de mercure; v) Encourager les organisations professionnelles représentatives et les écoles de médecine dentaire à éduquer et former les professionnels du secteur dentaire et les étudiants à l'utilisation de matériaux de restauration dentaire sans mercure et à la promotion des meilleures pratiques de gestion; vi) Décourager les polices d'assurance et programmes qui privilégient les amalgames plutôt que les matériaux de restauration dentaire sans mercure; vii) Encourager les polices d'assurance et programmes qui favorisent l'utilisation de matériaux de restauration dentaire de qualité sans mercure; viii) Restreindre l'utilisation d'amalgames dentaires à leur forme encapsulée; ix) Promouvoir l'utilisation des meilleures pratiques environnementales dans les établissements de soins dentaires afin de réduire les rejets de mercure et de composés du mercure dans l'eau et le sol.

Annexe 7 CARACTERISATION DES EMISSIONS ATMOSPHERIQUES D'UN ECHANTILLON REPRESENTATIF DU PARC FRANÇAIS DES CREMATORIUMS EN VUE D'UNE EVALUATION GLOBALE DU RISQUE SANITAIRE

Nous vous présentons ci-après les principales conclusions émises par l'auteur :

Page	Objet	Conclusion de l'auteur
p.35	Voies respiratoires / expositions	<p>« Les polluants majeurs comme les oxydes d'azote et de soufre et les poussières restent inférieurs au microgramme par mètre cube. »</p> <p>« Les concentrations maximales sont retrouvées [...] à environ 150 m de la cheminée sous les vents dominants. »</p>
p.36	Voies respiratoires / Effet toxiques non-cancérigènes	<p>« Les rejets de polluants atmosphériques des crématoriums ne sont pas susceptibles d'entraîner des effets toxiques chroniques non cancérogènes dans la populations. »</p> <p>« Les dioxydes d'azote représente 46 à 62% de la somme des quotients de danger, viennent ensuite par ordre décroissant : le cadmium, les poussières, le dioxyde de soufre, l'acide chlorhydrique, nickel et mercure. »</p>
p.38	Voies respiratoires / Risques de cancer	« Pour les deux crématoriums, les excès de risque de cancer résultant des expositions respiratoires aux rejets atmosphériques sont faibles. »
p. 40	Voie orale / Effets toxiques	<p>« Les retombés au sol des particules émises dans l'atmosphère par le crématoriums ne sont donc pas susceptibles d'entraîner individuellement des effets toxiques chroniques non cancérogènes dans la population. [...] »</p> <p>les dioxines représentent 37 à 40 % de la somme des quotients de danger, viennent ensuite par ordre décroissant : l'arsenic, le cadmium, le mercure puis le nickel. [...] »</p> <p>Comparés aux résultats par voies respiratoires, la voie orale à une contribution marginale d'environ un dixième des quotients de danger par voie respiratoire. »</p>
p.41	Voie orale / Risques de cancer	« Pour les deux crématoriums, les excès de risque de cancer résultant des expositions orales sont très faibles [...] (1 cas de cancer en excès pour un million de personne exposées) considérée comme une valeur de risque acceptable d'un point de vue de la santé publique. »
p.50	Impact sanitaire liés au parc des crématoriums (1/2)	« Concernant les risques de cancer toutes voies et médias d'exposition intégrés le nombre de cancers en excès après 30 ans d'exposition aux rejets atmosphériques canalisés des crématoriums reste très inférieur à 1 dans les zones urbaines comme dans les zones rurales. »
p.61	Impact sanitaire liés au parc des crématoriums (1/2)	<p>« [...], cette évaluation des risques montre que les concentrations dans l'air et les retombés atmosphériques des polluants émis par les crématoriums sont trop faibles pour conduire à l'apparition d'effets toxiques chroniques non cancérogènes. »</p> <p>« Ces résultats montrent que les rejets des crématoriums en France n'ont pas un impact significatif en terme de cancers en France. »</p>

Annexe 8 Facteurs d'équivalence toxique (TEF) des dioxines, furanes et PCB-DL établis par l'OMS en 1998 et 2005

	Isomère ou groupe homologue (numéro IUPAC pour les isomères de PCB)	TEF (OMS 1998)	TEF (OMS 2005)
PCDD	2,3,7,8-tétraCDD	1	1
	1,2,3,7,8-pentaCDD	1	1
	1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0,01	0,01
	OCDD	0,0001	0,0003
PCDF	2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
	1,2,3,7,8-pentaCDF	0,05	0,03
	2,3,4,7,8-pentaCDF	0,5	0,3
	1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9-hexaCDF	0,1	0,1
	2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0,01	0,01
	1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	0,01	0,01
OCDF	0,0001	0,0003	
PCB non ortho	3,3',4,4'-TCB (77)	0,0001	0,0001
	3,3',4',5-TCB (81)	0,0001	0,0003
	3,3',4,4',5-PeCB (126)	0,1	0,1
	3,3',4,4',5,5'-HxCB (169)	0,01	0,03
PCB mono-ortho	2,3,3',4,4'-PeCB (105)	0,0001	0,00003
	2,3,4,4',5-PeCB (114)	0,0005	0,00003
	2,3',4,4',5-PeCB (118)	0,0001	0,00003
	2',3,4,4',5-PeCB (123)	0,0001	0,00003
	2,3,3',4,4',5-HxCB (156)	0,0005	0,00003
	2,3,3',4,4',5'-HxCB (157)	0,0005	0,00003
	2,3',4,4',5,5'-HxCB (167)	0,00001	0,00003
	2,3,3',4,4',5,5'-HpCB (189)	0,0001	0,00003

Les valeurs en gras indiquent un changement dans la valeur du TEF.

Annexe 9 Synthèse des effets des différents polluants atmosphériques émis par un crématorium

Polluants	Caractéristiques	Effets sur la santé	Effets sur l'environnement
Les oxydes d'azotes (NOx)	La combinaison de l'azote et de l'oxygène de l'air conduit à des composés de formules chimiques diverses regroupés sous le terme NOx. Régulièrement mesurés, le monoxyde de carbone (NO) et le dioxyde d'azote (NO ₂) sont émis lors des phénomènes de combustion.	Le NO ₂ est un gaz irritant pour les bronches. Chez les asthmatiques, il augmente la fréquence et la gravité des crises. Chez l'enfant, il favorise les infections pulmonaires.	Le NO ₂ participe aux phénomènes des pluies acides, à la formation de l'azote stratosphérique et à l'effet de serre.
Les Composés Organiques Volatils (COV)	Les COV entrent dans la composition des carburants. Ils sont émis lors de la combustion de carburants ou par évaporation lors de leur stockage.	Les effets des COV sont très variables. Ils vont d'une certaine gêne olfactive à des effets mutagènes et cancérogènes (benzène, HAP) en passant par des irritations diverses et une diminution de la capacité respiratoire.	Les COV jouent un rôle majeur dans les mécanismes de formation de l'ozone de la basse atmosphère. Ils interviennent également dans la formation des gaz à effet de serre et au « trou d'ozone ».
L'acide chlorhydrique (HCl)	Ce polluant est issu de l'incinération des ordures ménagères, de la combustion du charbon et de certaines activités industrielles. Acide fort, il est couramment utilisé comme réactif chimique dans l'industrie.	Son inhalation peut causer de la toux, la suffocation, l'inflammation des parois nasales, de la gorge et du système respiratoire. Dans les cas les plus graves, elle peut entraîner un œdème pulmonaire, une défaillance du système cardiovasculaire et la mort.	En se déplaçant dans l'atmosphère, il acidifie l'air ambiant et contribue aux phénomènes de pluies acides.
Le dioxyde de soufre (SO₂)	Le SO ₂ est émis lors de la combustion de matières fossiles telles que charbon et fuel. Cette pollution est caractéristique de la pollution industrielle.	Le SO ₂ est un irritant des muqueuses, de la peau et des voies respiratoires supérieures (toux, gêne respiratoire). Il agit en synergie avec d'autres substances, notamment avec des fines particules.	Le SO ₂ se transforme en acide sulfurique au contact de l'humidité de l'air et participe au phénomène des pluies acides. Il contribue également à la dégradation de la pierre et des matériaux de nombreux monuments.
Les dioxines et furanes (PCDD/F)	Les dioxines et furanes sont essentiellement des sous-produits de réactions chimiques et de procédures de combustion. Ces composés sont majoritairement émis par l'incinération des déchets et des boues, le brûlage des gaz, etc.	Contrairement aux autres polluants, l'exposition de l'homme passe très peu par l'air. Les dioxines et les furanes s'accumulent le long des chaînes alimentaires (poisson, viande, lait). Ces dernières peuvent entraîner des cancers, des troubles cognitifs, immunosuppression, endométriose, diminution de la spermatogénèse, troubles de néonatalité.	Des effets semblables à ceux observés chez l'homme sont constatés dans la faune sauvage.
Le mercure (Hg)	Le mercure existe sous différentes formes: mercure élémentaire (ou métallique), inorganique (auquel on peut être exposé dans le cadre d'une activité professionnelle) ou organique (méthyle mercure par exemple), auquel on peut être exposé par l'alimentation. Il est principalement émis par les incinérateurs, les processus industriels, etc.	Le mercure élémentaire et le méthyle mercure sont toxiques pour les systèmes nerveux central et périphérique. L'inhalation de vapeurs de mercure peut avoir des effets nocifs sur les systèmes nerveux, digestif et immunitaire, et sur les poumons et les reins, et peut être fatale.	Une fois dans l'environnement, le mercure peut être transformé par des bactéries en méthyle mercure, qui va s'accumuler biologiquement (atteindre une concentration plus forte que dans l'environnement) dans les poissons et les crustacés. Le méthyle mercure subit également une bioamplification.
Les poussières (PM)	Les particules ou poussières en suspension proviennent des gaz d'échappement, usure,... Leur taille et leur composition sont variable. Les particules sont souvent associés à d'autres polluants comme le SO ₂ et les HAP.	Selon leur taille, les particules pénètrent plus ou moins profondément dans l'arbre pulmonaire. Les particules les plus fines peuvent à des concentrations basses, irriter les voies respiratoires inférieures et altérer la fonction respiratoire dans son ensemble. Certaines particules ont des propriétés mutagènes et cancérogènes.	Les effets de salissure des bâtiments et des monuments sont les atteintes à l'environnement les plus évidentes.

Source : Etude d'impact du crématorium d'Angers 2013

Annexe 10 Extraits étude Ineris sur la combustion du bois 2000

La combustion de bois naturel dans des conditions défavorables (teneur en CO élevée) entraîne une augmentation des émissions de dioxines, à l'exception des essais effectués sur les foyers domestiques ouverts et fermés. Les émissions de dioxines sont légèrement plus faibles avec un foyer ouvert comparées à celles obtenues avec un foyer fermé, même si les teneurs en CO sont plus fortes.

Les émissions de dioxines liées à la combustion de déchets ménagers sont extrêmement fortes, probablement dû à la présence de PVC. Rappelons que les Suisses payent la destruction des déchets en fonction des quantités produites ce qui peut conduire à éliminer une partie des déchets dans les foyers domestiques.

- Des mesures⁽³¹⁾ à différentes charges ont été réalisées à l'émission d'un poêle à bois, de puissance 23 kW, et de foyers ouverts (cheminées), au Pays Bas, en 1994, afin de connaître les émissions de dioxines et furanes de ces unités. Les résultats sont présentés sur les tableaux n°20 et 21

Puissance ou charge (kW)	23	17	13
CO (mg/m ³ n)	> 6800	> 10660	> 12100
COVT (mg/m ³ n)	1480	> 2870	> 1800
PCDD/F (ng I.TEQ/m ³ n)	0.26 – 0.36	0.12 – 0.19	0.31 – 0.32
PCDD/F (µg I.TEQ/t)	2.4 – 3.3	1.0 – 1.6	2.5 – 2.6

Tableau n°20 : Mesure à l'émission d'un poêle à bois à différentes charges (résultats exprimés sur gaz sec)

Unités avec	Feux sur grille	Feux sur sole
Puissance (kW)	29	26
CO (mg/m ³ n)	1560	1450
PCDD/F (ng I.TEQ/m ³ n)	1.2	0.5
PCDD/F (µg I.TEQ/t)	28.5	13.0

Tableau n°21 : Mesure à l'émission de deux foyers ouverts (résultats exprimés sur gaz sec)

. Une compilation⁽⁵⁾ des données d'émission relatives aux chaudières à bois a été effectuée en 1992 aux Etats Unis. Elle porte plus particulièrement sur les rejets en métaux lourds et composés organiques. Les données de 124 installations, allant de 1 à 350 MW, comprenant différents types de foyer (à grilles, lit fluidisé, etc.) et différents systèmes d'épuration des fumées (multicyclones, électrofiltres, filtres à manches, laveurs, etc.) ont été analysées. Parmi ces installations, seules 8 d'entre-elles brûlaient des déchets, les résultats de cette étude ont donc été assimilés à des données relatives à la combustion de bois non traité.

L'ensemble des résultats ont été compilés par type de foyer (tableau n°5).

Polluants	Foyer à grille mobile	Foyer à double chambre	Lit fluidisé	Foyer à grille fixe	Foyer à suspension
Arsenic ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5.43	6.65	11.35	3.86	0.86
Beryllium ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.18	0.33	0.195	1.78	0.43
Cadmium ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.63	3.67	1.59	2.07	1.99
Chrome ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5.53	16.05	19.31	25.19	10.17
Chrome VI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3.27	5.38	2.32	98.05	6.83
Cuivre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	10.78	102.6	4.28	83.57	31.33
Plomb ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	11.43	51.9	98.46	108.2	15.10
Manganèse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	254.2	2572	567.9	1029	1547
Mercure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.48	54.4	0.26	0.87	0.35
Nickel ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.82	16.18	28.53	9.03	8.98
Selenium ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	2.08	2.88	3.21	11.54	4.22
Zinc ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	161.1	1670	28.87	305.3	281
Formaldéhyde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1660	395	399	1020	175
Acétaldéhyde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	173	67.1	24.5	478.2	8.3
Benzaldéhyde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		0.81			
Acroléine ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		0.24			
Benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1668	537.1	13.6	27.57	3073
Phénol (ng/m^3)	12120	2615		323	
Chlorophénols (ng/m^3)	438.1	7482	1717	122.5	
Phénols (total) (ng/m^3)	7896	12689	1717	404	
Naphtalène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	16.6	86.7	79.5	208.8	293.3
HAP cancérigènes ⁽¹⁾ (ng/m^3)	2094	2098	1659	86.2	126
PCDD/F ($\text{ng I.TEQ}/\text{m}^3$)	0.16 ⁽³⁾		0.54 ⁽³⁾	0.14 ⁽³⁾	
PCBs (ng/m^3)			57.43	22781	
Chlorobenzènes (ng/m^3)			1518	509	
Poussières (mg/m^3)	158	407	174	1029	236
NO _x (ppm)	90	101	93	95	
CO (ppm)	615	419	116	932	1837
SO ₂ (ppm)	21		0.6	5	
COVTNM ⁽²⁾ (ppm)	39	19	1	10	35

⁽¹⁾ benzo (a) anthracène, benzo (a) pyrène, benzo (b) fluoranthène, benzo (k) fluoranthène, chrysène, dibenzo (a,h) anthracène, indeno (1,2,3-cd) pyrène et benzo (g,h,i) perylène

⁽²⁾ composés organiques volatils totaux non méthaniques exprimés en équivalent CH₄

⁽³⁾ estimation à partir de données brutes

Tableau n°5 : données d'émission aux Etats Unis – résultats moyens par type de foyers

Les résultats des métaux lourds ont été présentés en fonction de la teneur en poussières des fumées, pour quatre intervalles de concentration en poussières correspondant à des procédés d'épuration distincts (tableau n°6). La figure n°7 présente la distribution des émissions de particules en fonction du procédé d'épuration employé. L'estimation de la réduction des émissions de métaux lourds entre les deux intervalles extrêmes de concentration en poussières : < 11,5 et > 114 mg/m³n, déterminée à partir de la concentration moyenne en métaux de ces intervalles, est présentée sur le tableau n°7.

Ces données d'émission permettent de mettre en évidence les points suivants :

- les métaux lourds sont présents essentiellement sous forme particulaire, lorsque les émissions de poussières sont réduites de 90%, celles des métaux lourds sont également réduites de 90%, à l'exception des quatre métaux suivants : Be, Cd, Ni et Se,
- les composés organiques chlorés sont présents à de très faibles teneurs, souvent inférieures au seuil de détection analytique,
- une vingtaine de mesures de dioxines et furanes a été effectuée sur ces installations. Les résultats sont uniquement exprimés en valeur brute. Les valeurs ramenées en équivalent toxiques indiquées sur le tableau n°5 sont estimées et donc a priori peu précises.

Polluants	Teneur en poussières* (en mg/m ³ n)			
	< 11.5	>11.5 et < 23	> 23 et < 114	> 114
Arsenic (µg/m ³)	0.19	0.75	11.33	8.75
Beryllium (µg/m ³)	0.18	0.21	0.22	1.10
Cadmium (µg/m ³)	0.46	0.37	1.32	3.55
Chrome (µg/m ³)	1.40	9.92	8.42	27.27
Chrome VI (µg/m ³)	2.73	-	4.25	56.24
Cuivre (µg/m ³)	3.19	1.03	25.01	96.87
Plomb (µg/m ³)	3.38	23.24	39.85	102.0
Manganèse (µg/m ³)	43.79	104.98	141.01	2133.2
Mercure (µg/m ³)	0.29	0.27	0.74	29.62
Nickel (µg/m ³)	3.13	4.02	11.76	18.91
Sélénium (µg/m ³)	2.10	2.12	2.64	5.70
Zinc (µg/m ³)	63.57	26.40	399.50	1211.8

* les teneurs en poussières < 11,5 mg/m³n sont obtenues avec les électrofiltres les plus performants, les teneurs en poussières > 11,5 et < 23 mg/m³n sont obtenues au moyen d'électrofiltre, les teneurs en poussières > 23 et < 114 mg/m³n sont obtenues au moyen de laveurs, les teneurs en poussières > 114 mg/m³n sont obtenues au moyen de multicyclones.

Tableau n°6 : émissions de métaux lourds en fonction de la teneur en poussières

ANNEXE 11 Estimation des émissions de la N88

Emissions Nox Saint-Hostien								
		Part trajet	Emissions PL	Coeff Royal	Em corrigée	Nb PL	Distance	Total
pente Saint Hostien / Pertuis	7%	45%	18,75	1	8,437	600	4,4	22275
	0%	55%	4	1	2,2	600	4,4	5808
pente Pertuis /Saint Hostien	-							
	7%	45%	0,75	1	0,337	600	4,4	891
	0%	55%	4	1	2,2	600	4,4	5808
								34782
Emissions PL		34782						
		Part trajet	Emissions VL	Coeff Royal	Em corrigée	Nb VL	Distance	Total
pente Saint Hostien / Pertuis	7%	45%	3,463	1	1,558	5400	4,4	37035,08
	0%	55%	1,108	1	0,609	5400	4,4	14484,83
pente Pertuis /Saint Hostien	-							
	7%	45%	0,207	1	0,093	5400	4,4	2222,10
	0%	55%	1,108	1	0,609	5400	4,4	14484,83
								68226,85
Emissions VL		68226,853						
Total		103008,853						103008,85
Emissions PM Saint-Hostien								
		Part trajet	Emissions PL	Coeff Royal	Em corrigée	Nb PL	Distance	Total
pente saint hostien / Pertuis	7%	45%	0,216	1	0,097	600	4,4	257,4
	0%	55%	0,05	1	0,027	600	4,4	72,6
pente Pertuis /Saint Hostien	-							
	7%	45%	0,02	1	0,009	600	4,4	24,75
	0%	55%	0,05	1	0,027	600	4,4	72,6
								427,35
Emissions PL		427,35						
		Part trajet	Emissions VL	Coeff Royal	Em corrigée	Nb VL	Distance	Total
pente Saint Hostien / Pertuis	7%	45%	0,039	1	0,017	5400	4,4	427,252
	0%	55%	0,012	1	0,006	5400	4,4	156,816
pente Pertuis /Saint Hostien	-							
	7%	45%	0,005	1	0,002	5400	4,4	53,46
	0%	55%	0,012	1	0,006	5400	4,4	156,816
								794,344
Emissions VL		794,344						
Total		1221,694						1221,694

Données de la Commission ROYAL sur les émissions de Nox sur circuit

Marque	Modèle	Reg	Cylindrée	Puissance (cv)	Systèmes dépoll	Kilométrage [km]	NOx D3
Renault	ESPACE	Euro5 BS	2L	130	EGR	31245	1358,00
Renault	CAPTUR 90ch	Euro6	1.5L	90	EGR + NoxTrap	3500	890,00
Renault	CAPTUR 110ch	Euro6	1.5L	110	EGR + NoxTrap	7588	744,00
Renault	CAPTUR 110ch	Euro6	1.5L	110	EGR + NoxTrap	17400	633,50
Renault	Espace dCi	Euro6	1.6L	160	EGR + NoxTrap	6266	733,10
Renault	Kadjar	Euro6	1.5L	110	EGR + NoxTrap	8028	780,00
Renault	Captur 110cv	Euro6	1.5L	110	EGR + NoxTrap	4023	635,50
Renault	Scenic 3	Euro5	1.6L	130	EGR	11607	1227,00
Renault	Kangoo	Euro5	1.5L	110	EGR	7665	982,00
Renault	LAGUNA	Euro5	2.0L	180	EGR	18367	1367,00
Renault	Clio IV	Euro5	1.5L	90	EGR	32182	1090,00
Renault	Scénic	Euro5	1.5L	110	EGR	29742	1044,50
Renault	Captur ESSENCE	Euro6	0.9L	90	NA	15136	36,70
Renault	Talisman	Euro6	1.5L	110	EGR + NoxTrap	5175	926,10
Renault	Talisman	Euro6	1.6L	160	EGR + NoxTrap	4047	768,60
Renault	Clio IV	Euro5	1.5L	90	EGR	17140	391,80
Seat	Leon	Euro6	1.6L	110	EGR	6039	129,70
Skoda	Fabia	Euro6	1.5L	90	EGR	3517	111,30
TOYOTA	COROLA VERSO	Euro4	2L	130	EGR	17063	354,20
Toyota	Yaris	Euro5	1.4L	90	EGR	14295	781,70
Toyota	Auris	Euro6	1.4L	90	EGR	6202	169,20
Toyota	Avensis	Euro6	1.6L	110	EGR	6365	190,00
Volvo	S60	Euro6	2.0L	140	EGR + Nox Trap	8568	264,50
Volvo	V40	Euro6	2L	150	EGR + NoxTrap	17904	197,20
VW	TIGUAN	Euro5	2L	140	EGR	6480	830,00
VW	GOLF 2L	Euro5	2L	150	EGR	16598	237,10
VW	SHARAN 2L	Euro5	2L	140	EGR	29045	155,50
VW	POLO	Euro5	1.2L	75	EGR	44129	329,60
VW	Sharan	Euro5	2L	140	EGR	40425	657,00
VW	Golf	Euro5	1.6L	105	EGR	61325	220,00
VW	Golf	Euro6	2.0L	150	EGR + SCR	5089	91,40

Annexe 12 Bibliographie et autres éléments relatifs à l'étude

Conventions, Rapports, directives et textes législatifs

- A. Convention de Minamata sur le mercure
- B. Dir europ CELEX-32004L0107-FR-TXT
- C. DIRECTIVES DE LA QUALITÉ DE L'AIR DE L'ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ
- D. Qualité de l'air ambiant (extérieur) et santé Aide-mémoire N°313 - Septembre 2016 - OMS
- E. Article R122-5 relatif aux enquêtes publiques
- F. Arrêté du 28 janvier 2010 relatif à la hauteur de la cheminée des crématoriums et aux quantités maximales de polluants contenus dans les gaz rejetés à l'atmosphère
- G. LOI n° 2016-1032 du 28 juillet 2016 autorisant la ratification de la convention de Minamata sur le mercure

Etudes d'impact - polluants

- A. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé – rapport du sénat 2001
- B. Question parlementaire M. Jean Huss député Luxembourg
- C. Avis de l'Autorité Environnementale pour la création du crématorium de Saint-Raphaël
- D. Rapport du commissaire-enquêteur Crématorium de la COMMUNE de NOYAL-PONTIVY
- E. Crématorium Angers Rapport, Conclusions et avis commissaire enquêteur Angers
- F. Etude Impact crématorium Angers 2013
- G. Avis Autorité Environnementale Amiens
- H. European Environment Agency - EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2016 - cremation
- I. CREMATORIUM Dunkerque ETUDE IMPACT
- J. Réglementation relative aux PCDD denrées alimentaires
- K. Ineris Polluants bois 2002
- L. Ineris Evaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur - 2008
- M. Air Paris Mesure mercure IDF
- N. Rapport-uioim-ivry-sur-seine
- O. Le mercure et ses composés. Comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiments
- P. Etude crématoriums Cumbria 1956 – 1993
- Q. Caractérisation des émissions atmosphériques d'un échantillon représentatif du parc français des crématoriums en vue d'une évaluation globale du risque sanitaire - 2006
- R. Ineris 2009 Facteurs d'émissions de polluants des installations de chauffage domestique au gaz et au fioul

Sources Mercurielles

- A. INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE DU QUÉBEC Avis scientifique sur les risques pour la santé de l'exposition au mercure lors du bris d'ampoules fluo-compactes
- B. UNEP Volume 1 Produits et déchets contenant du mercure
- C. UNEP Volume 2 Le mercure et l'industrie

- D. UNEP Volume 3 Utilisation du mercure dans l'extraction minière artisanale et à petite échelle de l'or
- E. UNEP Volume 4 Utilisation du mercure dans les établissements de soins et dans la dentisterie
- F. UNEP Volume 5 Usages culturels du mercure
- G. Extraits simplifiés du mémoire universitaire de Marie Grosman Libération de mercure par les amalgames
- H. ANSM Avril 2015 - Le mercure des amalgames dentaires
- I. BRGM Juin 2003 - Le Mercure et ses composés, comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiment.

Approche technologique

- A. Recherche des meilleures technologies disponibles afin de réduire les rejets en polluants atmosphériques des crematoriums – Ineris 2010
- B. Exemple de technologie Four-crématoire-DFW-4000
- C. Exemple de technologie Four-crématoire-DFW-6000
- D. Exemple de technologie Four-crématoire-Facultative Technology FT 1 -2 -3

Éléments de méthode

- B. Air PACA - Plan de surveillance du mercure gazeux
- C. Avis Ademe sur les émissions de particules par l'automobile
- D. Ministère du développement durable – Guide Méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques
- E. CEREMA Janvier 2016 Étude sur les parcs roulants routiers français Inventaire, comparaison et impact sur les courbes d'émission
- F. Impacts des transports routiers à proximité des routes et autoroutes
- G. Conversion_m3_en_Nm3
- H. <http://emiprox.airpaca.org/graph.php>
- I. Rapport final de la commission indépendante mise en place par Mme la Ministre Ségolène Royal après la révélation de l'affaire Volkswagen – 29 Juillet 2016
- J. SETRA 2009 Emissions routières de polluants atmosphériques