

Santé environnement

Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères

Rapport d'étude



Sommaire

Synopsis	3
Abréviations et acronymes	6
Résumé	7
Summary	12
1. Introduction	17
2. Objectifs	21
3. Méthodes	23
3.1 Choix des UIOM	24
3.2 Identification et description des zones d'études	26
3.3 Définition de la population d'étude	36
3.4 Biomarqueurs	39
3.5 Questionnaires (cf. annexes 10 et 11)	43
3.6 Analyse statistique	46
3.7 Éthique (Cnil, CPP)	49
4. Résultats et discussion	51
4.1 Participation	52
4.2 Description de la population	60
4.3 Les dioxines et PCB	78
4.4 Le plomb	107
4.5 Le cadmium	120
5. Conclusions	131
6. Recommandations	132
7. Références	133
Références bibliographiques	133
Liste des tableaux	140
Liste des figures	142
8. Annexes	144

Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères

Rapport d'étude

Auteurs du rapport

InVS

Nadine Fréry, Abdelkrim Zeghnoun, Hélène Sarter, Grégoire Falq, Mathilde Pascal, Bénédicte Bérat, Perrine De Crouy-Chanel

Afssa

Jean-Luc Volatier, Anne Thébault

Investigateur, coordinateur et réalisation technique

Institut de veille sanitaire (InVS), Département santé environnement (DSE)

Coordination du projet et responsabilité scientifique

Nadine Fréry, InVS/DSE

En collaboration avec l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa)

Jean-Luc Volatier, Afssa, Direction de l'évaluation des risques nutritionnels et sanitaires, Observatoire des consommations alimentaires (Afssa/Derns, Oca)

Coordination de terrain

Coordination générale : InVS – Nadine Fréry, Grégoire Falq, Saïd Mouajjah

Enquêteurs : Stéphane Arnaud, Maïna L'Azou, Mélanie Maugeais, Caroline Pruniaux, Catherine Salé, Caroline Vanbockstael

Coordination locale des différents sites : Cellules interrégionales d'épidémiologie (Cire) : Jérôme Pouey (Bessières), Émilie Marguin (Cluny), Ursula Noury, Émilie Marguin (Dijon), Nathalie Lucas, Myriam Blanchard (Senneville-sur-Fécamp), Marielle Schmitt (Gilly-sur-Isère), Christophe Heyman (Maubeuge), Yvonnick Guillois-Bécel (Pluzunet), Arnaud Mathieu (Vaux-le-Pénil)

Partenaires

Établissement français du sang (EFS)

Coordination parisienne : Bertrand Pelletier (responsable du pôle prélèvement), Georges Andreu (directeur médical et scientifique)

Coordination locale (équipes pour le prélèvement sanguin et équipes des laboratoires) :

Christian Coffe, Christian Naegelen (Cluny, Dijon), Olivier Nasr, Jacques Plante (Bessière), Isabelle Maréchal, Lionel Destribois, Didier Royer (Senneville-sur-Fécamp), Bernard Schweizer, Sandrine Fournel (Gilly-sur-Isère), Sandrine Van Laer, Philippe Cabre, Marijke Pavot (Maubeuge), Bruno Danic, René Tardivel (Pluzunet), Jean-Louis Beaumont, Véronique Chamfly, Marie-Christine Du Puy-Montbrun, Sonia Tabbouche et Philippe Pisprito (Vaux-le-Pénil)

Statisticiens

InVS : Abdelkrim Zeghnoun, Hélène Sarter

Afssa : Dorothee Grange

Modélisation des panaches

Afssa : Anne Thébault

Aria Technologie : Sylvie Perdriel, Lydia Ricolleau

Institut national de l'évaluation des risques industriels (Inéris) : Laurence Rouil

Données fournies par les Cire, Drire et exploitants des UIOM

Système d'information géographique (SIG)

Anne Thébault (Afssa), Perrine de Crouy-Chanel (InVS), Liliias Louvet (InVS)

Assurance qualité

InVS : Bénédicte Bérat (questionnaires), Mathilde Pascal (métrologue)

Laboratoire d'analyses

Dioxines et PCB : Cart (Centre d'analyse des résidus traces), Université de Liège, Belgique : Gauthier Eppe, Jean-François Focant, Anne-Cécile Massart, Edwin de Pauw

Plomb : Pasteur-Cerba – Cergy Pontoise, France : Didier Olichon

Cadmium : Université Erlangen – Allemagne : Pr Jürgen Angerer

Toxicologues

Robert Garnier (Centre antipoison (CAP) Paris), Philippe Saviuc (CAP Grenoble)

Documentaliste

Edwige Bertrand, InVS

Comité de pilotage et scientifique

InVS/DSE

Nadine Fréry, Grégoire Falq, Abdelkrim Zeghnoun, Héléne Sarter, Mathilde Pascal, Bénédicte Bérat, Côme Daniau

InVS/Cire

Marielle Schmitt (Rhône-Alpes), Yvonnick Guillois-Bécel (Ouest), Ursula Noury (Centre-Est), Nathalie Lucas et Myriam Blanchard (Haute-Normandie), Jérôme Pouey (Sud-ouest), Arnaud Mathieu (Île-de-France)

Afssa

Jean-Luc Volatier, Anne Thébault, Dorothée Grange

Autres institutions

Alfred Bernard et Sébastien Fierens (Université catholique de Louvain, UCL-Belgique), Denis Bard (École des hautes études en santé publique, EHESP), Jean Bouyer (Institut national de la santé et de la recherche médicale, Inserm), Serge Collet (Institut national de l'évaluation des risques industriels, Inéris), Barbara Dufour (École vétérinaire, Maisons-Alfort), Emmanuel Fiani (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, Ademe), Yann Le Strat (InVS/Département maladies infectieuses, DMI)

Comité opérationnel

Constitué des membres de l'InVS, de l'Afssa et des Cire cités ci-dessus et du personnel administratif : Georges Salines (responsable du DSE), le service financier, la logistique, les ressources humaines, l'informatique, la communication, le secrétariat

Financeurs

Plan cancer, InVS

Nos remerciements vont tout particulièrement :

- aux personnes qui ont donné de leur temps et même un peu de leur sang et sans lesquelles cette étude n'aurait pu voir le jour ;
- aux municipalités des sites étudiés qui ont contribué à l'organisation de l'étude sur leur commune ;
- au personnel de l'Établissement français du sang qui a participé à la collecte et la préparation des échantillons biologiques ;
- à toutes les personnes qui ont contribué directement ou indirectement à la réalisation de ce travail ;
- et tout particulièrement aux membres du Comité scientifique pour la pertinence de leurs conseils et leur contribution apportée tout au long de ces trois années.

Synopsis

Titre de l'étude	Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité des usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM)
Porteur du projet	InVS/DSE/Unité surveillance/Programme de biosurveillance en collaboration avec l'Afssa (Derns)
Objectif	<ul style="list-style-type: none"> - Étudier l'imprégnation par les dioxines (plomb et cadmium) des populations résidant autour d'usines d'incinérations d'ordures ménagères - La comparer à celle de populations référentes éloignées d'au moins 20 km d'une UIOM - Étudier les déterminants de l'imprégnation, notamment la contribution de l'alimentation produite localement
Méthode d'étude	Étude transversale multicentrique
Type	Étude transversale multicentrique
Population	Population adulte résidant à proximité de huit sites d'UIOM et population éloignée d'au moins 20 km (population référente), répartie dans plusieurs départements de France : Bessières (31), Cluny (71), Dijon (21), Senneville-sur-Fécamp (76), Gilly-sur-Isère (73), Vaux-le-Pénil (77), Maubeuge (59), Pluzunet (22)
Plan de sondage	<p>Sondage aléatoire à deux degrés (foyers, individus) stratifié par site, par zone d'exposition (panache ou non) et la consommation ou non de produits locaux</p> <p>Les unités d'observation sont les individus répartis de la façon suivante :</p> <ul style="list-style-type: none"> - des personnes résidant dans la zone de retombée du panache de l'incinérateur et <ul style="list-style-type: none"> > consommant des aliments produits localement (volaille, viande, œufs, lait, légumes...) > ne consommant pas d'aliment d'origine locale - des personnes (autoconsommateurs et non autoconsommateurs) résidant à plus de 20 km de tout incinérateur et non-exposées à des sources connues de dioxines (référents)
Critères d'inclusion	Personnes adultes âgées de 30 à 65 ans, ayant vécu au moins 10 ans (du moins pour les UIOM anciennes) dans la zone d'étude (communes situées sous le panache des UIOM et communes témoins), et, pour les femmes, ayant eu ou pas allaité
Critères d'exclusion	Sujets exposés professionnellement aux dioxines, plomb, cadmium
Période d'inclusion	De mars 2005 à juin 2005 inclus
Taille de l'échantillon	1 053 personnes incluses, dont exploitables après exclusion professionnelles : 1 030 pour dioxines et PCB, 1 029 pour le plomb et 1 033 pour le cadmium
Définition de la zone exposée	<p>Définition de la zone d'exposition à partir de la modélisation des retombées du panache de chaque incinérateur :</p> <ul style="list-style-type: none"> - modélisation de la dispersion atmosphérique et flux de dépôt au sol par logiciel Aria technologie modèle gaussien à 2 D ou modèle 3D suivant les sites - calcul de la moyenne des dépôts annuels de dioxines accumulés entre 1994 et 2004, recherche d'un seuil permettant l'inclusion de l'effectif nécessaire pour chaque site, définition des zones exposées - analyse de sensibilité des modèles de dispersion
Système d'information géographique (SIG)	<p>Représentations cartographiques des zones exposées</p> <p>Construction de base de données sur SIG</p> <p>Comparaison des données de sols aux résultats des modèles</p> <p>Géocodage du lieu de résidence</p> <p>À chaque individu d'une zone exposée correspond une valeur de dépôts cumulés au sol des rejets de l'incinérateur du lieu de résidence</p>
Biomarqueurs d'exposition	<p>Un prélèvement sanguin des participants a été effectué pour doser :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dans le sérum, les 17 dioxines (PCDD) et furanes (PCDF), ainsi que les 12 PCB dénommés "dioxin-like" (polychlorobiphényles, autres substances rémanentes souvent associées aux dioxines) et 4 PCB indicateurs (118, 138, 153, 180) - la plombémie (en µg/L) <p>Un prélèvement d'urine a permis de doser le cadmium, autre métal que le plomb susceptible d'être rejeté par les incinérateurs (en µg/g de créatinine ; la créatinine a également été dosée dans les urines pour prendre en compte la diurèse)</p>
Questionnaire	<p>Recueil d'informations sociodémographiques, d'exposition professionnelle, environnementale et d'autres informations concernant une exposition potentielle aux dioxines et aux métaux (plomb, cadmium)</p> <p>Recueil d'informations alimentaires détaillé (consommation habituelle, locale)</p>

Analyse statistique	Transformation logarithmique des concentrations Forme des relations testée par des modèles de régression contenant des fonctions splines à trois degrés de liberté et/ou en catégorisant les variables Modèles de régression linéaire Traitement des données censurées par la méthode de substitution ou la méthode Tobit Prise en compte du plan de sondage dans les résultats présentés
Résultats et conclusions Mode d'expression des résultats	Concentrations selon les percentiles 50, 75 et 95, minimums et maximums, box-plots : - moyennes géométriques ajustées des concentrations de biomarqueurs pour les classes de variables qualitatives - pourcentages d'augmentation des concentrations de biomarqueurs associés à des augmentations des niveaux d'exposition des variables quantitatives, assortis de leurs intervalles de confiance à 95 %
Moyennes des concentrations	Dioxines et PCB "dioxin-like" dans la population d'étude : moyennes géométriques : 27,7 pg TEQ ₉₈ /g de matières grasses (MG) (IC _{95%} [26,5-28,9]), dont respectivement : 13,7 et 13,6 pg I-TEQ ₉₈ /g de MG de PCDD/F et de PCB-DL, comparables à celles des autres pays d'Europe Plombémie : la moyenne géométrique des plombémies dans la population d'étude est de 28,7 µg/L (IC _{95%} [27,3 ; 30,3]) ce qui reste dans des valeurs habituelles pour la population générale La valeur maximale est de 226 µg/L. Cadmiurie : la moyenne géométrique des niveaux de cadmium est de 0,27 µg/g de créatinine (IC _{95%} [0,25 ; 0,29]) sur l'ensemble de la population. La valeur maximale est de 3,8 µg/g de créatinine
Facteurs liés aux dioxines et PCB-DL sériques	Facteurs individuels : âge, sexe, corpulence (indice de masse corporelle), fluctuation récente de poids, tabac, catégorie socioprofessionnelle Facteurs et sources d'exposition aux dioxines autres qu'UIOM : présence d'un foyer ouvert, d'un poêle, d'un loisir susceptible d'exposer aux dioxines, de l'urbanisation Les consommations habituelles (bruit de fond) d'abats, de produits laitiers (tendance avec les œufs), de porc et charcuterie (produits de la mer pour Senneville-sur-Fécamp et Pluzunet) Le site a une influence sur les niveaux de dioxines et PCB. Facteurs liés à l'UIOM : zone d'exposition seulement chez les agriculteurs, consommateurs de produits locaux d'origine animale (lipides de produits animaux, de produits laitiers, d'œufs, d'abats) et de féculents d'origine locale (relation moins stable) Les dioxines et les PCB sériques : - augmentent avec l'âge, la corpulence, une perte récente de poids - sont plus élevés chez les femmes, les non fumeurs, les personnes ayant un foyer ouvert ou un poêle à bois, celles pratiquant certaines activités de bricolage (restauration de vieux meubles traités, débroussaillage avec certains pesticides), résidant en zone rurale - augmentent avec la consommation habituelle de certains aliments d'origine animale (abats, produits de la pêche, produits laitiers) - augmentent avec la consommation locale de produits animaux issus du panache Il n'y a pas de mise en évidence d'une concentration sérique moyenne plus élevée de dioxines ou de PCB chez les personnes résidant autour d'UIOM par rapport aux personnes référentes éloignées de sources connues de dioxines, excepté chez les agriculteurs
Conclusion sur les dioxines et PCB-DL	L'imprégnation par les dioxines et PCB dioxin-like dans la population de l'étude (exposés et témoins) est dans la moyenne européenne Les facteurs personnels (âge, corpulence, sexe, variations de poids, tabagisme, etc.) et la consommation alimentaire habituelle sont les déterminants essentiels de l'imprégnation Il n'y a pas d'éléments en faveur du rôle de l'exposition par inhalation (question fortement soulevée initialement) Pour la consommation alimentaire : - il n'y a pas de différence statistiquement significative entre l'imprégnation des personnes exposées et non-exposées au panache d'un incinérateur, sauf pour une population particulière : celle des autoconsommateurs de produits animaux élevés sous le panache (notamment les produits laitiers et les œufs), en particulier les agriculteurs - cette relation n'est pas retrouvée pour la consommation de produits végétaux - elle est observée essentiellement dans le cas des incinérateurs anciens et hors normes - rôle déterminant de la consommation des produits de la pêche indépendamment des incinérateurs

<p><i>Facteurs liés à la plombémie</i></p>	<p>Facteurs individuels : âge, tabac, alcool, sexe, niveau d'étude Facteurs et sources d'exposition au plomb autres qu'UIOM : consommation d'eau du robinet, pratique d'un loisir exposant au plomb, urbanisation, date et type de logement, alimentation bruit de fond (produit laitiers, légumes aériens, coquillages et crustacés, porc et charcuterie), site Facteurs liés à l'UIOM : alimentation locale (pêche, viande, bœuf et produits laitiers, abats, légumes aériens) Le site a une influence importante sur les niveaux de plomb Le plomb sanguin : - augmente avec l'âge, la consommation de tabac, d'alcool et de l'eau de distribution - est plus élevé chez les hommes, chez les personnes ayant un faible niveau d'études, pratiquant un loisir exposant au plomb, résidant dans un logement ancien (avant 1948), avec la résidence rurale ou urbaine, avec la consommation habituelle de certains aliments (produit laitiers, légumes aériens, coquillages et crustacés, porc et charcuterie) - augmente avec la consommation locale de viande (bœuf), d'abats, de produits laitiers</p>
<p>Conclusion sur la plombémie</p>	<p>La plombémie reste dans des valeurs habituelles pour la population générale - Les facteurs de variation et de confusion ont un poids beaucoup plus important sur la plombémie que les facteurs liés à l'incinérateur - Il n'y a pas d'éléments en faveur du rôle de l'exposition par inhalation - Il n'y a pas de différence de plombémie entre zones exposées à l'UIOM et zones non-exposées - La consommation de certains aliments locaux issus de la zone de retombée du panache (viande, produits laitiers, œufs) augmente la plombémie ; cette influence reste modérée et moins importante que celle des facteurs individuels cités ci-dessus</p>
<p><i>Facteurs liés à la cadmiurie</i></p>	<p>Facteurs individuels : âge, tabac, sexe, catégorie socioprofessionnelle Facteurs d'exposition au cadmium autres qu'UIOM : consommation de légumes aériens (bruit de fond), site Le cadmium urinaire : - augmente avec l'âge, la consommation de tabac, la consommation habituelle (bruit de fond) de légumes aériens - est plus élevée chez les femmes, chez les agriculteurs et moins élevée chez les employés - aucun facteur lié à l'UIOM n'a été identifié</p>
<p>Conclusion sur le cadmium urinaire</p>	<p>- Il n'y a pas de différence significative d'imprégnation par le cadmium entre les deux zones d'exposition La charge corporelle en cadmium est légèrement supérieure chez les riverains des incinérateurs La différence n'est pas statistiquement significative et disparaît après l'exclusion d'un des sites qui contribue particulièrement à cette relation - La cadmiurie reste dans des valeurs habituelles pour la population générale non-exposée professionnellement - L'imprégnation n'a pu être reliée à la consommation de produits locaux</p>
<p>Recommandations</p>	<p>- Il n'y a pas de préconisation de nouvelles mesures de gestion car la réduction des émissions polluantes des incinérateurs et leur mise aux normes a déjà fait l'objet de mesures - Inciter les gestionnaires locaux à rester vigilants quant à la consommation des œufs de poules élevées sur des sols qui demeurent contaminés par une ancienne UIOM hors norme, en particulier lorsque ces œufs, destinés à la consommation personnelle, échappent aux contrôles officiels Recommandations destinées aux pratiques d'élevages, notamment familiaux Pour les volailles : - fournir la nourriture dans des mangeoires et non sur le parcours - ne pas répandre de cendres (qui contiennent des dioxines) pour favoriser la formation de la coquille des œufs.</p>

Abréviations et acronymes

Ademe	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
Afssa	Agence française de sécurité sanitaire des aliments
CCPPRB	Comité consultatif de protection des personnes pour la recherche biomédicale
Circ	Centre international de recherche sur le cancer
Cire	Cellule interrégionale d'épidémiologie (InVS)
Citepa	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
Cnil	Commission nationale de l'informatique et des libertés
Ddass	Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (ministère chargé de la Santé)
DDSV	Direction départementale des services vétérinaires
Derns	Direction de l'évaluation des risques nutritionnels et sanitaires (Afssa)
DGAI	Direction générale de l'alimentation
DGS	Direction générale de la santé (ministère chargé de la Santé)
DSE	Département santé environnement (InVS)
Drire	Direction régionale de l'industrie de la recherche et de l'environnement (Medd)
EFS	Établissement français du sang
IMC	Indice de masse corporelle
Inéris	Institut national de l'évaluation des risques industriels
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale
InVS	Institut de veille sanitaire
INRS	Institut national de recherche et de sécurité
LOD	Limite de détection (Limit Of Detection)
LOQ	Limite de quantification (Limit Of Quantification)
Medd	Ministère de l'Écologie et du Développement durable
MG	Matière grasse
Nm³	Normaux mètre cube
NS	Non significatif
PCB	Polychlorobiphényles
PCB-DL	Polychlorobiphényles "dioxin-like"
PCDD/F	Polychlorodibenzodioxines/Polychlorodibenzofuranes
pg, ng, µg	pg : picogramme= 10^{-12} gramme ; ng : nanogramme= 10^{-9} gramme ; µg : microgramme= 10^{-6} gramme
ppm, ppb, ppt	Partie par million (ppm, 1 µg/g) ; partie par billion (ppb, 1 ng/g) ; partie par trillion (ppt, 1 pg/g)
TEQ_{OMS 98}	Équivalent toxique avec les facteurs de toxicité établis par l'OMS en 1998
TEQ_{OTAN}	Équivalent toxique avec les facteurs de toxicité établis par l'OTAN
UIOM	Usine d'incinération d'ordures ménagères

Mots-clés : incinérateur, déchet ménager, dioxine, PCB, plomb, cadmium, enquête transversale, autoconsommation, contamination aliment, biomarqueur, exposition environnementale, France

Résumé

L'Institut de veille sanitaire (InVS) en collaboration avec l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) a réalisé une étude nationale d'imprégnation de la population par les dioxines et les PCB. Cette étude effectuée à la demande de la Direction générale de la santé a été financée dans le cadre du Plan cancer. L'objectif principal était de préciser si les populations résidant autour d'usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) étaient plus imprégnées que celles qui en étaient éloignées et d'évaluer la contribution de l'alimentation produite localement à cette exposition. Cette étude avait également comme objectif l'étude de l'imprégnation de ces populations par le plomb et le cadmium. Les incinérateurs rejettent en effet également ces métaux dans l'environnement.

MÉTHODE

Il s'agit d'une étude multicentrique qui concerne huit sites proches d'UIOM répartis dans plusieurs départements de France : Bessières (31), Cluny (71), Dijon (21), Senneville-sur-Fécamp (76), Gilly-sur-Isère (73), Maubeuge (59), Pluzunet (22), Vaux-le-Pénil (77). Ces huit sites ont été choisis à la suite d'un inventaire des UIOM de France métropolitaine, en fonction des caractéristiques de fonctionnement de celles-ci, de l'existence à la fois de données d'émission et de contamination des aliments et de la présence de consommateurs de produits locaux.

Ces sites correspondent à trois catégories d'UIOM :

- petites UIOM anciennes (capacité ≤ 6 tonnes/h) fortement polluantes par le passé ;
- grosses UIOM anciennes (> 6 tonnes/h) fortement ou moyennement polluantes par le passé et ;
- grosses UIOM récentes ayant respecté les normes d'émission en vigueur.

L'identification de la zone d'étude à proximité des UIOM a été obtenue par modélisation des panaches de dispersion atmosphérique par l'Afssa et Aria Technologie, avec la contribution de l'Inéris, et à partir des dépôts surfaciques cumulés de 1994 à 2004. Des communes non-exposées au panache et sans source connue de dioxines ont également été sélectionnées afin de comparer les imprégnations entre sujets exposés et non-exposés. Au total, une quarantaine de communes ont ainsi été retenues.

L'étude a porté sur 1 053 personnes adultes âgées de 30 à 65 ans incluses à partir d'un échantillonnage aléatoire stratifié et à deux degrés (dont 1 030 participations exploitables pour l'étude des dioxines et PCB, 1 029 pour l'étude de la plombémie et 1 033 pour la cadmiurie). L'étude de terrain s'est déroulée de février à juin 2005 et a été mise en œuvre par le Département santé environnement de l'InVS et coordonnée localement par les Cellules interrégionales d'épidémiologie (Cire, antennes régionales de l'InVS). Une première vérification auprès de la population de critères d'inclusion et d'exclusion (tels que l'âge, l'absence d'exposition professionnelle) des personnes résidant dans les zones d'étude a été réalisée par contact téléphonique ; la liste des personnes et leurs coordonnées ont été obtenues à partir de listes

électorales des mairies et des données de France Télécom. Le taux de participation global était de 51 % (participants tirés au sort joignables et répondant aux critères d'inclusion), ce qui est un très bon taux par rapport à d'autres études comparables.

Pour chacun des sites, environ 130 personnes ont été incluses. Elles y résidaient depuis au moins 10 ans (du moins pour les UIOM anciennes), étaient non-exposées professionnellement aux dioxines, au plomb et au cadmium et pour les femmes, n'avaient pas allaité au cours des 15 dernières années (ou très peu). Les groupes étudiés étaient composés :

- des personnes résidant dans la zone de retombée du panache de l'incinérateur ("zone exposée") :
 - a) consommant des aliments produits localement (volaille, viande, œufs, lait, légumes...), c'est-à-dire exposées par voie alimentaire ;
 - b) ne consommant pas d'aliment d'origine locale, c'est-à-dire exposées par voie aérienne uniquement ;
- des personnes (consommatrices et non consommatrices d'aliments locaux) résidant à plus de 20 km de tout incinérateur et non-exposées à des sources connues de dioxines ("zone non-exposée") ; pour chaque site, des personnes non-exposées ont été incluses afin de prendre en compte les spécificités locales pouvant avoir un impact sur l'exposition habituelle, hors influence éventuelle de l'incinération : contamination "bruit de fond" des aliments courants, habitudes alimentaires.

Des accords préalables de la Commission nationale de l'informatique et des libertés (Cnil) et du Comité consultatif de protection des personnes pour la recherche biomédicale (CCPPRB) ont été obtenus pour la réalisation de cette étude. Les participants étaient invités par courrier et par téléphone à se rendre à un entretien individuel, dans un lieu proche de leur domicile. Un questionnaire en face à face leur était administré afin de recueillir des informations sociodémographiques, alimentaires (consommations habituelles et de produits locaux), d'exposition professionnelle et environnementale. Une des forces de cette étude a été d'appréhender la consommation alimentaire des participants de la façon la plus détaillée possible. Un prélèvement de sang a été effectué par du personnel de l'Établissement français du sang afin de doser dans l'organisme les dioxines les plus toxiques (mélange de 17 substances, PCDD/F), les PCB (polychlorobiphényles, autres substances rémanentes souvent associées aux dioxines : 12 PCB dénommés "dioxin-like" (PCB-DL qui ont les mêmes mécanismes d'action biologique que les dioxines) et quatre PCB (118, 138, 153, 180), dits indicateurs) ainsi que la plombémie. Un prélèvement d'urine était également recueilli afin de doser le cadmium, autre métal susceptible d'être rejeté par les incinérateurs. Les résultats de dosages de dioxines sont généralement exprimés en picogrammes de TEQ par gramme de matière grasse ($\text{pg TEQ}_{99}/\text{g MG}$) ; le TEQ, équivalent toxique international, est un indice qui résume en une seule valeur la toxicité du mélange de dioxines ; c'est la somme de la concentration de chaque substance du mélange multipliée par son facteur de toxicité (TEF).

Pour étudier si le fait de résider autour d'un incinérateur était associé à une augmentation des concentrations sériques de dioxines et PCB, et de métaux ; des analyses simples et multiples (croisant plusieurs données) ont été utilisées. L'analyse statistique a été réalisée avec les logiciels SAS, R et Stata. Dans un premier temps, la confrontation des caractéristiques personnelles (âge, sexe, corpulence...) ou d'habitudes de vie (consommation tabagique, habitudes alimentaires...) et des imprégnations, a permis d'identifier leur influence et ainsi d'isoler le rôle propre des facteurs de risque liés à l'environnement de l'UIOM et à la consommation de produits locaux. Les données de dioxines et métaux, qui ont une distribution statistique asymétrique dans la population, ont été décrites en termes de moyenne géométrique plutôt qu'en termes de moyenne arithmétique, cette dernière pouvant être affectée par des valeurs extrêmes.

POPULATION

La population d'étude avait un âge moyen de 52 ans et était composée de 54,7 % de femmes. Pour les riverains des UIOM, la distance médiane du lieu de résidence à l'UIOM était de 2,2 km. Le nombre d'années de résidence sous les retombées du panache de l'incinérateur était au moins de 18 ans pour plus de 50 % des personnes, variant selon les sites en raison des durées très variables de fonctionnement des incinérateurs. Les populations des deux zones d'étude (exposée et non-exposée) étaient comparables au niveau sociodémographique (âge, sexe, niveau d'études, statut matrimonial), et sur leur consommation tabagique. Néanmoins, les personnes de la zone non-exposée vivaient plus fréquemment en zone rurale, ce qui résultait de la volonté de sélectionner des localisations éloignées de toute source d'émission de dioxines. Cette population comportait ainsi plus d'agriculteurs et possédait plus souvent un jardin potager.

CONSOMMATION ALIMENTAIRE

Globalement, les consommations alimentaires concernant les aliments ne provenant pas de la production locale étaient très similaires entre les deux zones ; c'était en particulier le cas pour les produits animaux et donc pour les lipides d'origine animale, dont on sait qu'ils sont les principaux aliments contributeurs à l'exposition aux PCDD/F, substances lipophiles s'accumulant dans les chaînes alimentaires animales. Les quantités d'aliments et de lipides consommées étaient très cohérentes avec celles observées lors de l'étude pilote et un peu plus importantes que celles constatées dans l'étude nationale INCA1 [Volatier 2000]. L'objectif de cibler des sites où la consommation de produits locaux était suffisamment fréquente a été atteint, puisque plus de 83 % des participants ont consommé des produits locaux et près de 68 % des participants ont consommé des produits issus de leur propre production. Cette consommation locale concernait principalement les légumes et les fruits (respectivement 70,1 % et 66,6 % de consommateurs), mais aussi les produits animaux (viande, œufs, produits laitiers), principalement les œufs et les volailles (respectivement 34,8 % et 28,8 % de consommateurs). La proportion de consommateurs de produits animaux d'origine locale et donc de lipides d'origine animale était plus forte dans les zones non-exposées que dans les zones exposées, en particulier dans les sites à dominante rurale avec présence d'agriculteurs. Toutefois, la quantité consommée de graisses animales d'origine locale restait faible par rapport à la quantité totale consommée quotidiennement (en moyenne environ 8 grammes contre environ 100 grammes).

IMPRÉGNATION PAR LES DIOXINES

Teneurs sériques en dioxines et PCB dans la population d'étude

Les valeurs de dioxines observées dans cette étude étaient similaires à celles d'autres pays d'Europe. La concentration sérique moyenne de dioxines et de PCB "dioxin-like" (PCDD/F+PCB-DL : TEQ total) estimée dans la population d'étude était de 27,7 pg TEQ₉₈/g MG exprimée avec les TEF de 1998, alors qu'elle n'était plus que de 18,5 pg TEQ₂₀₀₅/g MG avec les nouveaux TEF 2005, puisque la toxicité de certaines substances a été revue à la baisse. Les PCDD représentaient 56 % des PCDD/F et les PCB-DL 51 % du TEQ total. Les profils des congénères (concentrations de chaque substance du mélange) se déclinaient de façon similaire à l'intérieur de chaque zone d'exposition et chaque site d'étude et ne permettaient donc pas de distinguer un incinérateur avec un rejet particulier. Les caractéristiques des personnes ayant les valeurs les plus élevées de dioxines et PCB montraient que ces personnes étaient plus âgées, avaient souvent un surpoids, étaient plus souvent des hommes et consommaient des produits de la pêche de façon plus importante que la moyenne (le site côtier de Senneville-sur-Fécamp était surreprésenté). La zone d'exposition ne semblait pas être un facteur déterminant. Ces niveaux élevés restaient inférieurs à ceux constatés dans des populations fortement exposées telles que les pêcheurs de la Baltique [Kirivanta 2002].

Facteurs influençant les niveaux d'imprégnation par les dioxines et PCB indépendamment des UIOM

Les caractéristiques personnelles des participants avaient un rôle prépondérant sur les concentrations de dioxines et PCB. Ceux qui influençaient significativement les dioxines et PCB étaient l'âge, le sexe, la corpulence, la fluctuation récente du poids, le statut tabagique, la catégorie socioprofessionnelle actuelle et la localisation géographique. L'imprégnation par les dioxines augmentait avec l'âge, de 10 % tous les 5 ans pour les PCDD/F, ce qui correspondait à une augmentation moyenne d'environ 0,3 pg PCDD/F/g MG par année d'âge, résultat qui a été retrouvé également dans une étude américaine récente [Collins 2006]. On sait en effet que ces substances s'accumulent au cours du temps dans l'organisme, en particulier dans les graisses. L'imprégnation augmentait aussi avec la corpulence (élimination plus lente des dioxines), une perte récente de poids et elle était plus élevée chez les femmes, et chez les non fumeurs (relation un peu surprenante mais bien connue [Garabrant 2007]).

D'autres facteurs d'exposition non liés à l'incinérateur pouvaient influencer les dioxines et PCB : la présence d'un foyer ouvert ou d'un poêle à bois dans le logement, la pratique d'un loisir susceptible d'exposer aux dioxines, l'urbanisation (centre ville/périphérie, banlieue/zone rurale) et certaines consommations d'aliments non produits localement sous le panache de l'incinérateur. Une imprégnation légèrement plus importante de dioxines a été observée chez les personnes ayant un foyer ouvert ou un poêle à bois dans le logement. La combustion domestique du bois étant une source de dioxines déjà bien identifiée. L'imprégnation augmentait aussi avec la consommation habituelle de certains aliments d'origine animale (abats, produits de la pêche, produits laitiers). Néanmoins, la consommation des principaux groupes d'aliments vecteurs de dioxines dans l'alimentation, que sont les poissons, produits de la mer et les produits laitiers, n'était que

partiellement associée à l'imprégnation. La consommation de produits de la pêche était corrélée à l'imprégnation uniquement pour les sites des départements littoraux (Pluzunet et Senneville-sur-Fécamp).

Facteurs associés aux UIOM

Zone et durée d'exposition

L'imprégnation par les dioxines n'était pas statistiquement plus élevée dans les populations résidant dans la zone de retombée du panache d'une UIOM en comparaison de celle des populations non-exposées. De plus, l'imprégnation par les dioxines n'était associée ni à la durée de résidence sous les retombées du panache de l'UIOM, ni aux niveaux de dépôt surfacique cumulé au sol dans la zone du panache, ou à la distance à l'UIOM, excepté pour les agriculteurs chez lesquels l'imprégnation augmentait avec la proximité de résidence par rapport à une UIOM et aussi avec leur temps de résidence sous le panache. Les niveaux d'imprégnation similaires entre les zones exposées et non-exposées observés dans notre étude constituent un résultat cohérent avec ceux de diverses études étrangères ; celles-ci ne prenaient pas en compte la consommation locale et concluaient que résider autour d'UIOM avait peu d'influence sur les concentrations sériques de dioxines des riverains [Evans 2000, Schumacher 1999, Deml 1996, Gonzalez 1998]. Toutefois, les imprégnations moyennes de dioxines les plus basses étaient observées à Bessières et Pluzunet, les deux sites correspondant aux incinérateurs aux normes. L'imprégnation moyenne la plus élevée a été observée pour le site de Senneville-sur-Fécamp, mais aussi bien en zone exposée que non-exposée, ce qui semble montrer que l'impact de la consommation de produits de la mer sur l'imprégnation par les dioxines et PCB est plus important que celui des incinérateurs. Ce site est celui où la consommation de produits de la mer était la plus importante et où leur contamination par les dioxines et PCB dans cette partie de la Manche-Est est connue pour être un peu supérieure à celle rencontrée sur d'autres parties du littoral [Leblanc 2004].

Chez les personnes n'ayant pas consommé d'aliments produits localement (notamment sous les retombées d'un incinérateur), les niveaux d'imprégnation de dioxines et PCB étaient similaires entre zones exposées et non-exposées ; ce résultat n'est pas en faveur du rôle de l'exposition par inhalation (question fortement soulevée initialement), ce qui est cohérent avec les résultats d'études réalisées à l'étranger [Huang 2007, Adriaens 2007].

Consommation d'aliments produits localement

La relation entre l'imprégnation par les dioxines et l'exposition aux UIOM pouvant être effective dans certains groupes de la population et non dans d'autres, une étude approfondie a été menée auprès des consommateurs d'aliments produits localement, puisque l'alimentation constitue habituellement la voie majeure d'exposition aux dioxines. Une imprégnation par les dioxines et PCB était plus élevée chez les agriculteurs des zones exposées comparativement à ceux des zones non-exposées au panache d'un incinérateur. Les agriculteurs, qui ont tendance à consommer plus d'aliments produits localement, avaient une imprégnation plus élevée que tous les autres groupes de consommateurs des zones exposées (particuliers consommateurs d'aliments locaux d'origine animale et/ou végétale, non consommateurs de produits locaux).

En zone uniquement exposée aux émissions des incinérateurs, l'imprégnation moyenne des particuliers consommateurs de produits

animaux (tels que produits laitiers et œufs) et végétaux était statistiquement supérieure à celle des particuliers consommateurs seulement de produits végétaux, et cette dernière était similaire à celle des personnes ne consommant pas de produits locaux. Ainsi, l'apport en dioxines par les fruits et légumes issus du potager ou du verger exposés aux retombées du panache de l'UIOM ne contribue pas de façon sensible à la contamination de la population ; les végétaux très peu gras sont moins contaminés par les dioxines que les produits d'origine animale et en bout de chaîne alimentaire.

L'étude montre que la contamination de la population associée aux rejets de l'UIOM provient essentiellement de la consommation des matières grasses d'origine animale des aliments produits sous le panache (produits laitiers, œufs, viandes). L'augmentation de 8 grammes par jour de la consommation de lipides d'origine locale (correspondant à la consommation d'un œuf ou d'une tasse de lait par jour), était associée à une augmentation modérée de l'imprégnation par les dioxines et PCB-DL (TEQ total) : de 5,8 % pour les habitants des zones exposées (équivalent à 1,6 pg/g de MG en moyenne) et de 2,6 % pour ceux des zones témoins éloignées des UIOM. Les faibles apports journaliers de graisses animales d'origine locale expliquaient probablement en partie pourquoi la consommation locale d'aliments (possiblement contaminés par les retombées du panache) impactait si peu l'imprégnation des populations. Dans une étude réalisée auprès de populations belges riveraines d'UIOM ayant fortement pollué, Fierens *et al.* (2003) ont également observé une augmentation de l'imprégnation par les dioxines associée à une consommation de lipides d'origine animale et locale. Dans notre étude, on a constaté que l'imprégnation par les dioxines était davantage augmentée par la consommation de produits animaux issus de zones exposées à des incinérateurs anciens que récents. Les mesures de réglementation prises pour réduire les émissions des UIOM ont été semble-t-il pertinentes et se traduisent par une imprégnation moindre des riverains des UIOM récentes et aux normes.

En conclusion, cette étude a montré que le fait de résider à proximité d'un incinérateur d'ordures ménagères n'a pas de répercussion sensible sur les niveaux sériques de dioxines, excepté pour les consommateurs de produits animaux d'origine locale (notamment les produits laitiers et les œufs), et en particulier pour ceux ayant résidé auprès d'anciens incinérateurs ayant pollué par le passé. Cette observation était plus marquée chez les agriculteurs.

Les facteurs personnels et la consommation alimentaire habituelle, en particulier celle des produits de la pêche, jouaient un rôle prépondérant sur l'imprégnation par les dioxines.

PLOMBÉMIE

Plombémie dans la population d'étude

La plombémie moyenne dans la population d'étude était de 28,7 µg/L, ce qui reste dans des valeurs habituelles pour la population générale ; elles étaient plus faibles que celles mesurées chez les jeunes adultes en France il y a dix ans, vraisemblablement en raison de la réduction des émissions de plomb en France [RNSP 1997, Inserm 1999]. À titre de comparaison, les plombémies retrouvées dans la population adulte belge résidant autour d'UIOM étaient un peu plus élevées, de l'ordre de 43 µg/L [Fierens 2002].

Les caractéristiques des personnes présentant des plombémies élevées (supérieures à 100 µg/L) étaient assez habituelles : âge relativement élevé (plus de 55 ans), sexe masculin, résidence ou activité liées à un habitat ancien. Ces personnes étaient réparties sur tous les sites, à l'exception de celui de Vaux-le-Pénil et ne résidaient pas plus souvent en zone exposée qu'en zone non-exposée.

Facteurs influençant les plombémies indépendamment des UIOM

Les facteurs connus généralement pour faire varier la plombémie ont été retrouvés dans cette étude : l'âge, le sexe, le niveau d'étude, les consommations de tabac et d'alcool, la pratique d'un loisir exposant au plomb, la résidence dans un habitat ancien et la consommation d'eau du robinet. Ils ont d'ailleurs aussi été retrouvés en partie dans l'étude de Fierens qui a étudié l'imprégnation par le plomb de populations résidant autour d'UIOM (2007).

On sait que le plomb est un toxique cumulatif, qui s'accumule dans l'organisme avec l'âge. Ainsi, la plombémie de la population d'étude augmentait de 2,5 % par an, ce qui correspondait à une augmentation annuelle moyenne d'environ 0,7 µg/L. La plombémie des hommes est généralement supérieure à celle des femmes [Staessen 1996, Inserm 1999], résultat retrouvé dans notre étude avec une différence d'environ 3,5 µg/L. Par ailleurs, l'observation des niveaux de plombémie qui augmentaient quand le niveau d'étude était faible, est fréquente dans les études et traduit le fait que le contexte socio-économique peut favoriser l'exposition. La plombémie était en moyenne supérieure d'environ 2 µg/L chez les personnes résidant dans des logements construits avant 1948. On sait que les logements anciens (datant d'avant 1948) peuvent constituer une source d'exposition au plomb par la présence d'anciennes peintures au plomb qui peuvent se retrouver dans les poussières. C'est ainsi, que nous avons souvent retrouvé une activité de rénovation d'un habitat ancien parmi les personnes présentant les plombémies les plus élevées. De façon générale, la pratique d'un loisir exposant au plomb (tel que le tir, la peinture, les émaux, la poterie, la rénovation d'un habitat ancien (décapage d'huisseries...) augmentait la plombémie en moyenne de 4 µg/L. L'habitat ancien peut constituer une source de plomb également par la présence de canalisations en plomb apportant l'eau de distribution. Dans notre étude, la plombémie augmentait d'environ 1,3 % (soit en moyenne de 0,4 µg/L) pour une consommation quotidienne d'eau du robinet augmentée de 100 mL. Par ailleurs, les associations retrouvées entre la plombémie et les consommations de tabac et d'alcool sont cohérentes, puisque ces dernières constituent aussi des sources de plomb bien identifiées [Huel 1986].

Les consommations habituelles de produits laitiers ou de légumes aériens (tels que les salades) semblaient préserver d'une plombémie élevée alors que la consommation de crustacés ou de porc et charcuterie l'augmentait. On sait que les aliments les plus contaminés par le plomb sont les crustacés, les mollusques et les abats et que par ailleurs, le plomb est absorbé au niveau du tube digestif en compétition avec le calcium, très présent dans les laitages.

Facteurs associés aux UIOM

Zone et durée d'exposition

Les plombémies des populations riveraines des incinérateurs n'étaient pas supérieures à celles des témoins, sauf pour le site de Vaux-le-Pénil où les plombémies des habitants de la zone témoin étaient particulièrement faibles. Même si des publications scientifiques signalent la persistance de contamination des sols par le plomb autour de sites industriels ayant rejeté du plomb [Declercq 1990], l'exposition à l'incinérateur influençait beaucoup moins fortement les niveaux de plombémie que les facteurs de variation classiques cités ci-dessus. De plus, les autres caractéristiques d'exposition à l'UIOM (distance du lieu de résidence à l'UIOM, durée de résidence sous le panache) n'étaient pas associées à la plombémie. Par ailleurs, l'exposition à la pollution de l'incinérateur par simple inhalation, c'est-à-dire par le simple fait de résider aux alentours sans consommer de produits locaux, ne semblait pas avoir de répercussion sur les niveaux de plombémie.

Consommation d'aliments produits localement

L'impact observé de l'alimentation locale sur la plombémie était modéré et n'était visible qu'avec l'étude des quantités consommées d'aliments d'origine locale. Les aliments associés à une augmentation de la plombémie étaient essentiellement d'origine animale, et les légumes aériens semblaient protecteurs. Du fait du faible transfert du plomb du sol dans la plante, on considère habituellement que l'apport majeur en plomb des végétaux est d'origine atmosphérique et qu'il est majoritairement éliminé durant l'épluchage et le lavage [CSHPF 1996].

La consommation locale de viande (bœuf, agneau, veau, abats) et de produits laitiers augmentait la plombémie de façon modérée, essentiellement en zone exposée, suggérant un rôle possible de l'incinérateur. La consommation d'œufs locaux n'influencait significativement la plombémie des riverains des zones exposées qu'au-delà d'un certain niveau de dépôt surfacique au sol, de l'ordre d'environ 0,2 µg/m² et dans le cas des UIOM anciennes hors normes. En revanche, la consommation de produits de la pêche augmentait la plombémie indépendamment de la zone d'exposition. L'étude belge menée sur la population résidant autour d'UIOM n'avait pas mis en évidence de surimprégnation par le plomb des riverains des incinérateurs [Fierens 2002].

En conclusion, les facteurs personnels et l'alimentation habituelle avaient un poids beaucoup plus important sur la plombémie que les facteurs liés à l'incinérateur. Même si la consommation de certains aliments locaux influençait la plombémie, cette influence restait modérée. Par ailleurs, la plombémie restait dans des valeurs habituelles pour la population générale.

CADMIURIE

Cadmiurie dans la population d'étude

La concentration moyenne de cadmium urinaire dans la population d'étude était de 0,27 µg/g de créatinine, ce qui est conforme aux

niveaux rencontrés en France lors d'investigations précédentes par l'InVS (environ 0,3 µg/g de créatinine à Salsigne [RNSP 1998] et Marseille [InVS-ORS PACA 2002]). Une très faible proportion de personnes présentait des valeurs élevées de cadmium ; c'était essentiellement des femmes âgées de 50 à 55 ans.

Facteurs influençant les concentrations en cadmium indépendamment des UIOM

Quatre facteurs individuels, classiquement associés à la cadmiurie, ont été identifiés comme influençant de façon significative les concentrations urinaires de cadmium dans la population d'étude : l'âge, le sexe, la consommation tabagique et la catégorie socioprofessionnelle actuelle.

Du fait de sa faible élimination après absorption par l'organisme, le cadmium s'accumule au cours du temps et sa concentration urinaire augmente donc avec l'âge. Ainsi, dans notre étude on a observé une augmentation de 6,8 % de la cadmiurie tous les 5 ans. L'absorption du cadmium est facilitée lors d'une carence en fer, situation qui est plus courante chez les femmes. C'est pourquoi généralement la cadmiurie est plus élevée chez les femmes que chez les hommes. La consommation tabagique constitue la source principale de cadmium par inhalation en population générale et augmente ainsi la cadmiurie des fumeurs ; on estime que 20 cigarettes en apportent 1 à 4 µg. La catégorie socioprofessionnelle influençait également les concentrations, avec les niveaux les plus élevés chez les agriculteurs. L'explication vient probablement en partie des pratiques. La consommation habituelle de légumes aériens augmentait également la cadmiurie, mais dans une moindre mesure comparativement aux facteurs précédents. On sait en effet que le cadmium existe naturellement dans les sols et qu'il est facilement transféré du sol aux végétaux.

Facteurs associés aux UIOM

Zone et durée d'exposition

Il n'y avait pas de différence significative d'imprégnation par le cadmium entre les deux zones d'exposition. Dans un premier temps, les niveaux de cadmium urinaires des riverains des incinérateurs semblaient supérieurs comparativement à ceux qui n'y étaient pas exposés ($p=0,10$). En fait cette différence quoique non statistiquement significative disparaissait après l'exclusion du site de Vaux-le-Pénil, même si les cadmiuries moyennes des différents sites demeuraient très légèrement supérieures en zones exposées. La différence d'imprégnation entre les deux zones d'exposition observée sur le site de Vaux-le-Pénil provenait essentiellement des niveaux très faibles de cadmium observés en zone témoin et non de la pollution de l'incinérateur, puisque les cadmiuries pour ce site étaient les plus faibles comparées à tous les sites de l'étude. En fait, les variations des cadmiuries constatées entre les huit sites d'étude étaient plus importantes que celles constatées entre les zones exposées et

non-exposées au panache des incinérateurs. Les autres facteurs d'exposition à l'UIOM (distance, dépôt, durée) n'ont pas été retrouvés associés à la cadmiurie. Dans son étude, Fierens (2002) n'avait pas observé de concentrations en cadmium urinaire plus élevées chez les personnes résidant à proximité d'UIOM après prise en compte des facteurs individuels. Chez les individus ne consommant pas de produits locaux, il n'a pas été mis en évidence de différence marquée des cadmiuries entre les zones exposées et non-exposées, ce qui n'est pas en faveur d'une exposition par inhalation.

Consommation d'aliments produits localement

L'apport en cadmium pouvant être très influencé par la consommation de végétaux et l'usage d'engrais riches en cadmium, une étude spécifique liée au jardin potager a été réalisée. La possession d'un potager n'influencait pas significativement les niveaux de cadmium urinaires et ceci aussi bien en zone exposée qu'en zone non-exposée. De plus, la durée d'utilisation du potager sous le panache d'une UIOM n'augmentait pas la cadmiurie. Il a été observé des associations un peu inattendues et paradoxales entre l'alimentation locale et la cadmiurie, assez défavorables à l'hypothèse qu'une UIOM pourrait contaminer les aliments produits localement et contribuer ainsi à augmenter l'imprégnation en cadmium de la population (ex : cadmiurie augmentée avec la consommation de produits laitiers, mais surtout en zone non-exposée).

En conclusion, les riverains des incinérateurs ne montraient pas de surimprégnation par le cadmium. Leur cadmiurie restait dans des valeurs habituelles pour la population générale, considérées comme normales pour une population non-exposée professionnellement et n'a pu être reliée à la consommation de produits locaux.

RECOMMANDATIONS

Ces résultats ne conduisent pas à préconiser de nouvelles mesures de gestion car la réduction des émissions polluantes des incinérateurs et leur mise aux normes a déjà fait l'objet de mesures et le contrôle des produits commerciaux d'animaux élevés sous le panache des incinérateurs a été effectué par la Direction générale de l'alimentation (DGAI).

Les œufs de poules élevées sur des sols qui demeurent contaminés par une ancienne UIOM hors norme, comme c'est le cas sur certains sites, peuvent contenir des niveaux de dioxines qui excèdent les valeurs seuils appliquées aux denrées alimentaires commercialisées. Lorsque ces œufs ne sont pas commercialisés, ils échappent aux contrôles réglementaires. Il est à recommander que des contrôles ad hoc soient effectués par les gestionnaires locaux et que des conseils de non consommation soient diffusés le cas échéant. Le problème ne se pose pas pour le lait de vache car l'herbe de repousse n'est plus contaminée après la mise aux normes ou l'arrêt des installations polluantes (cf. données de contrôle).

Summary

The French Institute for Public Health Surveillance (Institut de veille sanitaire, InVS) in collaboration with the French Food Safety Agency (Agence française de sécurité sanitaire des aliments, Afssa) conducted a national study on serum dioxins and PCB levels in the population. This study commissioned by the Ministry of Health was financed by the Cancer plan. Its main objective was to clarify whether people living around municipal solid waste incinerators (MSWI) had higher levels than those who lived far from a MSWI, and to assess how food produced locally contributed to this exposure. The second objective of this study was the assessment of lead and cadmium exposure in these populations, as incinerators also reject these metals in the environment.

METHOD

The study is multicentric and concerns eight sites located near MSWI spread throughout several French districts: Bessières (31), Cluny (71), Dijon (21), Gilly-sur-Isère (73), Maubeuge (59), Pluzunet (22), Senneville-sur-Fécamp (76) and Vaux-le-Pénit (77). These eight sites were chosen after an inventory of French MSWI, classified by operating characteristics, existence of both emission and food contamination data, and presence of local products consumers. These eight sites correspond to three categories of MSWI: 1) small and old MSWI (capacity ≤ 6 tons/h) polluting heavily in the past, 2) large and old MSWI (> 6 tons/h) strongly or moderately polluting in the past and 3) large and recent MSWI having complied with current emission regulation. The identification of the study area near MSWI was obtained by modeling atmospheric dispersion plumes by Afssa and Aria Technologie, with the contribution from Inéris, and from surface deposits accumulated from 1994 to 2004. Some areas not exposed to the plume were also selected to compare chemical levels between people who were exposed and those who were not exposed. A total of forty communes were thus selected.

The study focused on 1,053 adults aged 30 to 65 years who were included from a two-degree stratified random sample (including 1,030 participants used in the dioxins and PCBs study, 1,029 in the blood-lead levels study and 1,033 for urinary cadmium levels). The field study was conducted from February to June 2005 and was implemented by the InVS department of environmental health, and coordinated locally by the Interregional epidemiology groups (Cire, regional branches of InVS). A first check of inclusion and exclusion criteria in the population (such as age, lack of occupational exposure) for persons living in study areas was conducted by telephone contact; the list of people and their addresses were obtained from municipal electoral lists and from France Telecom data. The overall participation rate is 51% (participants randomly selected who are reachable and meet inclusion criteria), which represents a very good rate compared to other similar studies.

For each site, about 130 people were included. They had resided in the study area for at least 10 years (at least for old household waste incineration plants), were not occupationally exposed to dioxins, lead, cadmium, and as regards women, they had not breastfed during the last 15 years (or very little). The groups studied were composed of:

- 1) people living in the impact area of the incinerator plume,
 - a) eating food produced locally (poultry, cattle, eggs, milk, vegetables...), i.e. foodborne and air exposures;
 - b) with no consumption of locally produced food, i.e. air exposure only;
- 2) people (consumers or not of local food products), living beyond 20 km of any incinerator and not exposed to known sources of dioxins ('unexposed area'); for each site, unexposed persons were included in order to take into account specific local conditions that may have an impact on the usual exposure, excluding the possible influence of incineration: 'background contamination for frequent food products, dietary habits.

Prior agreements from the French Data Protection Authority (Cnil) and the Consultative Committee for the Protection of Persons involved in Biomedical Research (CCPPRB) were obtained for this study. Participants were invited by mail and by telephone to attend a personal interview, in a place close to their home. A face-to-face questionnaire was administered to collect socio-demographic data as well as data on their food habits (usual consumption and local products), on occupational exposure, and on environment. One of the strengths of this study was to assess the food consumption of participants with as much detail as possible. A blood sample was taken by the staff of the French Blood Agency in order to determine the body's most toxic dioxins (a mixture of 17 substances, PCDD/Fs), PCBs (polychlorinated biphenyls, other persistent substances often associated with dioxins: 12 PCBs called "dioxin-like" (DL-PCBs) which have the same biological mechanisms of action as dioxins) and four PCBs (118, 138, 153, 180), called indicators) and blood lead levels. A urine sample was also collected in order to measure cadmium, a metal other than lead that may be emitted by incinerators. The results of dioxins are generally expressed in TEQ picograms per gram of fat (pg TEQ₉₆/g fat), the TEQ, international toxic equivalent, is an index which summarizes in a single value contamination of the mixture; it is the sum of each substance concentration in the mixture multiplied by its toxic equivalency factor (TEF).

To study whether the fact of living near an incinerator was associated with increased serum concentrations of dioxins and PCBs, and metals, univariate and multivariate analyses (crossing several data) were used. The statistical analysis was performed with SAS software, R and Stata. As a first step, the confrontation of personal characteristics (age, sex, body mass index (BMI)...) or lifestyle habits (smoking, dietary habits...) with blood (or urinary) levels contributed to identifying their influence, and thus to isolate the role of risk factors related to the environment of the MSWI and to the consumption of local products. Data on dioxins and metals, which have an asymmetrical statistical distribution in the population, were described in terms of geometric mean, rather than in terms of arithmetic mean, the latter may be affected by extreme values.

POPULATION

The study population was around 52 years of age and included 54.7% of women. For residents living close to MSWI, the median distance from the place of residence to the plant was 2.2 km. The length of residency under the impact area of the plume of the incinerator was at least 18 years for more than 50% of people, depending on the sites because of widely varying operational periods of incinerators. The populations of both areas of study (exposed and unexposed) were comparable for socio-demographic data (age, sex, education level, marital status), and smoking habits. Nevertheless, people from unexposed area more often lived in rural areas, which resulted from the will to select locations far from any source of dioxin emissions. This population included more farmers and owned more often a vegetable garden.

FOOD CONSUMPTION

Overall, the food products eaten not obtained from local production were very similar between the two areas. It was particularly the case for animal products, and therefore for fat of animal origin, which is known to be the main contributor to PCDD/F exposure, lipophilic substances accumulating in the animal food chains. The quantities of food and fat consumed were very consistent with those observed during the pilot study and a little higher than those found in the national study INCA1 [Volatier 2000]. The objective of targeting sites where the consumption of local products was sufficiently frequent has been reached, since over 83% of participants consumed local products and nearly 68% of participants consumed products from their own production. This local consumption concerned mainly vegetables and fruits (respectively 70.1% and 66.6% of consumers), but also animal products (meat, eggs, dairy products), mainly eggs and poultry (respectively 34.8% and 28.8% of consumers). The proportion of those consuming animal products of local origin, and thus fat of animal origin, was higher in unexposed areas than in exposed ones, especially in rural sites with a predominant presence of farmers. However, the quantity of animal fat of local origin consumed remained low compared to the total amount consumed daily (averaging about 8 grams versus approximately 100 grams).

BLOOD DIOXIN LEVELS

Serum levels of dioxins and PCBs in the study population

The values of dioxins observed in this study were similar to those of other European countries. The average serum concentration of dioxins and "dioxin-like" PCBs (PCDD/Fs+DL-PCBs: total TEQ) estimated in the study population was 27.7 pg TEQ₁₉₉₈/g fat expressed with the 1998 TEF, whereas it reached only 18.5 pg TEQ₂₀₀₅/g fat with the new 2005 TEF, since the toxicity of certain substances has been revised downwards. The PCDDs accounted for 56% of PCDD/Fs and DL-PCBs 51% of the total TEQ. Congeners profiles (concentrations of each substance in the mixture) were similar inside each exposure area and study site, and therefore did not allow to identify an incinerator with a particular emission. The characteristics of people with the highest values of dioxins and PCBs indicated that these people were older, often overweight, were more often men and consumed fishery products to a greater extent than the average (the coastal site of Senneville-sur-Fécamp was overrepresented). The exposure area did not seem to be a determining factor. These high levels remained below those

seen in highly exposed populations such as fishermen in the Baltic sea [Kirivanta 2002].

Factors that influence the dioxins and PCB levels regardless of MSWI

The participants' personal characteristics had a main role on dioxins and PCBs concentrations. Those which significantly influenced dioxins and PCBs were age, sex, body mass index, recent fluctuation of weight, smoking status, current socio-economic group and geographical location. The serum dioxin levels increased with age, 10% every 5 years for PCDD/Fs, representing an average increase of about 0.3 PCDD/Fs pg TEQ/g of fat per year of age; this result was also found in a recent American study [Collins 2006]. It is known that these substances accumulate in the body over time, especially in fats. The serum levels also increased with the body mass index (slower elimination of dioxins), a recent loss of weight and it was higher among women and non-smokers (relationship a little surprising but well known [Garabrant 2007]).

Other exposure factors unrelated to the incinerator could affect dioxins and PCBs: the presence of an open fireplace or a wooden stove in the house, the practice of a leisure activity likely to expose to dioxins, urbanization (downtown, suburb, rural) and the consumption of certain non locally produced food products under the plume of the incinerator. Domestic burning of wood being a well known source of dioxins, it was not surprising to observe slightly higher serum levels of dioxins in people with an open fireplace or wooden stove at home. The serum levels increased with the usual consumption of certain foods from animal origin (offal, seafood, dairy products). However, consumption of major food groups which vehicle dioxins in food, such as fish, seafood and dairy products, was only partly related to serum levels. The consumption of seafood was correlated with the serum dioxin levels only in coastal districts (Pluzunet and Senneville-sur-Fécamp).

Factors associated with MSWI

Area and duration of exposure

Serum dioxin levels were not statistically higher in populations living in the impact area of the plume of MSWI compared to those of unexposed populations. Moreover, serum dioxins levels were not associated with the length of residency under the plume nor with the accumulated deposits in the area of the plume, or with the distance to the plant, except for farmers in whom serum dioxin levels increased with the proximity of residence to an incineration plant, and also with the duration of residence under the plume. Similar levels of dioxins were observed in our study between exposed and unexposed areas, which was consistent with results of various foreign studies; those studies did not take into account local consumption and concluded that living around a MSWI had little influence on serum concentrations of dioxins in residents [Evans 2000, Schumacher 1999, Deml 1996, Gonzalez 1998]. However, the lowest averages of serum dioxin levels were observed at Bessières and Pluzunet, both sites corresponding to incinerators which have respected environmental regulation. The highest average of serum dioxin levels was observed for the Senneville-sur-Fécamp site, in both exposed and unexposed areas; this seems to show that the impact of seafood consumption on serum dioxin and PCB levels is more important than the factors linked to incinerators. In this site, the consumption of seafood was the highest. In this part of the East Channel, seafood contamination by dioxins and PCBs is

known to be a little higher than that observed in other parts of the coastline [Leblanc 2004].

Among those who had not consumed locally-produced food (namely under the incinerator plume), serum levels of dioxins and PCBs were similar between exposed and unexposed areas, and this result is not in favor of the role of inhalation exposure (question strongly raised initially), which is consistent with the results of studies conducted abroad [Huang 2007, Adriaens 2007].

Consumption of locally produced food

The relationship between serum dioxin levels and exposure to MSWI may exist only in certain population groups; a study was therefore conducted among consumers of locally-produced food, since food is usually the major route of exposure to dioxins. Serum dioxin and PCB levels were higher among farmers living in exposed areas compared to those in unexposed areas to the plume of an incinerator. Farmers, who usually eat more locally-produced food, had higher dioxin and PCB levels than all other groups of consumers in exposed areas (individuals eating food from animal origin and/or vegetables, not consumers of local products).

In areas only exposed to emissions from incinerators, the average dioxin levels of individuals eating animal products (such as dairy products and eggs) and vegetables were statistically higher than that of people eating vegetables only. Moreover, the levels of the latter were similar to those of people who do not consume local products. Thus, the dioxin intake by fruits and vegetables from the garden or orchards exposed to deposits from the plume of MSWI does not contribute significantly to the contamination of the population. Vegetables are poor in lipids and so less contaminated by dioxins than animal products.

The study shows that contamination of the population associated with emission from MSWI is mainly through the intake of animal fat from food produced under the plume (dairy products, eggs, meat). The increase of 8 grams per day of fat intake from local origin (corresponding to the consumption of an egg or a cup of milk per day) was associated with a moderate increase of serum dioxin and DL-PCB levels (total TEQ): 5.8% for those living in exposed areas (equivalent to 1.6 pg/g. fat on average) and 2.6% for those in control areas. Low daily intakes of local animal fat probably partly explained why the local consumption of food (possibly contaminated by deposits from the plume) had such small impact on the serum dioxin levels of populations. In a study conducted among Belgian populations living near highly polluting incineration plants, Fierens *et al.* (2003) have also observed an increase of serum dioxin levels associated with intake of fat from local cattle or poultry. In our study, we found that the increase of serum dioxin levels with the intake of animal products originating from exposed areas was more pronounced for old incinerators than for recent ones. The regulatory measures taken to reduce emissions from incinerators were apparently relevant and reflect lesser serum levels of residents living close to recent incinerators that complied to emission regulation.

To conclude, this study has shown that the fact of living near a municipal solid waste incinerator has no significant effect on serum dioxins levels, except for consumers of local animal products (including dairy products and eggs), especially for those who lived near old incinerators that have polluted in the past. This observation was more marked among farmers. Personal factors and the usual food consumption, in particular of fishery products, were the critical determinants of serum levels.

BLOOD LEAD LEVELS

Blood lead levels in the study population

The average of blood lead levels in the study population was 28.7 µg/L, which represents a normal value for the general population; it is lower than that measured in young adults in France ten years ago, this is probably due to the reduction of lead emissions in France [RNSP 1997, Inserm 1999]. In comparison, blood lead levels found in the Belgian adult population living around MSWI were a little higher, around 43 µg/L [Fierens 2002]. The characteristics of people with high blood lead levels (above 100 µg/L) were those usually observed: relatively high age (more than 55 years), male, residence or activity related to old dwelling. These people were in all sites, except for Vaux-le-Pénil and lived in both exposed and unexposed areas.

Factors that influence blood lead levels regardless of MSWI

The factors generally known to be linked to blood lead levels were found in this study: age, sex, level of education, consumption of tobacco and alcohol, the practice of a recreational exposure to lead, living in an old dwelling and drinking tap water. They have also been found partly by Fierens who studied blood lead levels in populations living around MSWI (2007).

It is known that lead is a cumulative toxic substance, which accumulates in the body with age. Thus, blood lead levels of the study population increased by 2.5% per year, representing an average annual increase of about 0.7 µg/L. Men's blood lead levels are usually higher than women's [Staessen *et al.* 1996], [Inserm 1999], this result was found in our study with a difference of about 3.5 µg/L. In addition, increasing blood lead levels were observed in a context of lower education levels, which is common in studies and reflects the fact that the socio-economic context can promote exposure. Blood lead levels were on average 2 µg/L higher in people living in houses built before 1948. It is known that old dwelling (dating from before 1948) can be a source of lead exposure due to the presence of old lead paint which can be found in dust. Thus, among people with the highest blood lead levels, we often found a renovation activity regarding an old dwelling. In general, the practice of a recreational activity which exposes to lead (such as shooting, painting, enamels, pottery, renovation of an old dwelling (scraping of doors, etc)) increased blood lead levels to 4 µg/L on average. Old dwelling can also be a source of lead through the presence of lead pipes providing drinking water. In our study, blood lead levels increased by approximately 1.3% (an average of 0.4 µg/L) for a daily intake of tap water increased by 100 mL. On the other hand, associations between blood lead levels and consumption of tobacco and alcohol are consistent, since the latter are also known as sources of lead [Huel 1986].

The usual consumption of dairy products or leafy vegetables (such as salads) seemed to preserve from high blood lead levels, whereas consumption of shellfish, pork or cooked pork meat, increased them. We know that food products most contaminated by lead are crustaceans, mollusks and offal, and that furthermore; lead is absorbed from the gastrointestinal tract in competition with calcium, which is very present in dairy products.

Factors associated with MSWI

Area and duration of exposure

Blood lead levels of populations in the vicinity of incinerators were not higher than the levels of controls, except for the site of Vaux-le-Pénil for which blood lead levels of inhabitants in the control area were in fact the lowest. Even if scientific publications indicate the persistence of soil contamination by lead around industrial sites that have emitted lead [Declercq 1990], exposure to the incinerator influenced much less the levels of blood lead than the usual variation factors mentioned above. In addition, other factors of exposure to MSWI (distance from place of residence to incineration plant, length of residency under the plume) were not associated with blood lead levels. Moreover, exposure to pollution from the incinerator by inhalation alone, i.e. by living in the vicinity of MSWI without intake of local products, did not seem to influence blood lead levels.

Consumption of locally-produced food

The observed impact of local food on blood lead levels was moderate. Food products associated with an increase in blood lead levels were mainly of animal origin, whereas leafy vegetables seemed to be protective. Due to the low transfer of lead from the soil into the vegetable, the major lead intake from vegetables comes from the air, and lead is mostly eliminated during peeling and washing [CSHPF 1996]. The local intake of meat (beef, lamb, veal, offal) and dairy products increased blood lead levels mainly for consumers living in the impact area of the incinerator's plume. The intake of local eggs significantly influenced blood lead levels only in residents from exposed areas beyond a certain level of soil surface deposit, of about 0,2 µg/m² and in the case of old incinerators that did not comply to emission regulation. In contrast, seafood intake increased blood lead levels independently of the exposure area. The Belgian study conducted in the population living around MSWI did not show higher blood lead levels in people living near incinerators [Fierens 2002].

In conclusion, personal factors and usual diet had much more influence on blood lead levels than factors related to the incinerator. Even if the consumption of certain local food products affected blood lead levels, this influence remained moderate. In addition, blood lead levels values remained normal in the general population.

URINARY CADMIUM LEVELS

Urinary cadmium in the study population

The mean concentration of urinary cadmium in the study population is 0.27 µg creatinine, which is consistent with levels found in France during previous investigations by InVS, previously called RNSP, (approximately 0.3 µg/g creatinine in Salsigne [RNSP 1998], and Marseilles [InVS-ORS PACA 2002]). A very low proportion of people had high cadmium values, mostly women aged 50 to 55 years.

Factors that influence urinary cadmium levels regardless of MSWI

Four factors, usually associated with urinary cadmium, have been identified in the study population: age, sex, smoking status and current socioprofessional category.

Because of its low elimination after absorption by the body, cadmium accumulates over time and its concentration in urine increases with age. Thus, in our study we observed a urinary cadmium increase of 6.8% every 5 years. The absorption of cadmium is facilitated in case of iron deficiency, a situation which is more common among women. This explains why urinary cadmium is generally higher among women than among men. Smoking is the main source of airborne cadmium in the general population, and thus increases urinary cadmium in smokers; 20 cigarettes are estimated to bring 1 to 4 µg of Cd. The socio-professional category also influenced concentrations, with the highest levels among farmers. This can probably be partly explained by practices. The usual consumption of leafy vegetables also increased urinary cadmium, but to a lesser extent compared to the previous factors. It is known that cadmium exists naturally in soils and that it is easily transferred from soil to plants.

Factors associated with MSWI

Area and duration of exposure

There was no statistical difference in levels of urinary cadmium between people living in the exposed and unexposed areas. As a first step, levels of urinary cadmium in people living near incinerators seemed higher compared to those who were not exposed (p=0.10). In fact, this difference, though not statistically significant, disappeared after excluding the Vaux-le-Pénil site, although mean of urinary cadmium levels of the different sites remained slightly higher in exposed areas. The difference of urinary levels between the two exposure areas observed on the site of Vaux-le-Pénil came mostly from very low cadmium levels found in the control area rather than pollution from the incinerator. This site had the lowest urinary cadmium levels compared to all the study sites. In fact, cadmium level variations found between the eight study sites were more important than those found among exposed and unexposed areas. Other exposure factors to MSWI (distance, deposit, duration) have not been found to be associated with urinary cadmium levels. In his study, Fierens (2002) did not find higher concentrations of urinary cadmium among people living near MSWI, after taking into account individual factors. Among those who do not consume local products, no marked difference for urinary cadmium levels was found between exposed and unexposed areas, which does not suggest exposure through inhalation.

Consumption of locally-produced food

A study on vegetable gardens was performed, considering that cadmium intake can be greatly influenced by the consumption of vegetables and the use of fertilizers which are rich in cadmium. To have a vegetable garden did not influence significantly levels of urinary cadmium, whether in exposed or unexposed areas. In addition, the duration of use of the garden under the plume of a MSWI did not increase urinary cadmium levels. Somewhat unexpected and paradoxical associations were observed between local diets and urinary cadmium levels. They were not in favour of the hypothesis that a MSWI could contaminate locally-produced food and increase urinary cadmium levels in the population (eg. increased urinary cadmium levels with the consumption of dairy products, especially in unexposed areas).

In conclusion, residents living near incinerators did not show higher urinary cadmium levels. Their cadmium levels remained normal for the general population, not occupationally exposed, and they were not linked to the consumption of local products.

RECOMMENDATIONS

These results do not advocate new management measures because the reduction of emissions from incinerators and their setting to the standards have already been implemented. Moreover, the control of the commercial products of animals raised under the plume of the incinerators was carried out by the Directorate-General of Food (DGA).

Eggs from hens raised on soils which remain contaminated by a former MSWI that did not comply to standards, as it is the case on certain sites can contain dioxin levels that exceed the threshold values applied to marketed foodstuffs. When these eggs are not marketed, they escape regulatory controls. Local stakeholders can recommend ad hoc controls for eggs and if necessary forbid their intake.

The problem does not arise for cow's milk because the grass that pushes back is no longer contaminated after the setting to the standards or discontinuation of polluting facilities (see control data).

1. Introduction

1.1 Contexte

Comme d'autres pays européens, la France a recours notamment à l'incinération pour traiter ses ordures ménagères ; l'incinération représentait le 2^e mode de traitement avec 27 % des déchets incinérés en 2006 [ITOM 2008]. Les usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) sont des centres d'incinération spécifiques aux déchets ménagers et assimilés (déchets non dangereux des ménages ou provenant des entreprises industrielles, des artisans, commerçants, écoles, services publics, hôpitaux, services tertiaires et collectés dans les mêmes conditions). Elles constituent une alternative au stockage, au recyclage ou à la valorisation organique, pour le traitement de déchets.

L'incinération est pratiquée actuellement dans environ 130 usines contre environ 300 en 1998 pour des quantités incinérées globalement identiques (www.sinoe.org ; dossier thématique InVS, <http://www.invs.sante.fr/surveillance/incinerateurs/default.htm>). Cette réduction du nombre d'usines s'est accompagnée de la mise en conformité d'installations existantes, de la fermeture d'un grand nombre d'installations anciennes et de la construction d'installations neuves aux normes en vigueur. Les émissions de dioxines en France provenant de l'incinération de déchets ont baissé de 94 % entre 1995 et 2006 (www.ecologie.gouv.fr).

Toutefois, les populations riveraines de ces installations se sont interrogées sur leur impact sur la santé et sur la contamination par les dioxines dont elles pourraient être responsables. Ces interrogations sont liées d'une part, à la présence ponctuellement constatée de dioxines à des teneurs élevées dans des aliments tels que le lait de vache produit à proximité de certains incinérateurs et, d'autre part, à la persistance de certains composés chimiques émis dans l'environnement, dont les dioxines et certains métaux.

Des études réalisées à l'étranger ont estimé, à l'aide d'indicateurs biologiques, l'imprégnation par les dioxines de ces riverains, imprégnation qui traduit l'exposition au niveau de l'organisme. Les résultats ont conclu que résider autour d'UIOM avait peu d'influence sur les concentrations sériques¹ de dioxines des riverains [Evans 2000, Schumacher 1999, Deml 1996, Gonzalez 1998].

Néanmoins, ces travaux ne prenaient en compte ni la zone de retombée du panache de l'incinérateur, ni la voie principale d'exposition connue pour les dioxines, à savoir la consommation alimentaire. Deux études ont pris en compte la consommation alimentaire locale de riverains d'UIOM ayant de fortes émissions de dioxines :

- une étude taïwanaise [Chen 2006] qui a montré une imprégnation de dioxines un peu supérieure chez les riverains d'incinérateurs consommant des produits locaux et une imprégnation moindre chez les végétariens ;
- une étude belge [Fierens 2003] qui a montré que la consommation de graisses animales provenant de produits d'origine locale (viande, œufs ou produits laitiers obtenus sous les retombées du panache de l'incinérateur), était associée à une augmentation des concentrations sériques en dioxines des riverains.

En 2002, à la demande de la Direction générale de la santé (DGS), l'InVS a engagé une démarche nationale pour apporter dans un cadre cohérent et adapté des réponses aux attentes des décideurs et de la population. Trois groupes de travail ont été mis en place par l'Institut de veille sanitaire dont l'un en 2003, en collaboration avec l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) pour étudier la pertinence et la faisabilité d'une étude d'imprégnation par les dioxines des populations résidant à proximité des UIOM. Ce groupe a fait un état des connaissances et a proposé la mise en place d'une étude multicentrique. Ceci a fait l'objet d'un rapport (InVS-Afssa, 2003) disponible sur le site de l'InVS : www.invs.sante.fr/publications/2003/incinerateurs_3/index.html

Les conclusions de ce rapport étaient que l'étude devait porter sur plusieurs sites d'incinérateurs à identifier ultérieurement, et devait comporter :

- un volet "d'imprégnation" visant à refléter l'exposition des populations concernées au travers du dosage des dioxines dans les liquides biologiques ;
- et un volet de "consommation alimentaire" permettant d'estimer la part de la consommation de produits locaux, nécessaire à l'interprétation des résultats épidémiologiques.

En 2004, l'InVS a lancé en collaboration avec l'Afssa une étude nationale, financée dans le cadre du Plan cancer pour étudier si les populations vivant autour des usines d'incinération d'ordures ménagères étaient plus imprégnées par les dioxines que celles qui en étaient éloignées et pour identifier les facteurs contribuant à cette éventuelle surimprégnation.

Ce rapport présente les résultats de cette étude qui a été mise en œuvre durant le premier semestre 2005.

1.2 Substances émises par les incinérateurs

Les émissions générées par les UIOM dépendent de la quantité et de la qualité des déchets incinérés : les incinérateurs sont généralement alimentés avec des mélanges de déchets contenant des substances variées telles que les métaux lourds et des produits chimiques organiques chlorés. Lorsque la combustion est incomplète, il peut y avoir formation de certaines substances toxiques ; c'est le cas des dioxines et des furanes [InVS 2003]. La principale source de pollution des usines d'incinération d'ordures ménagères correspond aux rejets canalisés des gaz de combustion issus des fours. Les substances suivantes peuvent y être présentes [NRC 2000] :

- des métaux lourds et métalloïdes : arsenic, cadmium, chrome, manganèse, mercure, nickel et plomb principalement, mais également en quantité moindre : antimoine, baryum, cobalt, cuivre, étain, sélénium, argent, tellure, thallium, zinc et vanadium ;
- des substances organiques, réparties essentiellement en trois familles de composés : 1) les dioxines, furanes et les polychlorobiphényles (PCB), 2) les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et 3) des composés organiques volatils (COV) ;

¹ Dosées dans le sérum.

- des particules (PM₁₀) ;
- du dioxyde de soufre (SO₂), des oxydes d'azote (NO_x) et de l'acide chlorhydrique (HCl).

Plusieurs des produits chimiques émis par les incinérateurs sont connus pour être persistants dans l'organisme, et peuvent présenter des effets neurotoxiques, cancérigènes ou perturbateurs endocriniens [Calle 2002, Hond 2006, Hunter 1997, Matthews 2005].

1.2.1 DIOXINES

Sous le terme de dioxines sont regroupés deux grandes familles de composés aromatiques tricycliques chlorés : les "polychlorodibenzodioxines" ou PCDD et les "polychlorodibenzofuranes" ou PCDF. Parmi d'autres substances proches, d'un point de vue chimique et sur le mode d'action, figurent certains congénères de polychlorobiphényles (PCB) appelés polychlorobiphényles dioxin-like ou PCB-DL. Il existe aussi des PCB qui ont un mode d'action différent des dioxines, appelés PCB non dioxin-like ou PCB-NDL.

L'ensemble PCDD et PCDF (PCDD/F) comprend 210 molécules différentes, appelées congénères, selon la position et le nombre de substitutions chlorées. Dix-sept d'entre eux, considérés comme les plus toxiques, sont tous chloro-substitués en position 2,3,7,8, ce qui leur donne une configuration qui favorise leur fixation au récepteur Ah (hydrocarbure aromatique, ou arylhydrocarbon en anglais). Parmi ces 17 PCDD/F, la 2,3,7,8-tétra-chlorodibenzodioxine (2,3,7,8-TCDD, dite "dioxine de Seveso") est considérée comme la plus toxique [IARC 1997]. En effet, leur toxicité diminue quand le nombre d'atome de chlore augmente. La 2,3,7,8-TCDD est présente en faible proportion, comparée à celle des autres congénères, dans les mélanges de dioxines.

Ces molécules sont très stables chimiquement, peu biodégradables ; elles ne sont détruites qu'à très haute température. Elles sont très solubles dans les graisses. Elles présentent donc un potentiel d'accumulation important dans les sols, les sédiments et les tissus organiques.

La plupart des réactions thermiques qui impliquent la combustion de produits chlorés, organiques ou inorganiques, constituent une source notable de dioxines (l'incinération des déchets, la métallurgie et la sidérurgie, la cimenterie, la combustion industrielle et résidentielle de bois et de charbon, les feux de jardin, la circulation routière et même les cigarettes). Les feux de forêt libèrent aussi des dioxines. Des produits chimiques organiques chlorés peuvent lors de leur production, renfermer des traces de dioxines ou se transformer en dioxines lors de leur combustion ; c'est le cas de certains traitements protecteurs des bois et de pesticides. L'Agence de l'environnement de la maîtrise de l'énergie (Ademe) a identifié en 2000, comme principales sources de dioxines, les industries métallurgiques et sidérurgiques, le blanchiment de la pâte à papier, la fabrication d'herbicides et de pesticides et les usines d'incinération d'ordures ménagères. Les incinérateurs d'ordures ménagères aux normes de 1991 doivent assurer une température minimale de 850 °C pendant deux secondes à la sortie du foyer, afin de minimiser la formation de polluants organiques, notamment de dioxines. Des dispositifs complémentaires doivent être installés pour respecter les dispositions réglementaires de l'arrêté du 20 septembre 2002 et parfaire l'épuration des gaz en traitant notamment les polluants traces (filtres...). Aujourd'hui, ils doivent permettre d'atteindre des valeurs à l'émission inférieures à 0,1 ng I-TEQ/Nm³ à l'ensemble du parc d'UIOM existantes (arrêté du 28/12/2005).

En 2001, selon le Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (Citepa), les usines d'incinération d'ordures ménagères représentaient le premier et principal émetteur de dioxines en France (de l'ordre de 202 g/an équivalent toxique I-TEQ soit plus de 50 % des dioxines émises dans l'atmosphère). La modernisation du parc des incinérateurs a néanmoins permis de réduire considérablement les quantités de dioxines émises qui seraient passées de 836 g en 1990 à 11 g en 2006. Il est utile de préciser que contrairement aux dioxines, les PCB ne sont que très minoritairement émis dans l'air par les incinérateurs (environ 15 % des émissions en 2001 et moins de 8 % en 2006 toujours selon Citepa). Les émissions de PCB dans l'air proviennent majoritairement du secteur résidentiel.

Les dioxines sont fixées sur des particules et transportées avec elles. Elles sont présentes dans l'air, les sols, l'eau et les sédiments, même si on sait que les dioxines sont quasiment insolubles dans l'eau. La contamination des sols, des sédiments et des plantes a pour conséquence un passage et une accumulation dans la chaîne alimentaire, via l'ingestion par les animaux de végétaux ou de sol contaminés.

En ce qui concerne l'exposition humaine aux dioxines, les expositions professionnelles et accidentelles (Seveso [Bertazzi 1998], BASF [Zober 1990], Agent orange [Pavuk 2003]) ont été bien décrites et sont actuellement exceptionnelles, mais l'exposition de la population générale restait mal connue en dehors de l'exposition alimentaire aux PCDD/F [Afssa 2000] et l'exposition dans le lait maternel [InVS 2000]. Après dispersion sous forme de gaz et de particules, les retombées se font au niveau du sol et dans l'eau ; on les retrouve ainsi dans de nombreux produits terrestres et aquatiques.

L'exposition de la population générale se fait principalement par l'alimentation qui représente plus de 90 % de l'exposition par ingestion de produits d'origine animale [Päpke 1998]. C'est la raison pour laquelle des limites maximales de dioxines dans les aliments ont été établies par la Commission européenne et étendues ultérieurement aux PCB-DL (règlements 2375/2001 et 1881/2006). Du fait de l'extrême liposolubilité des dioxines et de la bioaccumulation dans les lipides des animaux, les aliments les plus contaminés sont des produits d'origine animale riches en lipides : la part des aliments d'origine végétale, même gras comme les huiles, est faible dans l'apport alimentaire en dioxines, par rapport à celle d'origine animale. Les aliments les plus concernés sont les produits de la mer, poissons et crustacés, et les aliments d'origine animale terrestre, viandes et produits laitiers.

En France, les principaux groupes d'aliments contribuant à l'exposition aux dioxines (PCDD/F) des adultes étaient en 2000 les produits laitiers (41 %), les poissons et produits de la mer (24 %) et les viandes (15 %). En 2005, en raison de la chute des émissions des incinérateurs, la contribution des produits animaux terrestres a fortement diminué avec une contribution des produits laitiers de 29 % des viandes de 10 % alors que la contribution des poissons et produits de la mer qui dépend principalement de l'existence de réservoirs sédimentaires a été de 45 % [Tard 2007].

En Allemagne, les grandes enquêtes alimentaires indiquent que pour un apport total quotidien d'environ 130 pg I-TEQ PCDD/F par jour et par personne, on peut considérer qu'environ un tiers provient du lait et de ses dérivés, un tiers de la viande, de ses dérivés et des œufs et un quart des poissons et de leurs dérivés [Päpke 1998]. Les 10 % restant sont attribués au pain, aux céréales, aux fruits et légumes et aux plats cuisinés. De même, dans une étude réalisée aux Pays-Bas, la contribution des différents groupes d'aliments à l'apport total en

dioxines et PCB dioxin-like était de 27 % pour les produits laitiers, 23 % pour la viande, 16 % pour le poisson, 4 % pour les œufs, 13 % pour les légumes et 17 % pour les huiles et graisses industrielles [Baars 2004]. De même, des études portant plus précisément sur la consommation de produits de la mer montrent que la fréquence de consommation de ces produits de la mer est corrélée au niveau d'imprégnation en dioxines et PCB dioxin-like [Arisawa 2003, Chen 2003].

En plus de l'exposition par l'alimentation générale, la population générale peut être potentiellement soumise à une exposition environnementale à proximité de sources d'émission de dioxines, notamment au voisinage des UIOM. Les polluants émis lors de l'incinération des déchets vont entrer au contact de l'homme selon des voies variées : la voie digestive (ingestion de sol et de poussières en suspension, d'aliments produits localement), respiratoire (inhalation de poussières ou de gaz) ou cutanée (contact de la peau avec du sol ou de la poussière). L'exposition de la population résidant au voisinage d'une usine d'incinération peut se faire directement par inhalation des polluants transférés dans l'air ou par ingestion des aliments produits localement ; l'importance relative des voies aériennes et alimentaires est davantage sujette à discussion mais certains auteurs considèrent que la voie alimentaire est essentielle [Schuhmacher 2001, Ma 2002, Fierens 2003]. Dans le cas des dioxines, c'est surtout l'ingestion de produits locaux (végétaux, élevages) dans la zone de retombée des particules qui est suspectée, de nombreuses études indiquant le faible apport par voie respiratoire et l'importance de l'ingestion d'aliments contaminés [Fries 1990, Nessel 1991, Price 1996]. Les sols, les fourrages, les produits animaux (viande et lait) autour des incinérateurs d'ordures ménagères ont été décrits comme contaminés lorsque l'usine émettait des quantités importantes de dioxines [Nessel 1991, Grastilleur 1999, Le Querrec 2003]. Il en est de même pour les œufs et volailles des élevages proches d'usines d'incinération d'ordures ménagères [Pirard 2005, Afssa 2005].

Les dioxines sont des substances qui s'accumulent dans l'organisme avec le temps et leur dosage dans les liquides et les tissus biologiques permet de refléter une exposition passée assez longue. Le métabolisme des dioxines dépend du nombre et de la position des atomes de chlore, avec pour conséquence des demi-vies très variables selon les congénères ; la demi-vie² de la TCDD est d'environ 7 ans, celle d'autres congénères peut être plus ou moins longue. Ainsi, connaître les niveaux d'imprégnation de la population française en fonction du lieu de résidence (proximité ou non d'un incinérateur) peut aider à comprendre dans quelle mesure les individus ont été exposés aux dioxines dans le passé et si le fait d'avoir résidé à proximité d'un incinérateur a pu accroître ce niveau d'imprégnation. Pour interpréter au mieux les niveaux d'exposition aux dioxines, il convient de prendre en compte tous les modes d'exposition aux dioxines et en particulier, les apports alimentaires.

Les effets toxicologiques et biochimiques des PCDD/F et PCB sont corrélés aux concentrations tissulaires et non directement à la dose quotidienne ingérée. La charge corporelle se reflète dans les niveaux de concentrations tissulaires et sériques et s'élève progressivement tout au long de la vie en fonction des conditions d'exposition. Au vu des concentrations biologiques observées dans les populations européennes au cours du temps, on constate que les générations les plus exposées aux dioxines sont celles qui ont vécu le pic de la pollution environnementale des années 1970 ; on observe ainsi une décroissance des concentrations biologiques au sein des populations qui atteignent

67 % dans le sang des Allemands pour la période de 1985-1999 [Rappolder 2005, Wittsiepe 2000].

Les dioxines ont des effets qui touchent pratiquement toutes les fonctions : l'immunité, le développement, le système nerveux, la thyroïde, la reproduction, le métabolisme. De plus, certains congénères sont cancérigènes. Ainsi la 2,3,7,8-tétra-chlorodibenzodioxine (2,3,7,8-TCDD, dite "dioxine de Seveso") a été classée par le Centre international de recherche sur le cancer (Circ ou IARC pour International Agency for Research on Cancer) de l'OMS comme cancérigène pour l'homme (catégorie 1). Les dioxines auraient aussi des effets de perturbateurs endocriniens. Leur mode d'action cellulaire passe par une liaison au récepteur cytosolique Ah [IARC 1997].

La survenue de ces effets chez l'homme est fonction des niveaux d'exposition. Toutefois, on ne connaît pas ou mal le seuil à partir duquel ces effets peuvent apparaître. Ils ont été essentiellement observés à la suite d'expositions professionnelles ou accidentelles. Ainsi, dans le cas de populations fortement exposées (travailleurs exposés, expositions accidentelles ou empoisonnement), on observe essentiellement de la chloracnée, des altérations de la fonction hépatique et du métabolisme des porphyrines, une augmentation des risques de maladies cardiovasculaires, de maladies endocriniennes et métaboliques (perturbations de la fonction thyroïdienne et diabète, altération des concentrations circulantes des hormones de la reproduction) et des altérations du système immunitaire. Pour des expositions un peu moins importantes, on a observé chez l'adulte une augmentation du diabète de type II, une diminution de la tolérance au glucose, des hyperinsulinémies, des endométrioses ainsi que des atteintes du système hormonal et des fonctions immunitaires.

1.2.2 MÉTAUX

Les métaux peuvent être responsables d'effets néfastes sur différents organes de l'être humain. Les deux métaux lourds qui demeurent le plus longtemps dans l'organisme après absorption sont le plomb et le cadmium. Ils ne sont pas indispensables aux processus biologiques contrairement à certains métaux qualifiés d'oligo-éléments. Le plomb est principalement neurotoxique (action sur le système nerveux), alors que le cadmium est surtout néphrotoxique (action sur le rein).

1.2.2.1 Plomb (Pb)

En raison de son utilisation depuis des siècles, le plomb est aujourd'hui un toxique industriel courant et un polluant de l'environnement. Il a été utilisé dans l'industrie, l'imprimerie, les peintures et dans les carburants automobiles comme antidétonant (utilisation aujourd'hui interdite). Les émissions de plomb émanant du transport automobile ont pratiquement disparu et il y a eu des réductions importantes des émissions industrielles (réduction des émissions de métaux lourds de l'ordre de 20 % en 10 ans [Miquel 2001] qui se sont traduites par une baisse importante des plombémies dans la population. Une des sources d'émission est l'incinération d'ordures ménagères [Citepa 2008].

Hormis le cas d'expositions professionnelles (essentiellement soudeurs, peintres), l'ingestion est en pratique le principal mode d'entrée du plomb dans l'organisme. Pour la population générale, les principales sources d'exposition au plomb sont l'alimentation, l'eau de boisson et la poussière [Glorennec 2007]. Les situations qui favorisent une forte exposition au plomb, hormis les expositions professionnelles,

² Demi-vie : temps mis par l'organisme pour éliminer la moitié des dioxines accumulées.

sont de résider dans un habitat ancien (anciennes peintures au plomb et canalisations en plomb) et de pratiquer certains loisirs tels que le tir, la chasse, certains types d'artisanat (avec peintures, vernis, émaux, poterie...).

Le plomb perturbe de nombreuses voies métaboliques et différents processus physiologiques. Les principaux organes cibles sont le système nerveux central, les reins et la moelle osseuse, mais il peut avoir également des effets sur la reproduction. Dans l'organisme, le plomb est présent majoritairement (90 %) dans les os et les dents, car la demi-vie du plomb y est plus longue (de 1 à 20 ans) que dans les tissus mous (environ 30 jours). La mesure du plomb sanguin est un bon indicateur de sa présence dans l'organisme en raison d'une diffusion régulière de plomb du compartiment osseux vers le sang. Le comité technique plomb recommande que la plombémie ne dépasse pas 100 µg/L.

Les effets neurotoxiques du plomb ont surtout été connus par le passé à travers un ensemble de signes cliniques appelés saturnisme. Les effets sur le système nerveux central diffèrent selon l'importance de l'exposition. Des intoxications modérées peuvent être à l'origine d'irritabilité, de troubles du sommeil, d'anxiété, de perte de mémoire, de confusion et de fatigue. Au niveau environnemental, les effets infracliniques sont les plus courants. Ils se traduisent par un retard léger du développement psychomoteur de l'enfant (baisse de points de QI), une diminution de l'acuité auditive, et par les symptômes non spécifiques cités précédemment [Inserm 1999].

1.2.2.2 Cadmium (Cd)

Le **cadmium** est un élément naturel, présent dans certains minerais (notamment le zinc) sous forme d'impuretés. Ce métal est utilisé depuis le XIX^e siècle pour ses caractéristiques physico-chimiques particulières. Il a été abondamment utilisé pour protéger l'acier contre la corrosion (cadmiage), ou comme stabilisant pour les plastiques et les pigments. Ainsi, c'est un contaminant qui se retrouve dans les différents compartiments de l'environnement

en général et du sol en particulier, du fait de l'érosion, des activités industrielles humaines (sous-produits de l'industrie des métaux non ferreux, principalement du zinc ; largement utilisé dans la fabrication des piles et batteries) et des pratiques agricoles (engrais phosphatés, épandage de boues d'épuration) contribuant largement à l'enrichissement du sol en cadmium et donc à la contamination des terres agricoles. Il se retrouve dans les effluents de nombreux processus de combustion tels que l'incinération des déchets et la fumée de tabac. Les apports de cadmium sont essentiellement d'origine alimentaire (légumes, céréales, certains aliments d'origine animale : abats, coquillages et crustacés, poissons...). Le cadmium se transfère facilement du sol au végétal, son assimilation s'effectuant par les racines des végétaux (accumulation à long terme du toxique) et entrant ainsi dans la chaîne alimentaire. Le tabagisme constitue une source d'exposition en cadmium importante pour le fumeur [EPA 2000].

Plus de 50 % de la charge corporelle en cadmium se trouve dans le rein, qui est aussi le principal organe cible de ce métal. Le cadmium est classé dans la catégorie 1 "cancérogène pour l'homme" par le Circ ; cet aspect cancérogène résulte surtout de fortes expositions par inhalation, en général de type professionnel, responsables d'un excès de risque de cancer bronchopulmonaire. C'est un toxique cumulatif dont la demi-vie dans l'organisme de l'homme a été estimée à 20-30 ans (INRS, 2006). La mesure du cadmium urinaire est un bon indicateur de la charge corporelle en cadmium. Le JECFA (comité international conjoint FAO et OMS) recommande que la cadmiurie ne dépasse pas la valeur de 2,5 µg/g de créatinine, alors que d'autres chercheurs préconisent de respecter la valeur de 2 µg/g de créatinine [Lauwerys 2007]. Les principaux effets toxiques suite à une accumulation excessive dans le rein sont, chez l'animal comme chez l'homme, des atteintes de la fonction rénale qui se caractérisent par une dégénérescence des tubules proximaux et une protéinurie de faible poids moléculaire ; une atteinte glomérulaire peut également être observée. Dans les cas d'intoxication sévères, les lésions produites peuvent conduire à une insuffisance rénale.

2. Objectifs

L'objectif principal de cette étude est de répondre à la question suivante : **les populations vivant autour des UIOM sont-elles plus imprégnées par les dioxines que celles qui en sont éloignées ? Et si oui, pourquoi ?**

Cet objectif principal se décline en sous-objectifs :

- quantifier l'éventuelle surimprégnation des populations riveraines ;
- identifier d'éventuels groupes de populations surimprégnés par les dioxines ;
- identifier les déterminants de l'imprégnation (alimentaires et non-alimentaires) ;
- mettre éventuellement en évidence et si possible quantifier le rôle de l'autoconsommation ;
- comparer les imprégnations entre types d'UIOM, où les historiques des émissions sont contrastés.

Différents métaux pouvant être émis également par les incinérateurs, **l'objectif secondaire** est d'étudier si l'imprégnation par certains de ces métaux (plomb, cadmium) est supérieure dans la population résidant autour des UIOM.

Cette étude a donc pour objectif de mieux connaître **la variabilité et les déterminants de l'imprégnation par les dioxines (et également par certains métaux et par les PCB) des populations vivant autour des incinérateurs d'ordures ménagères**, particulièrement le rôle des comportements alimentaires sur cette exposition et notamment de la consommation de produits locaux produits sous le panache de l'UIOM.

Les corrélations entre l'imprégnation et des indicateurs d'exposition par voie aérienne aux émissions d'UIOM, mais aussi à d'autres sources, ont donc également été étudiées.

La poursuite d'objectifs à la fois descriptifs et interprétatifs constitue une des contraintes de l'étude.

D'une part, on peut considérer que les mécanismes expliquant l'exposition et l'imprégnation des populations vivant autour des UIOM ont un caractère universel, et l'on peut admettre qu'ils puissent être étudiés dans n'importe quelle population, sous réserve que celle-ci ne comporte pas de particularités trop importantes. Néanmoins, les relations observées sont généralement loin d'être simples, car les sources de l'exposition sont souvent multiples, variables dans l'espace et le temps et difficiles à identifier. Ainsi, c'est avec la répétition

d'enquêtes sur des populations différentes qu'est confirmé le fait que la relation observée a bien un caractère général. La description des relations entre l'exposition et l'imprégnation nécessite donc de disposer de plusieurs sites d'enquête avec des populations différentes. La mise en évidence d'une relation significative nécessite un effectif minimal de population évalué dans le protocole. L'obtention d'un effectif minimal d'autoconsommateurs a justifié le choix d'une étude multicentrique.

D'autre part, les mesures d'imprégnation sont analysées, interprétées de façon à déterminer les facteurs de risque d'une plus forte imprégnation afin de prendre des mesures de prévention dans les populations les plus fortement exposées (objectif de santé publique). On cherche ainsi à identifier les déterminants d'une surimprégnation et à comparer les expositions de différentes populations vivant autour des UIOM présentant des caractères de pollution contrastés.

À ce jour, les seules données françaises disponibles d'imprégnation par les dioxines de la population générale sont celles de teneurs dans le lait maternel mesurées en 1998 [InVS 2000]. En complément de l'objectif cité, cette étude va fournir les premières données sur les niveaux de dioxines et de PCB mesurés dans le sérum dans la population générale française, à travers les niveaux observés dans la population non-exposée à l'incinérateur. Cette étude se distingue de toutes les autres études internationales sur le sujet, par son ampleur et la spécificité de son approche alimentaire très détaillée.

CE À QUOI L'ÉTUDE NE PEUT PAS RÉPONDRE

- Cette étude porte sur l'imprégnation des populations par les dioxines et PCB et secondairement par les métaux. Elle n'a pas été construite pour évaluer les effets sanitaires dans les populations étudiées, en particulier concernant les dioxines et ne prétend pas répondre à cet objectif.
- Dans la mesure du possible, un des objectifs de l'étude était également de comparer les imprégnations entre types d'UIOM, où les historiques des émissions étaient contrastés. L'analyse et l'interprétation des imprégnations en relation avec les facteurs alimentaires au niveau de chacun des sites de l'étude n'a pas été possible en raison des effectifs nécessaires pour une puissance statistique d'étude suffisante et interprétable.

3. Méthodes

Il s'agit d'une étude transversale multicentrique, dont les étapes de réalisation ont consisté à :

- choisir les UIOM représentant différentes catégories présentes en France ;
- définir les zones d'étude à l'aide de la modélisation des retombées des émissions ;
- choisir les zones témoins, non-exposées au panache (éloignées de plus de 20 km de l'UIOM) et ne comportant pas de sources d'émissions de dioxines identifiées ;
- définir les populations d'étude résidant à proximité d'UIOM et les populations témoins ;
- mesurer leur imprégnation par les dioxines et PCB, le plomb et le cadmium ;
- identifier les facteurs influençant ces imprégnations, grâce au recueil de nombreuses données par questionnaires, notamment sur les habitudes alimentaires.

3.1	Choix des UIOM	24
3.2	Identification et description des zones d'études	26
3.2.1	Définition des zones exposées	26
3.2.1.1	Modalités du recueil des données	26
3.2.1.2	Estimation des paramètres pour chaque période de fonctionnement	26
3.2.1.3	Choix méthodologiques pour la modélisation des panaches	27
3.2.1.4	Représentation et analyse des résultats de la modélisation de la dispersion	28
3.2.1.5	Comparaison des résultats aux mesures environnementales	29
3.2.1.6	Sensibilité des résultats à la variabilité et à l'incertitude des paramètres d'entrée	30
3.2.1.7	Perspectives, limites et recommandations de la modélisation des panaches pour la définition d'une zone d'exposition	30
3.2.2	Critère de sélection des zones non-exposées	31
3.2.3	Communes sélectionnées	31
3.3	Définition de la population d'étude	36
3.3.1	Critères d'inclusion	36
3.3.2	Critères d'exclusion	36
3.3.3	Nombre de sujets nécessaires	36
3.3.4	Plan d'échantillonnage	37
3.4	Biomarqueurs	39
3.4.1	Identité des substances et matrices	39
3.4.1.1	Dioxines et PCB sériques	39
3.4.1.2	Métaux lourds (plomb, cadmium)	40
3.4.2	Modalités de prélèvements	40
3.4.2.1	Sang total et sérum	40
3.4.2.2	Urines	40
3.4.3	Méthodes analytiques	40
3.4.3.1	Dioxines, furanes et PCB sanguins	40
3.4.3.2	Métaux	41
3.4.4	Contrôles qualité	41
3.4.4.1	Dioxines, furanes et PCB sanguins	41
3.4.4.2	Métaux	42
3.5	Questionnaires	43
3.5.1	Caractéristiques physiologiques et sociodémographiques	43
3.5.2	Facteurs environnementaux	43
3.5.3	Évaluation de l'exposition alimentaire	43
3.5.3.1	Méthode	43
3.5.3.2	Création des indicateurs d'exposition par voie alimentaire	44
3.5.4	Assurance qualité des données des questionnaires	44
3.6	Analyse statistique	46
3.6.1	Méthodes	46
3.6.2	Traitement des données censurées	47
3.6.3	Prise en compte des variations de dilution/concentration des urines	48
3.6.4	Logiciels utilisés	48
3.7	Éthique (Cnil, CPP)	49
3.7.1	Dossiers Cnil, CCPPRB, assurance	49
3.7.2	Consentement éclairé	49
3.7.3	Retour d'informations des résultats de dosages individuels	49
3.7.3.1	Plomb, cadmium	49
3.7.3.2	Dioxines et PCB	49

3.1 Choix des UIOM

La sélection des installations de l'étude a été effectuée à la suite d'un inventaire des UIOM de France en fonctionnement ou ayant fonctionné après l'année 2000 (réalisé par l'InVS avec l'aide des Drire, Ddass, Cire et de l'Afssa). Ainsi, au début de l'année 2004, 227 UIOM ont été identifiées et les informations concernant leur fonctionnement ont été recueillies. Conformément au rapport InVS-Afssa "Incinérateurs et santé" et à la publication récente au moment du lancement de l'étude belge [Fierens 2003] qui mettait en évidence le rôle clé de la consommation de lipides d'origine animale produits localement dans la détermination de l'imprégnation humaine aux dioxines, les critères de choix des UIOM répondaient aux objectifs suivants :

- envisager les cas les plus défavorables (forte autoconsommation de produits alimentaires locaux, fort niveau d'émission) ;
- disposer de situations contrastées afin d'étudier l'impact des différentes technologies utilisées notamment pour traiter les fumées et analyser les différentes conditions d'exposition des populations ;
- privilégier des sites où une information déjà existante faciliterait l'interprétation des résultats, notamment les données de contamination alimentaires ou environnementales pouvant compléter les données d'émission.

L'existence, à la fois, de données d'émission et de contamination des aliments pour les UIOM en fonctionnement après 2000 ne concernait que 32 UIOM (figure 1).

Trois catégories d'UIOM ont été considérées et huit UIOM ont été sélectionnées pour l'étude (figure 2) en fonction des critères établis (données environnementales et alimentaires disponibles, présence d'exploitations d'élevage, présence d'autoconsommateurs...).

Ces trois catégories ont été définies en fonction de la capacité horaire des UIOM et de la concentration en dioxines dans les fumées émises :

- **catégorie 1 (petites UIOM ayant pollué)** : les petites UIOM (capacité inférieure à 6 tonnes/heure) à fortes concentrations en dioxines dans les fumées (ayant jusqu'à un passé récent émis plus de 0,1 ng TEQ/Nm³, voire plus de 10 ng/Nm³), d'usage ancien (10-30 ans) et aujourd'hui arrêtées ; elles se situent plus fréquemment en zone rurale : Cluny (71), Senneville-sur-Fécamp (76), Gilly-sur-Isère (73), Vaux-le-Pénil (77) ;
- **catégorie 2 (grosses UIOM ayant pollué)** : les grosses UIOM (capacité supérieure à 6 t/h) à fortes ou moyennes concentrations en dioxines dans les fumées, anciennes (arrêtées ou modifiées, ayant jusqu'à un passé récent émis plus de 0,1 ng TEQ/Nm³) : ont été retenues les UIOM de Dijon (21) et de Maubeuge (59) ;
- **catégorie 3 (grosses UIOM aux normes)** : les grosses UIOM (capacité supérieure à 6 t/h) à faibles concentrations en dioxines dans les fumées : elles correspondent à une catégorie d'UIOM récentes dont la mise en service industriel est postérieure à 1996 environ (ayant respecté le seuil de 0,1 ng/Nm³) et pouvant ainsi servir de "référence" : ont été retenues les UIOM de Pluzunet (22) et de Bessières (31).

On peut donc considérer que notre sélection d'UIOM a plutôt eu tendance à surreprésenter les UIOM les plus polluantes (figurées en haut de la figure 1). Ce choix délibéré s'explique par le fait que cette étude avait pour objectif de mettre en relation l'imprégnation des populations exposées avec les caractéristiques d'UIOM dans des situations les plus contrastées possibles et non de produire des données d'imprégnation représentatives des populations résidant à proximité des UIOM en France.

FIGURE 1

UIOM EN FONCTION DES CONCENTRATIONS À L'ÉMISSION (2002) EN DIOXINES ET FURANES (TEQ_{OTAN}) ET DE LA CAPACITÉ D'INCINÉRATION EN t/h (DONNÉES ISSUES DE L'INVENTAIRE DES UIOM, SOURCE MEEDAT) ; EN ROUGE, UIOM RETENUES DANS L'ÉTUDE

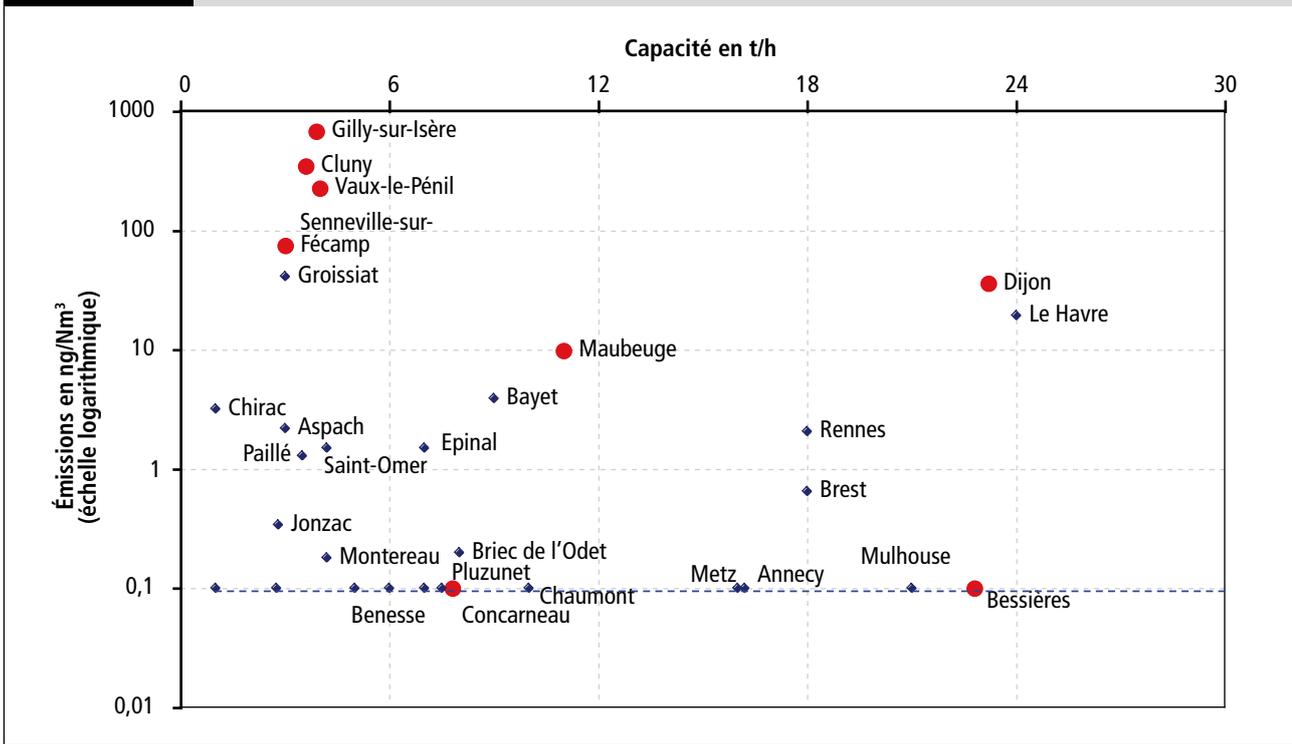
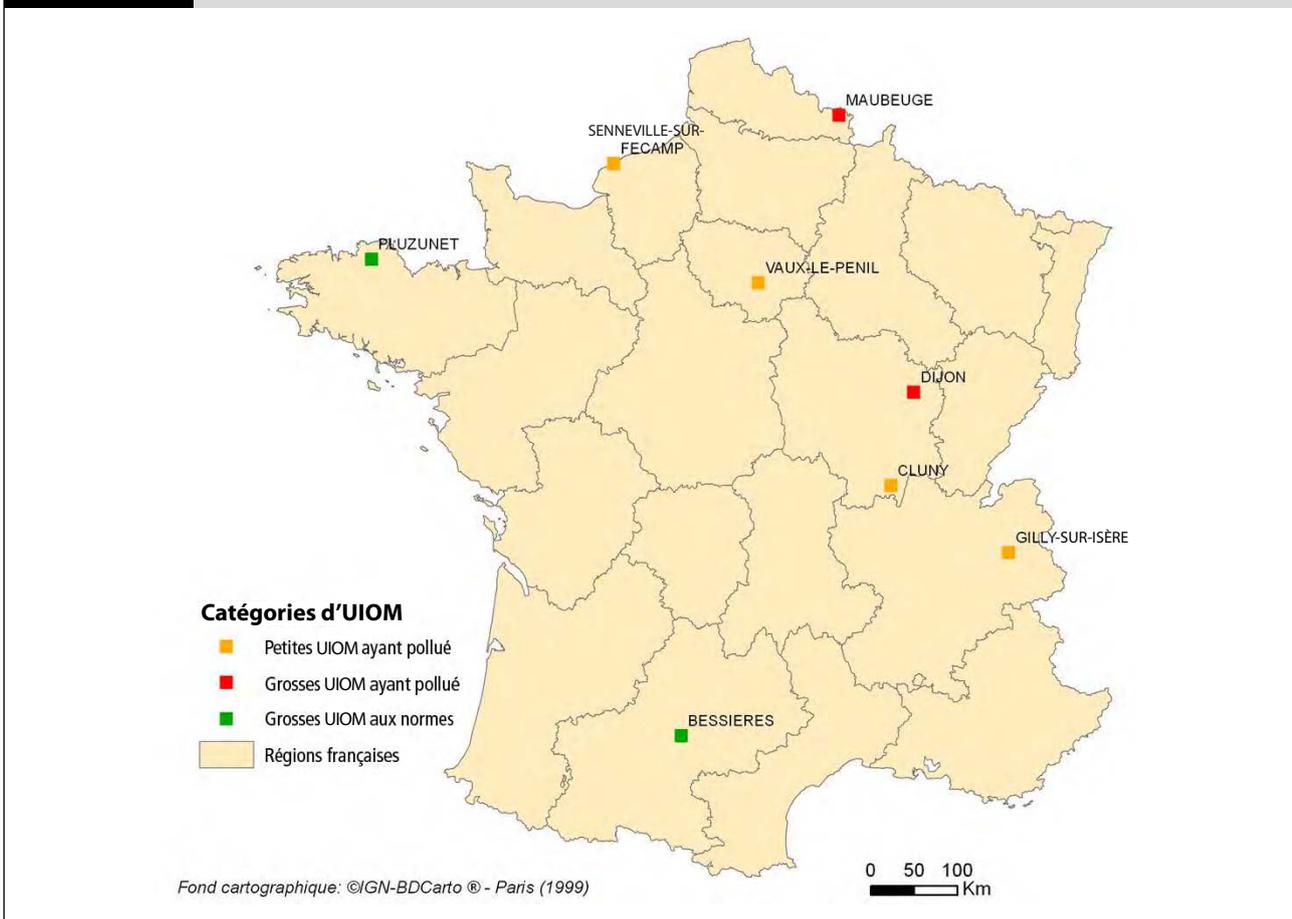


FIGURE 2

EMPLACEMENT DES INCINÉRATEURS SÉLECTIONNÉS



3.2 Identification et description des zones d'études

Il s'agissait d'identifier, pour chaque UIOM étudiée, une zone exposée (constituée de communes exposées au panache de l'UIOM) et une zone non-exposée (communes non-exposées au panache (éloignées de plus de 20 km) et ne comportant pas de sources d'émissions de dioxines identifiées).

Les zones exposées ont été identifiées à l'aide d'une modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de dioxines par les UIOM. Un objectif secondaire de la modélisation était d'utiliser les données de dépôts issues de la modélisation pour étudier leur association avec l'imprégnation des populations.

Ce travail a été coordonné par l'Afssa et a bénéficié des contributions sur le plan méthodologique de l'Inéris et de la société Aria Technologies, et de la relecture par l'Ademe.

3.2.1 DÉFINITION DES ZONES EXPOSÉES

Les zones d'études autour de chacun des incinérateurs ont été définies en utilisant un seuil de dépôts surfaciques accumulés sur plusieurs années (de 1994 à 2004). Ces dépôts ont été estimés par un modèle de dispersion atmosphérique des retombées du panache de l'incinérateur.

Après une étude de faisabilité réalisée par l'Inéris (notamment étude des modélisations déjà existantes, choix de modélisation en fonction du relief), la modélisation a été confiée par l'Afssa à la société Aria Technologie. L'Afssa s'est assurée du bon déroulement méthodologique et d'une partie du recueil des données initiales ainsi que de la transmission des données nécessaires à la modélisation à Aria (recueil, vérification analyse des paramètres d'entrée, des modèles, analyse des sorties).

Tout d'abord les données relatives aux UIOM et nécessaires à la modélisation de la dispersion ont été collectées. Les données ont ensuite été saisies, analysées pour l'élaboration des paramètres d'émission pour chaque période de fonctionnement. Ces données ont ensuite été transmises à la société Aria technologie pour la modélisation des concentrations atmosphériques, des dépôts secs et humides. Enfin les résultats de la modélisation ont été comparés aux données de mesures dans l'environnement qui ont pu être collectées.

Il faut souligner que pour cette étude, le recrutement des participants exposés a eu lieu évidemment à l'intérieur des zones exposées mais généralement il a eu lieu dans les communes les plus proches de l'UIOM quand les populations y étaient suffisamment nombreuses (cas par exemple de Gilly-sur-Isère).

3.2.1.1 Modalités du recueil des données

Données sur les incinérateurs

La situation était différente suivant l'activité des incinérateurs en 2004. Pour les incinérateurs encore en activité, à savoir Dijon, Bessières,

Pluzenet, Maubeuge, les informations ont été recueillies par l'Afssa directement chez l'exploitant, et certifiées exactes par ce dernier. Des copies de tous les comptes-rendus des visites de contrôle, des suivis et des résultats d'analyse depuis le démarrage des UIOM ont été demandées et leur contenu a été analysé et comparé aux informations transmises. Ces informations ont ensuite été confirmées exactes au moins en partie par les données recueillies par ailleurs par les Cire auprès des Drire concernées ou des Ddass et transmises à l'Afssa. Pour les incinérateurs totalement arrêtés, à savoir Gilly-sur-Isère, Cluny, Senneville-sur-Fécamp, les Cire concernées ont recueilli les informations disponibles auprès des Ddass et des Drire, ou encore auprès des anciens exploitants, notamment pour Senneville-sur-Fécamp, puis ont transmis les rapports et les données disponibles à l'Afssa. L'annexe 1 présente les caractéristiques techniques des UIOM. Les caractéristiques des UIOM, comme le mode de combustion et de traitement des fumées ont un impact sur l'émission en dioxines et furanes et sur la taille des particules émises par les UIOM.

Autres données

Les modalités de recueil des données météorologiques, topographiques et environnementales sont indiquées dans l'annexe 2.

3.2.1.2 Estimation des paramètres pour chaque période de fonctionnement

Les données recueillies pour la modélisation ont parfois dû être converties pour être exprimées dans des unités standards (annexe 3). Les concentrations en dioxines et furanes ont été systématiquement converties des TEQ_{OTAN} aux $TEQ_{OMS\ 98}$. Les débits et les concentrations ont dû aussi souvent être convertis pour être exprimés en gaz sec à 11 % d' O_2 . Les normes en vigueur ont été utilisées pour ces conversions (annexe 3). Les périodes d'activité homogène ont ensuite été définies (annexe 1). Pour chaque période, la moyenne des paramètres de l'incinérateur a été calculée. C'est cette moyenne qui a ensuite été utilisée pour la modélisation. Les concentrations en dioxines mesurées aux périodes récentes ont été extrapolées aux périodes antérieures. Cette approche est classiquement utilisée dans les évaluations de risque sanitaire, ou par le Bureau Veritas lors de l'étude à Gilly-sur-Isère [Bureau Veritas/Careps 2004].

La valeur des paramètres d'entrée pour chaque UIOM et chaque période ayant servi à la modélisation peut être communiquée sur demande à l'Afssa.

Le tableau 1 ci-dessous indique la valeur des flux en dioxines et furanes en $\mu g/h$ en $TEQ_{OMS\ 98}$ pour chaque site, en fonction des périodes.

Le nombre de périodes prises en compte diffère selon les UIOM. On peut constater la diminution forte des flux émis, après mise en place des traitements adaptés.

TABLEAU 1

PÉRIODES DE FONCTIONNEMENT ET FLUX MOYEN EN DIOXINES ET FURANES EN µg/h
(NON CORRIGÉ DES PÉRIODES D'ARRÊT)

UIOM	Période 1 (ouverture)	Période 2	Période 3	Période 4	Période 5
Bessières	08/01/2001 à 2004 1,57 µg/h				
Pluzunet	01/04/1997 36,43 µg/h	01/07/2000 à 2004 inclus 1,67 µg/h			
Cluny	1986 à 2001 444 µg/h	Mars à juin 2002 1 477,66 µg/h			
Senneville-sur-Fécamp	1974 à 1991 777 µg/h	1992 au 30 juin 1999 1 160 µg/h	Juillet 1999 à mai 2002 611,7 µg/h		
Gilly-sur-Isère	1971 à 1984 443 µg/h	1985 à 1998 10 859 µg/h	Début 1999 à octobre 2001 10 491 µg/h		
Vaux-le-Pénil	1975 à 1980 3 851,95 µg/h	1981 à 1996 3 851,95 µg/h	1997 à mai 1999 4 674 µg/h	Juin 1999 à juin 2002 4 524 µg/h	Janvier 2004 ouverture nouvelle UIOM SMITOM 9,46 µg/h
Dijon	1974 à 1981 968,4 µg/h	1982 à 1988 820,1 µg/h	1989 à juin 1998 1 346 µg/h	Juillet 1998 à fin 2002 2 725 µg/h	Janvier 2003 à 2004 229 µg/h
Maubeuge	1981 à 1991 1 056 µg/h	1992 à mars 2001 1 849 µg/h	Septembre 2001 nouvel incinérateur jusqu'à 2004 4,1 µg/h		

Cases en grisé : période à la suite de laquelle l'UIOM a fermé.

Les données utilisées pour la modélisation sont disponibles sur demande auprès de l'Afssa.

Le nombre de données disponibles concernant les dioxines et furanes était très limité, et la variabilité forte entre deux valeurs. Par exemple, à Gilly-sur-Isère l'écart entre les deux valeurs mesurées était très important, de 75 ng I-TEQ_{OTAN}/Nm³ à 11 % d'O₂ sur gaz sec à 1285 ng/Nm³. La représentativité de telles valeurs est difficile à établir ; cependant selon l'analyse du Bureau Veritas, pour une UIOM de moins de 6 t/h peu équipée pour le traitement des fumées des valeurs de cent à plusieurs centaines de nanogrammes sont cohérentes. Pour les petites UIOM polluantes, c'est à Senneville-sur-Fécamp que les concentrations à l'émission sont les plus basses et à Gilly-sur-Isère qu'elles sont les plus fortes de beaucoup, puisqu'en moyenne les concentrations prises en compte dès 1985 pour Gilly-sur-Isère sont neuf fois plus fortes qu'à Senneville-sur-Fécamp (680 ng contre 75 ng). Cependant il a toujours été privilégié dans cette étude de ne prendre en compte que des données effectivement mesurées, comme cela a été la démarche pour le Bureau Veritas à Gilly-sur-Isère.

D'autres paramètres ont posé des problèmes de fiabilité et de représentativité des estimations (annexe 4). La taille des particules et la répartition particule/gaz à prendre en compte dans la modélisation des émissions de dioxines et furanes doivent être considérées comme des paramètres fortement variables ce qui implique une incertitude également importante des évaluations effectuées (annexe 4).

Les dioxines et furanes émises sont sous forme de mélange, l'agrégation sous forme de valeur pondérée par la toxicité (TEF) permet d'obtenir une seule valeur en TEQ. En dehors des différences de concentration, il peut aussi exister des différences de profil entre UIOM et pour une même UIOM d'une mesure à l'autre (annexe 5).

3.2.1.3 Choix méthodologiques pour la modélisation des panaches

Les recommandations de l'Inéris sur la modélisation des panaches ont été suivies. Le type de modèle à utiliser pour chaque site, le ratio particules/gaz, la taille des particules à prendre en considération ont été définies par l'Inéris [Rouil 2004]. La modélisation effectuée sur Maubeuge en 2004 par Aria ayant été évaluée satisfaisante [Rouil 2004], elle n'a pas été refaite sur ce site. Les valeurs de vitesse de dépôt et les coefficients de lessivage utilisés par taille de particules ont été validés par l'Inéris. La modélisation a été effectuée pour tous les sites par Aria Technologies.

Les grandeurs calculées par la modélisation des panaches sont les concentrations dans l'air et les dépôts totaux au sol (secs et humides). Ces grandeurs sont exprimées par leurs moyennes arithmétiques sur la période météorologique retenue ou bien sur la période de fonctionnement.

Plusieurs scénarios ont été étudiés en fonction de la composition gaz/particules et de la taille des particules, et en fonction des sites étudiés. Un scénario moyen a été utilisé comme référence pour caractériser la nature des émissions en dioxines et furanes avec 50 % de gaz et 50 % de particules, conformément aux recommandations de l'Inéris [Rouil 2004].

La taille des particules considérée est différente selon la catégorie d'incinérateur. Pour des UIOM moyennes ou non polluantes, la taille des particules retenue pour la modélisation de la dispersion

des dioxines et furanes a été de 5 µm (Pluzunet, Bessières, Dijon). Pour Maubeuge, la modélisation n'ayant pas été refaite, l'émission en dioxines et furanes a été supposée sous la forme de 100 % de particules de 2 µm, ce qui est à peu près équivalent à celle choisie pour Dijon, Bessières, Pluzunet.

Pour des petites UIOM polluantes, la taille des particules retenue pour la modélisation de la dispersion des dioxines et furanes a été de 10 µm (Cluny, Gilly-sur-Isère, Senneville-sur-Fécamp, Vaux-le-Pénit). Le scénario est donc de 50 % de gaz et 50 % particules de 10 µm. Ce choix a été justifié du fait de l'absence de filtres efficaces sur ces UIOM, des considérations du Bureau Veritas sur Gilly-sur-Isère, d'une concertation avec l'Inéris et l'Ademe, et des résultats de comparaisons avec des données de sols (annexe 4). Pour Gilly-sur-Isère, toutes les valeurs disponibles ont été prises en compte (incluant la valeur à 1 285 ng/Nm³).

Un domaine de 15 km de côté centré sur chacun des incinérateurs a été pris en compte pour toutes les UIOM, excepté pour l'incinérateur de Gilly-sur-Isère où le domaine a été pris égal à 32 km de côté, en raison du fort relief de la zone. Pour l'ensemble des sites étudiés, la rugosité caractérisant l'occupation des sols a été considérée comme constante sur l'ensemble du domaine d'étude. Les mailles de calcul ont été prises égales à 100 mètres, sauf pour Maubeuge où la maille de calcul était de 200 mètres.

Quand le relief est trop prononcé, les outils de modélisation simples utilisés pour les études d'impact de rejets industriels sont généralement mis à défaut. C'est en particulier le cas des modèles de type gaussien rectiligne qui ont pour hypothèse un vent uniforme sur le domaine d'étude. Dans le cas de forts reliefs ou bien lorsque la climatologie du site est différente de celle observée par la station Météo-France la plus proche (vallée différente...), la complexité des phénomènes impose la mise en œuvre d'un logiciel adapté aux sites de topographie complexe [Finzi 1989, 1991]. Il s'agit d'une méthode éprouvée mettant en œuvre des outils de reconstitution de champs de vent et de dispersion 3D tout en permettant d'accéder à une quantification de l'impact à long terme de l'installation (concentrations, dépôts).

C'est ainsi que pour la modélisation des panaches, deux approches ont été mises en place selon les sites étudiés :

- modélisation à l'aide d'un modèle gaussien pour les sites dont le relief est peu marqué et dont la météorologie observée à la station Météo-France retenue est jugée représentative du site. Le modèle gaussien utilisé est celui du logiciel Aria Impact ;
- modélisation à l'aide d'un modèle tridimensionnel à bouffées gaussiennes pour les sites dont la topographie est forte ou bien lorsque la climatologie du site est différente de celle observée par la station Météo-France retenue. Le logiciel Aria Industry a été mis en œuvre.

Tous les sites ont été analysés avec un modèle gaussien sauf à Cluny et Gilly-sur-Isère qui ont été modélisés par un modèle tridimensionnel à bouffées gaussiennes. Les vents calmes (<1 m/s) ont particulièrement été analysés pour tous les sites. En effet, quand les vents sont inférieurs à 1 m/s le logiciel Aria Impact utilise le module 3D Aria Industry. L'effet brise de mer a été pris en compte à Senneville-sur-Fécamp. Le détail de la modélisation est donné en annexe 6.

3.2.1.4 Représentation et analyse des résultats de la modélisation de la dispersion

Les fichiers de points de dépôts cumulés géoréférencés ont ensuite été intégrés dans un système d'information géographique à l'aide d'Esri ArcGis Desktop (Arcview 8). Afin de représenter les résultats, à partir des résultats de chaque maille, une technique d'interpolation par inverse du carré de la distance au voisinage de quatre voisins a été utilisée. Une validation croisée a montré qu'au voisinage des limites des zones d'étude, l'écart était faible entre valeurs après interpolation comparée aux valeurs avant interpolation (résultats non indiqués dans ce rapport).

- Afin de comparer les résultats obtenus entre sites, il convenait d'utiliser si possible une seule variable synthétique. Cette variable devait être la plus proche d'une exposition alimentaire qui est la principale source connue d'exposition aux dioxines. Le dépôt surfacique convenait le mieux pour un polluant qui contamine par voie aérienne les produits végétaux et les sols. Cette variable était aussi additive, ce qui permettait de cumuler les effets sur une période définie. Les dioxines sont des substances à demi-vie longue chez l'homme et dans l'environnement. Dans les sols, la demi-vie est considérée comme de l'ordre de 10 ans voire plus, d'autre part le critère d'inclusion pour les personnes exposées reposait sur une durée de résidence la plus longue possible, si possible de 10 ans. Il semblait donc judicieux de calculer pour chaque site un dépôt cumulé de 1994 à 2004. Enfin cette période permettait d'inclure toutes les UIOM, aux dates d'ouverture et de fermeture différentes, et aussi d'inclure des périodes fortement polluantes.
- Afin d'agréger des populations exposées de différents sites et ne pas diluer l'exposition, un seuil minimal d'exposition a été retenu à partir de la variable définie précédemment, selon les critères suivants, par ordre d'importance :
 - avoir une taille minimum de population exposée par site afin d'obtenir un nombre suffisant d'inclusion pour l'exposition la plus forte possible ;
 - avoir un seuil commun entre plusieurs sites ;
 - être significativement au-dessus du bruit de fond pour la contamination.

Dans la catégorie des incinérateurs dont certaines valeurs à l'émission ont été hors norme, il a été recherché une valeur limite inférieure permettant de caractériser la zone d'étude dans laquelle serait effectué le tirage au sort des personnes exposées à partir de leur lieu d'habitation. La zone la plus faiblement contaminée au regard des dépôts cumulés en dioxines et furanes de 1994 à 2004 était Senneville-sur-Fécamp. Pour obtenir suffisamment de personnes exposées à Senneville-sur-Fécamp, la zone d'intérêt retenue devait avoir une valeur de dépôt minimale de 0,05 µg/m², en sachant que cette valeur correspondait à un dépôt cumulé probablement peu décelable par rapport à un bruit de fond. Cette zone était donc la limite inférieure pour tous les sites des UIOM polluants, en sachant que dans la plupart des cas, il y avait suffisamment de personnes exposées dans des zones de dépôts cumulés bien plus élevés, notamment à Gilly-sur-Isère, Vaux-le-Pénit, Cluny, Maubeuge. Ce seuil était de toute façon trop élevé pour être appliqué à Bessières et Pluzunet, incinérateurs récents ou aux normes depuis plusieurs années, et dans ce cas, le recrutement a eu lieu dans les zones les plus exposées possibles au vu des panaches.

Pour les UIOM de Dijon, Senneville-sur-Fécamp, Cluny, Maubeuge le seuil minimum a été fixé à 0,05 µg TEQ_{OMS}/m². Pour les UIOM de Gilly-sur-Isère et Vaux le Pénil le seuil a été fixé à 0,2 µg TEQ/m². Pour Bessières et Pluzunet des seuils très nettement inférieurs ont dû être pris en compte : 0,05 ng/m² ou 4 km maximum de distance vis-à-vis de l'UIOM pour Bessières, et 0,4 ng/m² ou 4 km maximum de distance vis-à-vis de l'UIOM pour Pluzunet.

3.2.1.5 Comparaison des résultats aux mesures environnementales

Mesures des sols

Le faible nombre de données issues de campagne de mesures de sols et leur hétérogénéité limitent les possibilités d'analyse. Cependant,

ces quelques données ont pu être comparées aux résultats des modèles de dispersion, sans que l'on puisse réellement effectuer une validation quantitative par analyse statistique approfondie. Pour les sites concernés par l'étude d'imprégnation, nous n'avons disposé au mieux que de 25 valeurs de sols recueillies de façon homogène. Les méthodes utilisées pour prédire les contaminations dans les sols à partir des dépôts cumulés issus de la modélisation sont indiquées en annexe 7. Les différentes prédictions sont liées à différentes méthodes d'estimation, notamment la prise en compte de la demi-vie des dioxines et furanes et de l'estimation de celle-ci (annexe 7). Il n'est pas tenu compte dans le calcul d'un éventuel bruit de fond. Le bruit de fond est considéré comme étant compris entre 0,02 et 1 pg/g de MS dans les zones rurales, entre 0,2 et 17 pg/g en milieu urbain et entre 20 et 60 pg/g en milieu industriel [Inéris 1999].

TABLEAU 2 COMPARAISON ENTRE CONCENTRATIONS OBSERVÉES ET PRÉDITES				
UIOM	Dépôt cumulé calculé de 1994 à 2004 maximum du domaine d'étude	Concentration maximale prédite (15 cm) tenant compte de l'activité entre 1994 et 2004 et sans prise en compte de la demi-vie ni du bruit de fond	Concentration maximale prédite tenant compte d'une demi-vie de 9 et 15 ans en 2004 sans prise en compte du bruit de fond ³	Concentration maximale observée dans 15 cm de profondeur
Bessières	0,2 ng/m ²	0,9 fg/g MS	0,003-0,0035 pg/g MS	0,09 pg/g MS
Pluzunet	1,12 ng/m ²	4,97 fg/g MS	0,00081-0,00084 pg/g MS	1,21 pg/g MS
Cluny	4,13 µg/m ²	18,3 pg/g MS	16,8-21,8 pg/g MS	13 pg/g MS ¹
Senneville-sur-Fécamp	2,38 µg/m ²	10,5 pg/g MS	12-17,1 pg/g MS	8,93 pg/g MS ²
Gilly-sur-Isère	35 µg/m ²	95 pg/g MS	Référence : 158-218 pg/g MS Abandon 1 valeur ² : 18,3-26,4 pg/g MS Scénario particule 5 µm : 8,8-12 pg/g MS	34 pg/g M ¹
Vaux-le-Pénil	5,7 µg/m ²	25,3 pg/g MS	27,4-37,4 pg/g MS	59 pg/g MS (10 cm)
Dijon	0,46 µg/m ²	2 pg/g MS	1,52-1,9 pg/g MS	Pas de données
Maubeuge	1,94 µg/m ²	8,7 pg/g MS	7,8-10,76 pg/g MS	14,49 pg/g MS (20 cm)

¹ Données dont l'unité est en matière brute ou matière sèche (MS) et la profondeur non précisée.

² Profondeur non précisée.

³ Prise en compte de la demi-vie sur toute la durée de fonctionnement de l'UIOM, d'où parfois des niveaux paradoxalement plus élevés que ceux sans prise en compte de la demi-vie (qui portent sur la période 1994-2004).

Les écarts observés entre les valeurs prédites et mesurées dans le tableau 2 peuvent être considérés comme très satisfaisants, car en effet l'incertitude sur les données d'entrée (manque de données sur les concentrations) et sur la modélisation (manque de données sur les tailles de particules à considérer par exemple) et la valeur des paramètres sont susceptibles d'influer sur le résultat d'un facteur 10. Par exemple l'écart entre deux mesures de concentration en dioxines à Gilly-sur-Isère à l'émission était supérieure à un facteur 10 [rapport Veritas 2004] (1 285 à 75 ng ITEQ/Nm³ à 11 % d'O₂). Or pour Vaux-le-Pénil, par exemple, on ne disposait que d'une seule mesure de dioxines. De plus, les mesures environnementales sont aussi de nature variable et incertaine (annexe 7).

Dans le tableau 2, trois valeurs ont été données pour les concentrations théoriques dans les sols sur le site de Gilly-sur-Isère, correspondant à trois scénarios : le premier est obtenu comme pour les autres UIOM, le second en excluant la valeur de 1 285 ng/Nm³, qui est la valeur la plus forte observée pour tous les sites et très différente des autres valeurs mesurées à Gilly-sur-Isère, le troisième en utilisant un modèle basé sur des particules de 5 µm et non plus de 10 µm (toujours 50 % gaz, 50 % particules). Globalement le modèle sous-estime un peu la valeur maximale observée dans les sols si la valeur de bruit de fond est considérée comme faible. Le bruit de fond peut être évalué, en absence de données précédant l'installation de l'UIOM, de façon très approximative, par les valeurs minimales obtenues sur le domaine d'étude ; à Gilly-sur-Isère, la valeur obtenue est inférieure à 1 pg/g MS.

Les différences entre les maxima calculés d'un scénario à 10 ou 5 µm sont de l'ordre d'un facteur 10. Ceci est approfondi dans l'analyse de sensibilité du modèle. La comparaison des maxima prédits et observés justifie le choix du scénario de référence avec des particules de 10 µm pour les petites UIOM, qui est le scénario le plus pénalisant.

Les résultats de deux campagnes de mesures de sols sur Vaux-le-Pénil ont ensuite servi à comparer la répartition des données observées et prédites. La première série de 15 valeurs est issue de l'étude de Pirard *et al.* (2005) et la deuxième de 7 valeurs provient de données fournies par l'Apave (2002). Les données géoréférencées sous Arcview 8 (Esri ArcGis Desktop) ont été comparées aux valeurs prédites au même point. Les coefficients de corrélation avec le modèle de référence et un modèle 50 % gaz, 50 % particules de 5 µm sont de 0,81 dans les deux cas, ce qui nous conforte dans le choix du modèle de référence 50 % gaz, 50 % particules à 10 µm, qui est aussi plus en accord avec la valeur maximale observée. Les coefficients de corrélation linéaire pour la deuxième série de valeurs sont de 0,71 et de 0,75 respectivement. Les valeurs supérieures au bruit de fond (estimé ici entre 3 et 0,3 pg/g MS) sont à l'intérieur de la zone d'étude "exposée", et la répartition des valeurs suit, globalement, celle prédite par le modèle des dépôts en dioxines et furanes.

Les résultats d'une campagne de mesures sur Maubeuge réalisées en 2004 par la société SMC2 pour le compte de l'exploitant ont été analysés de la même façon, et compte tenu du faible nombre de valeurs (5), l'usage du sol (cultivé ou non) n'a pas été pris en compte. Le coefficient de corrélation obtenu entre valeurs observées et prédites est de 0,7. La répartition des valeurs suit, globalement, celle prédite par le modèle des dépôts en dioxines et furanes. La délimitation (annexe 8) entre zone exposée, retenue pour l'étude, de la zone non retenue, au seuil de 0,05 µg/m², sépare des valeurs élevées, des valeurs pouvant être assimilées à du bruit de fond (entre 1 et 3 pg/g MS). Il n'a pas été possible de mener ce type d'étude pour les autres sites, en raison de l'absence de données de sols en nombre et en qualité suffisante.

Dans les deux cas, le faible nombre de données disponibles limite la portée des coefficients de corrélation. Cependant une relative cohérence entre les valeurs observées de sols et les résultats de modèles peut être constatée. Si le modèle appliqué à Gilly-sur-Isère surestime peut-être les valeurs observées (qui peuvent aussi être dues à une érosion plus forte qu'ailleurs), le choix de la zone pour le sondage des personnes exposées a bien été effectué dans la zone de plus forte contamination, bien plus proche de l'UIOM que les frontières de la zone d'exposition modélisée, d'autre part d'autres données environnementales traduisent des produits animaux contaminés dans une zone qui s'étendait au-delà des 10 km dans l'axe des vallées pour les produits laitiers conformément aux prédictions du modèle.

Autres données environnementales

Les données mesurées dans les produits animaux sont issues d'élevages commerciaux (plan de contrôle vétérinaire ad hoc, annexe 2), sauf pour les volailles où il s'agit le plus souvent d'élevages familiaux non commerciaux. Lorsque les valeurs des produits animaux excédaient les seuils autorisés pour la consommation humaine, les produits ont été retirés et détruits, les animaux et l'alimentation animale remplacés. Les données environnementales disponibles sont indiquées en annexe 8. Les résultats d'analyses pouvaient être considérés de plusieurs façons. Il s'agit surtout ici de compléter l'information recueillie dans les sols et de comparer la cohérence avec la prédiction des modèles. À Gilly-sur-Isère, les profils de congénères mesurés dans les fourrages contaminés sont proches de ceux de l'émission de l'UIOM. À partir des résultats

obtenus dans les fourrages contaminés prélevés, les valeurs obtenues dans les laits à partir d'un modèle de transfert sont cohérentes avec celles obtenues au cours des prélèvements réalisés, nombreux sur ce site [Thébault 2003]. À Vaux-le-Pénil, les profils ont été analysés [Pirard 2005] et une analyse similaire a été réalisée entre le passage du sol vers les œufs, avec mise en évidence d'une surcontamination par rapport à la prédiction du modèle, sur un effectif néanmoins réduit [Thébault 2005]. Il faut souligner que les fortes concentrations en dioxines dans les sols traduisent généralement une contamination forte et/ou prolongée, tandis que les contaminations dans le lait et les végétaux peuvent traduire une contamination récente (par exemple si les concentrations dans les sols sont inférieures à 5 pg/g MS) du fait de la faible demi-vie dans le lait et du renouvellement rapide des végétaux. Les contaminations des volailles en plein air, sauf accident de contamination de leurs aliments, traduisent une contamination de la terre (annexe 8).

3.2.1.6 Sensibilité des résultats à la variabilité et à l'incertitude des paramètres d'entrée

Trois sites ont servi de référence pour l'étude de sensibilité, à savoir le site de Cluny traité avec un modèle 3 D et les sites de Vaux-le-Pénil et Senneville-sur-Fécamp modélisés avec un modèle gaussien. Le détail des résultats est indiqué en annexe 9. L'impact de variations relatives de différents paramètres sur les résultats du modèle a été étudié. Ceci permet de rendre compte de l'impact de la variabilité et de l'incertitude des données d'entrée sur les résultats du modèle. Outre les paramètres d'entrée du modèle (concentration en dioxines, taille des particules et ratio particules/gaz), le choix d'autres méthodes d'évaluation des données météorologiques a été étudié. De même, l'effet d'un rallumage quotidien a été évalué sur le site de Cluny en comparaison avec un fonctionnement 24h/24 en conditions nominales. Selon l'Inéris, les concentrations en dioxines peuvent être 100 à 1 000 fois plus élevées pendant les phases de redémarrage que lors du fonctionnement normal de l'installation. Les résultats montrent que le panache obtenu avec l'effet du rallumage est plus pénalisant qu'un scénario de fonctionnement 24h/24 (celui de référence) et que l'allure du panache est différente, car elle dépend notamment des scénarios météorologiques au moment du rallumage (très tôt le matin) (annexe 9).

3.2.1.7 Perspectives, limites et recommandations de la modélisation des panaches pour la définition d'une zone d'exposition

Au regard de l'incertitude sur les données d'entrée des modèles, de l'incertitude sur les modèles et des résultats de l'analyse de sensibilité, on peut considérer que la modélisation des panaches donne avant tout, comme indiqué dans le rapport [CPP 2004] "une évaluation qualitative" de la répartition de la contamination, ou plutôt semi-quantitative, dans la mesure où il faut davantage considérer les ordres de grandeur et les gradients, que les valeurs elles-mêmes. Des études de validation des modèles, une meilleure précision sur les données d'entrée, notamment sur les données à l'émission des UIOM et sur les caractéristiques des dioxines et leur référencement automatique en vue d'une éventuelle étude d'impact auraient amélioré notre analyse. Le recueil des données environnementales et des informations attachées à celles-ci de façon standardisée et centralisée, notamment

pour les données de sols aurait permis une meilleure analyse de celles-ci. Le faible nombre d'analyses environnementales disponibles et leur hétérogénéité ont aussi fortement limité nos possibilités d'analyse et de comparaison. La distinction entre UIOM dans des catégories petits et gros polluants qui avaient été faites initialement, au regard des flux d'émission, des résultats du modèle, des analyses environnementales et de l'étude de sensibilité n'est pas évidente et aurait permis de regrouper, si besoin, ces deux catégories. En revanche, les ordres de grandeurs obtenus par modélisation, 1 000 fois inférieurs aux autres sites, confirmés par quelques analyses environnementales, à Pluzunet et Bessières, justifient bien de regrouper comme prévu ces deux UIOM dans une autre catégorie, moins polluante.

3.2.2 CRITÈRE DE SÉLECTION DES ZONES NON-EXPOSÉES

Les zones non-exposées ont été sélectionnées à partir des critères suivants :

- situées à au moins 20 km d'un incinérateur et de toute autre source industrielle connue émettrice de dioxines (collecte d'informations par les Cire auprès des Ddass et Drire) ;
- population suffisante (consultation des données de recensement de l'Insee) ;
- nombre suffisant de personnes susceptibles de consommer des produits locaux, notamment des agriculteurs (consultation des

- bases du Recensement général agricole (RGA) et des Directions départementales des services vétérinaires (DDSV) ;
- proximité avec la zone exposée pour des raisons logistiques.

3.2.3 COMMUNES SÉLECTIONNÉES

L'étude a porté sur huit zones d'étude proches d'une UIOM, répartis dans plusieurs départements de France. Les huit UIOM se situent sur les communes suivantes : Bessières (31), Cluny (71), Dijon (21), Senneville-sur-Fécamp (76), Gilly-sur-Isère (73), Maubeuge (59), Pluzunet (22), Vaux-le-Pénil (77). Par convention, dans la suite du document, le nom de la commune d'implantation de l'UIOM sera utilisé comme nom de la zone d'étude. Les huit UIOM ont été classées en trois catégories comme indiqué plus haut : petites UIOM (<6 t/h) fortement polluantes par le passé, grosses UIOM (>6 t/h) fortement ou moyennement polluantes par le passé et grosses UIOM (>6 t/h) ayant respecté les normes d'émission. Pour chaque site d'étude, des communes exposées au panache de l'UIOM et des communes témoins, non-exposées au panache (éloignées de plus de 20 km d'un incinérateur) et de toute sources identifiées d'émissions de dioxines, ont été sélectionnées (tableau 3).

Quand une commune était à cheval à l'extérieur et à l'intérieur du panache modélisé, on a retenu les zones de la commune à l'intérieur du panache.

TABLEAU 3 COMMUNES SÉLECTIONNÉES DANS L'ÉTUDE		
Site	Communes de la zone exposée	Communes de la zone non-exposée
Pluzunet	Bégard, Pluzunet, Prat, Cavan	Saint-Nicolas-du-Pelem
Bessières	Bessières, La Magdelaine-sur-Tarn	Rabastens
Cluny	Cluny, Sologny, Berze-le-Chatel, Jalogny	Chauffailles
Senneville-sur-Fécamp	Senneville-sur-Fécamp, Bondeville (Saint-Hélène-Bondeville), Saint-Léonard	Doudeville, Harcanville, Routes, Yvecrique
Gilly-sur-Isère	Alberville, Gilly-sur-Isère, Notre-Dame des Millières, Ste Hélène/Isère, Grignon, Mercury	Hauteluze, Gieltaz
Vaux-le-Pénil	Vaux-le-Pénil, Maincy	Choisy-en-Brie, Beton-Bazoche
Dijon	Belfond, Asnières-les-Dijon, Fontaine-les-Dijon	Viévy, Arnay-le-Duc
Maubeuge	Maubeuge, Assevent, Elesmes, Rousies, Bousois	Solre-le-Château

Les différentes cartes des dépôts cumulés de 1994 à 2004 par UIOM sont présentées dans les figures 3A à 3H.

FIGURE 3A

MODÈLE DE DISPERSION AÉRIENNE DES DIOXINES ET FURANES DE L'UIOM DE BESSIÈRES : DÉPÔT CUMULÉ DE 1994 À 2004 (TEQ_{OMS})

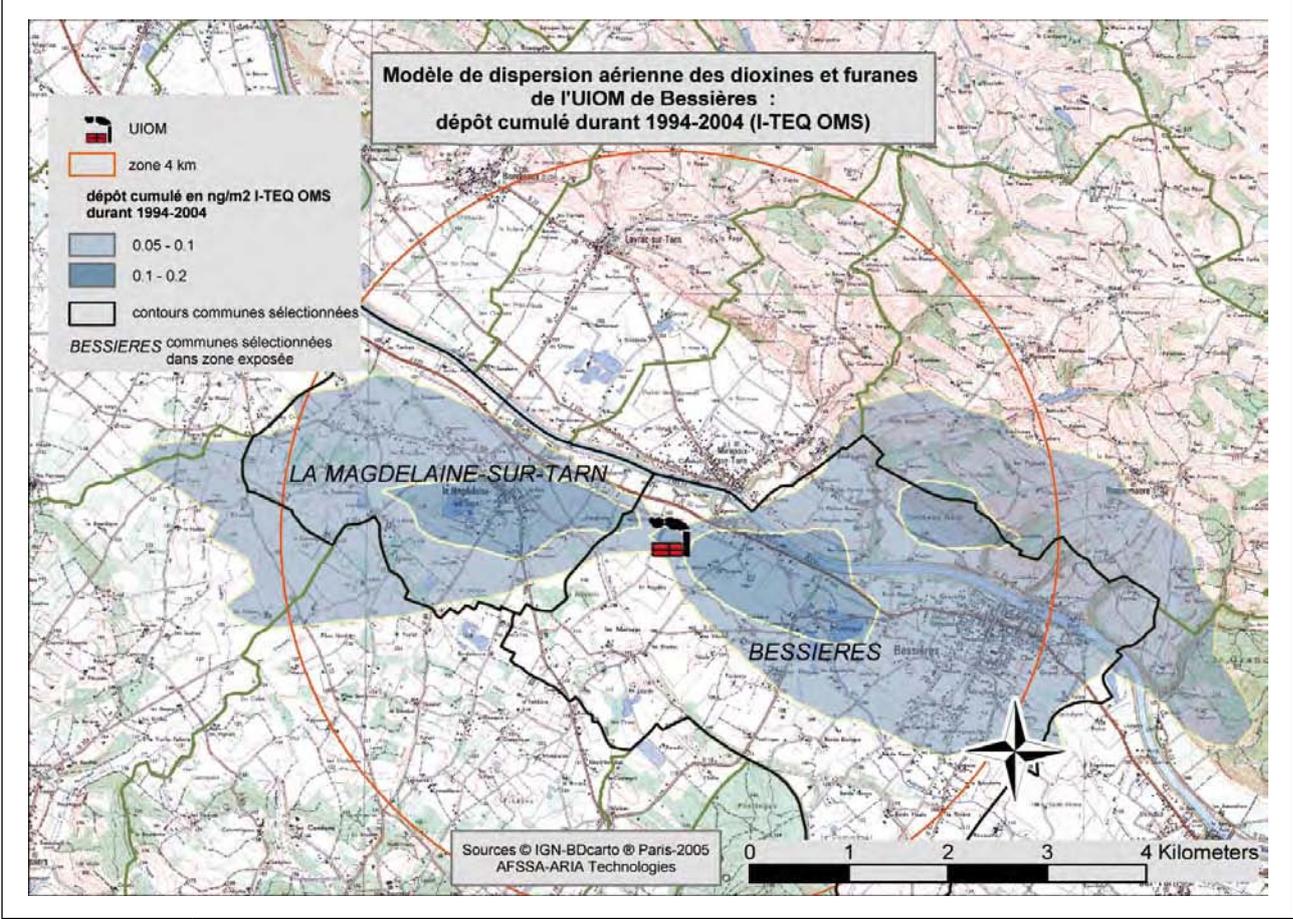


FIGURE 3B

MODÈLE DE DISPERSION AÉRIENNE DES DIOXINES ET FURANES DE L'UIOM DE PLUZUNET : DÉPÔT CUMULÉ DE 1994 À 2004 (TEQ_{OMS})

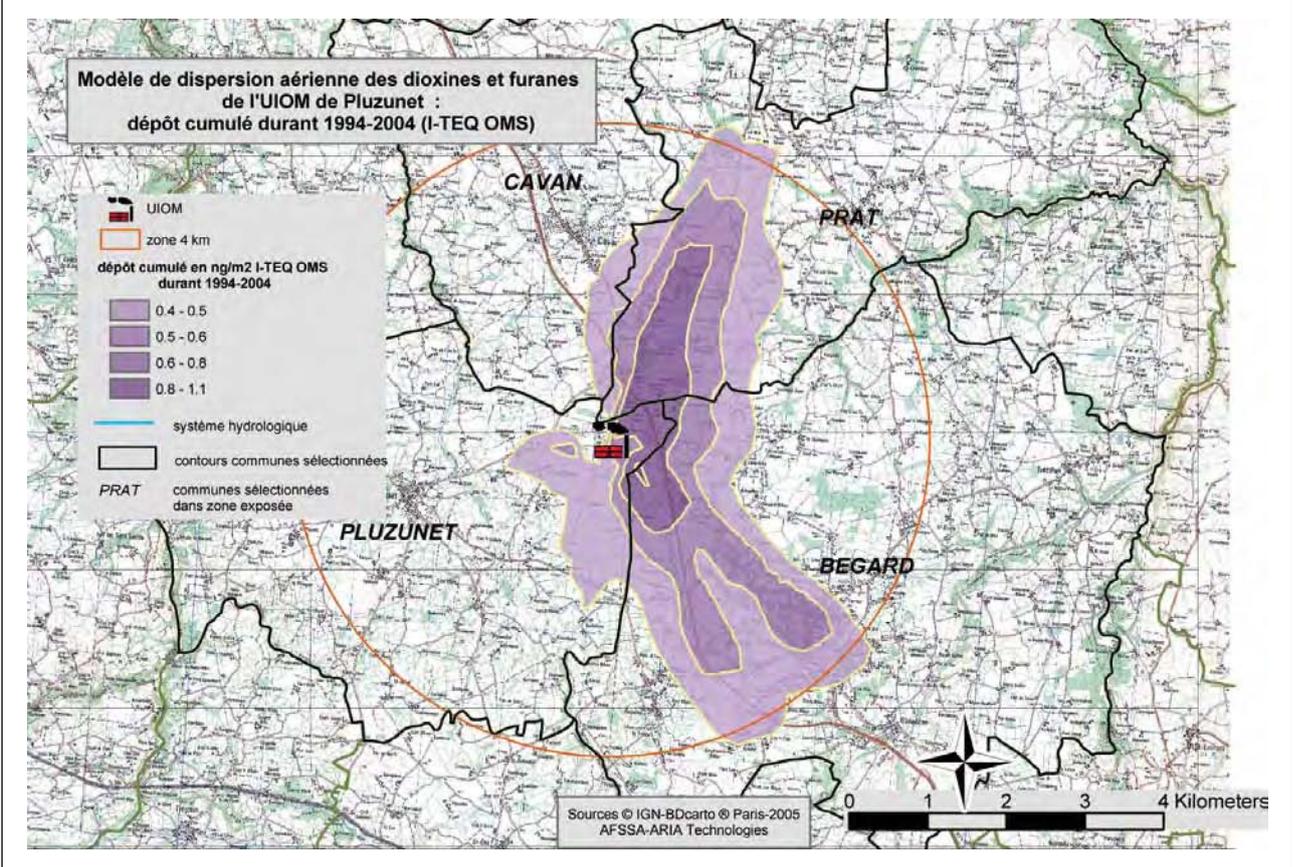


FIGURE 3C

MODÈLE DE DISPERSION AÉRIENNE DES DIOXINES ET FURANES DE L'UIOM DE CLUNY : DÉPÔT CUMULÉ DE 1994 À 2004 (TEQ_{OMS})

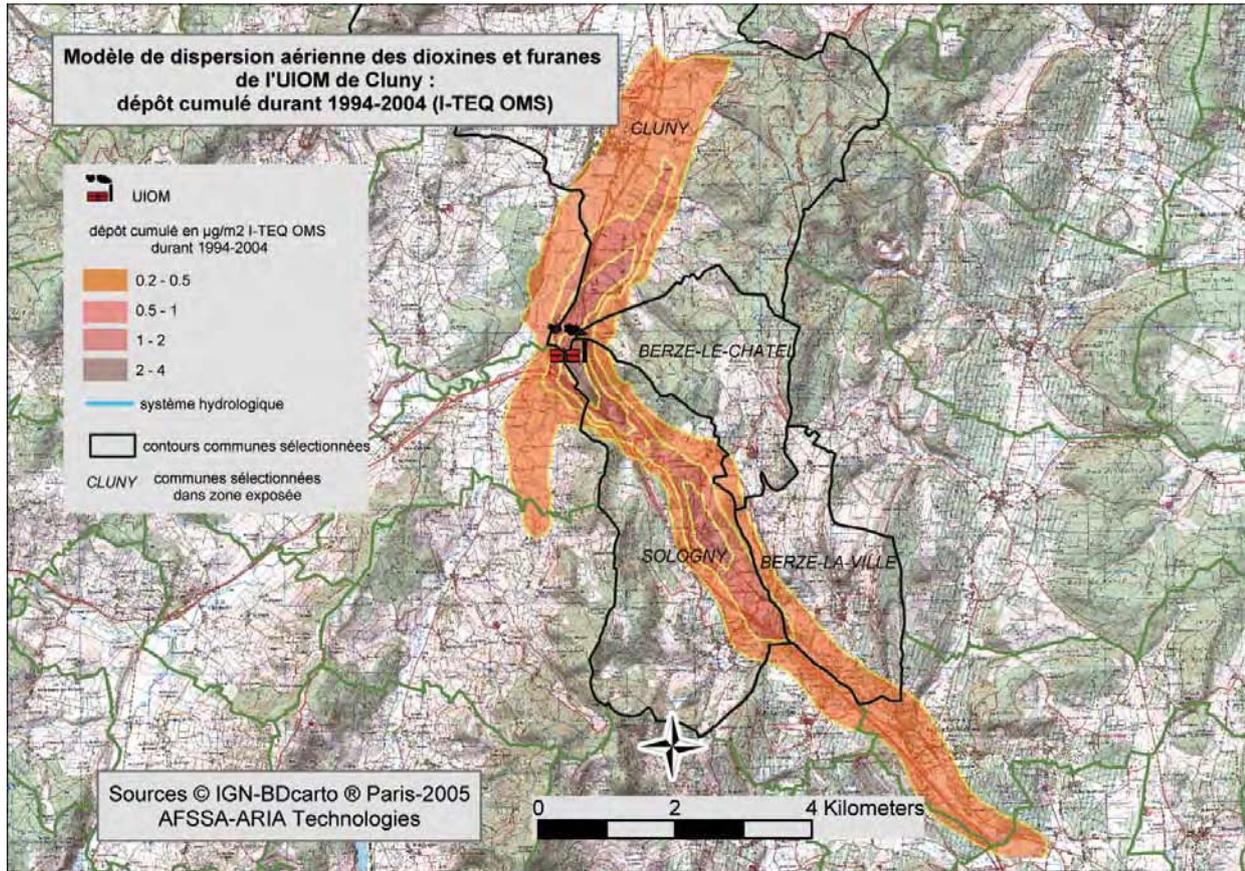


FIGURE 3D

MODÈLE DE DISPERSION AÉRIENNE DES DIOXINES ET FURANES DE L'UIOM DE SENNEVILLE-SUR-FÉCAMP : DÉPÔT CUMULÉ DE 1994 À 2004 (TEQ_{OMS})

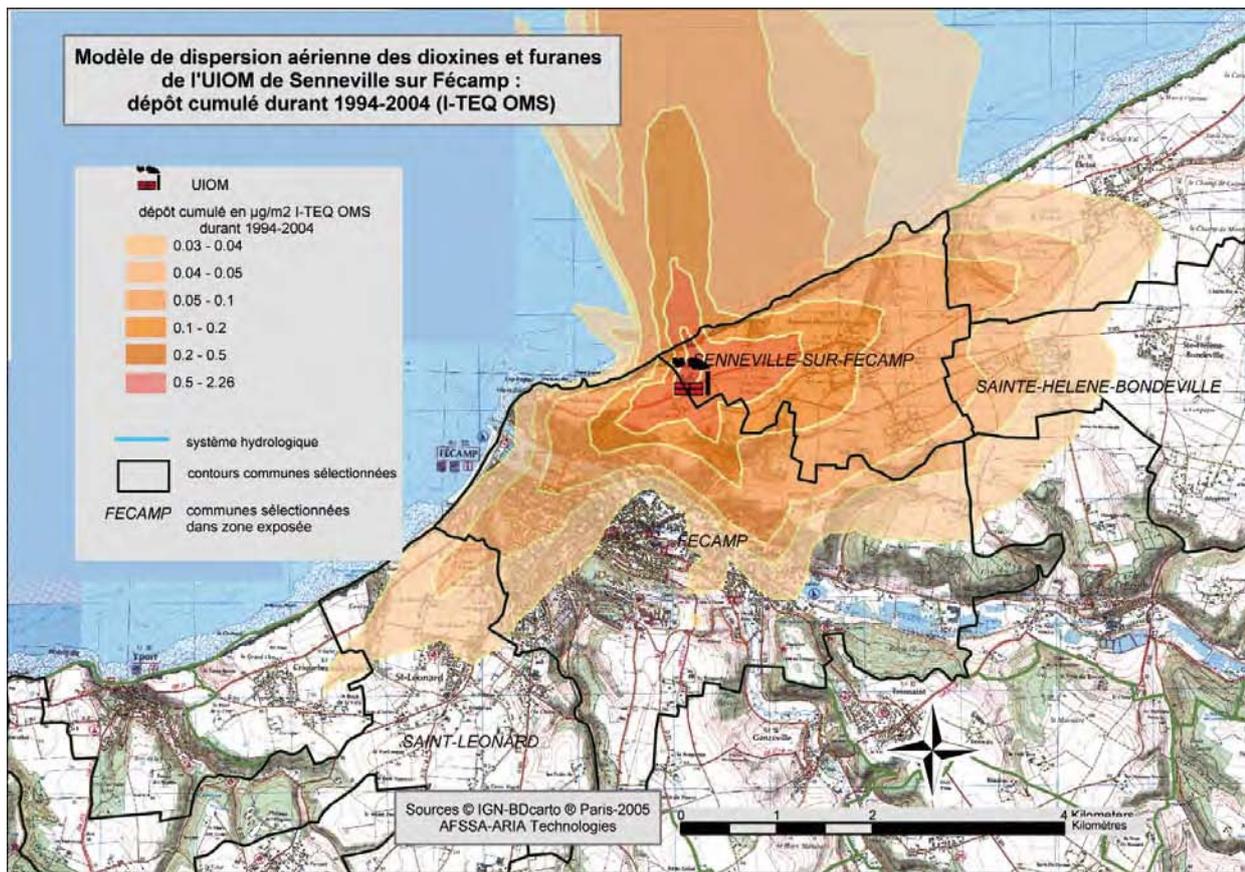


FIGURE 3E

MODÈLE DE DISPERSION AÉRIENNE DES DIOXINES ET FURANES DE L'UIOM DE GILLY-SUR-ISÈRE : DÉPÔT CUMULÉ DE 1994 À 2004 (TEQ_{OMS})

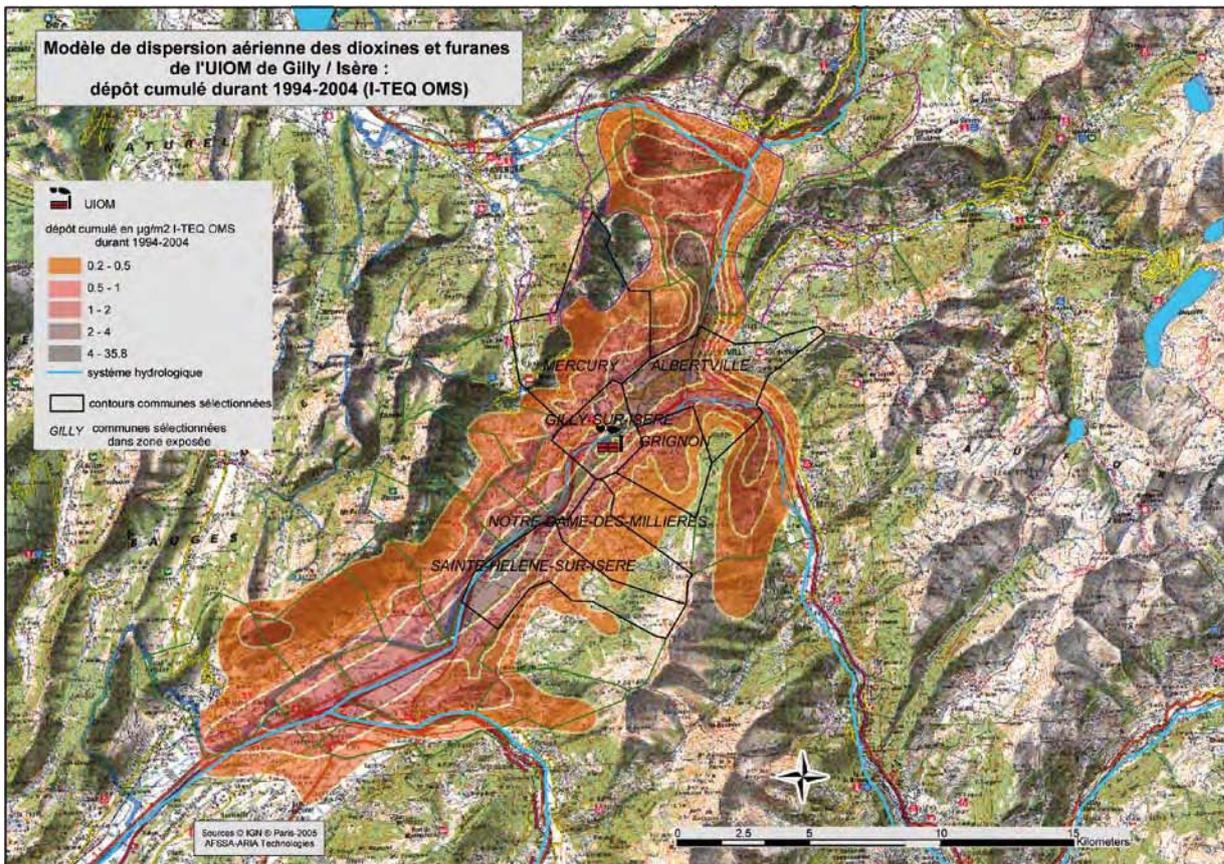


FIGURE 3F

MODÈLE DE DISPERSION AÉRIENNE DES DIOXINES ET FURANES DE L'UIOM DE VAUX-LE-PÉNIL : DÉPÔT CUMULÉ DE 1994 À 2004 (TEQ_{OMS})

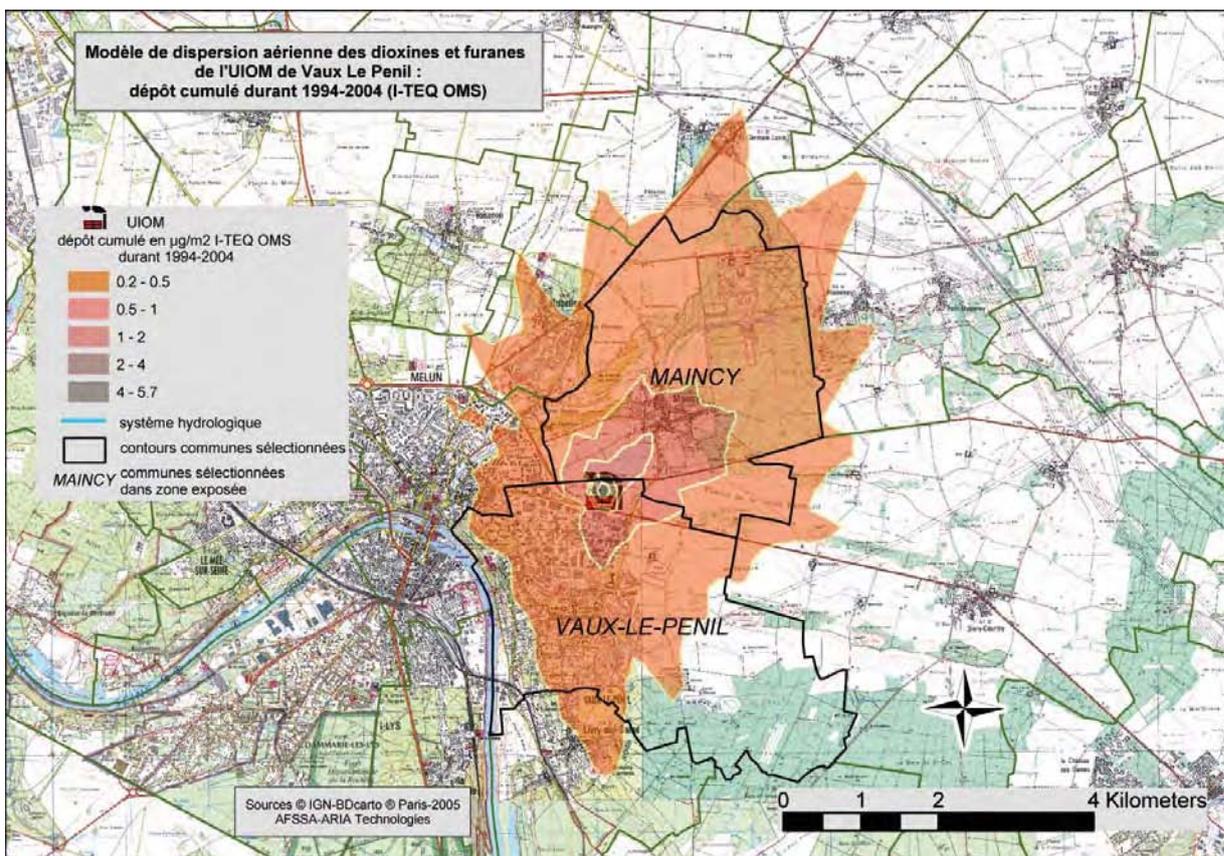


FIGURE 3G

MODÈLE DE DISPERSION AÉRIENNE DES DIOXINES ET FURANES DE L'UIOM DE DIJON : DÉPÔT CUMULÉ DE 1994 À 2004 (TEQ_{OMS})

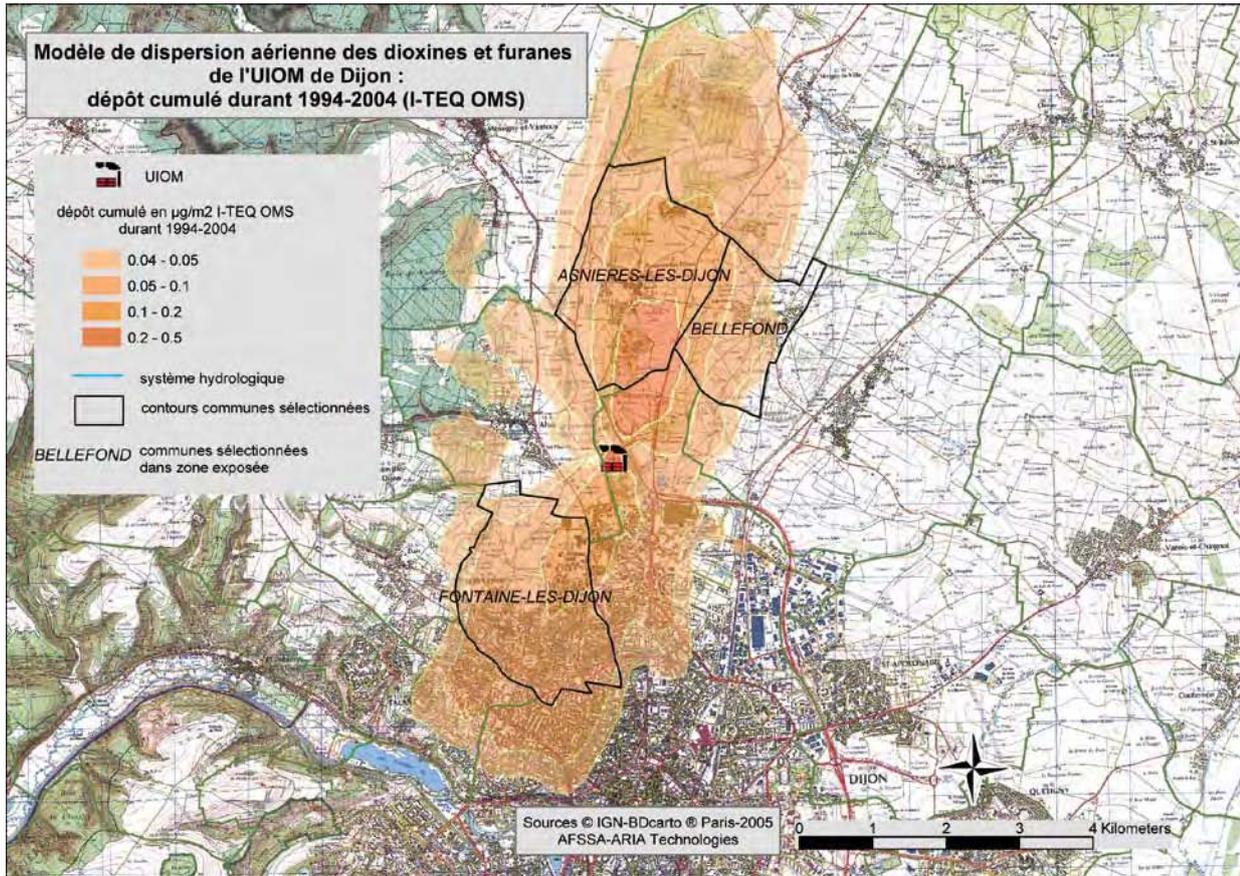
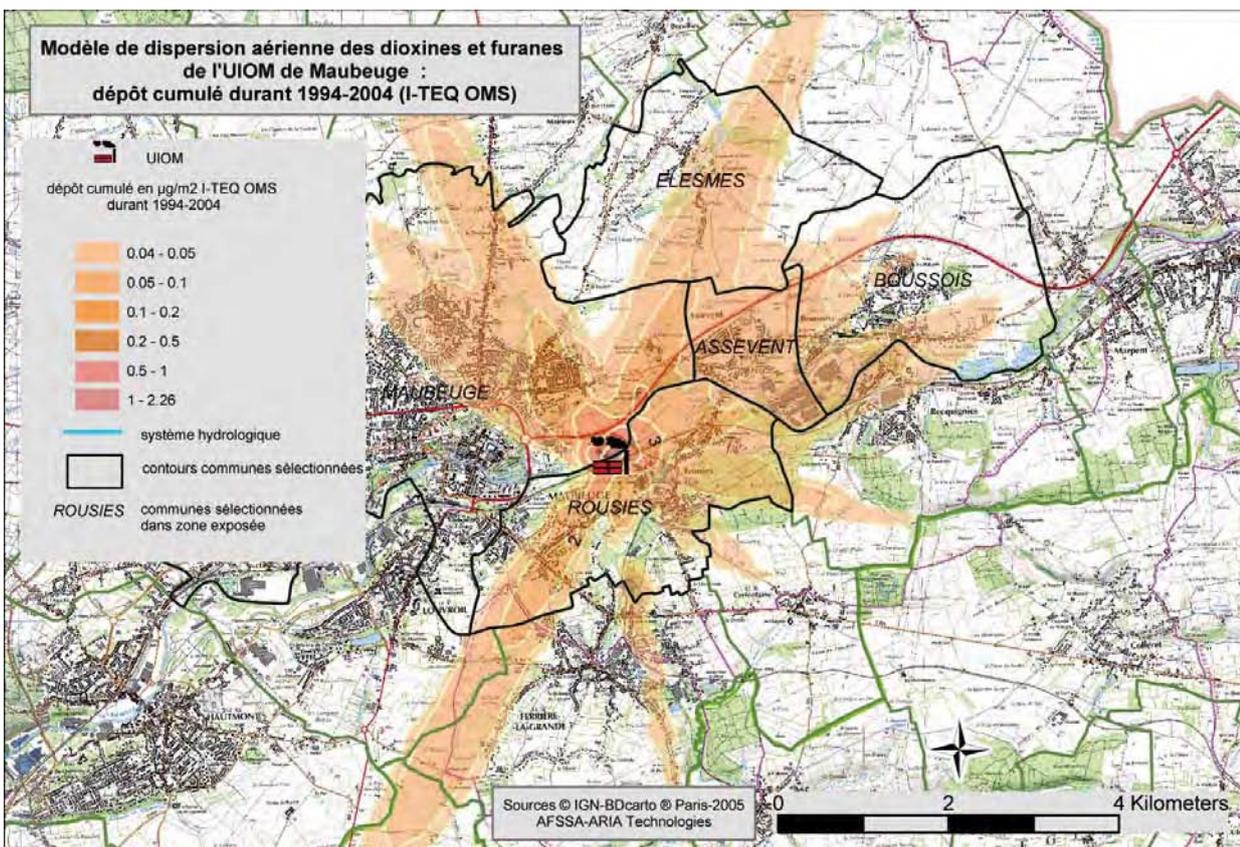


FIGURE 3H

MODÈLE DE DISPERSION AÉRIENNE DES DIOXINES ET FURANES DE L'UIOM DE MAUBEUGE : DÉPÔT CUMULÉ DE 1994 À 2004 (TEQ_{OMS})



3.3 Définition de la population d'étude

La population d'étude est composée d'adultes âgés de 30 à 65 ans, ayant vécu au moins 10 ans dans la zone d'étude et non-exposés professionnellement aux dioxines, au plomb ou au cadmium. Dans chacun des huit sites, environ 130 personnes appartenant à un des groupes suivants ont été étudiées :

- des personnes exposées (résidant dans la zone de retombée du panache de l'incinérateur) et consommant des aliments produits localement (volaille, viande, œufs, lait, légumes...);
- des personnes exposées (résidant dans la même zone) mais ne consommant pas d'aliment d'origine locale;
- des personnes non-exposées (résidant à plus de 20 km de l'incinérateur et non-exposées à des sources connues de dioxines), consommant ou non des aliments d'origine locale.

3.3.1 CRITÈRES D'INCLUSION

Seuls des **adultes de 30 à 65 ans** ont été enquêtés. L'inclusion de personnes âgées de plus de 30 ans favorise l'inclusion de populations plus stables et ayant un certain niveau d'imprégnation puisque les dioxines sont des toxiques cumulatifs. L'âge maximum de 65 ans a été déterminé pour des raisons éthiques et médicales. La population d'étude comprend des hommes adultes et des femmes nullipares ou n'ayant pas ou très peu allaité au cours des 15 dernières années (cf. critères d'exclusion).

Le temps de résidence minimum à la même adresse (ou au moins dans la zone du panache) est de 10 ans. Ce choix repose sur la nécessité d'avoir un temps d'exposition suffisamment important pour qu'on puisse observer un impact significatif sur le niveau de l'imprégnation. Pour les sujets non-exposés, cette condition est retenue pour prendre en considération des comportements de vie similaires à ceux de la population exposée. Un assouplissement de ce critère a été envisagé pour certains sites où l'UIOM était récente et le panache restreint afin de favoriser la participation, tout en restant cohérent vis-à-vis de la démarche.

Les personnes consommatrices de produits locaux (dont les autoconsommateurs : consommateurs d'aliments de leur propre production) ont été définies comme consommateurs d'au moins 10 grammes de graisse animale par semaine provenant de la zone de retombées du panache, la durée de consommation retenue étant supérieure ou égale à 7 ans. Ce seuil, qui a été abaissé par rapport au souhait initial en raison de l'impossibilité de trouver suffisamment d'autoconsommateurs lors de l'étude pilote a été choisi afin d'obtenir des effectifs de population suffisants. Les consommateurs de graisse animale ont été inclus en priorité et complétés par de forts consommateurs de végétaux locaux définis comme consommant des végétaux au moins 4 fois par semaine, au moins 3 mois par an depuis 7 ans ou plus. L'inclusion de forts consommateurs de végétaux locaux se justifiait par les interrogations des nombreux riverains disposant de potager et se demandant s'ils pouvaient consommer leurs végétaux et par le fait que l'étude portait également sur le plomb et le cadmium. Le choix de forts consommateurs de graisse animale ou de végétaux a permis de retenir les personnes les plus exposées a priori et donc

d'optimiser la faculté d'observer une différence entre les zones d'exposition.

Les personnes non consommatrices de produits locaux ne consommaient ni produits animaux, ni végétaux locaux.

3.3.2 CRITÈRES D'EXCLUSION

Afin de s'assurer que l'exposition étudiée corresponde à celle de l'incinérateur, les personnes susceptibles d'être **exposées professionnellement aux dioxines** ont été exclues (professionnels de l'incinération, de la métallurgie et des fonderies, pompiers). L'information d'une exposition professionnelle possible au plomb et cadmium a également été recueillie afin de les exclure ultérieurement de l'analyse concernant l'exposition au plomb et cadmium.

Les femmes enceintes ou allaitantes au cours de la dernière année ou ayant allaité plus de trois mois au cours des 15 dernières années ont été exclues. Les dioxines, de par leur propriété lipophile, se concentrent dans le lait maternel. L'allaitement est une voie naturelle d'excrétion des dioxines qui est susceptible d'entraîner une diminution de l'imprégnation. Ainsi, l'imprégnation des femmes ayant allaité n'est pas interprétable simplement : elle varie en fonction de la variation importante de poids, du nombre et de la durée d'allaitement.

Les personnes ayant maigri récemment (au cours des 6 derniers mois) de façon importante (plus de 10 % du poids) ont été exclues car cet amaigrissement peut influencer les concentrations sériques de dioxines. Une variation de poids récente et importante entraîne une perturbation des échanges lipidiques et une redistribution des dioxines au sein de l'organisme. Une perte de poids importante entraîne une diminution de la quantité de lipides ; les dioxines qui y étaient présentes vont "migrer" des lipides vers le sang.

Les personnes diabétiques ont été également exclues en raison du risque d'hypoglycémie lié au prélèvement à jeun. De plus, lors de l'examen médical de la phase de terrain, les médecins de l'EFS (présents sur site) ont également pu exclure des participants pour autres raisons médicales dès lors que l'état de santé des personnes le justifiait et ne permettait pas le prélèvement sanguin.

3.3.3 NOMBRE DE SUJETS NÉCESSAIRES

Cette étude vise à mettre en évidence des différences d'exposition au niveau de l'ensemble des sites choisis et au niveau géographique local (au minimum pour chacun des trois groupes d'UIOM et dans la mesure du possible pour chacun des huit sites). Compte-tenu des résultats observés, notamment par Fierens *et al.* (2003), un écart d'imprégnation entre zone exposée et non-exposée de l'ordre de 6 à 10 pg/g de matière grasse devait pouvoir être mis en évidence pour les sites des UIOM considérées comme polluantes. Le regroupement des UIOM en trois catégories pourrait permettre de mettre en évidence des écarts d'imprégnation d'au moins 7 pg/g MG entre exposés et non-exposés avec une puissance statistique de 95 %, pour chaque catégorie

d'UIOM. La fixation d'un objectif de puissance très élevé se justifie par l'importance de ne pas conclure à tort à l'absence de différence d'imprégnation entre exposés et non-exposés. Les différences de niveau d'exposition ou d'imprégnation attendues entre personnes exposées et non-exposées observées selon les études internationales et la nécessité de pouvoir analyser ces différences site par site nous ont conduit à préconiser un échantillon d'environ 1 000 sujets répartis en deux populations exposées ou non et consommatrices ou non de produits alimentaires locaux [InVS-Afssa 2003]. Ainsi, le nombre de sujet à inclure est d'environ 1 000 pour toute l'étude : 130 adultes pour chacun des huit sites d'UIOM répartis sur le territoire français (100 pour la zone exposée sous panache et 30 pour la zone non-exposée hors panache). Cette taille d'échantillon est justifiée par un calcul de puissance statistique mais aussi par la nécessité de réaliser des analyses multivariées. Néanmoins, le faible effectif de certaines catégories de consommateurs dans l'étude limite la possibilité d'analyser l'influence de certains aliments, en particulier selon les sites, même si cette étude porte sur un échantillon très important en comparaison avec les autres études disponibles au niveau international

3.3.4 PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

La population d'étude a été sélectionnée par un **sondage aléatoire à deux degrés stratifié** par site, la zone d'exposition (panache ou non) et la consommation ou non de produits locaux. L'échantillon a été obtenu par un tirage au sort dans chaque strate des foyers avec une probabilité proportionnelle à la taille du foyer (premier degré), puis par tirage aléatoire simple, dans ces foyers, d'un seul individu éligible par foyer (deuxième degré). La base de sondage, qui a permis le tirage au sort, a été constituée à partir d'une liste de foyers éligibles. Cette liste comportait des individus adultes âgés de 30 à 65 ans et résidant depuis au moins 10 ans dans la zone d'étude. Ces individus ont été recensés sur les listes électorales des mairies et enrichies des numéros de téléphone à partir des "Pages blanches" de France Télécom. Un filtre téléphonique (questionnaire au téléphone) a permis de constituer la base de foyers et de personnes éligibles pour l'étude (personnes répondant aux critères d'inclusion et d'exclusion, notamment la connaissance de consommation de produits locaux). La figure 4 résume les différentes phases de l'inclusion.

Pour chaque strate, la probabilité d'inclusion théorique d'un individu s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{aligned}
 P_{\text{théorique}} &= P_{\text{foyer}} \times P_{\text{individu}} \\
 &= \left(\frac{x_i}{\sum x_i} \times n \right) \times \frac{1}{x_i} \\
 &= \frac{n}{\sum x_i}
 \end{aligned}$$

- où P est la probabilité d'inclusion,
- x_i =nombre d'individus éligibles dans le foyer i (ce qui est un peu différent de la taille du foyer),
- $\sum x_i$ =nombre total d'individus éligibles dans la strate,
- n=nombre d'individus tirés au sort dans la strate.

Le poids d'inclusion théorique associé à chaque individu est alors l'inverse de la probabilité d'inclusion théorique.

Pour tenir compte des non-réponses, la méthode de repondération a été utilisée. Pour cela, la probabilité d'inclusion théorique a été corrigée en la multipliant par le taux de participation dans chaque strate.

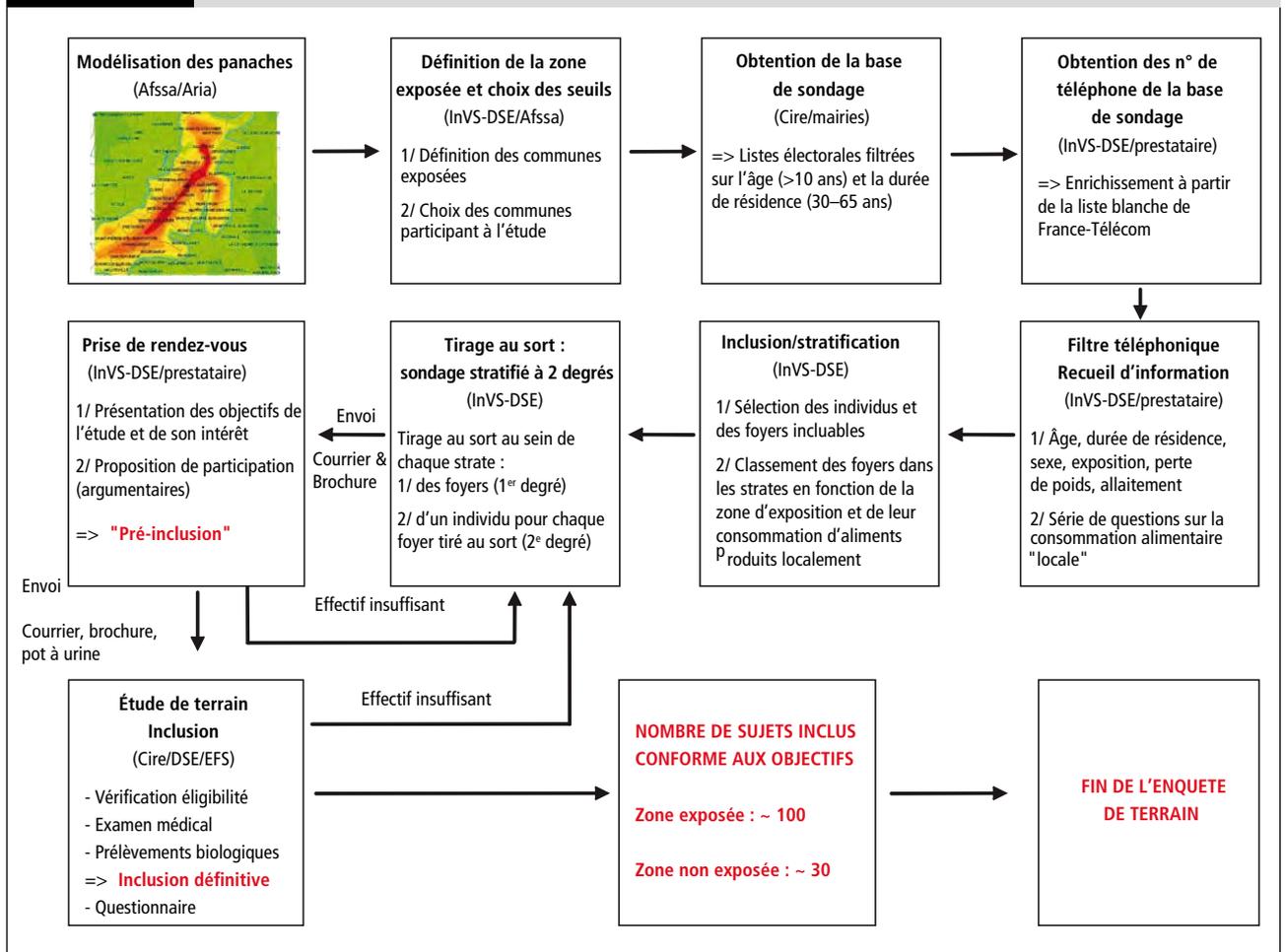
$$P_{\text{corrigée}} = P_{\text{théorique}} \times TP$$

Pour chaque strate, le taux de participation (TP) est égal au nombre de participants divisé par le nombre d'individus tirés au sort joignables et incluables (les exclus médicaux, les non éligibles et les injoignables ne sont pas pris en compte). Le poids d'inclusion corrigé est alors l'inverse de la probabilité d'inclusion corrigée. Cette méthode consiste ainsi à faire augmenter le poids d'inclusion des répondants pour compenser la non réponse. Toutes les analyses statistiques présentées dans ce rapport prendront en compte le plan de sondage.

Après l'identification des zones d'étude (communes exposées les plus proches des UIOM et communes non-exposées, appelées communes témoins), et la vérification dans la population des personnes éligibles pour l'étude réalisée par contact téléphonique, il a été procédé au tirage au sort des participants. Ces derniers étaient invités par courrier et par téléphone à se rendre dans un lieu proche de leur domicile (salle communale). Là, ils devaient décrire leurs habitudes alimentaires et leur environnement lors d'un entretien avec une personne de l'InVS. Un questionnaire leur a été administré afin de recueillir des informations sociodémographiques, alimentaires, d'expositions professionnelles, environnementales et toute autre information concernant une exposition potentielle aux dioxines. À la suite d'un examen médical réalisé par un médecin de l'EFS, un prélèvement de sang a été effectué pour doser les dioxines et PCB ainsi que le plomb et un prélèvement d'urine a été recueilli pour le dosage du cadmium.

FIGURE 4

RECUEIL DES DONNÉES CONDUISANT À L'INCLUSION DES SUJETS



3.4 Biomarqueurs

Les marqueurs biologiques d'exposition (ou biomarqueurs d'exposition), sont largement utilisés dans l'industrie et l'environnement dans le cadre de la surveillance des populations. Ces biomarqueurs, à la base de la surveillance biologique des expositions (biomonitoring of exposure), permettent une évaluation de l'exposition individuelle, souvent plus précise que les dosages pratiqués dans l'environnement. Ils permettent ainsi d'évaluer l'exposition interne (ou dose interne) correspondant à la quantité de toxique absorbée par l'organisme. Selon la cinétique du biomarqueur dans l'échantillon analysé (sang, sérum ou urine), la concentration mesurée peut informer sur la quantité de substances récemment absorbées, sur la quantité de substances stockées au sein de certains tissus (dioxines dans le sang à jeun) ou encore sur la fraction de substances interagissant avec les molécules cibles [Fierens 2002]. Dans le cas des échantillons urinaires, il faut corriger les concentrations pour tenir compte des variations de la diurèse en rapportant les résultats à la concentration de créatinine urinaire.

3.4.1 IDENTITÉ DES SUBSTANCES ET MATRICES

3.4.1.1 Dioxines et PCB sériques

Le terme "dioxines" est une appellation générique qui regroupe un mélange de dioxines proprement dites ou polychlorodibenzodioxines

(PCDD) et de furanes ou polychlorodibenzofuranes (PCDF). Aujourd'hui, on étudie à la fois l'exposition aux "dioxines" et l'exposition aux PCB dioxin-like qui ont le même mécanisme d'action que les "dioxines" (ils agissent sur les mêmes récepteurs que les dioxines et furanes) ainsi que les PCB non dioxin-like. Les PCDD, les PCDF et les polychlorobiphényles (PCB) sont des contaminants bioaccumulables retrouvés dans les tissus et les liquides biologiques de la population générale. En effet, les dioxines et PCB étant lipophiles, ils se concentrent dans les lipides, qu'on retrouve dans le tissu adipeux, le sang total, le plasma ou le sérum et le lait maternel. Habituellement, les résultats de concentrations sont rapportés aux lipides en tenant compte des équivalents toxiques (picogrammes d'équivalent toxique par gramme de matière grasse, pg TEQ/g MG ; $TEQ = \sum (C_i \times TEF_i)$, où C_i est la concentration d'une substance i du mélange et TEF_i son facteur de toxicité).

Dans cette étude ont été dosés dans le sérum, les 7 PCDD, les 10 PCDF, les 12 PCB dioxin-like, classiquement retenus au niveau international, ainsi que certains des PCB indicateurs, ces derniers étant particulièrement abondants dans l'environnement et les aliments, d'où leur nom. Ils figurent dans le tableau ci-dessous. Les concentrations sont exprimées avec les facteurs de toxicité (TEF) de l'OMS de 1998 pour permettre la comparaison avec les résultats d'autres pays, mais également avec les nouveaux TEF de l'OMS de 2005.

TABLEAU 4 CONGÉNÈRES DE PCDD, PCDF ET PCB RETENUS PAR L'OMS			
PCDD	PCDF	PCB dioxin-like	PCB marqueurs ou dits indicateurs
2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-TCDF	PCB 77 (non-ortho)	PCB 28 ¹
1,2,3,7,8-PeCDD	1,2,3,7,8,-PeCDF	PCB 81 (ortho)	PCB 52 ¹
1,2,3,4,7,8-HxCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	PCB 126 (non-ortho)	PCB 101 ¹
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,2,3,4,7,8-HxCDF	PCB 169 (non-ortho)	PCB 118
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1,2,3,6,7,8-HxCDF	PCB 105 (ortho)	PCB 138
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,2,3,7,8,9-HxCDF	PCB 118 (ortho)	PCB 153
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	2,3,4,6,7,8-HxCDF	PCB 114 (ortho)	PCB 180
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	PCB 123 (ortho)	
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	PCB 156 (ortho)	
	1,2,4,6,7,8,9-OCDF	PCB 157 (ortho)	
		PCB 167 (ortho)	
		PCB 189 (ortho)	

TEQ_{OMS} [Van den Berg 1998] : les résultats sont généralement exprimés en équivalent toxique international, indice qui combine à la fois les concentrations des diverses substances et leur facteur de toxicité (TEF)

¹ Ces trois PCB marqueurs représentent moins de 5 % des PCB marqueurs [Malisch 2005] et n'ont finalement pas été quantifiés

3.4.1.2 Métaux lourds (plomb, cadmium)

Les métaux lourds sont eux aussi émis par les incinérateurs. C'est pourquoi, ils ont également été dosés dans l'étude : le plomb dans le sang total et le cadmium dans les urines.

3.4.2 MODALITÉS DE PRÉLÈVEMENTS

Les prélèvements ont été obtenus après une information éclairée et la signature d'un consentement.

3.4.2.1 Sang total et sérum

La collecte et le traitement des prélèvements sanguins ont été effectués en collaboration avec l'EFS. Un examen médical des sujets a été réalisé avant d'effectuer le prélèvement sanguin afin de vérifier l'absence de contre-indication au prélèvement de sang. Celui-ci a été effectué par ponction veineuse (environ 200 mL), chez le sujet à jeun depuis 12h, dans une poche plastique prévue à cet effet sans anticoagulant pour les dioxines. Après décantation de la poche à température ambiante, puis centrifugation, le sérum a ensuite été recueilli et conservé à -20 °C jusqu'à l'analyse des dioxines. Quelques millilitres de sang ont été recueillis dans un tube spécial pour métaux lourds pour le dosage du plomb sanguin.

3.4.2.2 Urines

Le prélèvement urinaire a été réalisé sur les premières urines du matin conditionnées dans un pot de 40 mL qui avait été adressé par courrier aux participants de l'étude.

3.4.3 MÉTHODES ANALYTIQUES

3.4.3.1 Dioxines, furanes et PCB sanguins

Les analyses ont été réalisées par le Centre d'analyse des résidus des éléments trace (CART), laboratoire situé à Liège en Belgique.

Dosage des PCDD/F, PCB-DL, PCB indicateurs

Les PCDD, PCDF, PCB-DL et PCB indicateurs ont été dosés par chromatographie en phase gazeuse (GC) couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (HRMS) [Focant 2006].

La limite de détection (LOD) est la plus petite concentration détectable dans l'échantillon. La limite de quantification (LOQ) correspond à la plus petite concentration qui peut être déterminée avec un niveau acceptable de fidélité, de justesse et donc d'incertitude associée au résultat à un niveau de confiance fixé.

Pour chaque composé, les limites de détection et de quantification ont été calculées à partir des concentrations retrouvées dans les blancs³ selon :

- LOD = concentration moyenne des blancs + 1,64 * écart-type des blancs ;
- LOQ = concentration moyenne des blancs + 3,28 * écart-type des blancs.

Les limites de quantification sont détaillées dans le tableau ci-dessous. Les modalités de traitement des valeurs non détectées et non quantifiées sont détaillées dans le chapitre sur l'analyse statistique.

TABLEAU 5		LIMITES DE QUANTIFICATION POUR CHAQUE COMPOSÉ
Congénères		LOQ pg/L
2, 3, 7, 8 - TetraCDD		2
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDD		2
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDD		5
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDD		5
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDD		5
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDD		32
OctaCDD (OCDD)		89
2, 3, 7, 8 - TetraCDF		2
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDF		2
2, 3, 4, 7, 8 - PentaCDF		2
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDF		11
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDF		5
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDF		5
2, 3, 4, 6, 7, 8 - HexaCDF		5
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDF		20
1, 2, 3, 4, 7, 8, 9 - HeptaCDF		10
OctaCDF (OCDF)		48
PCB 77 (non-ortho)		1 600
PCB 81 (ortho)		400
PCB 126 (non-ortho)		20
PCB 169 (non-ortho)		20
PCB 105 (ortho)		8 000
PCB 114 (ortho)		900
PCB 118 (ortho)		24 000
PCB 123 (ortho)		20
PCB 156 (ortho)		900
PCB 157 (ortho)		250
PCB 167 (ortho)		600
PCB 189 (ortho)		20
PCB 138		5 000
PCB 153		5 000
PCB 180		5 000

Dosage de la matière grasse dans le sang

Les résultats sont rapportés au gramme de matière grasse. De faibles variations dans les résultats des lipides pouvant entraîner d'importantes variations dans les résultats de dioxines (puisque'ils sont exprimés par gramme de lipides), une attention particulière a été apportée au dosage des lipides.

La méthode enzymatique a été privilégiée à la méthode gravimétrique. En effet, la méthode gravimétrique bien que conduisant à des résultats comparables à la méthode enzymatique, est moins précise.

³ Le blanc est habituellement un échantillon de solvant traité suivant toute la procédure analytique (y compris extraction, purification, quantification) et incluant tous les réactifs et matériels concernés, mais vierge des composés recherchés. Dans l'étude, ce blanc est un échantillon de sérum fœtal de bœuf.

La méthode gravimétrique est moins favorable à l'automatisation, exige l'utilisation de plus grandes quantités de solvants et est très sensible à des variations mineures de la méthode. En outre, l'utilisation des matériaux de référence standard de sang humain pour la validation des techniques gravimétriques est généralement très limitée. La détermination lipidique a été réalisée selon la méthode de type enzymatique avec la formule longue [Akins 1989] ; toutefois, une étude récente de comparaison préconise l'utilisation de la méthode enzymatique avec la formule courte [Mills 2007].

Le cholestérol total (TC), le cholestérol non-estérifié (FC), les triglycérides (TG) et les phospholipides (PL) ont été mesurés. Les lipides totaux ont été calculés selon l'équation de la formule longue :

$$TL=1,677*(TC-FC)+FC+TG+PL$$

Les concentrations en PCDD, PCDF et PCB-DL sont exprimées en picogrammes par gramme de matière grasse (pg/g MG) ou en pg TEQ par g de matière grasse (pg TEQ/g MG) pour la prise en compte des facteurs de toxicité (TEF).

3.4.3.2 Métaux

Le plomb sanguin a été dosé par le laboratoire français Pasteur Cerba [Shuttler 1986, Buneaux 1993]. Le cadmium urinaire a été dosé par le laboratoire allemand de toxicologie de l'université d'Erlangen (Allemagne).

Plomb sanguin

Le plomb sanguin a été dosé par spectrométrie d'absorption atomique électrothermique avec correction Zeeman, avec une limite de détection de 5 µg/L et une limite de quantification de 10 µg/L. Les modalités de traitement des valeurs non détectées et non quantifiées sont détaillées dans le chapitre sur l'analyse statistique.

Cadmium urinaire

Le cadmium urinaire a été dosé par spectrométrie d'absorption atomique électrothermique avec correction Zeeman (avec une limite de détection de 0,05 µg/L et une limite de quantification de 0,15 µg/L).

Les résultats de cadmium en µg/L sont rapportés à la créatinine urinaire pour tenir compte de la diurèse. La créatinine est dosée par la méthode de Jaffé. Les modalités de traitement des valeurs non détectées et non quantifiées sont détaillées dans le chapitre sur l'analyse statistique.

3.4.4 CONTRÔLES QUALITÉ

3.4.4.1 Dioxines, furanes et PCB sanguins

PCDD/F, PCB-DL, PCB indicateurs

Pendant la durée de l'étude, le laboratoire a réalisé une calibration, un blanc et des contrôles internes tous les 20 échantillons.

› Blancs

Des procédures de décontamination du laboratoire sont systématiquement mises en œuvre si les quantités mesurées dans les blancs dépassent les limites acceptables. La quantité de PCDD/F acceptable dans les blancs est fixée en fonction de la quantité de matière analysée et des concentrations en PCDD/F mesurées.

Elle correspond à un dixième de la valeur de TEQ théoriquement extraite par échantillon lorsque la concentration mesurée dans l'échantillon varie de 15 à 70 pg TEQ/g MG. Pour un taux plus bas, les quantités maximales sont fixées à 0,18 pg TEQ. Si ces valeurs sont dépassées, la série correspondant au blanc est réanalysée (extraction, purification, analyse, quantification).

Les valeurs des blancs sont systématiquement soustraites des concentrations mesurées dans la série correspondante.

› Contrôles internes

Pour les contrôles internes, des actions correctrices sont prises si une observation sort des limites de contrôle, définies à la valeur cible ± 3 écart-types.

Les contrôles qualité internes étaient constitués de sérum foetal de bœuf ajoutés de concentrations connues de PCDD, PCDF et PCB. Les niveaux de ces contrôles étaient de 157,3 pg TEQ/L pour la somme des PCDD et des PCDF et de 122,04 pg TEQ/L pour la somme des PCB-DL. Tous les contrôles étaient dans la zone acceptable. Ces niveaux élevés permettent de juger des performances du laboratoire pour la partie supérieure de la distribution des concentrations retrouvées dans l'étude.

Les coefficients de variation (CV=écart-type/moyenne) calculés sur ces contrôles étaient de 6 % pour la somme des PCDD et des PCDF, de 7 % pour la somme des PCB-DL non ortho et de 9 % pour la somme des PCB-DL ortho.

› Contrôles aveugles

Pour suivre la qualité des analyses aux concentrations les plus faibles, un contrôle qualité aveugle a été mis en place. Vingt échantillons de contrôle ont été préparés à partir d'un pool de sang fournis par l'EFS de Normandie. Huit de ces contrôles ont été aléatoirement introduits parmi les séries des deux premiers sites de l'étude. Par la suite, deux contrôles ont été aléatoirement introduits parmi chacune des séries des sites 3 à 8.

Les valeurs cibles (moyenne) et les limites d'acceptabilité (moyenne ± 2 écarts-types) pour chaque composé ont été définies à partir des 8 premiers résultats. Si les résultats suivants se situaient dans la zone acceptable, ils étaient intégrés dans un nouveau calcul de valeurs cibles et de limites d'acceptabilité. S'ils se situaient hors de la zone acceptable des mesures correctrices étaient prises.

La valeur cible du contrôle calculée sur les 20 échantillons était de 13,15 pg TEQ/g MG. Pour chaque congénère, la valeur cible était proche ou inférieure aux concentrations moyennes obtenues dans l'étude. La valeur cible était sous la limite de détection pour cinq composés (1, 2, 3, 7, 8 – PentaCDF, 1, 2, 3, 7, 8, 9 – HexaCDF, 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9 – HeptaCDF, OctaCDF (OCDF), PCB 77 (non-ortho), PCB 81 (ortho), PCB 105 (ortho)), et à la limite de quantification pour le TCDD et le TCDF. Tous les contrôles étaient dans la zone acceptable sauf un, qui avait eu une contamination externe lors de sa fabrication.

Les coefficients de variations calculés à partir de ce contrôle pour chaque congénère sur au moins 17 résultats sont inférieurs à 16 % pour la plupart des congénères, ce qui au vu des concentrations faibles correspond à une bonne performance. Les CV les plus élevés ont été retrouvés pour les PCB 123 et 126 (tableau 6).

TABLEAU 6

COEFFICIENTS DE VARIATION (CV)
CALCULÉS SUR LES ÉCHANTILLONS
DU CONTRÔLE AVEUGLE

Congénères	Valeur cible pg/g MG	CV (%) à la valeur cible
1, 2, 3, 7, 8 - PentaCDD	1,7	12,1
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDD	1,5	15,8
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDD	10,2	12,6
1, 2, 3, 7, 8, 9 - HexaCDD	1,7	12,4
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDD	23,9	15,5
OctaCDD (OCDD)	158,5	14
2, 3, 4, 7, 8 - PentaCDF	5,3	12,4
1, 2, 3, 4, 7, 8 - HexaCDF	1,8	10,9
1, 2, 3, 6, 7, 8 - HexaCDF	2,65	9,1
2, 3, 4, 6, 7, 8 - HexaCDF	1,2	14,4
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HeptaCDF	5,2	15,5
PCB 126 (non-ortho)	14,5	41,7
PCB 169 (non-ortho)	23,7	11,8
PCB 114 (ortho)	384,7	21,3
PCB 118 (ortho)	6201,3	23,3
PCB 123 (ortho)	52,6	43,6
PCB 156 (ortho)	5616,1	11,5
PCB 157 (ortho)	1743	10,6
PCB 167 (ortho)	2919	9,7
PCB 189 (ortho)	1277	10,3
PCB 138	35105	13,9
PCB 153	79364	10,5
PCB 180	114668	12,1

Dosage de la matière grasse

Le laboratoire participait au contrôle interlaboratoire organisé par l'Arctic Monitoring and Assessment Program (AMAP) et au contrôle organisé par le Centre de toxicologie du Québec (CTQ). Tous les résultats sont conformes aux exigences de ce contrôle sur l'année

2005. La valeur cible de la teneur en matière grasse était de 0,73 %. Sur l'ensemble des vingt échantillons, un CV de 4 % a été calculé.

3.4.4.2 Métaux

Plomb sanguin

› Contrôles internes

Les contrôles internes réalisés régulièrement, ont tous été conformes pendant la période d'analyse. La valeur cible des contrôles était très supérieure aux résultats de nos échantillons : valeur cible à 237,2 µg/L, moyenne de nos échantillons à 38 µg/L. Le CV calculé à la concentration du contrôle interne (238,3 µg/L) était de 3,8 %.

› Contrôles externes

Le laboratoire participait aux contrôles interlaboratoires organisés par l'Afssaps et par le CTQ pendant la durée de l'analyse. Les résultats obtenus à ces deux contrôles étaient satisfaisants.

Cadmium urinaire

Les contrôles internes étaient constitués à partir de pool d'urine additionnée de niveaux connus de cadmium. Les niveaux étaient cohérents avec ceux retrouvés dans l'étude, avec un contrôle à 0,06, 0,25 et 0,43 µg/L, correspondants respectivement à des CV de 26, 12 et 9 %. Les contrôles internes réalisés régulièrement, ont tous été conformes pendant la période d'analyse. Nous ne disposons pas de contrôle externe pour le dosage du cadmium, mais le laboratoire qui a effectué les analyses (de l'université d'Erlangen - Allemagne) est celui qui organise les contrôles externes au niveau international.

Les résultats pour lesquels la créatinine était inférieure à 0,3 g/L ou supérieure à 3 g/L ont été exclus de l'analyse (recommandation OMS 1996).

3.5 Questionnaires (cf. annexes 10 et 11)

Des données sociodémographiques, d'habitudes alimentaires, d'expositions professionnelles et environnementales ont été recueillies lors d'un entretien en face à face. Elles ont été utilisées pour évaluer l'impact des facteurs de risques principaux sur l'imprégnation. L'originalité de cette étude repose sur le recueil détaillé de la consommation alimentaire par un questionnaire issu de l'épidémiologie nutritionnelle et de celle des produits locaux.

3.5.1 CARACTÉRISTIQUES PHYSIOLOGIQUES ET SOCIODÉMOGRAPHIQUES

Les variables recueillies sont les suivantes :

- âge, sexe, corpulence exprimée par l'indice de masse corporelle ($IMC = \text{poids}/\text{taille}^2$), les changements de poids au cours des 6 derniers mois ;
- le niveau d'étude, la catégorie socioprofessionnelle, la situation professionnelle, le statut marital ;
- le statut tabagique (fumeur, ex-fumeur, non-fumeur), la consommation de tabac en grammes de tabac-années, le tabagisme passif ;
- l'exposition professionnelle (cf. questionnaires).

Pour la consommation de tabac, les réponses aux questions relatives aux quantités consommées et aux périodes de consommation nous ont permis de calculer une quantité en grammes-années en considérant qu'une cigarette équivalait à 1 gramme de tabac, une pipe à 2 grammes, un cigarillo à 3 grammes et un cigare à 5 grammes. Vingt grammes-années correspondent ainsi à un paquet-année de cigarettes. Un paquet-année correspond à un paquet de cigarettes (20 g de tabac) fumé quotidiennement pendant un an.

3.5.2 FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX

Il a été évité, dans la mesure du possible, d'inclure des zones d'étude comportant d'autres sources d'émission locales de dioxines telles que certaines industries, notamment métallurgiques, la proximité d'axes autoroutiers (informations obtenues par les Cire auprès des Ddass et Drire). Les pratiques de brûlage dans les jardins, ou la présence de diverses sources de combustion comme la présence de cheminée ont été renseignées.

De nombreux autres facteurs ont été également recueillis afin d'analyser leurs liens avec l'imprégnation mais aussi afin de maîtriser d'éventuels facteurs de confusion dans l'étude des liens entre alimentation, indicateurs d'exposition et imprégnation :

- l'historique des lieux d'habitation ;
- l'urbanisation de la zone de résidence (rural, banlieue, centre ville), le type (appartement, maison individuelle et ferme) et la date de construction du logement (≤ 1948 , > 1948 , information pertinente pour l'exposition au plomb) ;
- la présence d'un jardin potager (oui/non, durée d'utilisation en années, superficie du potager, utilisation de cendres ou d'engrais phosphatés pour fertiliser) ;

- l'exposition à des combustions : utilisation d'un barbecue, d'une cuisinière à bois, activité de brûlage, exposition à un incendie, le type de chauffage utilisé (individuel ou collectif) et le type de combustible utilisé (bois, charbon, fioul, gaz...). L'existence d'un système d'extraction d'air dans les pièces où se trouve l'appareil de chauffage a été également renseignée. La présence d'un foyer ouvert ou fermé avec ou sans récupération de chaleur ou d'un poêle était considérée comme source susceptible d'émettre des dioxines ;
- loisirs associés à une exposition aux dioxines (travail sur bois traité par des produits pouvant contenir des dioxines ou PCB, utilisation d'herbicides pour débroussailler pouvant contenir des résidus de dioxines tels que le 2,4 D...), au plomb (chasse/tir, artisanat et bricolage, peinture, fonte, travaux dans habitat ancien, soudure) ou au cadmium (artisanat et bricolage, peinture) ;
- temps passé dans un véhicule dans la semaine (minutes/semaine).

À partir des données recueillies plusieurs variables d'exposition ont pu être construites :

- des variables renseignant la présence dans le logement d'un chauffage susceptible d'émettre des dioxines, en particulier les chauffages comprenant les foyers ouverts et fermés et les poêles à bois ;
- la durée d'exposition à l'UIOM a été construite à partir des historiques des lieux d'habitation renseignés dans le questionnaire. Les durées de résidence dans des habitations sous le panache de l'UIOM pendant son fonctionnement ont été prises en compte. Pour les non-exposés, cette durée est donc nulle ;
- la durée d'exposition aux produits issus du potager exposés à l'activité de l'UIOM a été calculée à partir de la durée en années de l'utilisation du potager renseignée par le sujet, en ne prenant en compte que celles correspondant à la période de fonctionnement de l'UIOM ;
- des valeurs de dépôt cumulé au dernier lieu de résidence et la distance à vol d'oiseau de la résidence actuelle à l'UIOM, ont été attribuées à chaque individu par un système d'information géographique (SIG).

La construction de la variable dépôt cumulé a été décrite dans le paragraphe portant sur la méthode de modélisation des retombées des panaches. Le logiciel Arcview 8 (Esri ArcGis Desktop) a été utilisé pour localiser les lieux de résidence dans la zone de retombées du panache.

3.5.3 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION ALIMENTAIRE

3.5.3.1 Méthode

Il est primordial de recueillir des données de consommation alimentaire des personnes participant à l'étude avec la plus grande précision possible et d'estimer les habitudes de consommation alimentaire sur le long terme (puisque les dioxines sont des substances qui s'accumulent dans l'organisme avec le temps), en particulier celles associées à la consommation de produits locaux.

Les quantités consommées des différents aliments ainsi que les quantités de lipides consommées ont été estimées grâce à l'utilisation d'un **questionnaire de fréquence** [InVS-Afssa 2003] pour une liste prédéfinie d'aliments au cours d'une période précise, ici l'année, couplé à la **taille usuelle des portions** évaluée à l'aide de photographies issues de l'étude Suvimax [Le Moulec 1996]. Sans donner une estimation précise de l'exposition, l'avantage de cet outil est d'être facile et relativement rapide d'utilisation pour estimer la consommation des aliments fréquemment consommés. Il n'existe pas à l'heure actuelle de questionnaire validé élaboré spécifiquement pour la problématique de l'exposition aux dioxines, furanes et PCB dioxin-like, mais il en existe un validé pour l'estimation des apports en graisses animales (vecteur principal des dioxines et furanes) : le questionnaire **FLVS2** de l'étude Fleurbaix Laventie ville santé II [Deschamps 2007], basé sur les résultats de la première étude FLVS [Lafay 1997].

Par ailleurs, l'objectif de l'étude étant d'étudier les populations vivant à proximité d'incinérateurs, les pratiques de consommation de produits locaux (autoconsommation) doivent également être prises en compte, car les aliments produits autour des incinérateurs les plus polluants pourraient être plus contaminés que la moyenne [Nouwen 2001]. Les personnes consommant plus particulièrement ces aliments peuvent être des agriculteurs consommant leur propre production, des particuliers produisant dans leur jardin des aliments qu'ils consomment eux-mêmes, des consommateurs s'approvisionnant plus particulièrement auprès des agriculteurs ou bénéficiant de dons d'aliments produits par des particuliers. Une modélisation a indiqué que les seuls sujets significativement surexposés autour des incinérateurs étaient ceux qui pratiquent l'autoconsommation [Nouwen 2001].

Ainsi, le questionnaire comprend deux grandes parties (annexe 11) : la consommation générale et la consommation de produits locaux. Ainsi, il permet de distinguer d'une part les consommations qui proviennent d'origines diversifiées par les circuits de commercialisation tels que les supermarchés ou les hypermarchés et d'autre part les consommations d'aliments produits localement qui peuvent être plus contaminés que la moyenne par les émissions des UIOM. Lors de l'étude, il était également accompagné d'un guide élaboré par l'Afssa et destiné aux enquêteurs.

Consommation générale

Le questionnaire comprend donc des parties détaillées sur la consommation de produits animaux : viandes et œufs (11 items), produits de la mer (6 items), produits laitiers (21 items) et plats composés (8 items) (annexe 11).

Pour l'étude de l'exposition aux métaux lourds (plomb et cadmium), la consommation de produits végétaux (fruits et légumes) exposés aux retombées du panache a aussi été détaillée : la partie sur les fruits comprend 6 items et celle sur les légumes 13 items.

Enfin, des parties concernant les féculents, les gâteaux et sucrerie, les autres matières grasses et les boissons, dont la consommation d'eau du robinet, viennent compléter le recueil des habitudes alimentaires.

Consommation de produits locaux

Une étude belge a montré que la consommation de graisses provenant en particulier de la viande de bœuf et de volaille produits sous les panaches d'incinérateurs est corrélée à l'imprégnation en dioxines [Fierens 2003]. Les produits laitiers et la viande de bœuf sont souvent considérés comme des aliments vecteurs majeurs de l'exposition des consommateurs autour des incinérateurs [Stevens 1988, Fries 1990].

De plus, les œufs ou les volailles sont souvent pris en compte comme aliments vecteurs significatifs dans les études d'exposition locale aux dioxines [Lovett 1998, Goldman 2000, Ma 2002]. Par ailleurs, sans que la source d'émission puisse être toujours identifiée, des poissons de rivière ou côtiers peuvent être localement significativement plus contaminés que la moyenne [Ling 1995] et l'imprégnation en dioxines, PCB et PCDD/F des pêcheurs peut être corrélée à la consommation des poissons pêchés [Kiviranta 2002]. Dans ce cas, la pratique de la pêche localement peut être une source d'exposition et doit être prise en compte.

Le questionnaire alimentaire a donc été complété par une partie sur les habitudes d'autoconsommation, c'est-à-dire la consommation d'aliments produits localement, sous le panache de l'incinérateur.

Quatre sous-parties ont été créées :

- la consommation de produits provenant de sa propre production (pour les agriculteurs et les personnes possédant un jardin potager) ;
- la consommation de produits provenant du voisinage ;
- la consommation d'aliments issus de la chasse, de la pêche ou du ramassage pratiqués dans la zone exposée au panache ;
- et enfin, uniquement pour les personnes de la zone témoin, la consommation de produits provenant de la zone exposée pour s'assurer de la non-contamination des témoins par la zone du panache.

Toutes ces sous-parties ont été construites selon la même structure que celle sur la consommation générale. Les items ne concernent toutefois que les aliments susceptibles d'être plus contaminés que la moyenne, à savoir les produits animaux (viandes, œufs, poissons, produits laitiers) et végétaux (fruits et légumes).

3.5.3.2 Création des indicateurs d'exposition par voie alimentaire

Ce questionnaire alimentaire a donc permis de construire des indicateurs d'exposition aux dioxines et aux métaux lourds par voie alimentaire. Ces indicateurs ont été créés pour la consommation générale et pour la consommation locale. De plus, il a fallu évaluer le **bruit de fond**, c'est-à-dire la consommation générale d'aliments une fois déduite la consommation de produits locaux, ces derniers étant susceptibles d'être plus contaminés que la moyenne.

Les résultats de la consommation alimentaire sont exprimés en **grammes d'aliments consommés par jour** et/ou en **grammes de lipides consommés par jour pour les aliments d'origine animale**.

Le détail de la méthode utilisée est présenté en annexe 11d.

3.5.4 ASSURANCE QUALITÉ DES DONNÉES DES QUESTIONNAIRES

Les données recueillies ont été soumises à un contrôle qualité qui a permis de corriger les données manquantes, les valeurs aberrantes et les incohérences entre variables.

Le choix a été fait de sélectionner les variables à corriger en fonction de leur importance dans l'analyse statistique. Toutes les variables indispensables à l'analyse statistique ont été soumises au contrôle qualité. Certaines données manquantes ou aberrantes ont pu être

corrigées en les comparant à la même variable ou à une variable similaire présente dans un autre questionnaire (ex : la variable poids corporel présente à la fois dans le questionnaire éligibilité et médical, la variable âge décrite à la fois par l'âge réel ainsi que par la date de naissance, les données concernant la grossesse et le lieu et la durée de résidence présentes également dans le fichier de monitoring...). Certaines données du questionnaire médical (ex : poids corporel, taille, date de naissance, sexe, troubles du métabolisme lipidique) importantes pour l'analyse statistique ont pu être corrigées en retournant au questionnaire papier. D'autres données ont pu être corrigées par recoupement avec d'autres variables (les variables

relatives au chauffage, certaines variables de l'alimentation, l'exposition à des brûlages non contrôlés...) ou en recontactant par téléphone les individus concernés (ex : tabagisme, durée de résidence...). Ce travail a permis de récupérer et/ou corriger un grand nombre de données manquantes ou incorrectes. Dans le fichier ayant servi à l'analyse statistique, la plupart des variables ne contiennent plus de données manquantes. Pour les quelques autres variables analysées, il reste au plus 0,3 % de données manquantes après contrôle et recodage des données. La présence de données manquantes pour certaines des variables est indiquée en commentaire de certains tableaux d'analyses.

3.6 Analyse statistique

3.6.1 MÉTHODES

Pour atteindre les objectifs de l'étude (étude de la variabilité de l'imprégnation par les dioxines, le plomb et le cadmium des populations et recherche des déterminants), différentes analyses statistiques descriptives et multivariées ont été réalisées. Dans un premier temps, la population d'étude a été décrite dans sa globalité et par zone d'exposition. L'analyse descriptive s'est intéressée aux caractéristiques sociodémographiques, aux sources d'exposition autres que l'incinérateur et enfin aux variables d'exposition à l'UIOM.

L'étude préliminaire des concentrations sériques de dioxines, furanes, PCB-DL et PCBi, plomb et cadmium a montré que leurs distributions étaient asymétriques. Cette asymétrie était observée pour les indicateurs exprimés en TEQ mais aussi pour les différents congénères étudiés. Une **transformation logarithmique** des concentrations sériques de ces composants a été utilisée **pour vérifier les conditions de normalité et d'homoscédasticité**, ce qui est en cohérence avec les travaux réalisés à l'étranger [Wittsiepe 2000, Muntner 2005, Hoffmann 2000, Paschal 2000].

Les données sont en général décrites sous forme de moyennes géométriques ou de médiane plutôt qu'en termes de moyennes arithmétiques pour éviter l'influence des valeurs extrêmes. Les moyennes arithmétiques (et leurs écart-types) sont cependant présentées à des fins de comparabilité avec d'autres études. Les distributions selon les percentiles 50, 75 et 95, ainsi que les minimums et maximums sont également présentés.

Des **box-plots** par zone d'exposition et par site et catégorie d'UIOM permettent de synthétiser l'information sur les distributions statistiques et sont utilisés pour comparer un même caractère dans deux populations différentes. Ils sont représentés par un rectangle allant du premier quartile (P25) au troisième quartile (P75), coupé par la médiane (P50). Des segments sont ajoutés aux extrémités du rectangle : la valeur du segment supérieur est la plus grande valeur inférieure ou égale au $P75 + 1,5 \text{ IQR}$ ($\text{IQR} = P75 - P25$) et celle du segment inférieur est la plus petite valeur supérieure ou égale au $P25 - 1,5 \text{ IQR}$. Les valeurs situées en dehors de ces deux segments représentent les valeurs extrêmes.

Les **histogrammes** sont présentés avec en ordonnée la densité de fréquence qui est égale à la fréquence relative (n_i/N) divisée par l'interclasse ($X_{i+1} - X_i$).

Pour tester la forme de la relation entre les concentrations sériques des différents composants et les variables explicatives étudiées, nous avons utilisé un **modèle de régression contenant des fonctions splines** à 3 degrés de liberté et/ou catégorisé ces variables. En général, un **modèle de régression linéaire** était suffisant pour décrire la forme de cette relation. Une transformation (logarithmique ou racine, par exemple) des variables explicatives a été utilisée lorsque c'était nécessaire.

Des facteurs de variation et de confusion ont été identifiés a priori. Ils correspondent à des **caractéristiques physiologiques des**

individus (âge, sexe, IMC, tabagisme...), leurs **caractéristiques socioculturelles** (catégorie socioprofessionnelle (CSP), niveau d'étude, statut matrimonial...), leur **comportement alimentaire** (consommation d'aliments non produits localement), les **sources d'exposition aux dioxines ou aux métaux lourds autres que les UIOM** (logement, habitudes de brûlage, conduite d'engins, loisirs, etc.). Par ailleurs, les facteurs liés à l'**exposition aux UIOM** (habiter ou non en zone exposée, durée de résidence, distance à l'incinérateur, dépôts, consommation d'aliments produits localement...) ont été sélectionnés pour la modélisation.

Les facteurs de variation identifiés *a priori* pour les dioxines sont identiques à ceux identifiés pour les métaux lourds (excepté la corpulence pour les dioxines, l'alcool pour les métaux). En revanche les facteurs d'exposition autres que les UIOM peuvent être différents et ont été étudiés :

- ainsi pour les dioxines, certains loisirs peuvent représenter une source d'exposition (travail sur bois traité par des produits pouvant contenir des dioxines ou PCB, utilisation d'herbicides pouvant contenir des résidus de dioxines tels que le 2,4 D...), de même que le type de chauffage utilisé, l'utilisation de cendres pour fertiliser le jardin ;
- pour le plomb, certains facteurs peuvent influencer l'exposition comme les loisirs (chasse/tir, artisanat et bricolage, peinture, fonte, travaux dans habitat ancien, soudure), la consommation d'eau, le type de logement (maison individuelle, immeuble collectif...), la date de construction du logement (avant ou après 1948), la réalisation de travaux de rénovation dans le logement et l'utilisation de khôl comme cosmétique (facteur identifié a priori, mais non étudié en raison du faible effectif) ;
- enfin, pour le cadmium, les activités susceptibles d'exposer la population sont l'artisanat, le bricolage et la peinture, et l'utilisation d'engrais phosphatés pour fertiliser le jardin.

Le nombre total d'heures passées dans un véhicule a été étudié uniquement pour les dioxines et le plomb. Par ailleurs, certains apports alimentaires, indépendamment de l'exposition à un incinérateur, peuvent favoriser l'apport en polluants : pour les dioxines, ce sont essentiellement les aliments d'origine animale, pour le plomb et le cadmium, les produits de la pêche et les abats, avec en plus pour le cadmium les végétaux qui assimilent assez bien le cadmium des sols.

Dans un même groupe de variables, celles dont la liaison à un indicateur biologique était statistiquement significative ont été gardées dans le modèle. Une attention particulière a été accordée au problème de colinéarité qui peut exister entre les variables. Pour cela, les corrélations entre les variables explicatives ont été calculées dans un premier temps, ensuite la matrice de corrélation entre les paramètres du modèle estimé ainsi que le facteur d'inflation de la variance ont été examinés.

Le **modèle final** (pour chaque biomarqueur) retenu a été construit de la façon suivante.

1. Tout d'abord, sélection des facteurs de variation significatifs parmi les facteurs physiologiques et socioculturels. Ces variables ainsi que la variable "site" qui caractérise la variabilité intersite des

concentrations sériques de dioxines (ou des métaux lourds) ont été conservées dans tous les modèles.

2. Ensuite, les facteurs significatifs parmi les variables représentant la consommation alimentaire de fond (aliments non produits localement) et les sources d'exposition autres que les UIOM ont été sélectionnés.
3. Enfin, sélection des variables significatives représentant l'exposition alimentaire ou non à l'UIOM. Ces dernières ont été étudiées après ajustement des facteurs de variation et de confusion précédemment identifiés.

L'effet de l'alimentation locale sur l'imprégnation en dioxines ou métaux lourds a été étudié par zone d'exposition et par catégorie d'UIOM en utilisant des variables d'interaction. Le faible nombre de consommateurs d'aliments produits localement ne permettait pas en effet une analyse robuste de l'alimentation locale site par site et a limité les analyses par catégories d'UIOM.

L'exposition aux UIOM a été étudiée en trois étapes :

- d'abord de façon globale (sans tenir compte de la consommation d'aliments produits localement) en comparant les concentrations sériques des dioxines ou des métaux lourds des populations exposées (personnes résidant autour des UIOM) et non-exposées (personnes résidant en zone témoin). Ces comparaisons ont été également faites par catégorie d'UIOM et par site ;
- ensuite, les autres facteurs d'exposition relatifs à l'UIOM (distance, dépôt, durée de résidence, etc.) ont été étudiés ;
- enfin, la consommation ou non d'aliments produits localement a été prise en compte dans l'analyse.

L'exposition aux UIOM par voie d'inhalation a d'abord été étudiée en comparant l'imprégnation des individus non consommateurs de produits d'origine locale exposés et non-exposés.

L'exposition par voie d'ingestion a ensuite été étudiée de façon qualitative en comparant notamment les différents types de consommateurs stratifiés sur la zone d'exposition, et de façon quantitative en utilisant les quantités d'aliments consommées produits localement.

Les résultats des analyses sont exprimés en termes :

- de **moyennes géométriques ajustées** des concentrations de biomarqueurs pour les classes de variables qualitatives. Les moyennes ajustées pour une variable donnée sont les valeurs prédites issues du modèle de régression calculées avec ajustement sur les autres variables présentes dans le modèle ;
- et de **pourcentages d'augmentation** des concentrations de biomarqueurs associés à des augmentations des niveaux d'exposition des variables quantitatives, assortis de leurs intervalles de confiance à 95 %.

La contribution d'une variable retenue dans le modèle (ou du groupe de variables) est également calculée (coefficient de détermination, R^2), et correspond à la différence entre le R^2 ajusté du modèle complet et le R^2 ajusté du modèle sans la variable (ou le groupe de variables).

Pour étudier la robustesse des résultats, en particulier l'effet de l'alimentation locale sur l'imprégnation, une **analyse de sensibilité** a été effectuée en excluant de l'analyse les individus ayant une consommation extrême de produits locaux (au-delà du 99^e percentile).

Comme indiqué précédemment, la population d'étude a été sélectionnée par un sondage aléatoire à deux degrés, stratifié selon la localisation de l'UIOM, la zone d'exposition et la consommation de produits alimentaires locaux. Ce plan de sondage (**degrés, stratification et poids d'inclusion**) a été ainsi pris en compte pour ajuster les résultats de toutes les analyses statistiques réalisées dans cette étude. Ignorer le plan de sondage pourrait avoir comme conséquence des estimations biaisées des paramètres du modèle et de leurs variances [Borgan 1998].

3.6.2 TRAITEMENT DES DONNÉES CENSURÉES

Les concentrations sériques de dioxines ont fortement baissé ces dernières décennies compte tenu de la décroissance des teneurs dans la chaîne alimentaire [Wittsiepe 2000, Aylward 2002]. La présence de ces dioxines sous forme de traces rend de plus en plus difficile leur mesure malgré des progrès notables dans les méthodes analytiques. Par conséquent, des **données inférieures à la limite de détection (LOD) ou de quantification (LOQ)** sont fréquemment rencontrées. La proportion de valeurs non détectées ou non quantifiées peut être élevée [Singh 2002] et atteindre plus de 50 % pour au moins un des congénères étudiés [Barra 2004]. Avec de telles proportions, la méthode statistique utilisée pour prendre en compte les données non détectées ou non quantifiées peut influencer l'interprétation des résultats. Les données de plomb et de cadmium sont également concernées par les valeurs non détectées mais en proportion moindre que pour les données de dioxines.

Les données contenant des valeurs non détectées ou non quantifiées sont appelées données censurées à gauche dans la littérature statistique. Pour traiter ce type de données, on a utilisé une méthode de substitution quand le pourcentage de ces valeurs était faible (<5 % dans cette étude), sinon le modèle Tobit a été retenu. Il existe en effet différentes méthodes de traitement de ces données :

- supprimer les valeurs inférieures à la LOD ou LOQ, ce qui exclut des données les échantillons à faibles concentrations en dioxines et a pour conséquence de surestimer la distribution de ces données ;
- substituer les valeurs inférieures à la LOQ ou LOD par zéro ou par une fraction de LOD ou LOQ (par exemple, LOD/2 ou LOQ/2), ce qui permet d'utiliser les méthodes classiques (pour données complètes) dans l'estimation de la distribution des concentrations sériques en dioxines ou dans la recherche des déterminants de l'imprégnation en dioxines. **La méthode de substitution**, largement utilisée dans la littérature, génère une perte d'information et un biais, particulièrement lorsque la proportion de valeurs censurées à gauche est importante [Helsel 1990]. Elle peut cependant être utilisée lorsque cette proportion est faible (inférieure à 15 %, [Baccarelli 2005]) ;
- dans cette étude, nous avons utilisé un modèle adapté aux données censurées pour traiter les données non détectées et non quantifiées. Il s'agit du **modèle Tobit** [Judge 1985]. Ce modèle permet de traiter a) les données censurées à gauche lorsque la valeur censurée est inférieure à la LOD et b) les données par intervalle lorsque la valeur censurée est comprise entre la LOD et la LOQ.

Le modèle Tobit a été utilisé dans l'analyse des différents congénères étudiés ainsi que dans l'analyse du cadmium. Cependant, la méthode de substitution par LOD/2 (si la valeur censurée est inférieure à LOD) et (LOD+LOQ)/2 (si la valeur censurée est entre LOD et LOQ), a été utilisée dans la construction des indicateurs exprimés en TEQ et pour

les données de plomb. En effet, une analyse de sensibilité a montré que l'utilisation des TEF dans le cas des sommes de congénères permet de réduire considérablement l'effet de la présence de données censurées pour les indicateurs exprimés en TEQ, car les congénères ayant de nombreuses données censurées avaient des TEF faibles (annexe 14). En ce qui concerne, les plombémies, ces données contenaient une fraction très faible de données censurées (<3 %), les valeurs censurées ont donc été substituées par la valeur LOD/2 ($\mu\text{g/L}$). Un modèle de régression classique pour données complètes a été ainsi utilisé pour analyser les indicateurs exprimés en TEQ et les plombémies.

3.6.3 PRISE EN COMPTE DES VARIATIONS DE DILUTION/CONCENTRATION DES URINES

Le principal désavantage lié à la collecte d'un échantillon unique d'urine provient des variations de dilution/concentration des urines d'un prélèvement à l'autre qui peuvent fausser les résultats. Différentes méthodes d'ajustement existent pour en tenir compte. La méthode la plus courante consiste à ajuster le résultat sur la concentration en créatinine urinaire : on divise la concentration en cadmium en microgrammes par litre par la concentration en créatinine en grammes par litre et on exprime les résultats en microgrammes de cadmium par gramme de créatinine.

Plusieurs études ont cependant mis en évidence des variabilités inter- et intra- individuelles de la créatinine pouvant donner lieu à des erreurs d'interprétation des résultats, conduisant ainsi pour les individus ayant des niveaux "faibles" de créatinine à des niveaux faussement "élevés" des concentrations urinaires de cadmium ajustées sur la créatinine. Le taux d'excrétion peut en effet varier considérablement entre les individus en fonction de différents facteurs : augmentation avec la masse musculaire, concentrations plus élevées chez les hommes, décroissance avec l'âge chez l'adulte... [Kowal 1983, Alessio 1985, Carrieri 2001, Suwazono 2005, Barr 2005]. Par ailleurs, il a été mis en évidence une variabilité d'un jour à l'autre ou au cours de la journée pour un même individu [Kowal 1983, Alessio 1985].

La créatinine étant liée à différents facteurs, si l'on utilise un modèle de régression avec pour variable dépendante la concentration en

cadmium divisée par la concentration en créatinine, une variable indépendante significative du modèle peut être reliée à la concentration en créatinine et non à la concentration en analyte elle-même. Une solution proposée par Barr *et al.* [Barr 2005] est de séparer la concentration en cadmium et la concentration en créatinine dans le modèle : la variable dépendante est la concentration en cadmium en $\mu\text{g/L}$ et la concentration en créatinine est introduite comme covariable du modèle. La significativité des covariables du modèle sera ainsi moins dépendante de l'effet de la concentration en créatinine. Gamble *et al.* [Gamble 2005] ont appuyé l'intérêt de cette modélisation. Les concentrations en cadmium ont donc été analysées de cette façon. La créatinine est introduite dans le modèle après transformation log. Les résultats descriptifs des concentrations en cadmium sont présentés à la fois en $\mu\text{g/L}$ et en $\mu\text{g/g}$ de créatinine (en $\mu\text{g/g}$ de créatinine dans le corps du texte et en $\mu\text{g/L}$ en annexe 21), pour des raisons de comparabilité avec d'autres études. Les résultats des modèles sont présentés en $\mu\text{g/g}$ de créatinine.

3.6.4 LOGICIELS UTILISÉS

L'analyse des données a été assez complexe du fait de la nécessité de tenir compte du plan de sondage dans l'analyse statistique et de la nature des données analysées (données censurées à gauche ou par intervalle). La **version 9 de SAS** (SAS institute 2004) propose plusieurs procédures permettant d'analyser les données provenant d'échantillons d'enquêtes complexes (procédure SURVEYREG par exemple). Elle propose également une procédure pour traiter les données censurées (procédure LIFEREG). Il n'y a cependant aucune procédure dans SAS qui traite des données censurées provenant d'un plan de sondage complexe. Une telle procédure (procédure Intreg) existe cependant sous la version 9 de Stata [Stata Corporation 2005] mais ne possède pas toutes les fonctionnalités que propose SAS. Ainsi, pour analyser les données non censurées, le logiciel SAS a été préféré. C'est le cas par exemple des indicateurs exprimés en TEQ ou des plombémies. Lorsque les données étaient censurées, le **logiciel Stata** a été utilisé. C'est le cas des congénères analysés séparément et du cadmium. À noter que le **logiciel R** [R Development Core Team 2006] possède un package (Survey) permettant d'analyser des données issues d'un plan de sondage complexe mais ne traite pas les valeurs censurées.

3.7 Éthique (Cnil, CPP)

3.7.1 DOSSIERS CNIL, CCPPRB, ASSURANCE

L'autorisation n° 905008 a été obtenue le 15 avril 2005 auprès de la Commission nationale de l'informatique et des libertés (Cnil) pour un traitement automatisé d'informations nominatives.

Conformément au dossier de demande d'autorisation, le fichier utilisé pour l'analyse contenait des données anonymes associées à un numéro identifiant. Parallèlement, un fichier nominatif a dû être conservé pour le rendu des résultats aux personnes ayant participé à l'étude ; le numéro identifiant permettant de faire le lien entre les deux fichiers. Ces fichiers sont dans un répertoire sécurisé accessible seulement aux personnes travaillant sur l'étude.

L'avis favorable sur l'ensemble du protocole et des documents d'information a été obtenu auprès du Comité consultatif de protection des personnes dans la recherche biomédicale (CCPPRB) de Créteil-Henri Mondor le 23 février 2005 (dossier n° 04-027).

Une assurance responsabilité civile a été contractée par l'InVS auprès de la société Axa sous le n° 1745153504 dans le cadre de cette étude pour couvrir les incidents pouvant survenir à l'occasion du prélèvement sanguin.

3.7.2 CONSENTEMENT ÉCLAIRÉ

Conformément au dossier de demande d'avis du CCPPRB, les personnes participant à l'étude ont reçu une lettre d'information décrivant les objectifs (annexe 12), le déroulement et les contraintes éventuelles de l'étude, les incidents susceptibles de survenir lors du prélèvement sanguin, les moyens de communication des résultats ainsi que les droits des individus notamment celui de pouvoir se retirer à tout moment de l'étude. Également, cette lettre les informait du traitement automatisé des données les concernant, de leur droit d'opposition, ainsi que de

leur droit d'accès et de rectification concernant le traitement de leurs données. Un formulaire de consentement était associé à cette lettre.

Un entretien préalable à la prise de sang a été fait pour chaque personne participant à l'étude par un médecin de l'EFS pour s'assurer que le sujet était bien apte à subir ce prélèvement. À cette occasion, le médecin a répondu aux questions de la personne participante, puis a recueilli son consentement éclairé par signature du formulaire de consentement (annexe 12). Ces formulaires sont conservés à l'InVS.

3.7.3 RETOUR D'INFORMATIONS DES RÉSULTATS DE DOSAGES INDIVIDUELS

3.7.3.1 Plomb, cadmium

Les personnes participantes et leur médecin traitant (selon le souhait du participant) ont reçu un courrier de l'InVS leur faisant part de leur résultat de dosage. En cas de résultat de dosage dépassant des valeurs de référence (>100 µg/L pour le plomb et 2 µg/g de créatinine pour le cadmium), un médecin toxicologue mandaté par l'InVS a contacté ces personnes afin d'identifier ensemble les sources possibles d'exposition en vue de leur élimination et d'apporter les recommandations et informations nécessaires.

3.7.3.2 Dioxines et PCB

Les résultats individuels de dioxines et PCB ont également été restitués par courrier, accompagnés d'une plaquette présentant les résultats de l'ensemble de l'étude. L'interprétation sanitaire au niveau individuel n'étant pas possible pour des raisons scientifiques, le choix d'accompagner le résultat de la plaquette de l'étude et de restituer des résultats généraux lors de réunions publiques a été privilégié.

4. Résultats et discussion

4.1	Participation	52
4.1.1	Éligibilité	52
4.1.2	Prise de rendez-vous	54
4.1.3	Exclusion après les prises de rendez-vous	55
4.1.3.1	Exclusion au cours de l'enquête de terrain	55
4.1.3.2	Exclusion de l'analyse statistique par type de substance étudiée	55
4.1.4	Taux de participation – Effectifs inclus	55
4.1.4.1	Nombre de participants	56
4.1.5	Description des non-participants	57
4.1.5.1	Caractéristiques sociodémographiques	57
4.1.5.2	Consommation d'aliments produits localement	58
4.1.5.3	Évolution des caractéristiques sociodémographiques au cours de l'inclusion	58
4.2	Description de la population	60
4.2.1	Caractéristiques sociodémographiques	60
4.2.2	Sources d'expositions autres que l'incinérateur	63
4.2.2.1	Jardin	63
4.2.2.2	Logement	64
4.2.2.3	Exposition à des combustions	65
4.2.2.4	Conduite de véhicules	66
4.2.2.5	Loisirs	66
4.2.3	Exposition aux émissions de l'incinérateur	67
4.2.3.1	Dépôts cumulés	67
4.2.3.2	Distance à l'incinérateur	67
4.2.3.3	Durée d'exposition à l'incinérateur	68
4.2.3.4	Durée d'exposition du potager aux retombées du panache	69
4.2.4	Description des indicateurs d'exposition par voie alimentaire	70
4.2.4.1	Consommation générale	70
4.2.4.2	Consommation de produits locaux	72
4.2.4.3	Consommation d'aliments non produits localement (bruit de fond)	75
4.3	Les dioxines et PCB	78
4.3.1	Teneurs sériques en dioxines et PCB dans la population d'étude (en TEQ et par congénère)	78
4.3.1.1	Comparaison internationale	81
4.3.1.2	Description des profils	81
4.3.2	Analyse des valeurs élevées de dioxines et PCB	84
4.3.3	Corrélations entre les concentrations biologiques de dioxines, PCB, plomb et cadmium	85
4.3.4	Étude des facteurs d'exposition	86
4.3.4.1	Facteurs de variation et de confusion	86
4.3.4.2	Facteurs d'exposition associés aux incinérateurs	89
4.3.5	Discussion	99
4.3.5.1	Participation	99
4.3.5.2	Teneurs sériques en dioxines et PCB dans la population d'étude	99
4.3.5.3	Facteurs influençant les concentrations en dioxines indépendamment des UIOM	100
4.3.5.4	Facteurs associés aux UIOM	101
4.3.6	Conclusion	106
4.4	Le plomb	107
4.4.1	Plombémies dans la population d'étude	107
4.4.2	Cas des plombémies élevées (>100 µg/L)	110
4.4.3	Étude des facteurs d'exposition	110
4.4.3.1	Facteurs de variation et de confusion	110
4.4.3.2	Facteurs d'exposition associés aux incinérateurs	112
4.4.4	Discussion	117
4.4.4.1	Plombémie dans la population d'étude	117
4.4.4.2	Facteurs influençant les plombémies indépendamment des UIOM	117
4.4.4.3	Zone d'exposition	118
4.4.4.4	Alimentation locale	119
4.5	Le cadmium	120
4.5.1	Cadmiuries dans la population d'étude	120
4.5.2	Cas des cadmiuries élevées (>2 µg/g de créatinine)	123
4.5.3	Étude des facteurs d'exposition	123
4.5.3.1	Facteurs de variation et de confusion	123
4.5.3.2	Facteurs d'exposition associés aux incinérateurs	124
4.5.4	Discussion	128
4.5.4.1	Cadmium urinaire dans la population d'étude	128
4.5.4.2	Facteurs influençant les concentrations en cadmium indépendamment des UIOM	128
4.5.4.3	Facteurs associés aux UIOM	129

4.1 Participation

Ce paragraphe présente les différentes phases de l'inclusion (figure 5). Dans un premier temps, sont exposés des éléments d'information sur la participation de la population au cours des deux phases principales de l'inclusion, l'éligibilité et la prise de rendez-vous, en détaillant les causes de non-éligibilité et de refus (le schéma d'inclusion et le récapitulatif sont présentés dans les figures 4 et 5). Dans un second temps, la description des non répondants est présentée. Dans la mesure où il s'agit ici de décrire les résultats du processus d'inclusion et la participation qui en résulte, les effectifs et proportions présentées dans ce paragraphe ne tiennent pas compte du plan de sondage.

4.1.1 ÉLIGIBILITÉ

Lors du filtre téléphonique, au total **11 117 foyers** ont été contactés (tableau 7), 8 435 en zone exposée (zone de retombée du panache de l'UIOM) et 2 682 en zone non-exposée.

Le pourcentage d'entretiens exploitables était du même ordre de grandeur pour les personnes exposées (61 %) et non-exposées (59 %). Le pourcentage de refus était de 19 % pour l'ensemble de la population. Les foyers non-exposés ont refusé environ 1,5 fois plus de répondre que les foyers exposés (26 % contre 17 %), vraisemblablement par une moindre motivation des personnes résidant en zone non-exposée qui ont pu se sentir non directement concernées par les dioxines (par définition les communes de la zone non-exposée sont assez éloignées de la zone exposée).

Les foyers injoignables étaient les foyers qui ont été contactés au moins huit fois à des jours et tranches horaires différents et qui n'ont pas décroché le téléphone. Les problèmes téléphoniques comprenaient les numéros de téléphone qui ne correspondaient pas aux foyers contactés ou qui étaient non attribués. Les foyers non éligibles étaient ceux dont tous les individus ne répondaient pas aux critères d'âge (30 à 65 ans) et de durée de résidence (>10 ans). Les refus correspondaient à des foyers qui ont refusé catégoriquement de participer à l'étude. Ces foyers ont systématiquement été recontactés une ou deux fois afin de confirmer le refus.

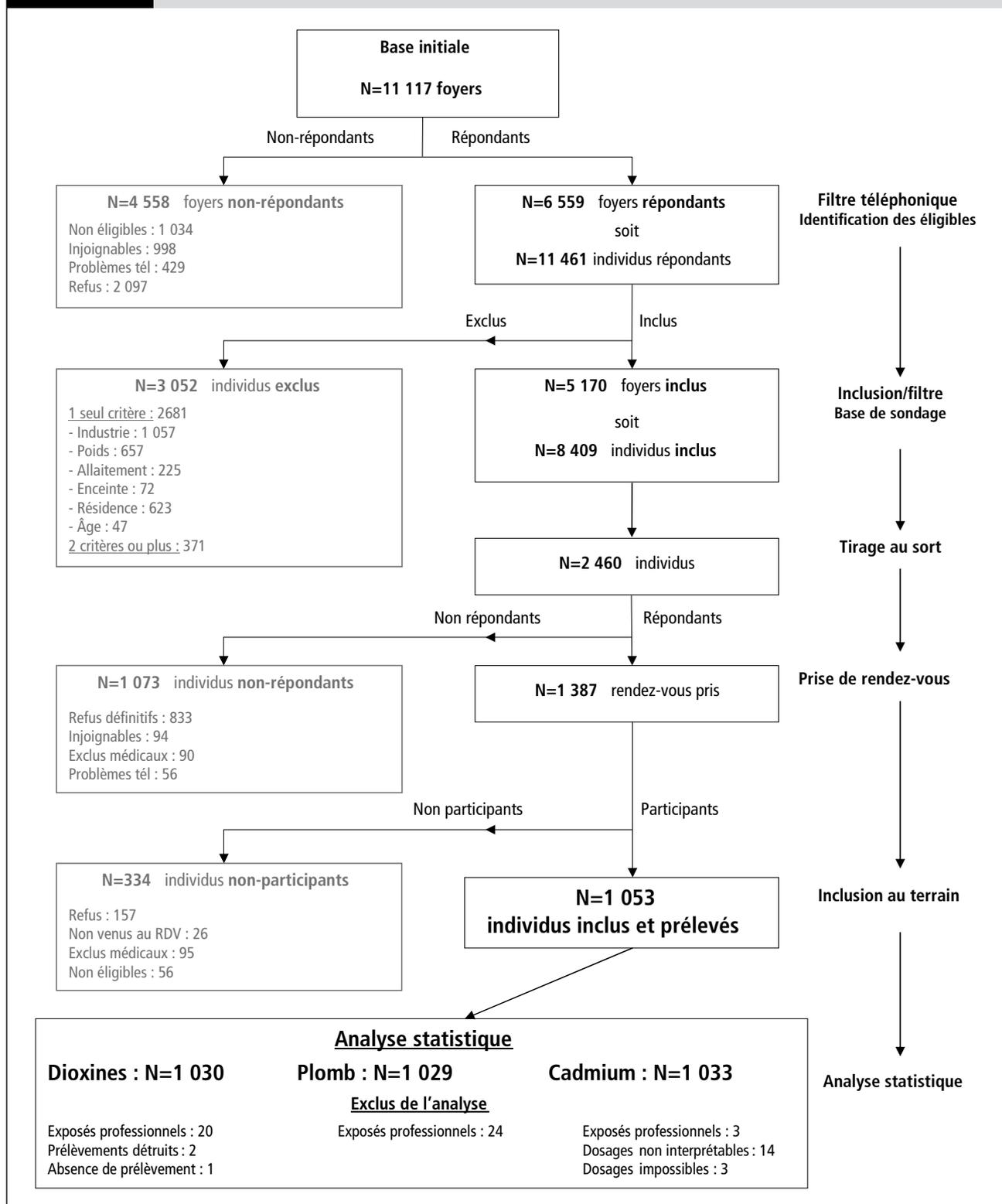
La répartition des statuts d'appel des foyers au sein de chaque site fait apparaître une tendance identique à celle de l'ensemble des sites (tableau 7) : le pourcentage d'entretiens exploitables était plus important en zone exposée et inversement le pourcentage de refus est plus important en zone non-exposée (figure 6). Une seule exception, sur le site de Gilly-sur-Isère, les non-exposés (8 %) refusaient un peu moins que les exposés (13 %), mais les taux de refus restaient inférieurs au taux de refus général (18 %). En moyenne, 1 440 foyers ont été contactés par site, 1 103 en zone exposée et 337 en zone non-exposée. Lors du filtre téléphonique, les informations recueillies concernaient l'éligibilité de **6 559 foyers**, soit 11 461 individus (figure 5). **8 409 individus** (soient 73 %) répondaient aux critères d'inclusion de l'étude. Le pourcentage d'individus éligibles par site variait de 64 % (Bessières) à 81 % à (Dijon).

TABLEAU 7 STATUT DES APPELS DU FILTRE TÉLÉPHONIQUE PAR FOYER ET PAR ZONE D'EXPOSITION

Statut	Exposé		Non-exposé		Total	
Entretiens exploitables	5 138	(61 %)	1 421	(53 %)	6 559	(59 %)
Injoignables	798	(9 %)	203	(8 %)	998	(9 %)
Non éligibles	781	(9 %)	253	(9 %)	1 034	(9 %)
Problèmes téléphoniques	320	(4 %)	109	(4 %)	429	(4 %)
Refus	1 398	(17 %)	696	(26 %)	2 097	(19 %)
Total	8 435	(100 %)	2 682	(100 %)	11 117	(100 %)

FIGURE 5

RÉCAPITULATIF DE L'INCLUSION



La principale cause d'exclusion était l'exposition professionnelle (35 %). Les personnes ayant perdu au moins 5 kg au cours des 6 derniers mois représentaient un peu plus de 20 % des exclusions.

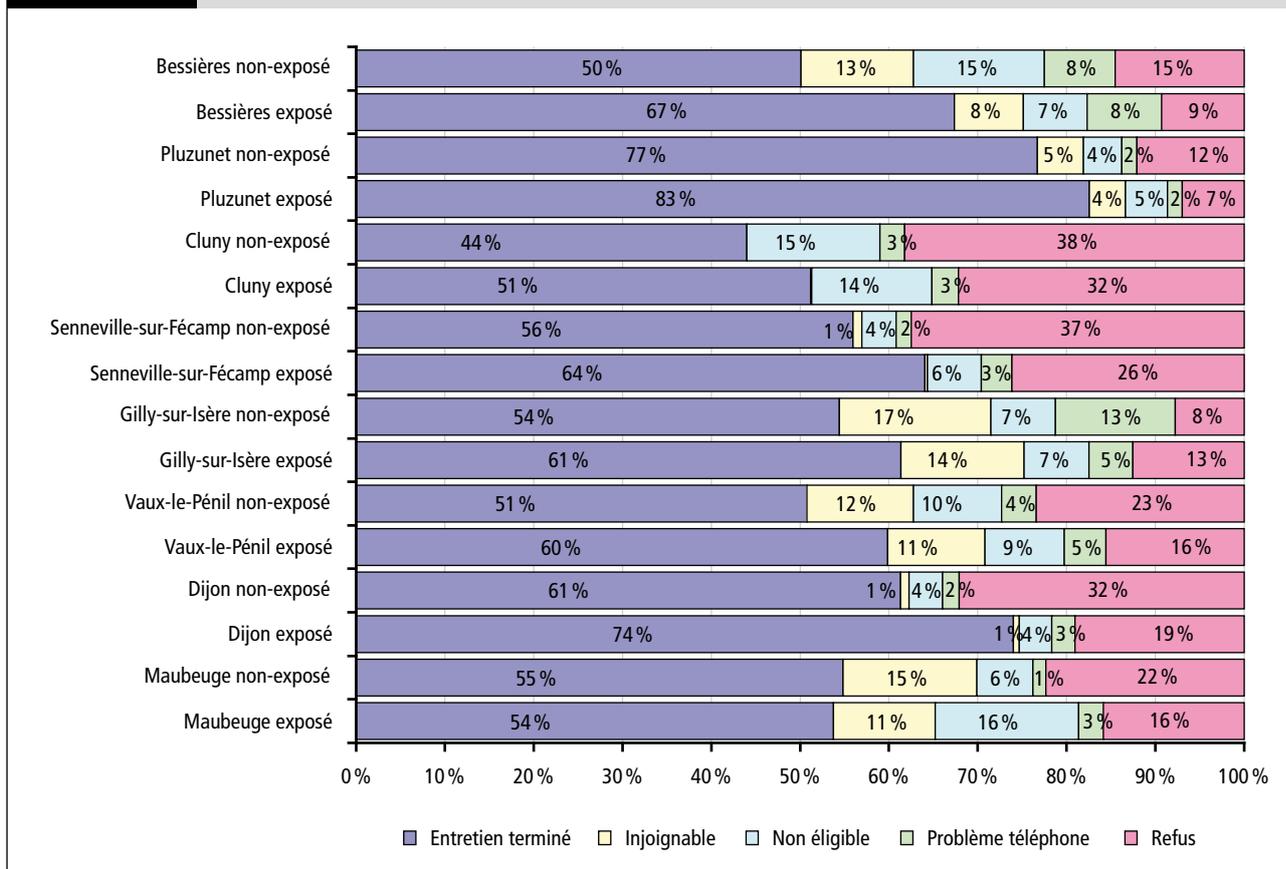
Une durée de résidence insuffisante entraînait l'exclusion de 20 % des individus, alors que la base d'appel avait été filtrée préalablement sur ce critère par les mairies. Ponctuellement dans certaines communes,

la durée de résidence n'était pas renseignée par les mairies, car les données n'étaient pas disponibles et trop difficiles à obtenir.

Parmi les foyers refusant de répondre au filtre téléphonique, 41 % n'ont pas donné de justifications. Ce pourcentage était plus important en zone non-exposée (61 %) qu'en zone exposée (32 %). Par ailleurs, 35 % des foyers déclaraient ne pas être intéressés pour participer à l'étude.

FIGURE 6

RÉPARTITION DU STATUT DES APPELS LORS DU FILTRE TÉLÉPHONIQUE PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION



4.1.2 PRISE DE RENDEZ-VOUS

Après tirage au sort, chaque personne a été contactée par téléphone afin de :

- (re-)présenter l'étude et les modalités de participation ;
- obtenir un accord de participation ;
- prendre deux rendez-vous, le premier pour la visite médicale suivie du prélèvement sanguin et le second pour répondre aux questionnaires (alimentaire, environnemental et sociodémographique).

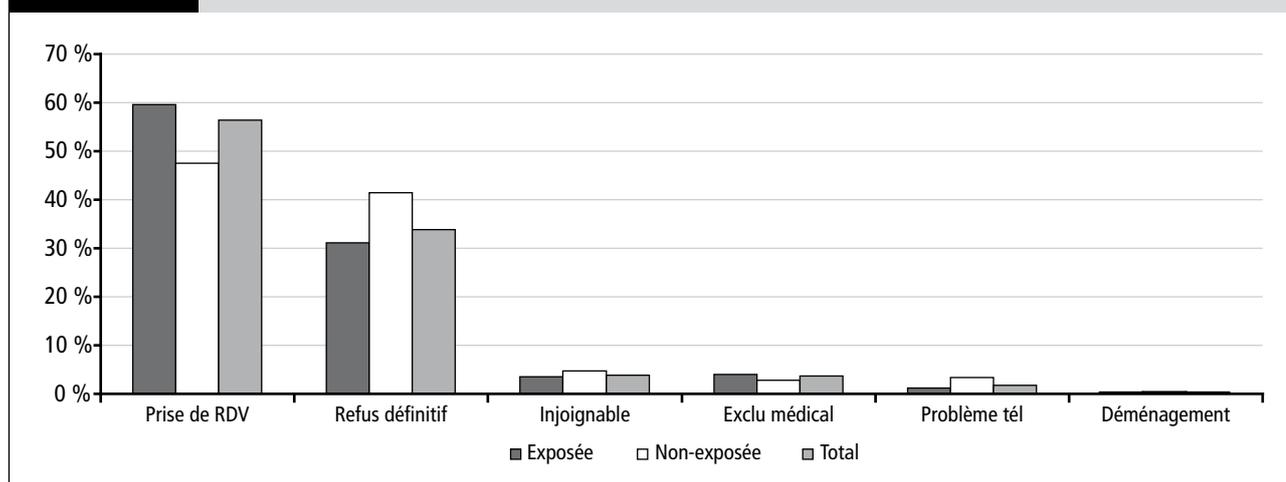
À l'issue de ce deuxième appel téléphonique, **1 387** personnes ont accepté de participer sur les **2 460 tirées au sort** (un individu par foyer), ce qui représentait un taux de prise de rendez-vous de 56 % (figure 7).

Ce taux était proche de 60 % en zone exposée et de 48 % en zone non-exposée. Il était relativement homogène sur les différents sites étudiés en variant de 50 % à Senneville-sur-Fécamp à 64 % à Gilly-sur-Isère. Toutes zones confondues, 34 % des personnes contactées ont refusé de participer. Ce pourcentage est de 31 % en zone exposée et 41 % en zone non-exposée. Le taux de refus était assez variable d'un site à l'autre, il variait de 24 % à Dijon à 43 % à Maubeuge et Vaux-le-Pénil.

Les causes de refus étaient homogènes entre la zone exposée et la zone non-exposée, les deux premières causes de refus étaient le manque d'intérêt pour l'étude (39 % chez les exposés et 35 % chez les non-exposés) et le manque de temps (30 % chez les exposés et 33 % chez les non-exposés).

FIGURE 7

RÉSULTATS DES PRISES DE RDV ET RÉPARTITION DES CAUSES DE NON-PARTICIPATION PAR ZONE D'EXPOSITION



4.1.3 EXCLUSION APRÈS LES PRISES DE RENDEZ-VOUS

Certains sujets ont dû être exclus lors de la phase finale de l'enquête pour raisons médicales ou parce qu'ils ne respectaient pas les critères d'inclusion de l'étude. Par ailleurs, certains sujets inclus ont pu être exclus ultérieurement d'une ou plusieurs analyses statistiques pour les raisons détaillées ci-dessous (ils font partie de l'analyse statistique d'au moins une substance étudiée).

4.1.3.1 Exclusion au cours de l'enquête de terrain

56 individus (soit 4 % des rendez-vous fixés) qui se sont présentés pour participer à l'étude ont finalement été classés non éligibles. Ces personnes auraient dû être exclues à l'issue du filtre téléphonique. Il s'agit principalement d'individus exposés professionnellement aux dioxines (dont 16 pompiers professionnels ou volontaires) et de personnes qui ne se situaient pas dans la zone de retombée du panache (13 personnes). 95 individus (soit 7 % des rendez-vous fixés) n'ont pu participer à l'étude pour des raisons médicales (tableau 8).

TABLEAU 8 DÉTAIL DES CAUSES D'EXCLUSION MÉDICALE (TERRAIN)	
Causes d'exclusions médicales	Effectif
Contre indication médicale ¹	60
Problème veineux (impossible à piquer)	18
Don du sang récent (<8 semaines)	10
Adulte sous tutelle	1
Refus de se faire piquer	1
Aucune indication	5
Total	95

¹ Les contre indications médicales comprennent : anémie, AVC, angor, cholestérol, diabétique, hémiplégié, hépatite C, hypertension, hypotension, infarctus, opération dans les trois jours, tachycardie...

4.1.3.2 Exclusion de l'analyse statistique par type de substance étudiée

Parmi les **1053 personnes incluses**, certaines d'entre elles n'ont pas été incluses dans les analyses statistiques relatives à chacune des substances étudiées (dioxines et PCB, plomb et cadmium) en raison notamment d'expositions professionnelles spécifiques à un polluant, identifiées notamment lors de l'entretien final (figure 5). Ces personnes se répartissent de la manière suivante :

- dioxines : 20 participants ont été déclarés exposés professionnellement après examen plus approfondi de leurs réponses aux différents

questionnaires de l'entretien final. De plus, il a été impossible d'effectuer le dosage toxicologique pour 3 participants (prélèvement détruit et prélèvement absent). L'analyse des **dioxines** porte ainsi sur **1030 individus** ;

- plomb : 24 participants ont été exclus de l'analyse statistique en raison d'une exposition professionnelle au plomb. L'analyse du **plomb** porte ainsi sur **1029 individus** ;
- cadmium : 3 participants ont été exclus pour une exposition professionnelle, 14 ont été exclus de l'analyse en raison de la difficulté d'interpréter les résultats (concentrations trop faibles ou trop élevées de créatinine) et 3 échantillons avaient un volume trop faible pour être dosé. L'analyse du **cadmium** porte ainsi sur **1033 individus**.

4.1.4 TAUX DE PARTICIPATION – EFFECTIFS INCLUS

Le **taux de participation** est défini comme le rapport du nombre de participants sur le nombre d'individus tirés au sort, pouvant être inclus dans l'étude et joignables au téléphone.

Un participant était une personne qui :

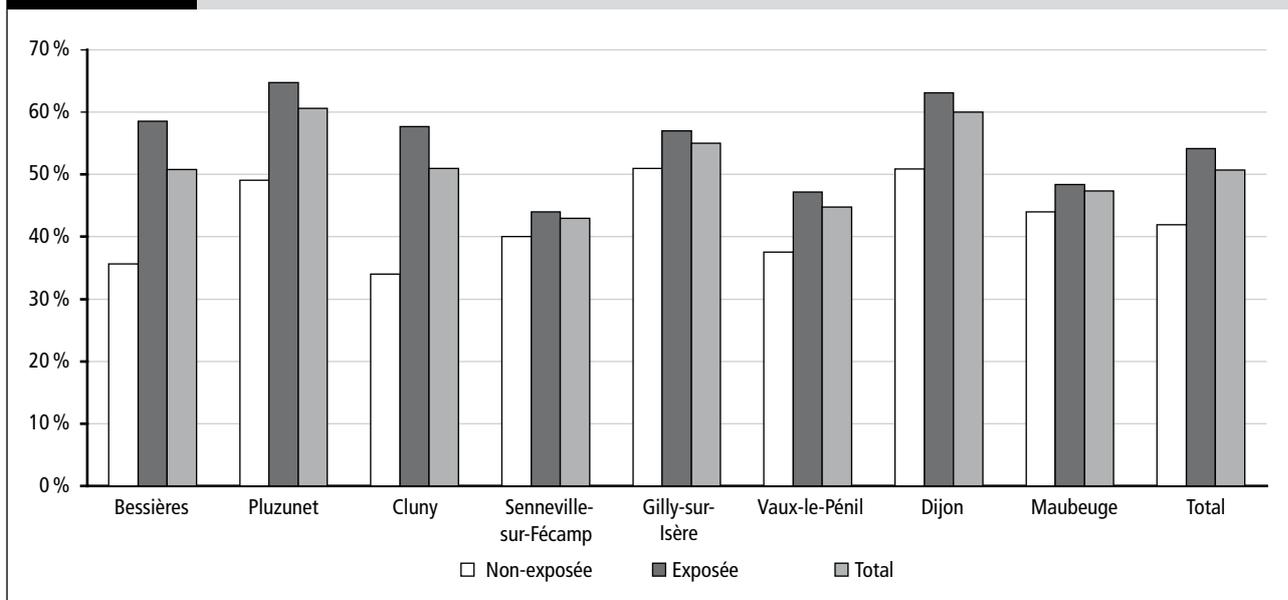
- répondait aux critères d'inclusion/exclusion (âge, exposition professionnelle, durée de résidence...) définis dans le protocole ;
- répondait aux critères médicaux du médecin permettant le prélèvement biologique ;
- a répondu aux questionnaires de l'étude (questionnaires éligibilité, facteurs environnementaux, exposition alimentaire et questions sociodémographiques) ;
- a effectué au moins un prélèvement biologique.

Le **taux de participation global était de 51 %** (1 053 participants sur 2 069 individus tirés au sort, joignables et répondant aux critères d'inclusion à partir des 2 460) ; **en zone exposée il était de 54 % et de 42 % en zone non-exposée (figure 8)**. Les taux de participation étaient identiques quel que soit le type d'analyse.

Les taux de participation par site en zone exposée, qui variaient de 44 % (Senneville-sur-Fécamp) à 65 % (Pluzunet) étaient systématiquement plus élevés qu'en zone non-exposée où ils variaient de 34 % (Cluny) à 51 % (Dijon et Gilly-sur-Isère).

FIGURE 8

TAUX DE PARTICIPATION PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION



Taux de participation global : 51 % (54 % en zone exposée et 42 % en zone non-exposée).

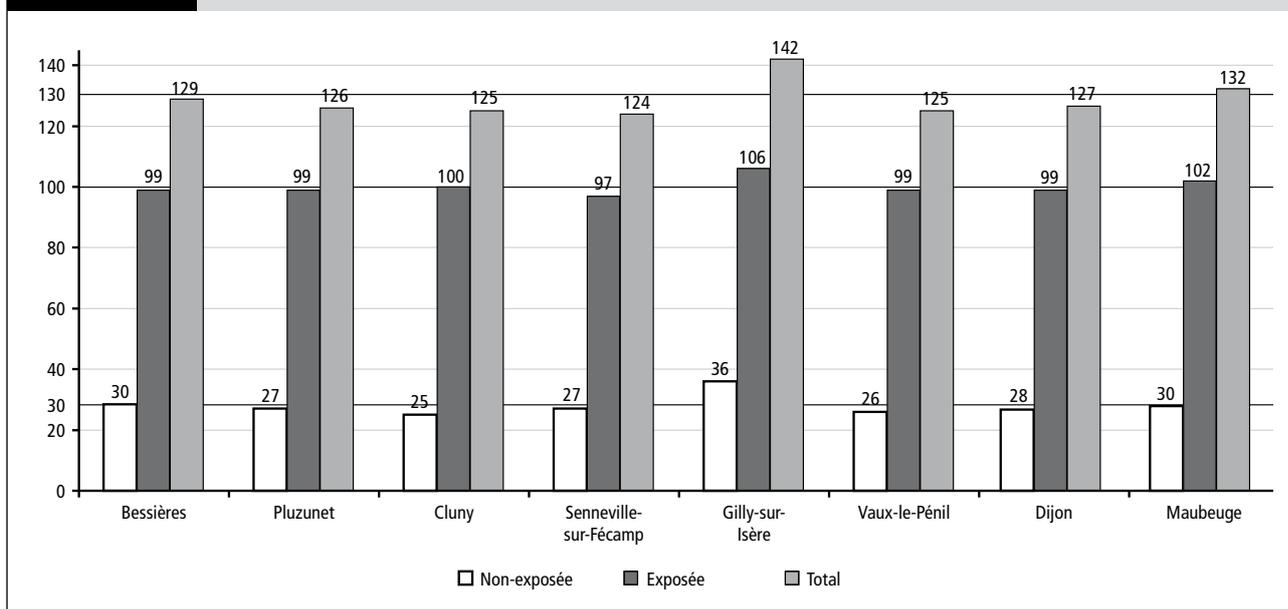
4.1.4.1 Nombre de participants

En zone exposée les objectifs d'inclusion (N=100) ont été atteints sur tous les sites; le nombre d'inclusion variait de 97 à Senneville-

sur-Fécamp à 106 à Gilly-sur-Isère (figure 9). Concernant la zone non-exposée, l'effectif cible (N=30) était atteint à Gilly-sur-Isère, Maubeuge et Bessières. Sur les 5 autres sites, les effectifs variaient de 25 à 28 inclus.

FIGURE 9

NOMBRE DE PERSONNES INCLUSES PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION



4.1.5 DESCRIPTION DES NON-PARTICIPANTS

Dans cette partie sont présentées des données relatives aux non-répondants de l'étape "Prise de rendez-vous" (N=1073) et aux non-participants de l'étape inclusion au terrain (N=334, cf. figure 5 – Récapitulatif de l'inclusion). Par commodité tous les sujets seront nommés non participants. Les sujets tirés au sort pour la proposition de participation ont préalablement répondu au filtre téléphonique (identification des éligibles). Les informations de ce filtre (âge, sexe et consommation d'aliments produits localement) ont été utilisées pour comparer le profil des participants à celui des non-participants suite à la proposition de participation et à l'inclusion au terrain. Quatre groupes de non participants ont été étudiés : les refus, les non-joignables, les non-éligibles et les exclus pour raisons médicales.

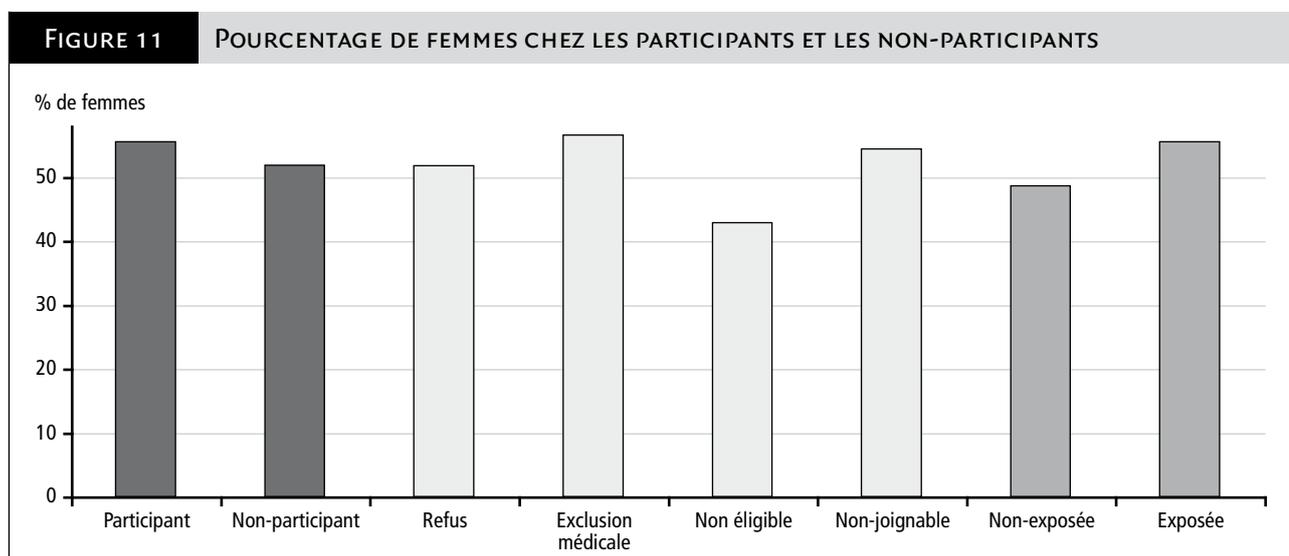
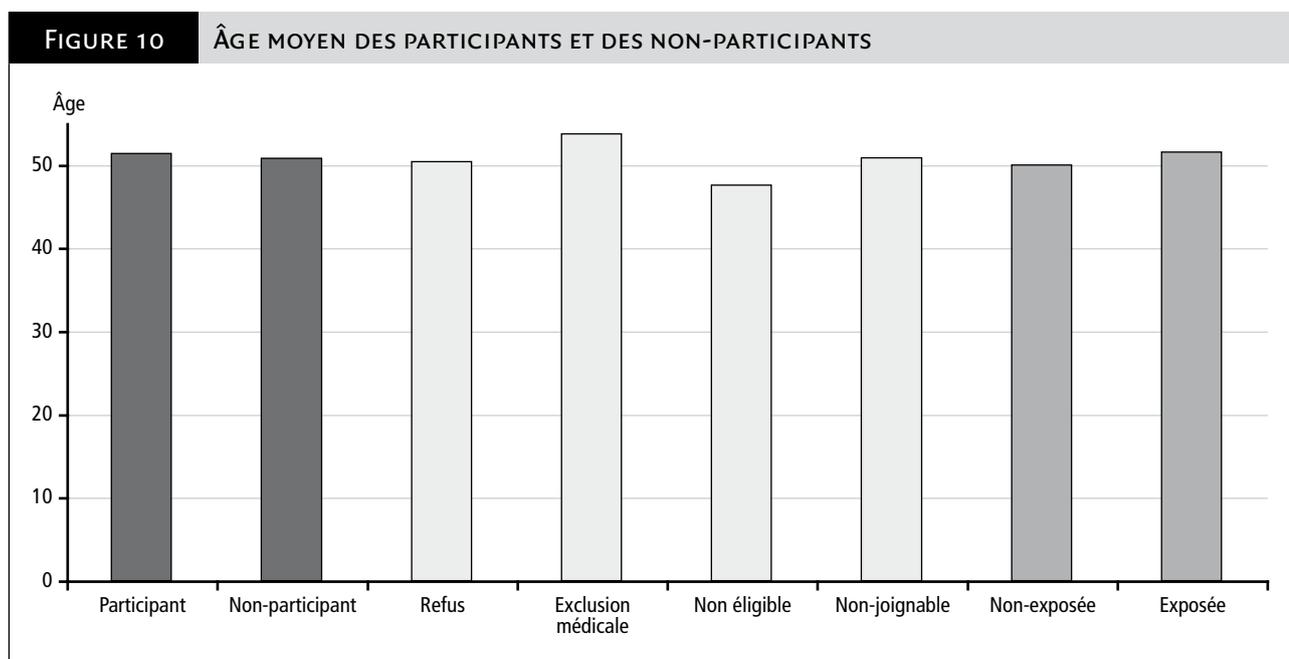
4.1.5.1 Caractéristiques sociodémographiques

Comme l'indique la figure 10, l'âge moyen des participants (51,4 ans) était voisin de celui des non participants (50,8 ans). Les quatre groupes

de non participants avaient des âges moyens du même ordre de grandeur, seuls les non participants du groupe des "Exclus médicaux" avaient un âge moyen légèrement supérieur (53,7 ans) à l'âge moyen des participants. Les résultats étaient identiques pour les groupes exposés et non-exposés pris séparément.

La population tirée au sort lors de la deuxième étape (proposition de participation) était composée de 54 % de femmes (figure 11). Ce pourcentage était de 56 chez les participants et de 52 chez les non-participants. Comme souvent dans ce type d'étude, la participation des femmes a été un peu meilleure que celle des hommes.

Chez les non-éligibles, le pourcentage de femmes était nettement inférieur, avec seulement 43 % de femmes. Les hommes exerçaient en effet plus souvent des professions exposées aux dioxines (ou aux métaux lourds) que les femmes et étaient donc plus souvent déclarés inéligibles.

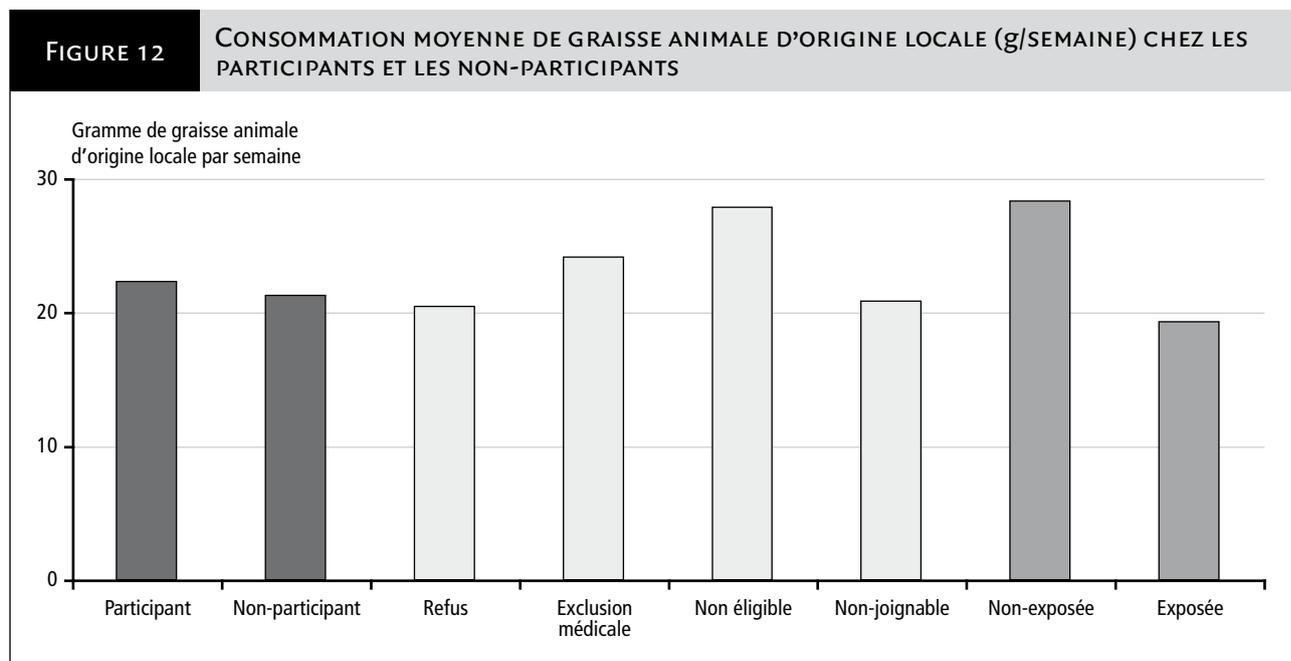


4.1.5.2 Consommation d'aliments produits localement

La consommation moyenne de graisses animales produites localement est une information importante car elle peut constituer une source de dioxines. Une information simplifiée a été recueillie en tout début d'étude (filtre téléphonique) pour vérification de l'éligibilité, ce qui a permis de vérifier que cette consommation n'était pas différente chez les participants et les non participants (figure 12). Dans le groupe des non éligibles et des exclus médicaux, cette consommation était

néanmoins légèrement supérieure à celle du groupe des participants (il faut noter que les effectifs des consommateurs de ce type au sein de ces deux groupes étaient faibles).

Les résultats étaient identiques pour chaque groupe d'aliments apportant de la graisse animale (lait et produits laitiers, œuf, et viandes). La consommation de fruits et légumes produits localement était très légèrement supérieure chez les participants par rapport aux non-participants.



La comparaison des données disponibles (âge, sexe et alimentation d'origine locale) pour les participants et les non participants n'a pas mis en évidence de différences importantes.

4.1.5.3 Évolution des caractéristiques sociodémographiques au cours de l'inclusion

L'évolution de l'âge moyen et du pourcentage de femmes a été étudiée au cours des étapes de l'inclusion pour chaque site et pour l'ensemble des sites pour rendre compte d'une possible distorsion de l'échantillon au cours des phases d'inclusion.

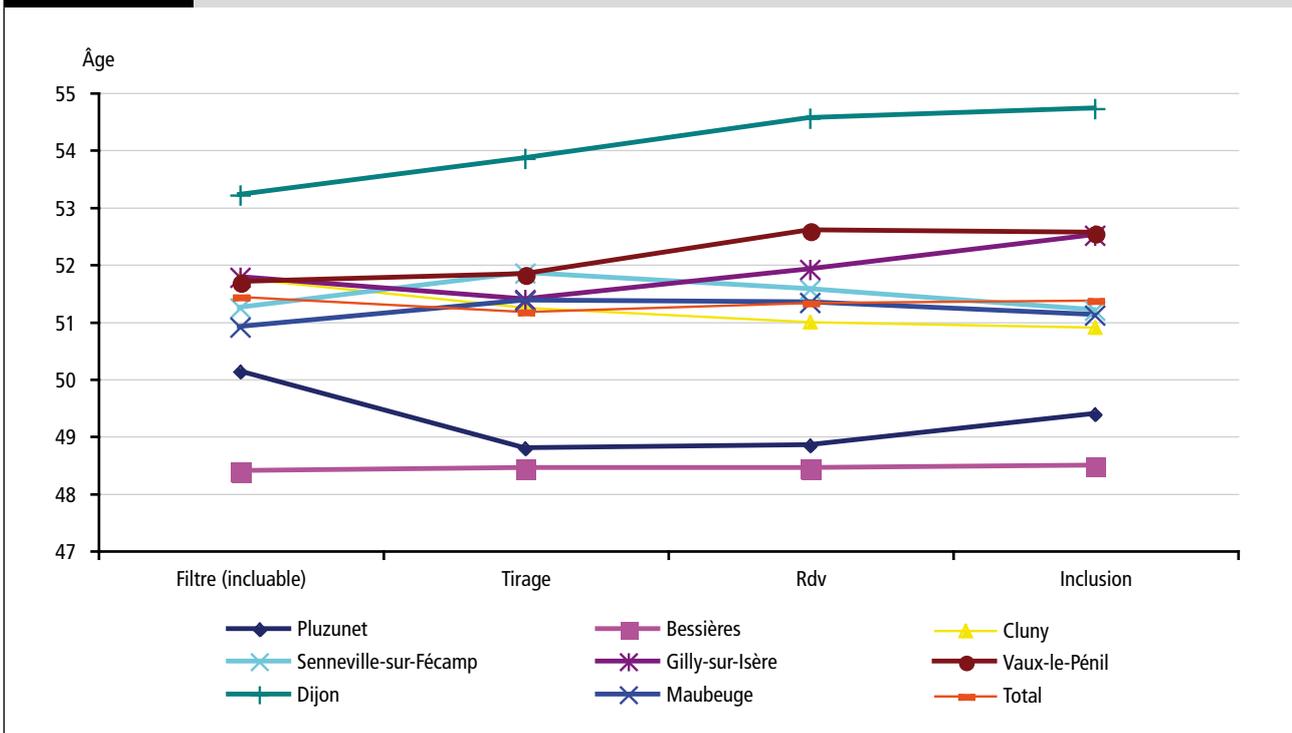
Ces informations étaient disponibles pour :

- les individus éligibles à l'issue de la première étape du recrutement (filtre téléphonique) ;
- les individus tirés au sort lors de la deuxième étape (proposition de participation) ;
- les individus ayant accepté de participer ;
- les participants effectifs.

L'âge moyen global (tous sites confondus) variait très peu au cours de l'inclusion (figure 13 – courbe orange). Au niveau des sites on remarque qu'il y avait peu de différence, la variation la plus importante se trouvait sur le site de Dijon avec une augmentation d'environ 2 ans entre l'étape 1 du filtre et l'inclusion finale.

FIGURE 13

ÉVOLUTION DE L'ÂGE MOYEN AU COURS DES ÉTAPES DE L'INCLUSION

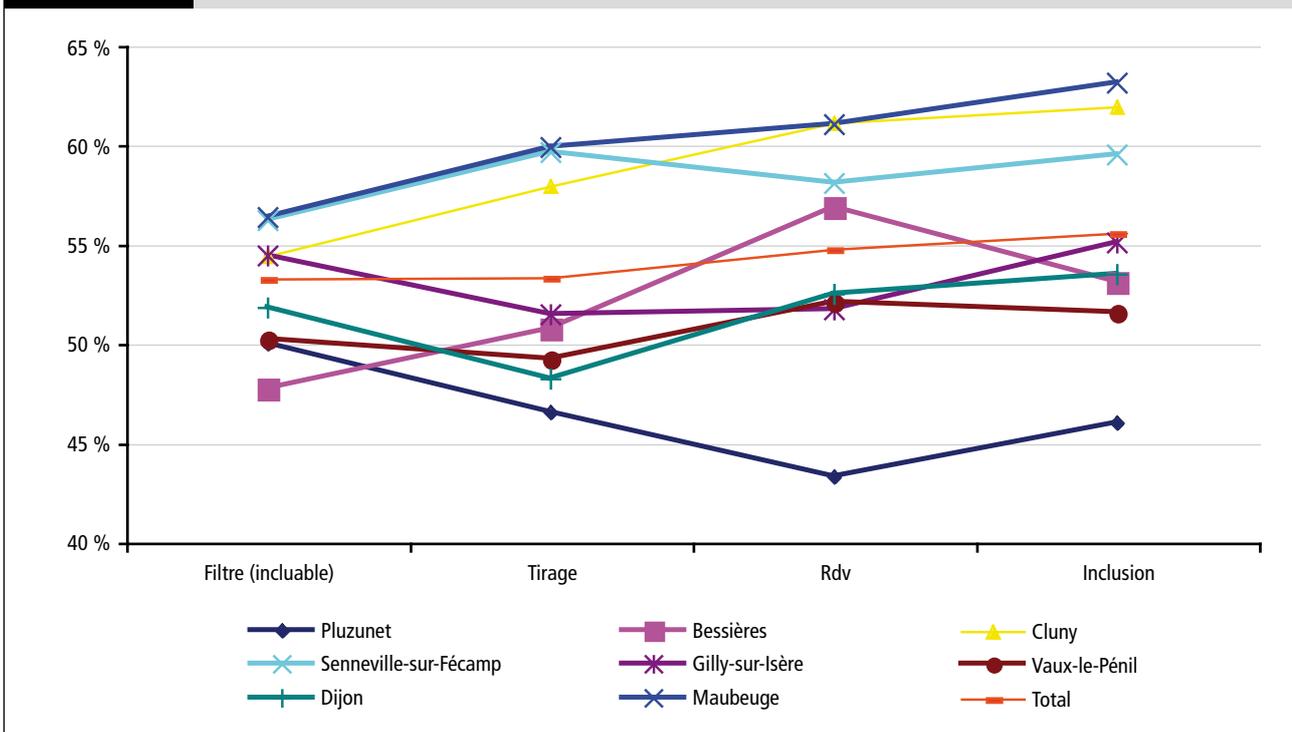


Le sex-ratio était relativement constant au cours des étapes de l'inclusion pour l'ensemble des sites (53 % de femmes à l'issu du filtre et 56 % de femmes à l'issu de l'inclusion du terrain (figure 14 - courbe bleue). Sur chacun des sites, la tendance était à l'augmentation du pourcentage de femmes, à l'exception du site de Pluzunet (50 % de femmes à l'issu du filtre et 46 % de femmes à l'issu de l'inclusion du terrain).

Il ne semble pas y avoir eu de distorsion de l'échantillon au cours des étapes de l'inclusion sur les variables sociodémographiques, âge et sex-ratio.

FIGURE 14

ÉVOLUTION DU SEX-RATIO AU COURS DES ÉTAPES DE L'INCLUSION



4.2 Description de la population

Ce paragraphe présente une description de la population d'étude selon les caractéristiques sociodémographiques, les sources d'exposition autres que l'incinérateur et enfin les variables d'exposition aux émissions de l'UIOM. Les résultats sont présentés pour l'ensemble de la population et également par zone d'exposition. La comparaison entre les exposés et les non-exposés permet de voir si les deux groupes d'étude diffèrent selon les variables identifiées a priori comme facteurs de confusion et de risque pour la suite de l'analyse statistique. Tous les résultats présentés ci-dessous prennent en compte le plan de sondage.

4.2.1 CARACTÉRISTIQUES SOCIODÉMOGRAPHIQUES

L'âge moyen sur l'ensemble de la population est de 52 ans (écart-type de la moyenne : ET=0,4 an) avec un minimum de 30,3 ans et un

maximum de 66 ans. Les personnes de la zone exposée sont un peu plus âgées que celles vivant en zone non-exposée (52,3 ans (ET=0,5 an) chez les exposés et 50,1 ans (0,6 an) chez les non-exposés, $p=0,005$). Les moyennes d'âge diffèrent entre les sites ($p<0,0001$), avec des personnes moins âgées à Bessières, Maubeuge et Pluzunet et plus âgées à Dijon (tableau 10).

Un peu moins de la moitié des personnes ont une **corpulence** maigre ou moyenne (IMC<25). Cette corpulence, exprimée par l'indice de masse corporelle (IMC=poids/taille²) est similaire dans les deux groupes d'exposition (IMC moyens : 26,5 (ET=0,32) en zone exposée et 26,1 (ET=0,33) en zone non-exposée, $p=0,40$), de même que les **fluctuations de poids** au cours des 6 derniers mois; néanmoins, il y a un peu plus de personnes obèses parmi les exposés (tableau 9).

	Zone d'exposition		Total	Comparaison exposés/non-exposés	
	Exposée	Non-exposée		p	
	% (ET) ¹	% (ET) ¹	% (ET) ¹		
Classes d'âge					
30-44 ans	19,1 (2,2)	35,8 (4,5)	22,5 (2,0)	0,0003	
45-54 ans	39,0 (2,3)	30,3 (3,5)	37,2 (1,9)		
55 ans ou plus	42,0 (2,7)	33,9 (3,7)	40,3 (2,2)		
Corpulence (IMC)					
Maigre-moyenne (IMC<25)	43,2 (2,4)	42,8 (4,5)	43,1 (2,1)	0,13	
Forte (25-29)	36,7 (2,5)	43,8 (4,8)	38,2 (2,3)		
Obèse (≥30)	20,1 (2,2)	13,5 (1,9)	18,8 (1,8)		
Fluctuation de poids					
Augmentation de poids	22,6 (2,1)	16,5 (4,2)	21,4 (1,9)	0,31	
Diminution de poids	9,8 (1,8)	12,9 (2,2)	10,4 (1,5)		
Stabilité	67,6 (2,5)	70,5 (4,4)	68,2 (2,2)		
Effectifs (dans l'échantillon)	818	235	1 053		

¹ Proportion (écart-type de la proportion); les corpulences maigres et moyennes ont été regroupées car il y avait très peu de personnes maigres.

Comme l'indique le tableau 11, il y a **54,7 % de femmes** sur l'ensemble de la population, et la répartition des hommes et des femmes dans les deux zones d'exposition est similaire ($p=0,30$; pourcentages pondérés). La répartition des hommes et des femmes ne diffère pas significativement entre les sites ($p=0,53$) (tableau 10). En revanche, on observe à Bessières une différence significative ($p=0,002$) entre exposés et non-exposés : 61,2 % de femmes en zone exposée contre 34 % en zone non-exposée.

Les populations exposées et non-exposées diffèrent selon la **catégorie socioprofessionnelle** ($p=0,002$) (tableau 11). Il y a plus d'exploitants/agriculteurs, d'artisans/commerçant, d'ouvriers en zone non-exposée et plus de cadres en zone exposée. Les personnes de la zone non-exposée vivent plus souvent en zone rurale (83 % contre 40 % en zone exposée, $p<0,0001$ tableau 11).

TABLEAU 10

DESCRIPTION DE L'ÂGE ET DU SEXE PAR ZONE D'EXPOSITION POUR CHAQUE SITE

	Bessières	Pluzunet	Cluny	Senneville- sur-Fécamp	Gilly-sur- Isère	Vaux-le- Pénil	Dijon	Maubeuge
Exposés								
Âge								
<45 ans ¹	28,6 (3,2)	15,5 (3,6)	21 (3,1)	11,2 (2,7)	19,5 (5)	16 (4,2)	5 (2,3)	30,1 (7,5)
45-54 ans ¹	34,3 (3,5)	49,5 (11,2)	38,5 (3,8)	45,2 (4,7)	30,3 (4,1)	41,8 (5,5)	48,3 (4,8)	32 (4,4)
≥55 ans ¹	37,2 (3,6)	35 (11,3)	40,5 (3,9)	43,6 (4,7)	50,2 (5,9)	42,1 (5,4)	46,7 (4,8)	37,9 (7,1)
Moyenne (ET) ²	50,3 (0,6)	52,3 (1,6)	51,9 (0,6)	52,4 (0,7)	53,9 (1)	52,5 (0,8)	54,4 (0,6)	50,2 (1,3)
% femmes (ET) ¹	61,2 (3,5)	49,9 (11,2)	64,5 (3,7)	60,4 (4,5)	61 (5,7)	52,5 (5,5)	48,9 (4,9)	55,3 (6,6)
Non-exposés								
Âge								
<45 ans ¹	56,7 (7,8)	52,3 (12,6)	33,9 (8,9)	23,6 (7,6)	21,9 (5,8)	18,9 (6,4)	20,7 (7,2)	16,9 (5,2)
45-54 ans ¹	20,3 (6,4)	18,5 (8,9)	33,9 (8,9)	53,1 (8,8)	54,2 (7)	29,3 (9,2)	17,3 (5,9)	33,3 (7,2)
≥55 ans ¹	23 (6,7)	29,3 (10,1)	32,3 (7,8)	23,4 (7)	23,9 (6,4)	51,8 (8)	62 (8,2)	49,8 (7,7)
Moyenne (ET) ²	45,9 (1,3)	48,5 (1,7)	50 (1,4)	49,8 (1,1)	51 (1)	53,7 (1,1)	55,5 (1,5)	53,1 (1,1)
% femmes (ET) ¹	34 (7,2)	44,9 (13,3)	58,3 (9,4)	61,7 (8,6)	43,9 (7,2)	42 (8,9)	62 (8,3)	65,7 (7)
Total								
Âge								
<45 ans ¹	38,2 (3,4)	28,9 (6,2)	26 (3,9)	14,2 (2,7)	19,8 (4,5)	16,4 (3,8)	7,1 (2,2)	28,6 (6,8)
45-54 ans ¹	29,5 (3,2)	38,2 (8,1)	36,7 (4,1)	47,2 (4,2)	33,1 (3,7)	40,4 (5)	44,1 (4,3)	32,1 (4)
≥55 ans ¹	32,3 (3,3)	32,9 (8,2)	37,3 (3,8)	38,6 (3,9)	47,1 (5,2)	43,2 (4,9)	48,8 (4,3)	39,2 (6,4)
Moyenne (ET) ²	48,8 (0,6)	50,9 (1,3)	51,2 (0,7)	51,7 (0,6)	53,6 (0,9)	52,7 (0,7)	54,6 (0,5)	50,6 (1,2)
% femmes (ET) ¹	51,9 (3,4)	48,1 (8,7)	62,1 (4,3)	60,7 (4)	59 (5,1)	51,3 (5)	50,7 (4,4)	56,4 (6)

¹ Proportion (écart-type de la proportion), ² moyenne (écart-type de la moyenne).

TABLEAU 11 DESCRIPTION SOCIODÉMOGRAPHIQUE DE LA POPULATION

	Zone d'exposition		Total	Comparaison exposés/non-exposés
	Exposée	Non-exposée	% (ET) ¹	p
	% (ET) ¹	% (ET) ¹		
Sexe				
Hommes	44,2 (2,6)	49,6 (4,6)	45,3 (2,3)	0,30
Femmes	55,8 (2,6)	50,4 (4,6)	54,7 (2,3)	
Situation matrimoniale				
Seul	9,9 (1,9)	10,2 (1,5)	10,0 (1,6)	0,48
Parent isolé	1,9 (0,6)	0,8 (0,4)	1,7 (0,4)	
En couple	88,2 (0,2)	89,0 (1,5)	88,4 (1,6)	
Niveau d'étude				
Non solarisé/primaire	13,4 (2,1)	12,4 (1,8)	13,2 (1,7)	0,29
Collège	9,0 (1,9)	13,5 (4,0)	9,9 (1,7)	
Lycée	16,0 (1,7)	14,8 (2,3)	15,8 (1,4)	
BEP/CAP	33,2 (2,4)	38,5 (4,6)	34,3 (2,1)	
Études supérieures	28,4 (2,3)	20,8 (3,7)	26,8 (2,0)	
Situation professionnelle				
Actif/étudiant	65,5 (2,5)	71,8 (2,8)	66,8 (2,1)	0,13
Chômeur	2,6 (0,6)	2,0 (0,7)	2,5 (0,5)	
Au foyer	8,7 (1,6)	6,4 (1,3)	8,3 (1,3)	
Retraite	22,4 (2,1)	17,7 (2,4)	21,4 (1,8)	
Invalide/inactif	0,7 (0,2)	2,1 (1,4)	1,0 (0,3)	
Catégorie socioprofessionnelle				
Exploitant/agriculteur	2,5 (0,3)	7,6 (1,3)	3,5 (0,4)	0,002
Artisan/commerçant	3,9 (0,9)	7,7 (1,9)	4,7 (0,9)	
Cadre	15,0 (2,0)	11,2 (3,0)	14,2 (1,7)	
Profession intermédiaire	8,1 (1,4)	7,5 (2,3)	8,0 (1,2)	
Employé	33,6 (2,5)	31,8 (3,7)	33,2 (2,2)	
Ouvrier agricole ou non	3,2 (0,6)	9,8 (4,5)	4,6 (1,1)	
Autre	11,0 (1,7)	6,5 (1,3)	10,0 (1,3)	
Retraité	22,7 (2,1)	18,0 (2,4)	21,7 (1,8)	
Urbanisation				
Centre ville	14,5 (1,5)	7,0 (1,6)	13,0 (1,2)	<0,0001
Banlieue/périphérie	45,3 (2,3)	10,0 (1,5)	38,0 (1,8)	
Zone rurale	40,2 (2,4)	83,0 (2,0)	49,0 (1,9)	
Effectifs (dans l'échantillon)	818	235	1 053	

¹ Proportion (écart-type de la proportion).

Les populations exposées et non-exposées sont comparables en ce qui concerne leur consommation tabagique, avec cependant une tendance à ce que les personnes fument plus en zone non-exposée : la consommation moyenne de tabac est de 120,8 grammes années

(équivalente à 6 paquets années) chez les exposés contre 161,4 grammes années (8,1 paquets années) chez les non-exposés (p=0,11, tableau 12).

TABLEAU 12 CONSOMMATION TABAGIQUE

	Zone d'exposition				Total		Comparaison exposés/non-exposés
	Exposée		Non-exposée				
	% (ET) ¹	(ET)	% (ET) ¹	(ET)	% (ET) ¹	(ET)	p
Statut tabagique							
Fumeur	12,3	(1,4)	19,6	(4,3)	13,8	(1,4)	0,14
Fumeur occasionnel	2,5	(0,6)	3,4	(1,1)	2,7	(0,5)	
Ancien fumeur	27,5	(2,3)	27,3	(4,5)	27,4	(2,1)	
Non fumeur	57,8	(2,3)	49,7	(3,9)	56,1	(2,0)	
Tabac	Moy. (ET)²		Moy. (ET)²		Moy. (ET)²		
En grammes années	120,8	(10,9)	161,4	(22,6)	129,2	(9,8)	0,11
En paquets années	6,0	(0,5)	8,1	(1,1)	6,5	(0,5)	
Effectifs (dans l'échantillon)	818		235		1 053		

¹ Proportion (écart-type de la proportion), ² moyenne (écart-type de la moyenne).

4.2.2 SOURCES D'EXPOSITIONS AUTRES QUE L'INCINÉRATEUR

4.2.2.1 Jardin

Il y a significativement plus de personnes possédant un potager en zone non-exposée (63,5 % contre 46 % en zone exposée, $p=0,0005$, tableau 13) ce qui est cohérent avec la plus forte proportion de personnes résidant en milieu rural dans cette zone.

Par ailleurs, la fertilisation de son jardin avec des cendres est plus fréquente lorsqu'on possède un poêle à bois (46 % des foyers possédant un poêle à bois ou à charbon fertilisent leur jardin avec des cendres contre 24 % chez ceux qui n'en possèdent pas, $p=0,02$), ce qui n'est pas le cas lorsqu'on possède un foyer ouvert dans le logement ($p=0,75$).

TABLEAU 13 POSSESSION D'UN JARDIN DANS LA POPULATION

	Zone d'exposition				Total		Comparaison exposés/non-exposés
	Exposée		Non-exposée				
	% (ET) ¹	(ET)	% (ET) ¹	(ET)	% (ET) ¹	(ET)	p
Jardin							
Jardin attenant au logement	82,9	(1,7)	83,1	(4,2)	82,9	(1,6)	0,84
Jardin séparé du logement	3,5	(1,0)	4,3	(1,0)	3,7	(0,9)	
Jardin hors localité	1,3	(0,4)	0,7	(0,3)	1,2	(0,3)	
Pas de jardin	12,3	(1,2)	11,9	(4,1)	12,2	(1,3)	
Potager							
Oui	46,0	(2,0)	63,5	(4,4)	49,6	(1,8)	0,0005
Non	54,0	(2,0)	36,5	(4,4)	50,4	(1,8)	
Arbres fruitiers							
Oui	48,1	(2,4)	54,8	(4,5)	49,5	(2,1)	0,2
Non	51,9	(2,4)	45,2	(4,5)	50,5	(2,1)	
Fertilisation avec des cendres							
Oui	23,4	(2,5)	29,9	(4,4)	24,8	(2,2)	0,19
Non	76,6	(2,5)	70,2	(4,4)	75,2	(2,2)	
Utilisation d'engrais							
Oui	25,8	(2,4)	27,6	(4,5)	26,2	(2,1)	0,38
Non	72,8	(2,4)	72,2	(4,5)	72,7	(2,1)	
Ne sait pas	1,3	(3,4)	0,3	(1,4)	1,1	(0,3)	
Effectifs (dans l'échantillon)	818		235		1 053		

¹ Proportion (écart-type de la proportion).

4.2.2.2 Logement

Les personnes de la zone non-exposée vivant plus souvent en zone rurale, elles résident plus souvent dans des fermes et moins souvent dans des appartements que les personnes de la zone exposée

($p < 0,0001$) : 9,9 % des non-exposés vivent dans une ferme contre 2,5 % des exposés; 12 % des exposés vivent dans un appartement contre 5,9 % des non-exposés. Par ailleurs, elles vivent plus souvent dans des habitations datant d'avant 1948 (46 % contre 27 % en zone exposée, $p = 0,0001$, tableau 14).

TABLEAU 14		HABITAT DANS LA POPULATION						
		Zone d'exposition				Total		Comparaison exposés/non-exposés
		Exposée		Non-exposée				
		% (ET) ¹		% (ET) ¹		% (ET) ¹		p-value
Type de logement								
Appartement		12,0	(1,2)	5,9	(1,7)	10,7	(1,0)	<0,0001
Maison individuelle		85,6	(1,3)	84,3	(2,3)	85,3	(1,1)	
Ferme		2,5	(0,3)	9,9	(1,6)	4,0	(0,4)	
Date de construction du logement								
Avant 1948		27,0	(2,3)	45,5	(4,6)	30,8	(2,0)	0,0001
Après 1948		72,6	(2,3)	53,6	(4,6)	68,7	(2,0)	
Ne sait pas		0,4	(0,2)	1,0	(0,4)	0,6	(0,2)	
Travaux de rénovation²								
Oui		23,9	(2,0)	29,1	(4,4)	24,9	(1,8)	0,26
Non		76,2	(2,0)	70,9	(4,4)	75,1	(1,8)	
Effectifs (dans l'échantillon)		818		235		1 053		

¹ Proportion (écart-type de la proportion), ² deux valeurs manquantes pour cette variable chez les exposés.

TABLEAU 15		DESCRIPTION DE LA QUANTITÉ D'EAU DU ROBINET CONSOMMÉE ET DE LA DATE DE CONSTRUCTION DU LOGEMENT PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION					
		Consommation d'eau du robinet en mL par jour			Logements construits avant 1948		
		Moyenne (ET) ¹			Proportion (ET) ²		
		Exposés	Non-exposés	Total	Exposés	Non-exposés	Total
Bessières		648,1 (33,2)	777,3 (64,4)	692,3 (31,1)	19,6 (2,9)	36,5 (7,6)	25,3 (3,3)
Pluzenet		593,0 (137,1)	753,8 (57,1)	651,7 (89,5)	45,7 (11,2)	37,3 (13,4)	42,6 (8,6)
Cluny		864,9 (38,3)	838,2 (86,2)	854,6 (40,8)	46,5 (3,9)	49,4 (9,5)	47,6 (4,4)
Senneville-sur-Fécamp		590,7 (37,8)	755,4 (102,7)	631,4 (38,2)	57,8 (4,7)	51,7 (8,8)	56,3 (4,1)
Gilly-sur-Isère		969,8 (47,1)	1 200,9 (48,4)	997,1 (42,0)	11,2 (2,8)	32,2 (6,4)	13,7 (2,6)
Vaux-le-Pénil		668,9 (45,9)	845,2 (59,3)	688,9 (41,2)	16,2 (3,8)	61,9 (9,8)	21,4 (3,6)
Dijon		658,3 (42,1)	742,0 (79,8)	669,5 (38,0)	14,8 (3,5)	45,3 (8,3)	18,9 (3,2)
Maubeuge		472,5 (43,0)	603,2 (60,9)	486,9 (38,6)	27,3 (6,0)	65,9 (6,9)	31,5 (5,5)

¹ Moyenne (écart-type de la moyenne), ² proportion (écart-type de la proportion).

Les quantités moyennes d'eau du robinet consommées varient significativement d'un site à l'autre ($p < 0,0001$) avec des quantités consommées moyennes les plus élevées à Gilly-sur-Isère (997,1 mL/j) et les plus faibles à Maubeuge (486,9 mL/j), ce qui est cohérent avec

les données de l'étude nationale de consommation alimentaire Inca1 [Beauudeau 2003]. La proportion de logements construits avant 1948 diffère également d'un site à l'autre ($p < 0,0001$) : elle varie de 13,7 % à Gilly-sur-Isère à 56,3 % à Senneville-sur-Fécamp (tableau 15).

4.2.2.3 Exposition à des combustions

Diverses combustions peuvent être à l'origine d'une exposition aux dioxines et sont donc détaillées ci-dessous (tableau 16) : brûlage de déchets de jardin, utilisation d'un barbecue, exposition à un incendie, chauffage.

Les personnes de la zone non-exposée disent brûler plus souvent des déchets dans leur jardin ($p=0,0007$) : 79,4 % des exposés ne brûlent jamais de déchets dans leur jardin contre 63,6 % chez les non-exposés ; il faut vraisemblablement nuancer ces résultats par la relative fiabilité du contenu de cette variable liée à l'interdiction de cette pratique. La fréquence d'utilisation du barbecue renseignée en nombre d'utilisations par an (non présenté dans le tableau) ne varie pas significativement d'une zone à l'autre (9,7 fois par an en moyenne chez les exposés contre 10,3 fois par an en moyenne chez les non-exposés, $p=0,80$).

Les personnes de la zone non-exposée ont été plus souvent exposées à un incendie dans les cinq dernières années ($p=0,04$) : 6 % des non-exposés contre 2,9 % des exposés.

Il y a plus de personnes vivant dans un logement ayant au moins un chauffage susceptible d'exposer aux dioxines chez les non-exposés (66,8 % contre 54,8 % en zone exposée, $p=0,01$). Il y a plus de personnes vivant dans un logement ayant au moins un poêle (25,2 % contre 8,1 % en zone exposée, $p<0,0001$) ou au moins un poêle à bois ou à charbon chez les non-exposés (14,1 % contre 3,2 % chez les exposés, $p<0,0001$).

Il y a plus de personnes vivant dans un logement ayant au moins une pièce de vie avec un chauffage susceptible d'exposer aux dioxines chez les non-exposés (35,3 % contre 20,5 % en zone exposée, $p=0,002$).

TABLEAU 16 RÉPARTITION DE L'EXPOSITION À DES COMBUSTIONS DANS LA POPULATION D'ÉTUDE

	Zone d'exposition				Total		Comparaison
	Exposée		Non-exposée				exposés/non-exposés
	% (ET) ¹	(ET) ²	% (ET) ¹	(ET) ²	% (ET) ¹	(ET) ²	p
Fréquence de brûlage de déchets dans jardin²							
Jamais	79,4	(2,2)	63,6	(4,6)	76,1	(2,0)	0,0007
Quelques fois/an	16,2	(1,7)	27,6	(3,6)	18,6	(1,5)	
<1 fois/mois	2,7	(1,7)	2,5	(0,8)	2,7	(1,3)	
1 à 3 fois/mois	1,3	(0,3)	6,4	(3,8)	2,4	(0,8)	
1 fois/semaine	0,4	(0,1)	0,0	(0,0)	0,3	(0,1)	
Utilisation d'un barbecue³							
Oui	68,4	(2,5)	63,2	(4,5)	67,3	(2,2)	0,31
Non	31,6	(2,5)	36,8	(4,5)	32,7	(2,2)	
Exposition à un incendie³							
Oui	2,9	(0,7)	6,0	(1,7)	3,6	(0,6)	0,04
Non	97,1	(0,7)	94,0	(1,7)	96,4	(0,6)	
Présence d'un chauffage susceptible d'émettre des dioxines dans le logement							
Oui	54,8	(2,5)	66,8	(3,7)	57,2	(2,1)	0,01
Non	45,2	(2,5)	33,2	(3,7)	42,8	(2,1)	
Présence d'un foyer ouvert dans le logement							
Oui	19,8	(2,0)	17,3	(3,0)	19,2	(1,7)	0,49
Non	80,3	(2,0)	82,8	(3,0)	80,8	(1,7)	
Présence d'un poêle dans le logement							
Oui	8,1	(1,1)	25,2	(4,3)	11,6	(1,3)	<0,0001
Non	91,9	(1,1)	74,9	(4,3)	88,4	(1,3)	
Effectifs (dans l'échantillon)	818		235		1 053		

¹ Proportion (écart-type de la proportion), ² deux valeurs manquantes chez les exposés et deux valeurs manquantes chez les non-exposés,

³ une valeur manquante chez les exposés.

4.2.2.4 Conduite de véhicules

Le nombre d'heures passées dans un véhicule par jour est similaire chez les exposés et non-exposés, avec en moyenne 1,3 heure par jour passée dans un véhicule sur l'ensemble de la population.

4.2.2.5 Loisirs

Les loisirs associés à une exposition sont (cf. questionnaires en annexes) :

- pour les dioxines : travail sur bois traité par des produits pouvant contenir des dioxines ou PCB, utilisation d'herbicides pour débroussailler pouvant contenir des résidus de dioxines tels que le 2,4-D...;

- pour le plomb : chasse/tir, artisanat et bricolage, peinture, fonte, travaux dans habitat ancien, soudure;
- pour le cadmium : artisanat et bricolage, peinture.

Les personnes de la zone non-exposée pratiquent plus souvent des loisirs susceptibles d'exposer aux dioxines ($p=0,0001$) ou au plomb ($p=0,0004$) : 26,8 % des non-exposés et 12,3 % des exposés pratiquent un loisir exposant aux dioxines. 42,1 % des non-exposés et 25,8 % des exposés pratiquent un loisir exposant au plomb. Sur l'ensemble de la population, 15,9 % des individus pratiquent un loisir exposant au cadmium et cette proportion n'est pas significativement différente entre les exposés et les non-exposés ($p=0,53$).

		Zone d'exposition				Total		Comparaison exposés/non-exposés
		Exposée		Non-exposée				
		% (ET) ¹		% (ET) ¹		% (ET) ¹		p
Loisirs exposant aux dioxines								
Oui		12,3	(1,2)	26,8	(4,3)	15,3	(1,3)	0,0001
Non		87,7	(1,2)	73,2	(4,3)	84,7	(1,3)	
Loisirs exposant au plomb								
Oui		25,8	(2,1)	42,1	(4,4)	29,2	(1,9)	0,0004
Non		74,2	(2,1)	58,0	(4,4)	70,9	(1,9)	
Loisirs exposant au cadmium								
Oui		15,5	(1,7)	17,3	(2,3)	15,9	(1,4)	0,53
Non		84,5	(1,7)	82,7	(2,3)	84,1	(1,4)	
Effectifs (dans l'échantillon)		818		235		1 053		

¹ Proportion (écart-type de la proportion).

4.2.3 EXPOSITION AUX ÉMISSIONS DE L'INCINÉRATEUR

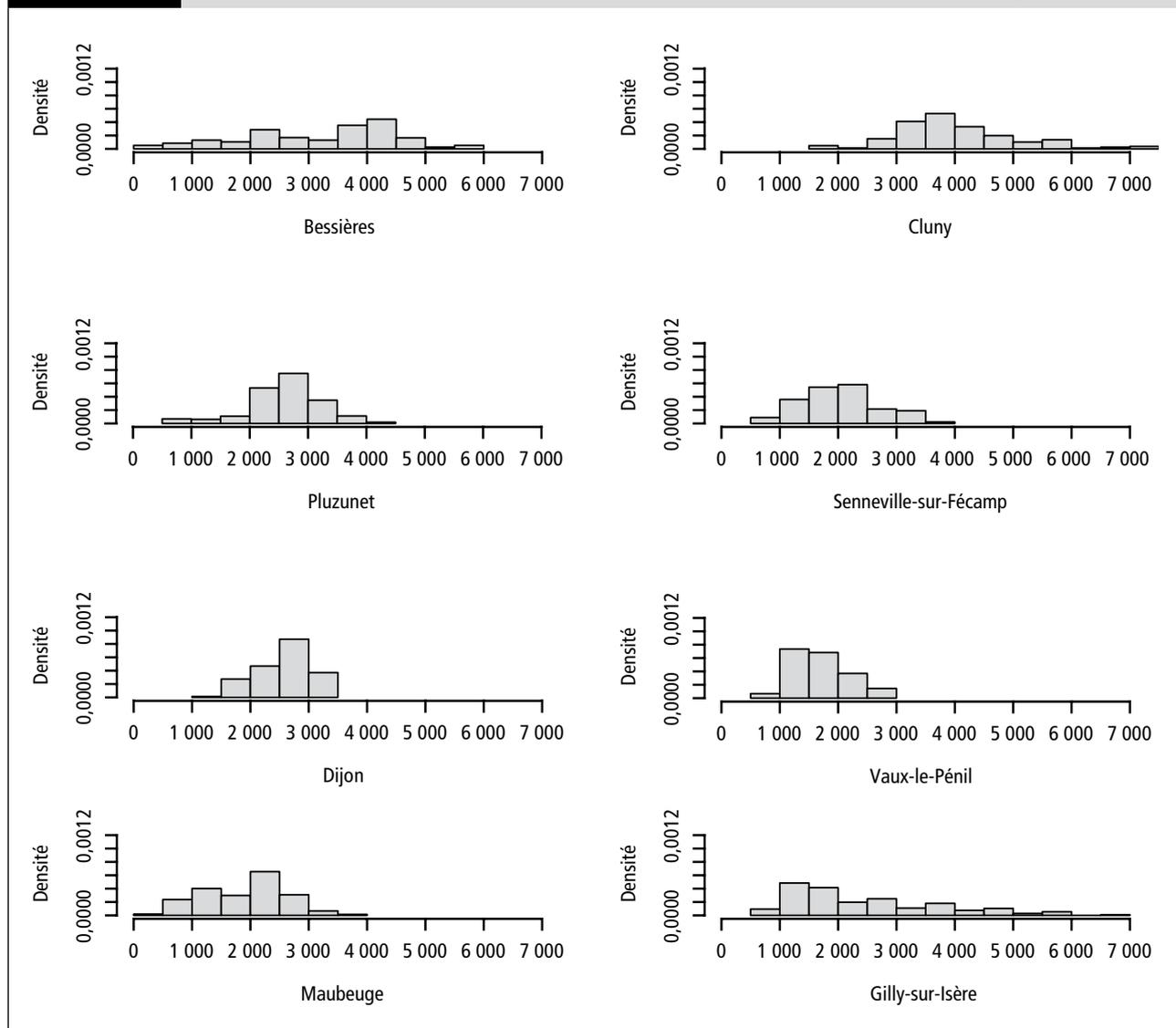
4.2.3.1 Dépôts cumulés

Le dépôt surfacique est représenté sur les différentes cartes de chacun des sites (figures 3A à 3H).

4.2.3.2 Distance à l'incinérateur

Pour chaque individu exposé, la distance à l'incinérateur a été calculée par SIG. La distance médiane à l'incinérateur est de 2,2 km et varie fortement d'un site à l'autre : de 1,6 km à Vaux-le-Pénil à 3,8 km à Cluny (tableau 18, figure 15).

FIGURE 15 DISTRIBUTION DES DISTANCES À L'INCINÉRATEUR EN MÈTRES EN ZONE EXPOSÉE, SELON LE SITE

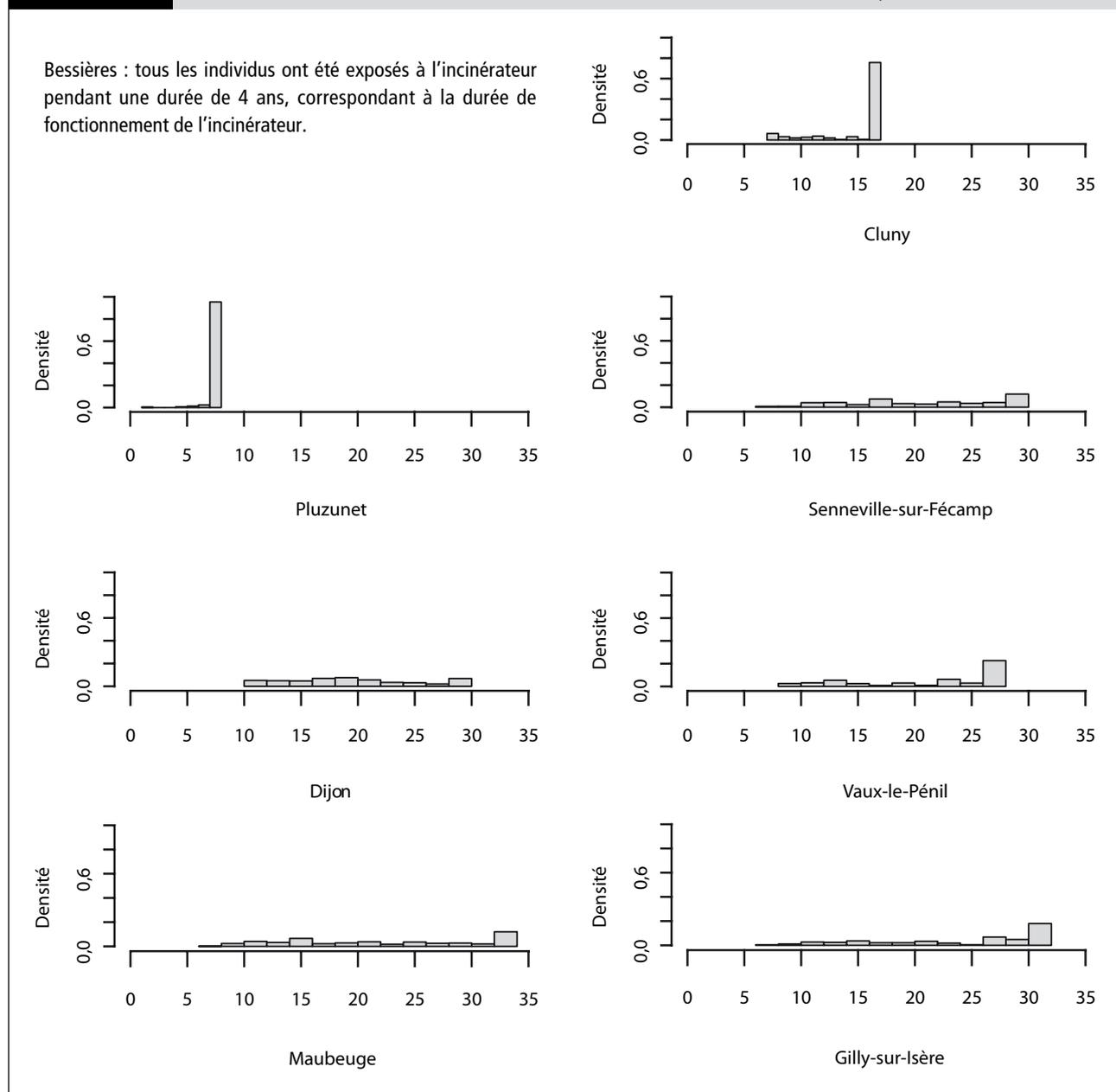


4.2.3.3 Durée d'exposition à l'incinérateur

Le nombre d'années de résidence en zone exposée a été calculé à partir de l'historique des habitations renseigné par le questionnaire en ne prenant en compte que les années correspondant à la période

de fonctionnement de l'incinérateur. Cette durée est nulle pour les non-exposés ; elle est d'au moins 18 ans pour plus de 50 % des personnes de la zone exposée et varie selon les sites ($p < 0,0001$) en raison des durées très variables de fonctionnement des incinérateurs : la durée médiane d'exposition à l'incinérateur varie ainsi de 4 ans à Bessières à 26,8 ans à Gilly-sur-Isère (tableau 18, figure 16).

FIGURE 16 DURÉE D'EXPOSITION À L'INCINÉRATEUR EN ANNÉES EN ZONE EXPOSÉE, SELON LE SITE



4.2.3.4 Durée d'exposition du potager aux retombées du panache

De même, pour les individus possédant un potager en zone exposée, la durée totale d'utilisation du potager a été corrigée en ne prenant en compte que la période de fonctionnement de l'incinérateur pour refléter l'exposition au potager potentiellement contaminé par l'incinérateur.

Quand on possède un potager, le nombre d'années d'exposition des produits du potager aux retombées du panache est de 15 ans en moyenne et varie selon les sites ($p < 0,0001$) toujours en raison des durées très variables de fonctionnement des incinérateurs : la durée médiane d'exposition au potager varie ainsi de 4 ans à Bessières à 23 ans à Maubeuge.

TABLEAU 18 DISTANCE ET DURÉE D'EXPOSITION PAR SITE

	Distance à l'incinérateur en Km		Durée d'exposition à l'incinérateur en années		Durée d'exposition au potager exposé au panache en années	
	Médiane	Min-max	Médiane	Min-max	Médiane	Min-max
Bessières	3,6	0,03-5,9	4	4-4	4	1-4
Pluzunet	2,8	0,5-4,1	8	5-8	8	1-8
Cluny	3,8	1,6-7,1	17	8-17	17	3-17
Senneville-sur-Fécamp	2,0	0,7-3,9	21	7-29	17	2-29
Gilly-sur-Isère	2,0	0,7-6,7	27	8-31	17	5-31
Vaux-le-Pénil	1,6	0,8-2,9	24	9-28	20	4-28
Dijon	2,7	1,3-3,5	20	10-30	15	2-30
Maubeuge	2,1	0,3-3,9	22	7-32	23	3-24
Tous les sites	2,2	0,03-7,1	18	4-32	15	4-31

4.2.4 DESCRIPTION DES INDICATEURS D'EXPOSITION PAR VOIE ALIMENTAIRE

4.2.4.1 Consommation générale

Toutes les variables de la consommation générale sont décrites dans le tableau 19 (moyenne, intervalle de confiance, minimum et maximum).

TABEAU 19		DESCRIPTION DES VARIABLES DE LA CONSOMMATION GÉNÉRALE (QUANTITÉS CONSOMMÉES EN G PAR JOUR)		
Catégories d'aliments	Moyenne	IC_{95%}	Min	Max
Viandes	164,6	[153,4-175,7]	0,7	617,0
Boeuf, veau et agneau	60,3	[55,7-64,8]	0,0	301,0
Porc et charcuterie	56,5	[52,3-60,7]	0,1	278,0
Volaille et lapin	43,7	[39,0-48,2]	0,0	184,1
Abats	5,0	[4,4-5,6]	0,0	91,4
Œufs	27,4	[24,0-30,7]	0,0	169,5
Produits de la pêche	62,1	[52,9-71,4]	0,0	435,0
Poissons maigres	40,2	[33,4-47,0]	0,0	370,5
Poissons gras	8,3	[6,1-10,5]	0,0	82,2
Crustacés et mollusques	8,7	[7,8-9,6]	0,0	130,0
Produits laitiers	360,0	[340,8-379,3]	1,0	1 786,7
Lait	120,9	[106,9-135,0]	0,0	1 402,1
Yaourt et fromage blanc	160,7	[149,9-171,7]	0,0	825,9
Fromage et beurre	79,9	[73,4-86,3]	0,0	421,6
Légumes	397,6	[363,8-431,4]	25,6	1 597,2
Légumes aériens	167,8	[153,1-182,5]	8,5	851,9
Légumes racines	18,9	[15,3-22,5]	0,0	280,8
Fruits	276,1	[252,7-299,6]	0,0	1 565,1
Féculents	343,7	[319,1-368,3]	34,1	1 465,1
Boissons alcoolisées	129,2	[114,7-143,7]	0,0	1 781,4
Eau	1 188,6	[1 148,9-1 228,3]	120,0	3 450,0
Eau du robinet	699,7	[660,6-738,7]	0,0	2 500,0
Eau minérale	488,9	[466,2-511,6]	0,0	1 000,0
Lipides	106,6	[101,0-112,3]	13,5	305,8
Lipides animaux	67,9	[64,0-71,7]	5,6	231,4
Lipides viandes	22,7	[21,1-24,3]	0,1	96,4
Lipides bœuf, veau et agneau	6,9	[6,4-7,4]	0,0	36,9
Lipides porc et charcuterie	10,9	[9,9-11,9]	0,0	79,2
Lipides volaille et lapin	4,2	[3,8-4,7]	0,0	17,8
Lipides abats	0,8	[0,7-0,9]	0,0	14,1
Lipides œufs	3,5	[3,1-3,9]	0,0	21,8
Lipides produits de la pêche	2,9	[2,3-3,4]	0,0	19,8
Lipides poissons maigres	1,4	[1,2-1,7]	0,0	13,1
Lipides poissons gras	1,1	[0,7-1,3]	0,0	10,1
Lipides crustacés et mollusques	0,2	[0,2-0,2]	0,0	3,1
Lipides produits laitiers	38,8	[36,6-41,1]	0,1	174,3
Lipides lait	2,4	[2,1-2,8]	0,0	68,7
Lipides yaourt et fromage blanc	5,2	[4,8-5,5]	0,0	27,1
Lipides fromage et beurre	31,4	[29,3-33,6]	0,0	137,0

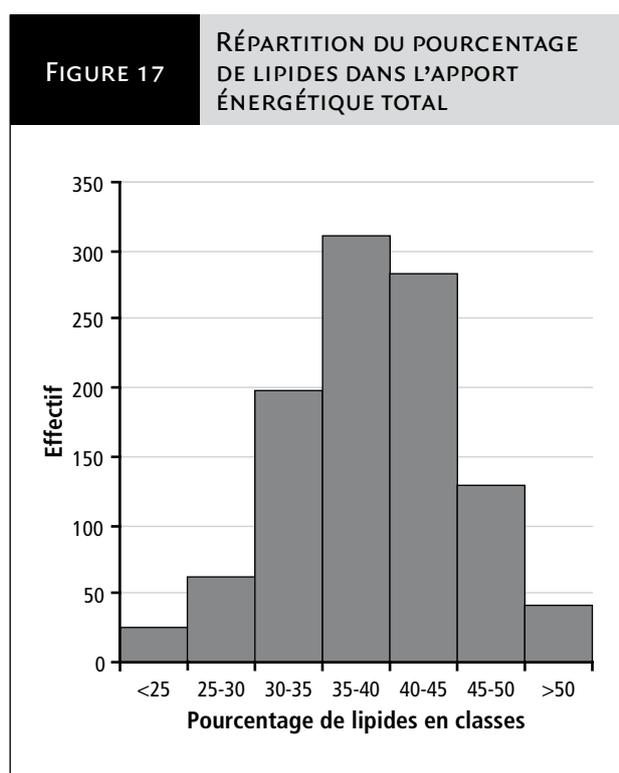
Les quantités sont exprimées en grammes par jour. En moyenne, 106,6 grammes de lipides ont été consommés quotidiennement, dont 68 grammes de lipides provenant de produits animaux. Les quantités d'aliments et de lipides consommées sont très cohérentes avec celles observées lors de l'étude pilote et un peu plus importantes que celles constatées dans l'étude nationale Inca (91 g de lipides par jour en moyenne pour les adultes de 15 ans et plus soit 17 % de moins). Ce résultat peut s'interpréter d'au moins deux façons. D'une part, l'utilisation d'un questionnaire de fréquences de consommation a pu aboutir à un résultat supérieur à l'utilisation d'un carnet de consommation ou semainier dans l'étude Inca [Volatier 2000]. D'autre part, la population enquêtée ici n'est pas représentative de la population française et pourrait être plus fortement consommatrice de lipides. Il faut cependant souligner que les quantités moyennes consommées sont d'un même ordre de grandeur mais un peu plus élevées pour tous les aliments, en comparaison avec la population générale. L'hypothèse d'une surestimation modérée mais systématique des consommations en lien avec la méthode d'enquête apparaît la plus probable.

Le pourcentage de lipides dans les apports énergétiques présenté dans le tableau 20 et la figure 17 apparaît très cohérent avec les données issues de l'étude nationale Inca1 [Volatier 2000]. Par ailleurs, si l'on s'intéresse à la répartition par groupes d'aliments des apports en lipides d'origine animale, il apparaît que cette répartition est très proche dans cette étude de ce qu'elle est en population générale. Dans cette étude, les produits laitiers apportent en moyenne 58 % des lipides d'origine animale, les viandes 33 %, les œufs 5 % et les poissons et produits de la mer 4 %. Dans l'étude nationale de consommation alimentaire Inca1, les contributions de ces groupes d'aliments sont respectivement 52 %, 39 %, 5 % et 4 %.

La consommation générale et notamment les apports lipidiques d'origine animale ne sont pas statistiquement différents selon la zone d'étude exposée (apports lipidiques d'origine animale de 66,7 g/j) ou non-exposée (72,4 g/j; $p=0,6$). Si l'on s'intéresse de façon plus détaillée aux apports lipidiques provenant des différentes catégories d'aliments potentiellement vecteurs de dioxines (viandes, œufs, produits laitiers), on ne distingue pas non plus de différence statistiquement significative entre zone exposée

et zone non-exposée. Pour certains sites, il existe ponctuellement des différences significatives entre zone exposée et zone non-exposée pour la consommation d'une catégorie d'aliments. Par exemple, la consommation de légumes est plus forte dans la zone exposée à Cluny, la consommation de produits de la pêche est plus forte dans la zone exposée à Dijon, la consommation de fruits est plus élevée en zone exposée à Gilly-sur-Isère.

Enfin, des corrélations sont observées entre la consommation de fruits et celle des légumes ($r_{\text{pearson}}=0,47$) la consommation des viandes et celle des féculents ($r_{\text{pearson}}=0,39$) ainsi qu'entre la consommation des viandes et celle des poissons ($r_{\text{pearson}}=0,33$). Ces résultats sont tout à fait conformes à ceux mis en évidence dans les études typologiques des consommations alimentaires [Martin 2000].



TABEAU 20 DESCRIPTION DE L'APPORT ÉNERGÉTIQUE TOTAL ET DU POURCENTAGE DE LIPIDES DANS L'APPORT ÉNERGÉTIQUE TOTAL

	Moyenne	Médiane	Min	99 ^e p
Apports énergétiques (kcal/j)	2 430,0	2 270,7	416,5	5 221,1
% de lipides	38,8	39,0	16,7	54,1

4.2.4.2 Consommation de produits locaux

La répartition de la consommation de produits locaux est présentée dans le tableau 21. Plus de 83 % des individus ont consommé des produits locaux et près de 68 % des produits de leur propre production. Cette consommation locale concerne principalement les légumes et

les fruits (respectivement 70,1 % et 66,6 % de consommateurs). Les produits animaux sont également consommés localement, principalement les œufs et les volailles (respectivement 34,8 % et 28,8 % de consommateurs), mais également les autres types de viandes (bœuf, abats, porc) et les produits laitiers (fromages et lait).

TABLEAU 21 RÉPARTITION DE LA CONSOMMATION LOCALE		
	Nombre de sujets ¹	% de la population
Consommation locale	880	83,6
Propre production	714	67,8
Produits du voisinage	434	41,2
Chasse, pêche et ramassage	244	23,2
Produits de la zone exposée ²	5	0,5
Viandes locales	386	36,7
Bœuf, veau, agneau locaux	140	13,3
Porc, charcuterie locaux	95	9,0
Volaille, lapin locaux	303	28,8
Abats locaux	121	11,5
Œufs locaux	366	34,8
Produits de la pêche locaux	85	8,1
Produits laitiers locaux	127	12,1
Laits locaux	67	6,4
Yaourt, fromage blanc locaux	42	4,0
Fromage, beurre locaux	71	6,7
Légumes locaux	738	70,1
Légumes aériens locaux	735	69,8
Légumes racines locaux	398	37,8
Fruits locaux	701	66,6
Féculents locaux	490	46,5

¹ Effectifs bruts, mais % pondérés (prise en compte du sondage); ² les "produits de la zone exposée" sont ici les produits consommés en zone non-exposée mais en provenance de la zone exposée. Il apparaît bien que la consommation de ces produits qui auraient pu perturber l'interprétation des résultats de l'étude si elle avait été fréquente est très marginale.

La fréquence de la consommation de produits locaux diffère selon la zone d'exposition. Elle est plus élevée dans la population non-exposée pour presque tous les aliments étudiés (tableau 22). Les deux seules exceptions à cette règle sont le lait et les fruits.

Ce résultat peut s'expliquer par le fait que les zones témoins non-exposées ont été choisies dans des régions éloignées de toutes sources d'émissions de dioxines et étaient donc le plus souvent des zones rurales non périurbaines. Il était donc plus aisé de trouver des consommateurs de produits locaux et notamment des agriculteurs dans ces zones rurales.

TABLEAU 22		TAUX DE CONSOMMATION DE PRODUITS D'ORIGINE LOCALE SELON LE TYPE D'ALIMENT ET LA ZONE D'EXPOSITION		
Type d'aliment	Zone exposée	Zone non-exposée	p	
Viandes	31,7 %	54,0 %	<0,001	
Bœuf, veau et agneau	9,2 %	27,7 %	<0,001	
Porc et charcuterie	5,9 %	20,0 %	<0,001	
Volaille et lapin	25,2 %	41,3 %	<0,001	
Abats	8,1 %	23,4 %	<0,001	
Œufs	30,2 %	50,6 %	<0,001	
Produits de la pêche	6,7 %	12,8 %	0,003	
Produits laitiers	10,0 %	19,1 %	<0,001	
Lait	6,0 %	7,7 %	0,35	
Yaourt et fromage blanc	2,8 %	8,1 %	<0,001	
Fromage et beurre	4,9 %	13,2 %	<0,001	
Légumes	67,1 %	80,4 %	<0,001	
Légumes aériens	67,1 %	79,1 %	<0,001	
Légumes racines	34,0 %	51,1 %	<0,001	
Fruits	66,1 %	68,1 %	0,58	
Féculents	43,5 %	57,0 %	<0,001	
Lipides	72,6 %	88,9 %	<0,001	
Lipides animaux	43,6 %	68,1 %	<0,001	
Lipides provenant des viandes	31,7 %	54,0 %	<0,001	
Lipides provenant du bœuf, veau et agneau	9,2 %	27,7 %	<0,001	
Lipides provenant du porc et de la charcuterie	5,9 %	20,0 %	<0,001	
Lipides provenant de la volaille et du lapin	25,2 %	41,3 %	<0,001	
Lipides provenant des abats	8,1 %	23,4 %	<0,001	
Lipides provenant des œufs	30,2 %	50,6 %	<0,001	
Lipides provenant des produits de la pêche	6,7 %	12,8 %	0,003	
Lipides provenant des produits laitiers	10,0 %	19,1 %	<0,001	
Lipides provenant du lait	6,0 %	7,7 %	0,35	
Lipides provenant des yaourts et fromages blancs	2,8 %	8,1 %	<0,001	
Lipides provenant des fromages et du beurre	4,9 %	13,2 %	<0,001	

Les quantités consommées d'aliments d'origine locale sont décrites dans le tableau suivant (moyenne tous consommateurs, effectifs de consommateurs, moyenne seuls consommateurs) et en fonction de la zone d'exposition.

TABLEAU 23

DESCRIPTION DE LA CONSOMMATION LOCALE PARMIS TOUS LES CONSOMMATEURS, LES AUTOCONSOMMATEURS, EN FONCTION DE LA ZONE D'EXPOSITION (EN g PAR JOUR)

Type d'aliment	Tous les consommateurs			Seulement les autoconsommateurs					
	Moyenne	IC _{95%}	N*	Total	Exposés		Non-exposés		Exp/ non- exposés
				Moyenne	N*	Moyenne	N*	Moyenne	p
Viandes	10,1	[8,6-11,6]	386	33,4	259	27,4	127	46,8	<0,01
Bœuf, veau et agneau	3,1	[2,5-3,7]	140	33,9	75	33,8	65	34,0	0,97
Porc et charcuterie	1,6	[1,2-2,1]	95	22,8	48	25,3	47	20,0	0,31
Volaille et lapin	4,7	[3,9-5,5]	303	20,9	206	18,6	97	26,2	0,03
Abats	0,5	[0,4-0,6]	121	5,9	66	5,5	55	6,3	0,44
Œufs	7,2	[6,3-8,0]	366	26,3	247	24,9	119	29,7	0,08
Produits de la pêche	1,2	[0,6-1,8]	85	13,5	55	14,6	30	11,4	0,44
Produits laitiers	12,6	[7,0-18,2]	127	136,0	82	146,9	45	114,3	0,40
Lait	9,7	[4,3-15,1]	67	215,5	49	244,8	18	154,8	0,35
Yaourt et fromage blanc	1,3	[0,7-1,8]	42	40,9	23	39,2	19	42,7	0,84
Fromage et beurre	1,6	[1,1-2,2]	71	28,6	40	26,0	31	33,6	0,45
Légumes	81,5	[68,1-94,9]	738	123,9	549	112,8	189	157,7	0,01
Légumes aériens	37,9	[31,8-44,0]	735	57,9	549	58,0	186	57,5	0,94
Légumes racines	5,3	[4,3-6,2]	398	15,6	278	13,9	120	19,7	0,03
Fruits	37,3	[30,8-43,8]	701	61,5	541	63,9	160	52,8	0,23
Féculeux	22,8	[15,3-30,3]	490	53,8	356	52,6	134	56,9	0,75
Lipides	4,0	[3,4-4,6]	803	5,5	594	4,8	209	7,9	<0,01
Lipides d'origine animale	3,3	[2,8-3,9]	506	7,7	357	7,1	160	9,8	0,04

N* : effectifs bruts, mais moyennes pondérées.

Les données relatives aux seuls consommateurs ne peuvent être cumulées entre elles car elles ne portent pas sur les mêmes consommateurs, ce qui explique que parfois les valeurs pour des sous-catégories (par exemple le lait) peuvent être supérieures aux valeurs pour des catégories plus larges (par exemple les produits laitiers).

Ces consommations concernent des effectifs différents de consommateurs, selon les groupes d'aliments.

Les quantités d'aliments consommés d'origine locale apparaissent modestes pour les produits animaux et plus importantes pour les produits végétaux (légumes, fruits) ; il est plus fréquent de disposer dans son jardin d'un potager ou d'arbres fruitiers que d'un poulailler. Parmi les produits animaux ce sont le lait, les œufs et les volailles qui sont les plus consommés.

Les données quantitatives sur l'autoconsommation sont rares en France. En 1991, l'Insee [Bertrand 1993] estimait les quantités moyennes autoconsommées pour la population française dans son ensemble à 43,2 g/j pour les légumes, 11 g/j pour les fruits métropolitains, 13 g/j pour le lait, 8,3 g/j pour les volailles et lapins, 4,5 g/j pour les œufs. Ces chiffres sont très voisins de ceux des autoconsommateurs de notre étude pour les produits animaux et plus faibles pour les produits végétaux. Ces chiffres datent d'il y a 15 ans à une époque où l'autoconsommation était peut-être plus répandue qu'aujourd'hui.

La proportion de consommateurs de produits locaux d'origine animale et donc de lipides d'origine animale est différente selon la zone d'exposition. Elle est plus forte dans les zones témoins que dans les zones exposées (61,7 % contre 36,6 %) ; les agriculteurs sont une exception, ceux qui consomment le plus sont en zone exposée. Cette différence peut s'expliquer par le fait que les zones témoins étaient définies par leur éloignement de toute source connue d'émission de dioxines et que par conséquent elles étaient toutes rurales.

Si les autoconsommateurs sont globalement plus nombreux en zone non-exposée qu'en zone exposée, leurs autoconsommations ne sont quantitativement supérieures en zone non-exposée par rapport à la zone exposée que pour les viandes et les légumes (tableau 23). Il en résulte que les lipides d'origine animale sont consommés en quantité légèrement plus forte en zone non-exposée. En résumé, les différences d'autoconsommation entre zone exposée et non-exposée sont systématiques pour la proportion d'autoconsommateurs mais limitées aux viandes (surtout volailles) et aux légumes (surtout légumes racines).

Par ailleurs, cette proportion de consommateurs de produits locaux d'origine animale est différente selon les sites. Comme on pouvait s'y attendre, elle est nettement plus élevée dans les sites à dominante rurale avec une présence d'agriculteurs tels que Gilly-sur-Isère (67,4 %), Bessières (62,2 %), Pluzunet (54,5 %) ou Cluny (51,5 %), que dans les sites urbains ou périurbains tels que Dijon (21,0 %), Maubeuge (22,9 %) ou Vaux-le-Pénil (24,2 %) le site de Senneville-sur-Fécamp (38,8 %) étant intermédiaire.

On retrouve le même type de résultat si l'on s'intéresse à l'autoconsommation de produits végétaux (fruits, légumes, pommes de terre – féculents), avec des proportions d'autoconsommateurs plus élevées que pour les produits animaux, aussi bien en zone non-exposée (85,6 %) qu'en zone exposée (72,9 %).

Les consommations locales des différents types d'aliments sont souvent corrélées entre elles. En particulier, la consommation

locale de légumes est fortement corrélée à celle de féculents et pommes de terre ($r_{\text{pearson}}=0,58$) qui indiquent toutes les deux la disposition d'un potager. L'autoconsommation de fruits est aussi corrélée mais plus faiblement à l'autoconsommation de légumes ($r_{\text{pearson}}=0,39$).

4.2.4.3 Consommation d'aliments non produits localement (bruit de fond)

Les quantités moyennes d'aliments consommés ne provenant pas d'une origine locale sont décrites dans le tableau suivant (en grammes par jour).

Globalement, les profils de consommation alimentaire ne provenant pas de la production locale ou de l'autoconsommation sont très similaires entre les zones exposées et non-exposées (tableau 25), ce qui est favorable à l'identification d'un lien éventuel entre le fait de résider dans la zone exposée et l'imprégnation aux PCDD/F.

C'est en particulier le cas pour les produits animaux et donc pour les lipides animaux dont on sait qu'ils sont les principaux aliments

contributeurs à l'exposition aux PCDD/F, en effet, ces substances lipophiles s'accumulent dans les chaînes alimentaires animales.

On observe cependant trois différences significatives de consommation entre zones exposée et non-exposée pour les aliments courants non autoconsommés, avec chaque fois des consommations plus élevées en zone exposée. En premier lieu, les consommations de bœuf, veau et agneau non produits localement sont plus élevées en zone exposée mais cette différence n'a pas d'impact significatif sur la consommation de viande en général qui ne diffère pas selon la zone d'étude.

En second lieu, les consommations de légumes aériens non produits localement sont plus élevées en zone exposée. Il en résulte une consommation plus importante de légumes en zone exposée. Lors des analyses statistiques sur les déterminants de l'imprégnation aux contaminants étudiés, et notamment les métaux lourds qui peuvent être apportés par les légumes aériens, il conviendra de tenir compte de cette plus forte consommation de légumes en zone exposée.

Enfin, les consommations de crustacés et mollusques sont plus élevées en zone exposée mais les différences sont relativement faibles (3 g par jour). Les consommations de produits de la pêche ne diffèrent pas globalement entre les zones exposée et non-exposée.

TABLEAU 24 DESCRIPTION DES QUANTITÉS CONSOMMÉES (EN g PAR JOUR) DES ALIMENTS NON PRODUITS LOCALEMENT (BRUIT DE FOND)		
Type d'aliment	Moyenne	IC _{95%}
Viandes	154,5	[142,7-166,3]
Bœuf + veau + agneau	57,2	[52,4-62,0]
Porc + charcuterie	54,9	[50,5-59,3]
Volaille + lapin	39,0	[34,0-44,0]
Abats	4,6	[3,9-5,2]
Œufs	20,3	[16,7-23,8]
Produits de la pêche	60,9	[51,4-70,4]
Poissons maigres	40,2	[33,2-47,2]
Poissons gras	8,3	[6,1-10,5]
Crustacés + mollusques	8,7	[7,8-9,7]
Produits laitiers	347,4	[327,3-367,6]
Lait	111,2	[97,2-125,2]
Yaourt + fromage blanc	159,5	[147,9-171,0]
Fromage + beurre	78,2	[71,4-85,1]
Légumes	316,1	[289,1-343,2]
Légumes aériens	129,9	[117,7-142,1]
Légumes racines	13,6	[10,3-17,0]
Fruits	238,8	[216,9-260,7]
Féculents	320,9	[300,4-341,4]
Lipides	102,7	[96,9-108,5]
Lipides animaux	64,6	[60,5-68,6]
Lipides viandes	21,6	[19,9-23,2]
Lipides bœuf + veau + agneau	6,6	[6,0-7,2]
Lipides porc + charcuterie	10,6	[9,5-11,7]
Lipides volaille + lapin	3,8	[3,3-4,3]
Lipides abats	0,7	[0,6-0,8]
Lipides œufs	2,6	[2,1-3,0]
Lipides produits de la pêche	2,8	[2,3-3,3]
Lipides poissons maigres	1,4	[1,2-1,7]
Lipides poissons gras	1,0	[0,7-1,3]
Lipides crustacés + mollusques	0,2	[0,2-0,2]
Lipides produits laitiers	37,7	[35,3-40,0]
Lipides lait	1,9	[1,7-2,2]
Lipides yaourt + fromage blanc	5,1	[4,7-5,5]
Lipides fromage + beurre	30,8	[28,5-33,1]

TABLEAU 25

DESCRIPTION DES QUANTITÉS CONSOMMÉES (EN g PAR JOUR) DES ALIMENTS NON PRODUITS LOCALEMENT (BRUIT DE FOND) SELON LA ZONE D'EXPOSITION

Type d'aliment	Moyenne zone exposée	IC _{95%}	Moyenne zone non-exposée	IC _{95%}	p (expo/non-expo)
Viandes	156,9	[143,4-170,4]	145,2	[120,9-169,5]	0,4
Bœuf + veau + agneau	60,6	[54,8-66,4]	44,0	[38,6-49,4]	0,0001
Porc + charcuterie	52,8	[48,5-57,0]	63,0	[49,7-76,3]	0,15
Volaille + lapin	40,0	[34,3-45,6]	35,3	[24,4-46,2]	0,46
Abats	4,3	[3,7-4,9]	5,8	[3,8-7,8]	0,15
Œufs	20,0	[16,8-23,3]	21,1	[9,3-32,9]	0,86
Produits de la pêche	63,3	[51,5-75,2]	51,6	[46,0-57,1]	0,08
Poissons maigres	41,4	[32,7-50,1]	35,7	[30,4-41,0]	0,28
Poissons gras	8,8	[6,0-11,6]	6,4	[5,2-7,6]	0,12
Crustacés + mollusques	9,3	[8,2-10,5]	6,3	[5,2-7,4]	0,0002
Produits laitiers	352,2	[328,2-376,2]	329,0	[298,3-359,7]	0,24
Lait	112,5	[95,8-129,2]	106,1	[84,1-128,0]	0,64
Yaourt + fromage blanc	163,1	[149,1-177,1]	145,4	[131,0-159,8]	0,08
Fromage + beurre	77,8	[69,6-86,0]	79,9	[70,0-89,9]	0,74
Légumes	333,0	[301,2-364,8]	251,0	[211,0-290,9]	0,002
Légumes aériens	136,3	[121,7-150,8]	105,2	[88,3-122,1]	0,006
Légumes racines	14,4	[10,3-18,6]	10,5	[7,7-13,2]	0,11
Fruits	243,5	[217,3-269,6]	220,8	[188,8-252,7]	0,28
Féculents	320,4	[296,5-344,3]	322,7	[284,9-360,4]	0,92
Lipides	102,1	[95,4-108,8]	104,7	[93,7-115,8]	0,69
Lipides animaux	64,1	[59,3-68,8]	66,4	[58,9-73,9]	0,6
Lipides viandes	21,4	[19,7-23,1]	22,1	[17,3-27,0]	0,79
Lipides bœuf + veau + agneau	7,0	[6,3-7,7]	5,1	[4,5-5,8]	0,0001
Lipides porc + charcuterie	10,0	[9,1-10,9]	13,0	[9,1-16,8]	0,14
Lipides volaille + lapin	3,9	[3,3-4,4]	3,4	[2,4-4,5]	0,46
Lipides abats	0,7	[0,6-0,8]	0,9	[0,6-1,2]	0,15
Lipides œufs	2,5	[2,1-3,0]	2,7	[1,2-4,2]	0,87
Lipides produits de la pêche	2,9	[2,3-3,6]	2,3	[2,0-2,6]	0,09
Lipides poissons maigres	1,5	[1,2-1,8]	1,3	[1,1-1,5]	0,28
Lipides poissons gras	1,1	[0,7-1,4]	0,8	[0,6-0,9]	0,12
Lipides crustacés + mollusques	0,2	[0,2-0,2]	0,15	[0,1-0,2]	0,0003
Lipides produits laitiers	37,2	[34,3-40,0]	39,4	[35,9-43,0]	0,34
Lipides lait	1,9	[1,6-2,3]	1,9	[1,4-2,3]	0,73
Lipides yaourt + fromage blanc	5,1	[4,6-5,5]	5,1	[4,5-5,7]	0,99
Lipides fromage + beurre	30,3	[27,6-33,1]	32,7	[29,5-36,0]	0,27

En dehors des fruits et légumes, les quantités moyennes d'aliments consommés ne provenant pas d'une origine locale ne sont pas très différentes des quantités moyennes d'aliments consommés globalement. En effet, même si l'autoconsommation est très fréquente dans notre échantillon, les quantités autoconsommées restent

modestes au regard des consommations totales. Il s'ensuit que dans l'ensemble, les consommations hors produits locaux sont peu corrélées aux consommations locales, (autoconsommation), c'est-à-dire qu'il n'y a pas d'effet de substitution notable.

DESCRIPTION DE LA POPULATION D'ÉTUDE ET DE LA CONSOMMATION ALIMENTAIRE

Population

1 053 participants sur 2 069 individus tirés au sort joignables et répondant aux critères d'inclusion ont accepté de participer à l'étude, soit un taux d'acceptation à l'issue du tirage au sort de 51 %, ce qui est un très bon taux par rapport à d'autres études comparables.

L'âge moyen de l'ensemble de la population d'étude est de 52 ans. Les moyennes d'âge diffèrent entre les sites, avec des personnes plus jeunes sur les sites de Bessières et Maubeuge et plus âgées à Dijon. Il y a 54,7 % de femmes dans l'ensemble de la population ; la répartition hommes/femmes est similaire dans les deux zones d'exposition (exposée/non-exposée) ainsi que dans les différents sites. Les populations des deux zones ont une consommation tabagique comparable. La corpulence, exprimée par l'indice de masse corporelle ($IMC = \text{poids}/\text{taille}^2$) est du même niveau dans les deux groupes (IMC moyens : 26,46 pour les personnes de la zone exposée et 26,07 en zone non-exposée), toutefois la proportion de personnes obèses ($IMC > 30$) est un peu supérieure en zone exposée.

Les personnes de la zone non-exposée vivent plus fréquemment en zone rurale (83 % des non-exposés contre 40 % en zone exposée), dans des fermes, dans un logement ayant un poêle à bois. Le caractère rural des zones témoins est volontaire car directement lié à la nécessité de sélectionner des localisations éloignées de toute source d'émission de dioxines. Parmi cette population, il y a plus d'exploitants/agriculteurs, artisans ou commerçants, et ouvriers. Ils sont plus nombreux à posséder un jardin potager (63,5 % contre 46 %) et brûlent plus souvent des déchets dans leur jardin (au moins une fois par an : 36,4 % contre 20,6 %).

Pour les riverains des UIOM, la distance médiane du lieu de résidence à l'UIOM est de 2,2 km. Le nombre d'années de résidence sous les retombées du panache de l'incinérateur est au moins de 18 ans pour plus de 50 % de la population et varie selon les sites en raison des durées très variables de fonctionnement des incinérateurs.

Consommation alimentaire

Les profils de la consommation alimentaire globale sont assez similaires entre les deux zones d'étude, mais présentent des différences pour la consommation locale.

La consommation alimentaire quotidienne de lipides est en moyenne de 106,6 grammes, dont 67,9 grammes provenant de produits animaux dans lesquels les dioxines peuvent s'accumuler. Elle est un peu supérieure à celle constatée dans l'étude nationale de consommation alimentaire Inca (91 g de lipides par jour en moyenne pour les adultes de 15 ans et plus). Cette différence est probablement liée à une différence dans le recueil des données : utilisation d'un questionnaire de fréquences de consommation dans cette étude, utilisation d'un carnet de consommation dans l'étude Inca [Volatier 2000].

Les apports lipidiques d'origine animale et, en particulier, ceux provenant des différentes catégories d'aliments potentiellement vecteurs de dioxines (viandes, œufs, produits laitiers) ne diffèrent pas statistiquement selon la zone d'étude exposée ou non-exposée.

Plus de 83 % des participants ont consommé des produits locaux et près de 68 % des participants ont consommé des produits issus de leur propre production. Cette consommation locale concerne principalement les légumes et les fruits (respectivement 70,1 % et 66,6 % de consommateurs). Les produits animaux sont également consommés localement, principalement les œufs et les volailles (respectivement 34,8 % et 28,8 % de consommateurs), mais également les autres types de viandes (bœuf, abats, porc) et les produits laitiers (fromages et lait). Il est plus fréquent de disposer dans son jardin d'un potager ou d'arbres fruitiers que d'un poulailler. Ces résultats montrent bien que l'objectif de cibler des sites où la consommation de produits locaux est suffisamment fréquente a été atteint.

La proportion de consommateurs de produits animaux d'origine locale et donc de lipides d'origine animale est plus forte dans les zones non-exposées que dans les zones exposées (61,7 % dans les zones non-exposées contre 36,6 % en zone exposée). Cette différence peut s'expliquer par la plus grande ruralité des zones non-exposées. Comme on pouvait s'y attendre, cette proportion est nettement plus élevée dans les sites à dominante rurale avec une présence d'agriculteurs tels qu'à Gilly-sur-Isère (67,4 %), Bessières (62,2 %), Pluzenet (54,5 %) ou Cluny (51,5 %), que dans les sites urbains ou périurbains tels que Dijon (21,0 %), Maubeuge (22,9 %) ou Vaux-le-Pénil (24,2 %), le site de Senneville-sur-Fécamp (38,8 %) étant intermédiaire.

Les quantités moyennes d'aliments consommés ne provenant pas d'une origine locale ont également été étudiées et ont été dénommées "consommation bruit de fond". Il a été tenu compte de leur influence dans l'analyse de la consommation locale afin d'identifier l'effet propre de cette consommation locale. Même si l'autoconsommation (consommation de sa propre production) est très fréquente dans la population étudiée, les quantités autoconsommées restent modestes au regard des consommations totales.

Les trois chapitres suivants sont consacrés à l'étude des biomarqueurs. En premier, sont présentés les résultats concernant les concentrations sériques de dioxines et PCB, puis ensuite ceux concernant la plombémie et le cadmium urinaire.

4.3 Les dioxines et PCB

4.3.1 TENEURS SÉRIQUES EN DIOXINES ET PCB DANS LA POPULATION D'ÉTUDE (EN TEQ ET PAR CONGÉNÈRE)

Les statistiques descriptives concernant l'imprégnation de la population d'étude par les dioxines et PCB sont résumées dans le tableau 26 qui présente les deux types de facteurs internationaux d'équivalence toxique permettant de calculer les niveaux en TEQ : la nomenclature OMS de 1998 qui permettra des comparaisons avec la littérature internationale et celle plus récente de 2005 (détail des TEF en annexe 14). Par la suite les résultats sont présentés en TEQ_{OMS98}¹ sauf pour les congénères et les PCB non DL.

La moyenne géométrique de la concentration sérique de **dioxines et PCB "dioxin-like"** (PCDD/F+PCB-DL : TEQ total) estimée dans la

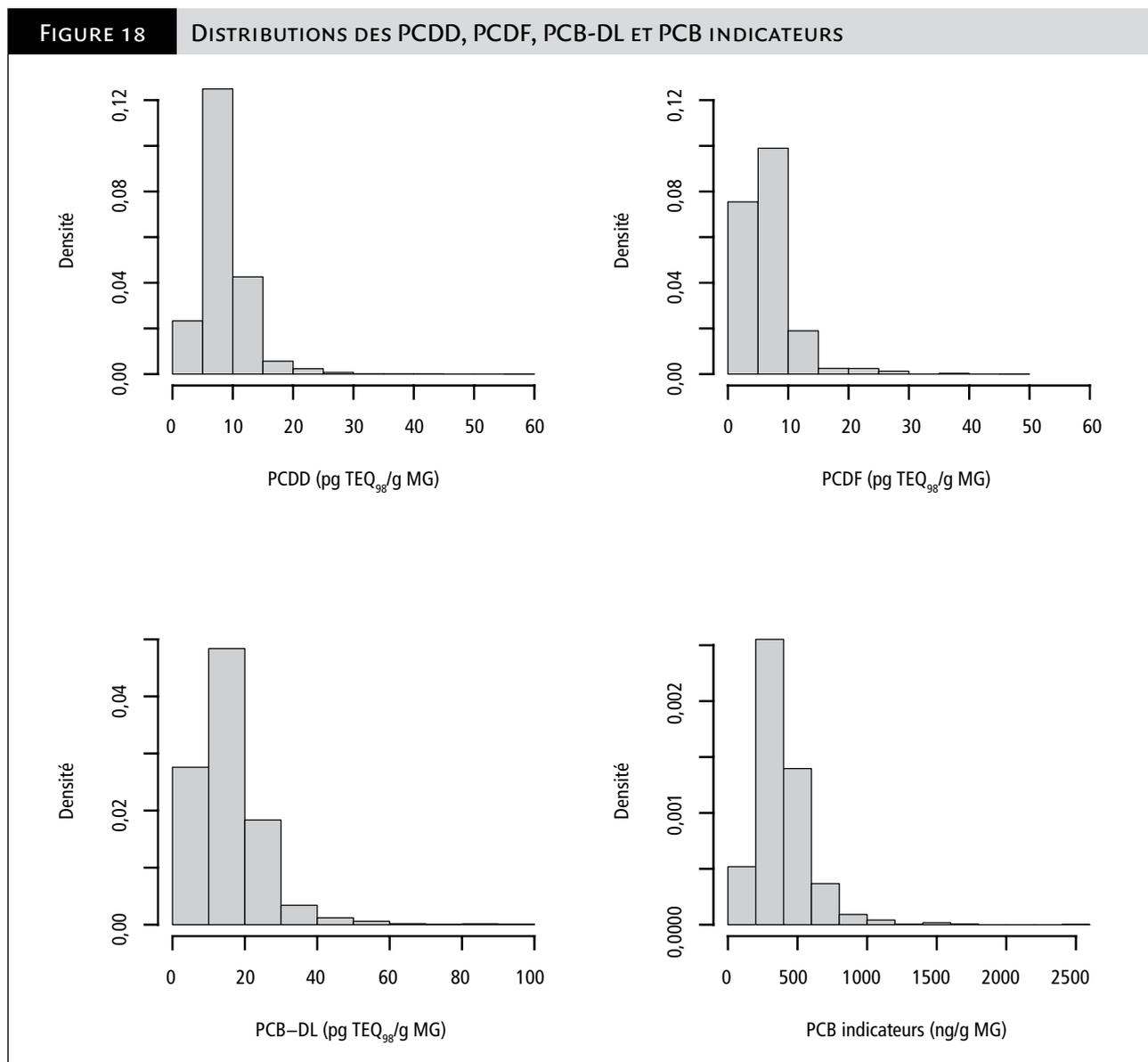
population d'étude est de **27,7 pg TEQ₉₈/g MG** (IC 95 % [26,5 ; 28,9]). Avec les nouveaux TEF 2005, où la toxicité de certaines substances (et donc le TEF) a été revue à la baisse, elle n'est plus que de 18,5 pg TEQ₂₀₀₅/g MG (IC_{95%} [17,7 ; 19,4]). La valeur maximale est de 178,4 pg TEQ₉₈/g MG. Les moyennes géométriques respectives de PCDD/F et de PCB-DL sont de 13,7 et 13,6 pg TEQ₉₈/g MG (respectivement de 11,8 (baisse de 14 %) et 6,4 (baisse de 53 %) pg TEQ₂₀₀₅/g MG, et le taux moyen de lipides dosé dans le sérum est de 0,68 %.

Mesurés en TEQ, les PCDD représentent 56 % des PCDD/F et les PCB-DL contribuent à 51 % du TEQ total (PCDD/F+PCB-DL), c'est-à-dire autant que les PCDD/F; les différentes contributions des congénères selon les TEF 98 et 2005 sont présentées en annexe 15.

Variable	DISTRIBUTION DES DIOXINES, FURANES ET PCB-DL EN pg TEQ ₉₈ /g MG, DES PCB INDICATEURS EN ng/g MG ET DES LIPIDES SANGUINS EN % SUR L'ENSEMBLE DE LA POPULATION (NOMENCLATURES OMS 1998 ET 2005)									
	Moyenne géométrique	IC _{95%}		Moyenne arithmétique	ET ¹	Médiane	Percentile 75	Percentile 95	Min	Max
PCDD ₉₈	7,7	7,4	8,0	8,4	0,1	7,8	10,1	14,8	1,1	59,9
PCDD ₂₀₀₅	7,7	7,4	8,1	8,5	0,1	7,9	10,2	14,9	1,2	60,1
PCDF ₉₈	5,9	5,7	6,2	6,7	0,1	5,8	7,9	13,1	1,0	50,0
PCDF ₂₀₀₅	4,0	3,8	4,1	4,5	0,1	3,9	5,3	8,7	0,8	32,9
PCDD/F ₉₈	13,7	13,2	14,3	15,2	0,3	13,6	17,9	27,6	3,4	79,4
PCDD/F ₂₀₀₅	11,8	11,3	12,3	13,0	0,2	11,8	15,3	22,9	2,7	73,3
PCB-DL ₉₈	13,6	12,9	14,3	15,8	0,4	13,9	19,8	31,7	2,5	99,0
PCB-DL ₂₀₀₅	6,4	6,0	6,8	7,8	0,2	6,5	9,8	17,4	1,0	59,4
PCDD/F+PCB-DL ₉₈	27,7	26,5	28,9	30,9	0,6	27,8	38,2	57,1	7,1	178,4
PCDD/F+PCB-DL ₂₀₀₅	18,5	17,7	19,4	20,8	0,4	18,7	25,4	40,1	5,0	109,3
PCB indicateurs	347,7	334,2	361,8	387,0	7,4	355,5	458,6	713,8	8,0	2466,1
% de lipides	0,66	0,65	0,68	0,68	0,01	0,66	0,73	0,89	0,36	1,72

¹ Ecart type de la moyenne arithmétique.

La distribution des données brutes de dioxines est présentée pour chaque site en annexe 16. La figure 18 présente les distributions (pondérées) de la somme des PCDD, PCDF, PCB-DL (en pg TEQ₉₈/g de MG) et la somme des 4 PCB indicateurs (118, 138, 153, 180) en ng/g de MG.



L'ensemble des analyses statistiques n'a porté que sur les concentrations exprimées avec les TEF 1998. Les comparaisons des TEQ entre zones exposées ou non, pour l'ensemble de la population, pour les catégories d'UIOM et les sites sont présentées dans la figure 19 pour les PCDD/F (box plots; médiane, 25^e et 75^e percentiles et points extrêmes).

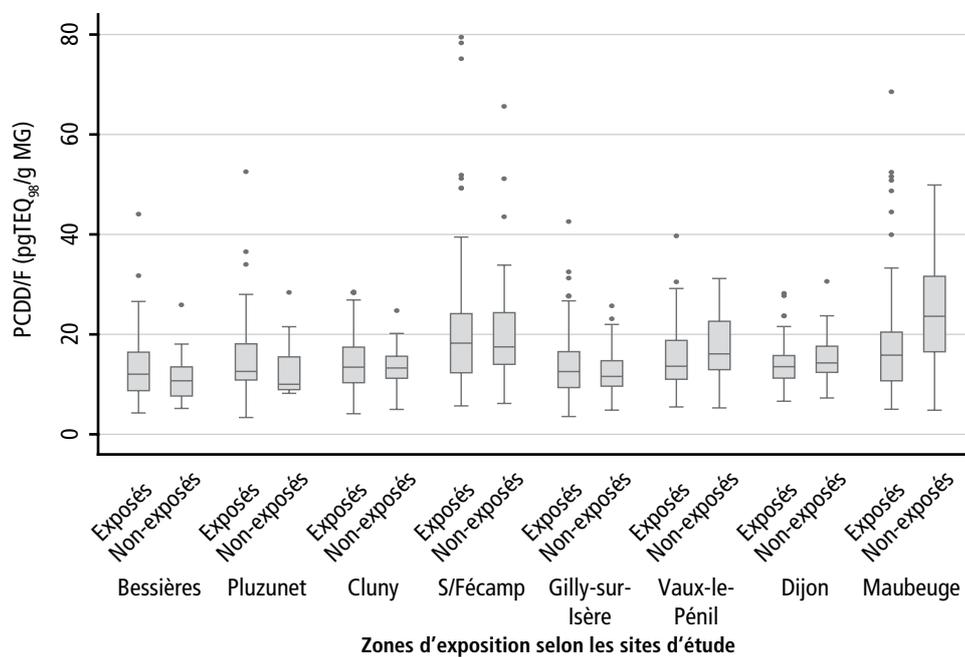
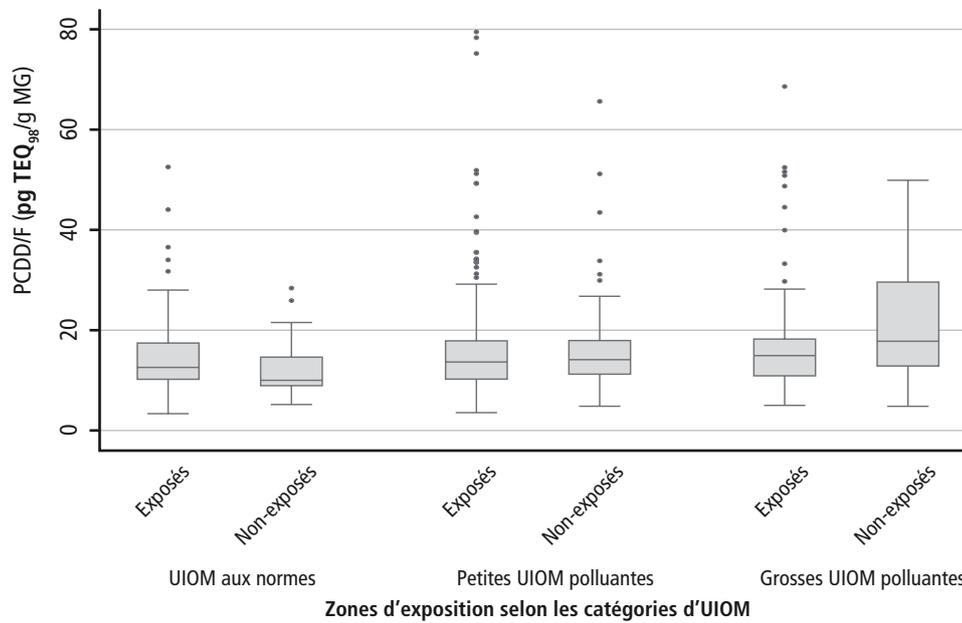
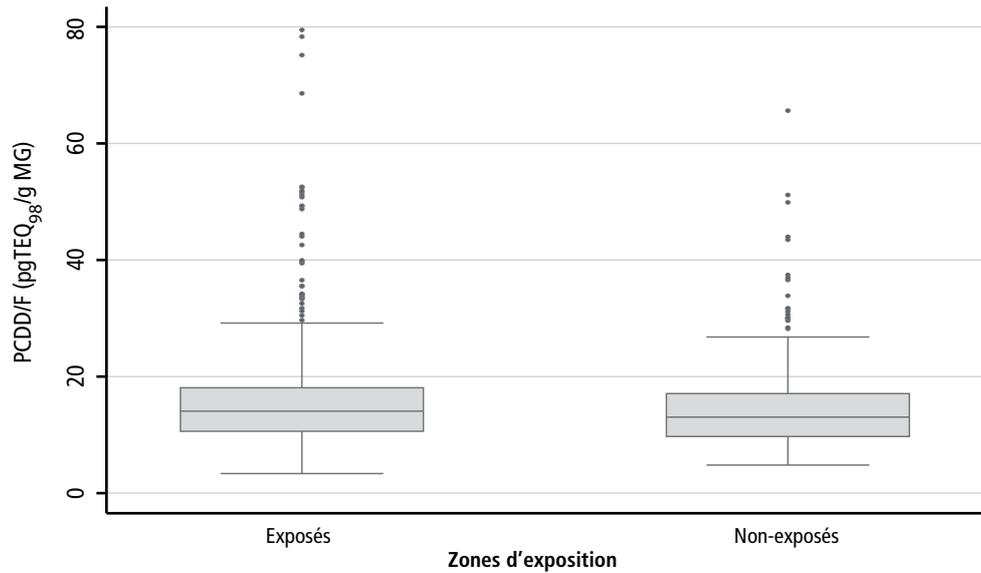
Les moyennes géométriques brutes, exprimées en pg TEQ₉₈/g MG, des personnes des zones exposées ne sont pas significativement plus élevées que celles des personnes des zones non-exposées pour les PCDD/F+PCB-DL (27,9 (exp) vs 26,7 pg TEQ/g MG (non-exp), p=0,34), pour les PCDD/F (13,8 vs 13,5 pg TEQ/g MG p=0,64) et les PCB-DL (13,8 vs 12,8 pg TEQ/g MG, p=0,23).

La différence entre l'imprégnation des personnes exposées et celle des personnes non-exposées n'est statistiquement significative que pour les grosses UIOM ayant pollué avec, paradoxalement, des moyennes géométriques plus élevées chez les non-exposés. Cette différence n'est statistiquement significative que pour le site de Maubeuge et dans une moindre mesure pour celui de Vaux-le-Pénil.

L'analyse qui suit permet de voir si ces résultats persistent après ajustement sur les facteurs de variation et de confusion tels que l'âge et le sexe.

FIGURE 19

DISTRIBUTION DES PCDD/F EN TEQ PAR ZONE D'EXPOSITION, CATÉGORIE D'INCINÉRATEUR, PAR SITE



4.3.1.1 Comparaison internationale

Les valeurs de dioxines observées dans cette étude sont similaires à ce que l'on observe dans d'autres pays d'Europe pour une population non-exposée professionnellement aux dioxines (tableau 27), même si les études étrangères n'ont pas procédé au même type d'échantillonnage,

et ne sont pas nécessairement représentatives de la population générale. Le fait que l'imprégnation moyenne dans notre étude soit plus faible que celle d'autres études moins récentes peut être lié à la tendance générale à la décroissance de l'exposition aux dioxines des populations européennes.

TABLEAU 27 CONCENTRATIONS MOYENNES ¹ ET MÉDIANES DE PCDD/F SÉRIQUES AU NIVEAU INTERNATIONAL EN pg TEQ/g MG (NOMENCLATURES OMS ₉₈ ET OTAN ₈₈)					
Pays	Année de collecte	Effectif	Âge	Concentrations	Références
Finlande	1998	45	40-70	32 (Otan ² , médiane)	Kiviranta <i>et al.</i> 2000
Belgique (Flandre)	1999	200	58,5	48 (OMS, médiane)	Koppen <i>et al.</i> 2002
		47 pools	50-65		
Belgique (Wallonie)	2000	63	53	24 (OMS, moyenne géométrique)	Fierens <i>et al.</i> 2003
			33-66		
Japon	1999	253	20-76	9,8 (OMS, médiane)	Arisawa <i>et al.</i> 2003
	2002	80	26-43	16,1 (OMS, médiane)	Tsukito <i>et al.</i> 2006
	2002-2006	1 374	15-70	12 (OMS, médiane)	Hasegawa <i>et al.</i> 2007
Russie, région d'Irkutsk	2000	50 (pool)	41	14,5 (OMS, moyenne)	Mamontova <i>et al.</i> 2002
Portugal, région d'Oporto	2001	46	42,7	21,7 (OMS, moyenne)	Calheiros <i>et al.</i> 2002
			21-70		
Allemagne	2001	13	np	20,4 (OMS, moyenne)	Fürst et Pöpke 2002
Espagne, Tarragone autour UIOM	2002	20	19-62	17,8 (OMS, moyenne)	Agramunt <i>et al.</i> 2005
Grèce, région d'Athènes	2003	105	43,5	6,8 (OMS, moyenne)	Costopoulou 2006
		10 pools	28-65		
Taiwan, autour UIOM	2000-2004	1 708	18-65	19,7 (OMS, médiane)	Chen <i>et al.</i> 2006
France, la présente étude	2005	1 030	51,9 30-65	13,6 (OMS, médiane)	Fréry <i>et al.</i> 2006

¹ Moyenne arithmétique; pool : plusieurs échantillons mis en commun sur lesquels on ne fait qu'un seul dosage; np : non précisé.

² La nomenclature Otan sous-estime la concentration d'environ 20 % par rapport à la nomenclature OMS.

4.3.1.2 Description des profils

La distribution des différents congénères sur l'ensemble de la population est présentée dans le tableau 28. Les profils des congénères observés au niveau sérique sont représentés sous forme de moyennes géométriques dans les figures ci-dessous (figures 20 à 23) et exprimés en pg/g MG. Ils indiquent la contribution de chaque substance à l'intérieur du mélange.

Les congénères de dioxines, furanes et PCB-DL contribuant le plus à l'exposition (avec et sans TEF, c'est-à-dire en pg TEQ/g MG et en pg/g MG) sont présentés dans les tableaux en annexe 15.

a) Exprimés avec les TEF 1998, parmi les congénères, ce sont les 2,3,4,7,8-PeCDF (37 %), 1,2,3,7,8-PeCDD (29 %), 1,2,3,6,7,8-HxCDD (15 %), 2,3,7,8-TCDD (6 %) qui contribuent le plus au TEQ de PCDD/F (42,2 % du TEQ total) et les PCB 156 (40 %), PCB 126 (31 %), PCB 118 (10 %) et PCB 157 (9 %) qui contribuent le plus au TEQ PCB-DL et constituent 46 % du TEQ total.

Quand on utilise les TEF 2005, ce sont les 1,2,3,7,8-PeCDD (34 %), 2,3,4,7,8-PeCDF (26 %), 1,2,3,6,7,8-HxCDD (17 %), 2,3,7,8-TCDD (7 %) qui contribuent le plus au TEQ de PCDD/F (et à 52,1 % du TEQ total). Les PCB 126 (62 %) et 169 (21 %) contribuent au TEQ de PCB-DL et à 32 % du TEQ total. La contribution des PCB 156, 118 et 157 n'est plus que de 4,1 % du TEQ total.

b) Exprimés sans les TEF, c'est-à-dire en valeurs absolues, les congénères contribuant le plus à l'imprégnation sérique sont l'OCDD (78 %, congénère prédominant si bien que sa moyenne est représentée divisée par 10), la 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD (10 %) et la 1,2,3,6,7,8-HeCDD (7,5 %) pour les dioxines (PCDD), la 2,3,4,7,8-PeCDF (32 %) et l'OCDF (20 %), le 1234678-HpCDF (16 %) et le 1,2,3,6,7,8-HCDF (13 %) pour les furanes, le PCB 118 (37 %) et le PCB 156 (29,5 %) pour les PCB-DL et les PCB indicateurs 180 (44,5 %), 153 (35 %), 38 (16 %).

Comme dans l'étude belge de Fierens *et al.* (2002), le 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, l'OCDF et les PCB 77 et 81 sont quasiment indétectables (tableau 28).

Comme l'indiquent les figures 20 à 23, ces profils se déclinent de façon similaire à l'intérieur de chaque zone d'exposition et chaque site d'étude et ne permettent donc pas de distinguer un incinérateur avec un rejet particulier. Afin de faciliter la représentation, les concentrations ont été multipliées par 10 pour la 2,3,7,8-TCDD, par 100 pour les PCB 126 et 169 et divisée par 10 pour l'OCDD. Toutefois, les individus de la zone non-exposée de Maubeuge semblent présenter une exposition particulièrement élevée en furanes (souvent associés à une exposition industrielle) et également en PCB 156, (dans une moindre mesure en PCB 169), PCB 180 et 153. Même après exclusion

de cinq personnes avec les concentrations de PCDD/F les plus élevées (supérieures à 35 pg TEQ/g de MG), la concentration moyenne des personnes de cette zone d'étude reste élevée en comparaison aux autres zones non-exposées.

On observe une variation de la 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD selon les sites avec la moyenne géométrique la plus élevée dans la zone non-exposée du site de Vaux-le-Pénil. Cependant, ces résultats portent sur les données avant prise en compte des facteurs tels que l'âge, le sexe et la corpulence...

TABLEAU 28 DISTRIBUTION DES CONGÉNÈRES SUR L'ENSEMBLE DE LA POPULATION

	Moyenne géométrique	Min	P50	P75	P95	Max	% données censurées
PCDD (pg TEQ/g MG)	7,7	1,1	7,8	10,1	14,8	59,9	
2,3,7,8 TCDD (pg/g MG)	0,7	0,1	0,9	1,1	1,6	3,7	6,5 %
1,2,3,7,8 PeCDD	3,9	0,1	4,1	5,3	7,6	23,1	0,1 %
1,2,3,4,7,8 HxCDD	2,5	0,2	2,6	3,6	5,2	28,1	1,7 %
1,2,3,6,7,8 HxCDD	20,1	4,0	20,4	26,0	40,2	269,0	0,0 %
1,2,3,7,8,9 HxCDD	2,8	0,2	2,9	3,8	6,1	30,0	0,9 %
1,2,3,4,6,7,8 HpCDD	24,4	2,7	26,3	37,7	71,3	384,0	2,3 %
OCDD	195,3	15,0	192,6	297,7	557,2	1 409,7	0,1 %
PCDF (pg TEQ/g MG)	5,9	1,0	5,8	7,9	13,1	50,0	
2,3,7,8 TCDF (pg/g MG)	0,3	0,0	0,2	0,4	0,8	3,5	62,3 %
1,2,3,7,8 PeCDF	0,1	0,0	0,1	0,3	1,1	4,6	72,1 %
2,3,4,7,8 PeCDF	9,8	0,8	9,6	13,5	21,9	85,5	0,0 %
1,2,3,4,7,8 HxCDF	2,9	0,8	2,8	3,8	6,3	19,9	11,7 %
1,2,3,6,7,8 HxCDF	4,3	1,2	4,1	5,5	8,8	32,6	0,0 %
1,2,3,7,8,9 HxCDF	0,2	0,1	0,2	0,6	1,3	6,5	81,9 %
2,3,4,6,7,8 HxCDF	1,3	0,1	1,4	1,9	3,5	17,1	13,7 %
1,2,3,4,6,7,8 HpCDF	4,2	1,1	3,9	6,1	12,9	150,2	29,7 %
1,2,3,4,7,8,9 HpCDF		0,3				2,3	99,8 %
OCDF		2,8				33,5	99,0 %
PCB-DL (pg TEQ/g MG)	13,6	2,5	13,9	19,8	31,7	99,0	
PCB 77 (pg/g MG)		93,0				450,9	99,2 %
PCB 81		23,3				180,0	96,2 %
PCB 105	1 878	522	1 704	3 010	7 354	44 097	37,5 %
PCB 114	962	69	1 036	1 575	2 663	9 126	2,0 %
PCB 118 ¹	12 041	1 837	12 820	20 342	40 915	139 349	10,6 %
PCB 123	72,7	0,3	112,1	238,6	614,1	3 699,8	12,9 %
PCB 126	34,3	1,9	38,4	60,0	120,3	476,5	1,4 %
PCB 156	11 252	1 326	11 509	15 515	24 589	81 521	0,0 %
PCB 157	2 489	331	2 604	3 478	5 852	21 418	0,0 %
PCB 167	4 213	545	4 466	6 317	9 885	38 792	0,0 %
PCB 169	49,1	6,9	49,5	66,6	104,3	348,8	0,0 %
PCB 189	1 812	232	1 845	2 514	4 212	13 835	0,0 %
PCB indicateurs¹ (ng/g MG)	347,7	8,0	355,5	458,6	713,8	2 466,1	
PCB 138	54,8	1,5	56,4	79,6	136,0	367,0	0,0 %
PCB 153	119,8	0,9	123,4	163,0	265,0	996,2	0,0 %
PCB 180	153,7	1,7	155,1	205,7	325,4	1 039,2	0,0 %

¹ Le PCB 118 est aussi un PCB indicateur. Les TEQ totaux sont exprimés en pg TEQ OMS₉₈/g MG et les divers congénères en pg/g MG et ng/g MG (PCB indicateurs). Les moyennes arithmétiques et écarts-types exprimées en pg-TEQ OMS₉₈/g MG sont présentées dans le tableau 26. Les 4 congénères en gris comportent 99 % des valeurs en dessous de la LOQ ou LOD.

FIGURE 20

PROFILS DES CONGÉNÈRES DE PCDD PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION EN pg/g MG (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES)

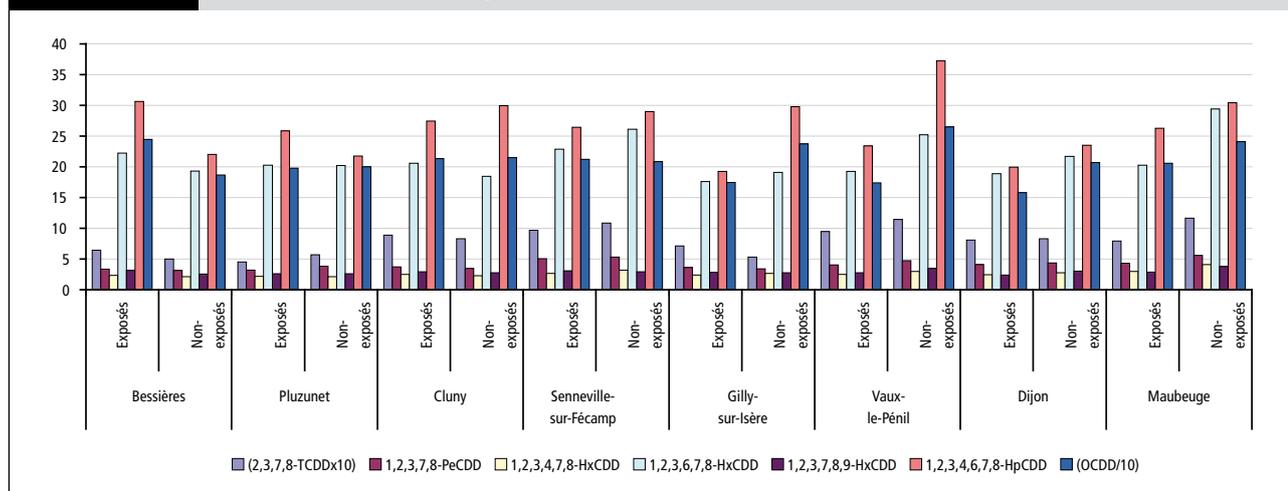


FIGURE 21

PROFILS DES HUIT PRINCIPAUX CONGÉNÈRES DE PCDF PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION EN pg/g MG (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES)

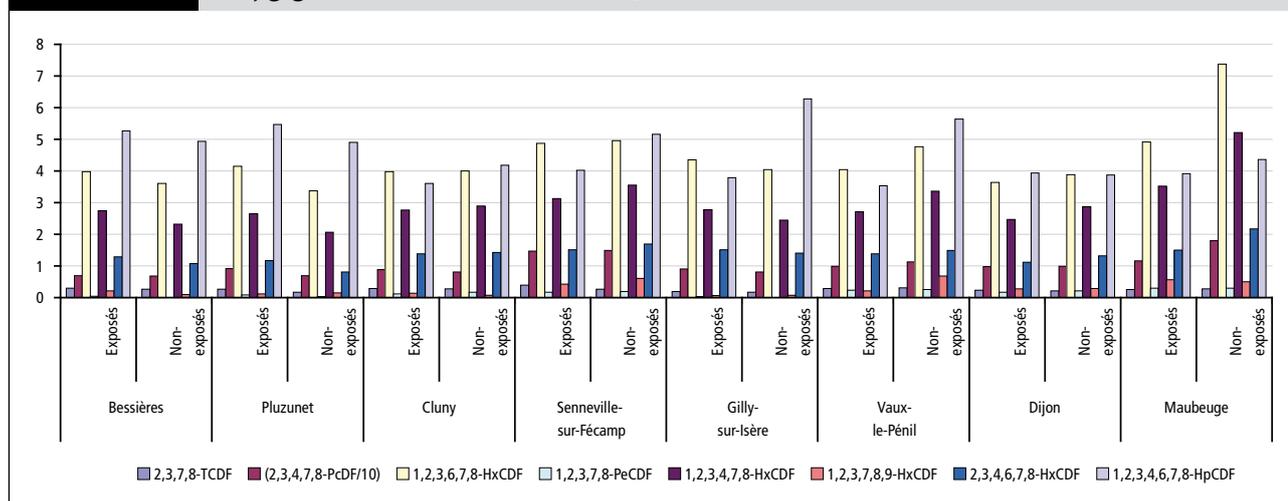


FIGURE 22

PROFILS DES CONGÉNÈRES DE PCB-DL LES PLUS PRÉSENTS PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION EN pg/g MG (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES)

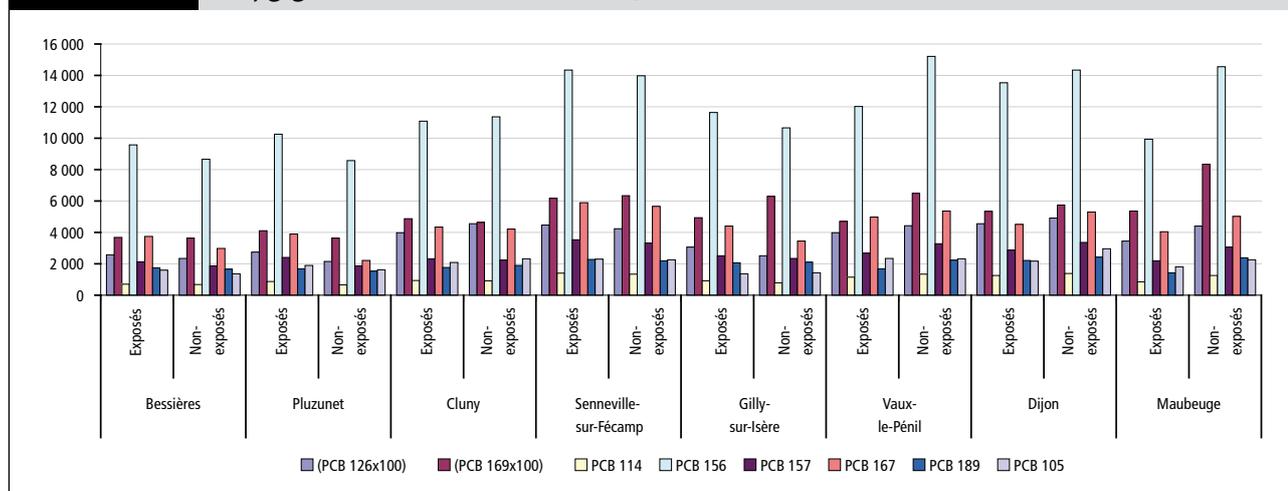
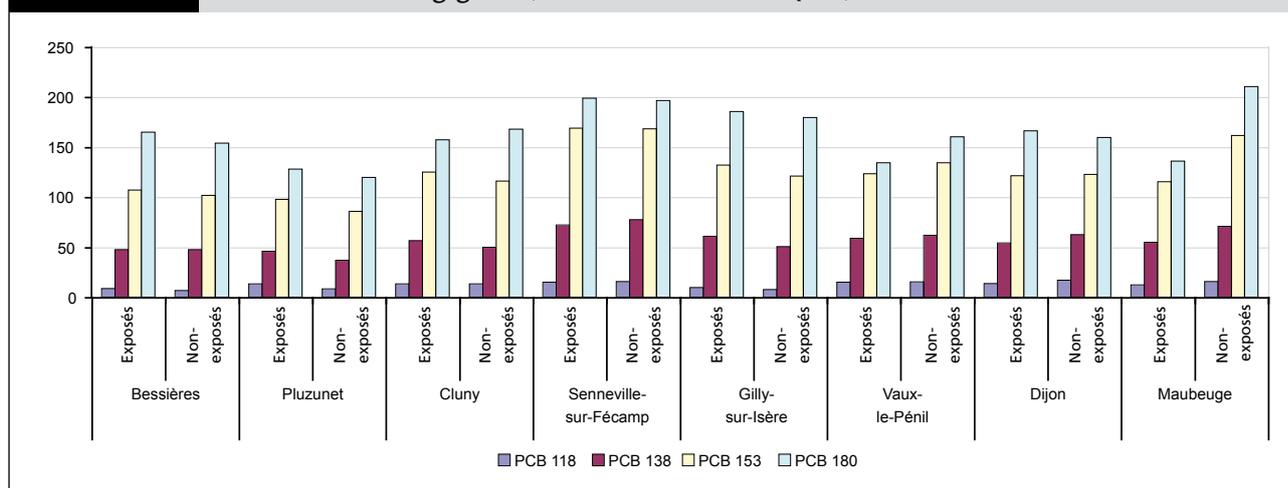


FIGURE 23

PROFILS DES QUATRE PRINCIPAUX CONGÉNÈRES DE PCB INDICATEURS PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION EN ng/g MG (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES)



4.3.2 ANALYSE DES VALEURS ÉLEVÉES DE DIOXINES ET PCB

Une attention particulière s'est portée aux personnes ayant les valeurs les plus élevées de dioxines et PCB afin d'identifier d'éventuelles caractéristiques communes. Ainsi, 1 % des personnes de l'étude ont des valeurs supérieures (percentile 99) à :

- 100 pg TEQ₉₈/g MG pour les PCDD/F+PCB-DL ;
- 50 pg TEQ₉₈/g MG pour les PCDD/F ;
- 58 pg TEQ₉₈/g MG pour les PCB-DL et ;
- 1115 ng /g MG pour les PCB indicateurs.

Ces valeurs ne sont pas des seuils de protection de la santé et ne sont définies que statistiquement.

Ainsi, 11 personnes sont au-delà du percentile 99 pour PCDD/F+PCB-DL et PCB indicateurs, 12 personnes pour les PCDD/F et 13 personnes pour les PCB-DL. Au total 26 personnes dépassent au moins une des quatre valeurs. Elles résident majoritairement dans le site de Senneville-sur-Fécamp, puis dans le site de Maubeuge, comme l'indique le tableau 29.

Quatre personnes dépassent simultanément ces 4 valeurs du 99^e percentile (3 personnes du site de Senneville-sur-Fécamp, 1 du site de Maubeuge).

Parmi les 11 personnes au-delà du percentile 99 de PCDD/F+PCB-DL, 9 ont plus de 56 ans ; 8 sont des hommes. À l'exception de l'une d'entre elles, elles sont toutes en surpoids (IMC>25), dont 5 avec un surpoids important (IMC>30), bien que 3 d'entre elles indiquent avoir perdu du poids récemment.

Sept d'entre elles ont une consommation habituelle de poisson supérieure à la moyenne de la population de l'étude égale à 61 g par

jour. Une d'entre elles réside en zone non-exposée pour le TEQ total, ce qui semble peu et deux pour les PCDD/F. Rappelons néanmoins que pour chaque site, l'effectif des participants en zone exposée est 3-4 fois plus élevé qu'en zone non-exposée (100/30 ; et donc qu'on peut s'attendre à ce qu'il y ait plus de personnes exposées au-delà du 99^e percentile) et que le nombre de personnes concernées est faible. Trois personnes sur 11 avec des valeurs élevées de PCB-DL (ou PCB indicateurs) résidaient en zone non-exposée, ce qui est comparable à la proportion observée en zone exposée et comparable à la proportion de personnes en zone non-exposée dans l'ensemble de l'étude.

Même si les personnes ayant une activité professionnelle actuelle pouvant exposer aux dioxines ont été écartées de l'étude, trois à quatre personnes (selon les substances) ont appartenu par le passé au secteur de la pêche, du transport ou de la métallurgie, secteurs susceptibles d'exposer aux dioxines. Par ailleurs, trois ou quatre personnes exerçaient le métier d'agriculteur.

Quatre personnes ayant des valeurs élevées de PCB-DL travaillent ou ont travaillé dans le secteur hospitalier (paramédical ou bureau) et ceci dans différents sites. Il n'y a pas de source a priori identifiée et connue de PCB-DL dans les hôpitaux.

D'une façon générale, les personnes avec des valeurs élevées de dioxines et/ou PCB sont plus âgées et ont souvent un surpoids. Ce sont plus souvent des hommes. Une consommation de produits de la pêche plus importante que la moyenne est un élément qui semble également contribuer à ces imprégnations plus élevées (le site côtier de Senneville-sur-Fécamp est surreprésenté), ainsi que l'activité professionnelle actuelle ou passée. La zone d'exposition ne semble pas être un facteur déterminant.

TABLEAU 29 NOMBRE D'INDIVIDUS AU-DELÀ DU 99^e PERCENTILE DE DIOXINES ET PCB

Facteurs	PCDD/F+PCB-DL	PCDD/F	PCB-DL	PCB indicateurs
Seuil=99 ^e percentile	>100 pg TEQ ₉₈ /g MG	>50 pg TEQ ₉₈ /g MG	>58 pg TEQ ₉₈ /g MG	>1 115 ng/g MG
N total	11	12	13	11
Site de Senneville-sur-Fécamp	7	7	8	6
Site de Maubeuge	1	4	2	2
Âge>56 ans	9	8 (et 10>54 ans)	11	9
Hommes	8	7	7	9
Surpoids (IMC>25)	10	8	11	10
dont surpoids important (IMC>30)	5		5	5
Perte récente de poids	3	4	4	4
Consommation produits de la pêche>61 g/j ¹	7 (6 sur le site de Senneville/Fécamp)	4 (3 sur le site de Senneville/Fécamp)	5 (4 sur le site de Senneville/Fécamp)	6 (tous sur le site de Senneville/Fécamp)
Réside en zone non-exposée ²	1/11	2/12	3/13	3/11

¹ Consommation habituelle moyenne de poisson (consommation totale : bruit de fond+locale) de la population d'étude.

² Rappelons que pour chaque site, l'effectif des participants en zone exposée est plus de 3 fois plus élevé qu'en zone non-exposée (100/30).

4.3.3 CORRÉLATIONS ENTRE LES CONCENTRATIONS BIOLOGIQUES DE DIOXINES, PCB, PLOMB ET CADMIUM

Les corrélations (coefficient de Pearson et de Spearman) entre les divers biomarqueurs mesurés dans l'étude sont présentées dans les tableaux 30 et 31.

Les concentrations de dioxines (PCDD) exprimées en pg/g MG sont corrélées à celles des furanes (PCDF), et ces concentrations (de dioxines et furanes) sont aussi corrélées à celles des PCB-DL et PCB indicateurs et

montrent la pertinence d'étudier ultérieurement ces familles chimiques de façon regroupée. Ces corrélations sont encore plus fortes lorsque les concentrations sont exprimées en pg TEQ/g MG (annexe 17).

Les concentrations sériques de dioxines et de furanes ne sont pas associées aux concentrations de plomb sanguin ou de cadmium urinaire. En revanche, celles des PCB-DL et PCB indicateurs sont corrélées aux plombémies, ce qui peut traduire un vecteur commun aux PCB et au plomb. Par ailleurs, les concentrations de plomb et de cadmium sont corrélées entre elles, avec un coefficient de corrélation peu élevé ($r=0,12$, $p<0,001$).

TABLEAU 30 CORRÉLATIONS DE PEARSON ENTRE LES CONCENTRATIONS DE BIOMARQUEURS

	PCDD	PCDF	PCDD/F	PCB-DL	PCDD/F+ PCB-DL	PCB indicateurs	Plomb	Cadmium
PCDD (pg/g MG)	1	0,44 <0,0001	0,99 <0,00001	0,28 <0,0001	0,29 <0,0001	0,21 <0,0001	0,001 0,96	-0,030 0,34
	1030	1030	1030	1030	1030	1030	1008	1010
PCDF (pg/g MG)		1	0,51 <0,0001	0,55 <0,0001	0,55 <0,0001	0,58 <0,0001	0,057 0,07	-0,063 0,05
		1030	1030	1030	1030	1030	1008	1010
PCDD/F (pg/g MG)			1	0,32 <0,0001	0,32 <0,0001	0,25 <0,0001	0,006 0,84	-0,034 0,28
			1030	1030	1030	1030	1008	1010
PCB-DL (pg/g MG)				1	0,99998 <0,0001	0,81 <0,0001	0,14 <0,0001	-0,027 0,39
				1030	1030	1030	1008	1010
PCDD/F+PCB-DL (pg/g MG)					1	0,81 <0,0001	0,14 <0,0001	-0,027 0,39
					1030	1030	1008	1010
PCB indicateurs (ng/g MG)						1	0,18 <0,0001	-0,010 0,74
						1030	1008	1010
Plomb (µg/L)							1	0,12 0,0001
							1029	1011
Cadmium (µg/g créat)								1 1033

TABLEAU 31

CORRÉLATIONS DE SPEARMAN ENTRE LES CONCENTRATIONS DE BIOMARQUEURS

	PCDD	PCDF	PCDD/F	PCB-DL	PCDD/F+ PCB-DL	PCB indicateurs	Plomb	Cadmium
PCDD (pg/g MG)	1	0,60	0,99	0,42	0,42	0,30	-0,036	-0,060
		<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,26	0,06
	1 030	1 030	1 030	1 030	1 030	1 030	1 008	1 010
PCDF (pg/g MG)		1	0,65	0,65	0,65	0,58	0,025	-0,052
			<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,42	0,10
		1 030	1 030	1 030	1 030	1 030	1 008	1 010
PCDD/F (pg/g MG)			1	0,45	0,46	0,33	-0,030	-0,062
				<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,34	0,05
			1 030	1 030	1 030	1 030	1 008	1 010
PCB-DL (pg/g MG)				1	0,99	0,82	0,13	-0,006
					<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,85
				1 030	1 030	1 030	1 008	1 010
PCDD/F+PCB-DL (pg/g MG)					1	0,82	0,13	-0,006
						<0,0001	<0,0001	0,85
					1 030	1 030	1 008	1 010
PCB indicateurs (ng/g MG)						1	0,20	0,009
							<0,0001	0,79
						1 030	1 008	1 010
Plomb (µg/L)							1	0,13
								<0,0001
							1 029	1 011
Cadmium (µg/g créat)								1
								1 033

4.3.4 ÉTUDE DES FACTEURS D'EXPOSITION

4.3.4.1 Facteurs de variation et de confusion

L'identification de caractéristiques personnelles ou d'habitudes de vie associées aux dioxines et PCB, permet de tenir compte de leur influence et ainsi d'isoler le rôle propre des facteurs de risque liés à l'environnement de l'incinérateur et à la consommation de produits locaux.

Les caractéristiques personnelles des participants (tableaux 32 et 33) ont un rôle prépondérant sur les concentrations de dioxines et PCB. Globalement, ces facteurs sont similaires pour les dioxines, furanes, PCB-DL et PCB indicateurs. Ceux qui influencent significativement les dioxines et PCB sont l'âge, le sexe, la corpulence, la fluctuation récente

du poids, le statut tabagique, et la catégorie socioprofessionnelle actuelle.

Ces facteurs expliquent 33 % de la variabilité du TEQ total (PCDD/F+PCB-DL) et 23 % de la variabilité des PCDD/F.

L'**âge** est le facteur qui influence le plus fortement les concentrations en dioxines et PCB. L'imprégnation augmente de façon linéaire avec l'âge, avec une hausse de 15 % tous les 5 ans de PCDD/F+PCB-DL ($IC_{95\%}=[12,6\%; 17,4\%]$) et de 10,1 % de PCDD/F ($IC_{95\%}=[7,9\%; 12,3\%]$, $p<0,0001$, tableau 33). Les imprégnations sont en moyenne plus élevées chez les **femmes** que chez les hommes ($p<0,001$, sauf pour les PCB indicateurs). Elles augmentent avec la **corpulence** ($p<0,001$ (tableau 33) pour les dioxines et PCB et $p=0,04$ et $0,007$ pour les PCB-DL et PCB indicateurs respectivement). Cette augmentation par classe de corpulence est présentée dans le tableau 32.

TABLEAU 32

CONCENTRATIONS MOYENNES DU TEQ TOTAL EN FONCTION DES CLASSES DE CORPULENCE (EN pg TEQ/g MG)

Classes de corpulence (IMC)	Moy géom du TEQ total	$IC_{95\%}$	P
Faible et moyenne : IMC<25	28,2	26,4 30,1	0,0105
Forte : 25≤IMC<30	28,6	27,1 30,1	0,0366
Obèse : IMC≥30	31,1	28,6 33,8	classe de référence

Il y a très peu de personnes maigres ($n=8$).

De plus, les **fluctuations récentes de poids** influencent également les concentrations sériques qui sont plus élevées lors de pertes de poids et plus faibles lors de gain de poids ($p < 0,001$).

Les concentrations sériques de PCDD/F et PCB sont différentes selon la **catégorie socioprofessionnelle** avec des niveaux plus élevés chez les agriculteurs ($p < 0,0001$).

Les dioxines et PCB sont associés au **statut tabagique** (fumeur/ex-fumeur/non-fumeur) avec les niveaux moyens plus bas chez les fumeurs puis augmentant chez les ex-fumeurs, et enfin chez les non-fumeurs ($p < 0,01$, sauf pour les PCB indicateurs).

D'autres facteurs d'exposition non liés à l'incinérateur peuvent influencer les concentrations dioxines et PCB (tableaux 33 à 35). Parmi les facteurs identifiés, ceux conservés dans le modèle final du fait de leur signification statistique sont : la présence d'un foyer ouvert ou d'un poêle à bois dans le logement, la pratique d'un loisir susceptible d'exposer aux dioxines, l'urbanisation (centre ville/périphérie, banlieue/zone rurale) et certaines consommations d'aliments non produits localement, appelées consommation de bruit de fond.

Ces facteurs expliquent environ 1 % de la variabilité du TEQ total et 3 % de la variabilité des PCDD/F sur l'ensemble de la population d'étude.

Ainsi, l'imprégnation par les dioxines augmente avec l'exposition au brûlage de bois, que ce soit dans une cheminée avec un **foyer ouvert** ou dans un **poêle** (présence d'un foyer ouvert ($p = 0,03$ pour les PCDD, $p = 0,08$ pour les PCDF et $p = 0,06$ pour les PCDD/F), présence d'un

poêle à bois ($p = 0,07$ pour les PCDD et $p = 0,11$ pour les PCDD/F). L'imprégnation par la 2,3,4,7,8-PeCDF est également augmentée lors de l'utilisation d'une cuisinière à bois. Les concentrations de dioxines sont plus élevées chez les individus pratiquant un **loisir susceptible d'exposer aux dioxines** (cf. questionnaires en annexe) ($p < 0,05$ pour PCDD/F+PCB-DL, PCDF, PCB-DL et $p < 0,001$ pour PCDD et PCDD/F) et ont tendance à l'être pour ceux résidant en **zone rurale** ($p = 0,07$ pour PCDD et $p = 0,11$ pour PCDD/F). L'imprégnation est différente selon le **site** ($p < 0,0001$), avec les concentrations moyennes de TEQ total les plus faibles à Bessières et Pluzunet et les plus élevées à Senneville-sur-Fécamp et Maubeuge. Le site explique environ 4,5 % de la variabilité de PCDD/F et PCB-DL et 7,3 % de la variabilité des PCDD/F.

Les **consommations habituelles** (bruit de fond) **d'abats, de produits laitiers ou d'œufs** (tendance) semblent augmenter la concentration sérique en dioxines (PCDD/F) alors que la consommation de **porc et de charcuterie** la diminue (produits laitiers ($p < 0,10$ pour PCDF et PCDD/F), porcs et charcuterie ($p < 0,05$ pour PCDF et PCDD/F), œufs ($p = 0,10$ pour PCDF) et abats ($p < 0,05$ pour PCDF, PCDD/F, PCB indicateurs et PCDD/F+PCB-DL, $p = 0,06$ pour PCB-DL et $p = 0,12$ pour PCDD)). Pour les TEQ totaux, seule l'association avec les abats est significative (tableau 33).

La **consommation habituelle de poissons** (bruit de fond) n'est pas significativement associée aux dioxines et PCB sériques pour l'ensemble de la population. En revanche, on constate que cette relation existe et qu'elle est particulièrement importante pour les sites de Senneville-sur-Fécamp (TEQ total, $p = 0,0002$ et PCB-DL, $p < 0,0001$) et de Pluzunet (TEQ total, $p = 0,01$ et PCB-DL, $p < 0,005$), les deux sites de l'étude proches de la mer (tableau 34).

TABLEAU 33

POURCENTAGE DE VARIATION DU TEQ TOTAL ET DES PCDD/F POUR LES FACTEURS DE VARIATION ET DE CONFUSION (FACTEURS QUANTITATIFS)

Facteurs	PCDD/F				PCDD/F+PCB-DL				
	Augmentation	% de variation	IC _{95%}	P	% de variation	IC _{95%}	P		
Âge (année)	1	2 %	1,5 %	2,3 %	<0,0001	2,8 %	2,4 %	3,3 %	<0,0001
	5	10,1 %	7,9 %	12,3 %	<0,0001	15 %	12,6 %	17,4 %	<0,0001
	12 ¹	26 %	20 %	32 %	<0,0001	39,8 %	33,0 %	46,9 %	<0,0001
Corpulence (IMC)	1	1 %	0,5 %	1,4 %	<0,0001	0,8 %	0,3 %	1,4 %	0,0025
	5 ¹	5 %	2,6 %	7,4 %	<0,0001	4,2 %	1,4 %	6,9 %	0,0025
Alimentation bruit de fond en grammes de lipides par jour									
Porc, charcuterie	8,5 ¹	-2,9 %	-5,4 %	-0,4 %	0,0227				NS
Abats	1,4 ¹	3,1 %	0,3 %	6,1 %	0,031	3,1 %	0,0 %	6,2 %	0,049
Œufs	2,3 ¹	1,4 %	-0,5 %	3,4 %	0,1535				NS
Produits laitiers	25,3 ¹	2,8 %	-0,5 %	6,2 %	0,095				NS

¹ Augmentation du percentile 25 au percentile 75.

TABLEAU 34

POURCENTAGE DE VARIATION DU TEQ TOTAL ET DES PCB-DL ASSOCIÉ À UNE AUGMENTATION ÉQUIVALENTE À L'INTERVALLE INTERQUARTILE DE LA CONSOMMATION DE PRODUITS DE LA PÊCHE (BRUIT DE FOND) EN GRAMMES DE LIPIDES PAR JOUR

Site	TEQ total			PCB-DL		
	Intervalle ¹ interquartile	% de variation	IC _{95%}	% de variation	IC _{95%}	
Bessières	2	1,1 %	[-3,7 % ; 6,1 %]	2,6 %	[-3,2 % ; 8,7 %]	
Pluzunet	2	6,8 %	[1,6 % ; 12,3 %]	8,6 %	[2,5 % ; 15,0 %]	
Cluny	2	1,4 %	[-3,8 % ; 6,8 %]	4,0 %	[-2,3 % ; 10,7 %]	
Senneville-sur-Fécamp	2	13,9 %	[6,3 % ; 22,0 %]	19,3 %	[10,4 % ; 28,9 %]	
Gilly-sur-Isère	2	-0,2 %	[-4,9 % ; 4,9 %]	1,0 %	[-4,4 % ; 6,7 %]	
Vaux-le-Pénil	2	-0,4 %	[-4,2 % ; 3,5 %]	-1,2 %	[-5,1 % ; 2,9 %]	
Dijon	2	0,5 %	[-3,2 % ; 4,3 %]	1,1 %	[-3,2 % ; 5,6 %]	
Maubeuge	2	-2,6 %	[-4,1 % ; -1,1 %]	-2,5 %	[-4,4 % ; -0,6 %]	

¹ L'intervalle interquartile de la consommation de produits de la pêche (bruit de fond) est égal à 2 grammes de lipides par jour.

La variation observée pour le TEQ total en fonction de la consommation de produits de la mer, n'est pas simplement le reflet de la contribution des PCB-DL. En effet, des variations sur ces mêmes sites sont aussi observées avec les PCDD/F, mais de façon moins marquée et à la limite de la significativité pour le site de Pluzunet.

La quantité de produits de la mer consommée en moyenne (consommation générale : bruit de fond et d'origine locale) sur le site de Senneville-sur-Fécamp est de 72 grammes par jour et de 58 grammes/j à Pluzunet. Si la quantité consommée à Senneville-sur-Fécamp est la plus élevée, elle est néanmoins similaire à celle des résidents du site de Maubeuge (72 g/j), alors qu'elle n'entraîne chez ces derniers aucune variation significative de l'imprégnation. Par ailleurs, la consommation moyenne de produits de la mer des résidents du site de Pluzunet est supérieure à celle des sites de Gilly-sur-Isère, Cluny ou Bessières, mais moindre qu'à Dijon (69 g/j) ou Vaux-le-Pénil (62 g/j). En fait, c'est la consommation locale de poissons ou de produits de la mer qui est effectivement plus importante sur les sites de Senneville-sur-Fécamp (26 g/jour) et Pluzunet (20 g/j) que sur les autres sites (Maubeuge : 15 g/j ; Dijon : 3 g/j ; Gilly-sur-Isère : 14 g/j et inférieure à 10 g/j pour les autres sites). Or on sait par ailleurs que la contamination en PCDD/F et en PCB-DL des poissons de la Manche-Est

est globalement un peu plus élevée que celle des poissons pêchés dans l'Atlantique ou la Méditerranée, même si ces poissons sont conformes à la réglementation européenne [Leblanc 2004].

Lors de l'étude plus spécifique des congénères, on retrouve les mêmes facteurs qui influencent de façon importante les concentrations sériques, à savoir les caractéristiques individuelles (âge, sexe, IMC, un récent changement de poids, le statut tabagique et la catégorie socioprofessionnelle actuelle) et le site de l'incinérateur. On observe aussi que les concentrations sériques des congénères sont un peu plus élevées :

- en zone rurale qu'en zone urbaine ou suburbaine pour la 1,2,3,7,8-PeCDD, la 1,2,3,4,7,8-HxCDD, la 1,2,3,6,7,8-HxCDD, la 1,2,3,7,8,9-HxCDD, l'OCDD, le 2,3,4,6,7,8-HxCDF, le 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF et le PCB 169 ;
- pour les personnes utilisant une cheminée pour la 1,2,3,7,8-PeCDD, la 1,2,3,6,7,8-HxCDD, l'OCDD, le 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF et le PCB 169 ;
- pour les personnes ayant une activité de bricolage susceptible d'exposer aux dioxines pour la 2,3,7,8-TCDD, la 1,2,3,7,8-PeCDD, la 1,2,3,4,7,8-HxCDD, la 1,2,3,6,7,8-HxCDD, la 1,2,3,7,8-HxCDD, l'1,2,3,4,6,7,8-HpCDD et l'OCDD.

TABLEAU 35

MOYENNES AJUSTÉES DE PCDD/F+PCB-DL (TEQ TOTAL) EN pg TEQ/g MG BASÉES SUR LE MODÈLE FINAL

Facteurs	Moy. géo. ajustées en pg TEQ/g MG	IC _{95%}	p	
Sexe				
Homme	26,6	25,1	28,2	<0,0001
Femme	30,8	28,9	32,8	
CSP actuelle				
Exploitant/agriculteur	37,0	32,9	41,7	<0,0001
Artisan/commerçant	27,5	24,6	30,8	
Cadre	28,2	25,8	30,7	
Prof intermédiaire	26,0	22,7	29,8	
Employé	28,8	26,7	31,0	
Ouvrier agricole ou non agricole	24,6	22,0	27,4	
Autre	30,1	27,7	32,8	
Retraité	28,3	26,3	30,5	
Fluctuation du poids les 6 derniers mois				
Gain de poids	26,2	24,3	28,1	0,0002
Poids stable	28,2	26,7	29,8	
Perte de poids	31,8	29,4	34,3	
Tabac				
Fumeur	26,0	24,0	28,3	0,0006
Ex-fumeur	29,5	27,7	31,4	
Non fumeur	30,5	28,9	32,3	
Bessières	24,3	22,0	26,8	
Site				
Pluzunet	25,2	22,7	28,0	<0,0001
Cluny	28,2	26,0	30,5	
Senneville-sur-Fécamp	35,8	33,0	38,9	
Gilly-sur-Isère	25,4	23,5	27,4	
Vaux-le-Pénil	30,3	27,8	33,0	
Dijon	29,9	27,9	32,1	
Maubeuge	31,8	29,3	34,6	
Pratique de loisirs exposant aux dioxines				
Non	27,3	25,8	28,8	0,0023
Oui	30,1	28,1	32,1	
Présence d'un poêle dans le logement				
Non	28,0	26,7	29,3	0,1430 ¹
Oui	29,3	27,3	31,4	
Présence d'un foyer ouvert dans le logement				
Non	28,1	26,6	29,7	0,2355 ²
Oui	29,2	27,3	31,1	
Zone urbaine				
Centre ville	27,5	25,0	30,2	0,2632 ³
Banlieue, périphérie de ville	28,4	26,2	30,8	
Zone rurale	30,1	28,3	32,0	

¹ $p < 0,05$ pour PCDD, $p = 0,06$ pour PCDD/F, $p = 0,08$ pour PCDF.

² $p < 0,10$ pour PCDD et $p = 0,11$ pour PCDD/F.

³ $p = 0,07$ pour PCDD et $p = 0,11$ pour PCDD/F.

Facteurs d'ajustement : âge, sexe, IMC, CSP actuelle, fluctuation du poids les 6 derniers mois, tabagisme, localisation de l'UIOM, présence d'un foyer ouvert dans le logement, présence d'un poêle dans le logement, loisirs exposant aux dioxines, urbanisation, zone d'exposition, alimentation bruit de fond (lipides abats), alimentation locale (lipides viande de porc, abats, œufs et produits laitiers).

4.3.4.2 Facteurs d'exposition associés aux incinérateurs

Les facteurs de risque sont étudiés après prise en compte (ajustement) des facteurs de variation et de confusion précédemment identifiés. Ils concernent les facteurs d'exposition à l'UIOM (habitat dans la zone exposée (oui/non), distance de

l'habitat à l'incinérateur, dépôt surfacique cumulé au sol et durée d'exposition à l'incinérateur en années), l'alimentation locale provenant de la zone de retombée du panache des incinérateurs et les facteurs d'exposition au potager (possession d'un potager, superficie du potager et durée d'exposition du potager à l'UIOM en années). Parmi ces indicateurs de l'exposition à l'incinérateur, seule l'alimentation locale demeure significative.

Sur l'ensemble de la population d'étude, elle explique 1,2 % de la variabilité des TEQ totaux (sur les 44 % de la variance expliquée par l'ensemble des facteurs dans le modèle final) et 1,5 % de la variabilité des PCDD/F (sur les 40 %) ; néanmoins une partie de la variabilité expliquée par les facteurs de variation reflètent l'exposition locale.

Habitation au voisinage de l'incinérateur

Les tableaux 36 à 39 présentent après ajustement les concentrations moyennes des dioxines et PCB dans la population selon la **zone d'exposition**, par **catégorie d'UIOM** et par **site**. Rappelons que les sites de Bessières et Pluzunet correspondent aux UIOM récentes aux normes, que ceux de Cluny, Gilly-sur-Isère, Senneville-sur-Fécamp et Vaux-le-Pénil correspondent aux petites UIOM ayant pollué par le passé et ceux de Dijon et Maubeuge aux grosses UIOM ayant pollué par le passé.

Quand on étudie de façon globale la zone d'exposition pour l'ensemble de la population, le fait de résider autour d'un incinérateur n'augmente pas de façon statistiquement significative la concentration sérique moyenne de dioxines (PCDD/F, zone exposée, Mg (moyenne géométrique)=14,3 pg TEQ/g MG, IC_{95%} [13,6 ; 15,1] versus zone non-exposée, Mg=14,1 pg TEQ/g MG, IC_{95%} [13,3 ; 15,0], tableau 37, ni de PCB-DL (zone exposée, Mg=14,3 pg TEQ/g MG, IC_{95%} [13,5 ; 15,1]) versus zone non-exposée, Mg=14,3 pg TEQ/g MG, IC_{95%} [13,3 ; 15,3], tableau 38), ni de PCB indicateurs (zone exposée, Mg=364,1 ng/g MG, IC_{95%} [347,4 ; 381,5] versus zone non-exposée, Mg=372,6 ng/g MG, IC_{95%} [349,2 ; 397,5], tableau 39).

Les variations entre UIOM sont observées aussi bien en zone exposée qu'en zone non-exposée. La variation significative de l'imprégnation selon la zone d'exposition observée pour les petites UIOM ayant pollué par le passé traduit en fait essentiellement celle observée sur le site de Gilly-sur-Isère. En fait, parmi les UIOM ayant pollué par le passé (petites et grosses UIOM), les moyennes les plus basses de TEQ total et de PCDD/F observées dans la population en zone exposée concerne le site de Gilly-sur-Isère : l'imprégnation en zone exposée à Gilly-sur-Isère est inférieure à celle de la moyenne des zones exposées pour tous les autres sites anciens et similaire à celles des sites récents. Cependant, il est également le seul site où l'imprégnation moyenne en zone exposée est statistiquement supérieure à celle de la zone non-exposée.

Les résultats par site indiquent que les moyennes de dioxines après ajustement restent les plus basses à Bessières et Pluzunet, les deux sites correspondant aux incinérateurs aux normes, et les moyennes les plus élevées concernent le site de Senneville-sur-Fécamp qui se distingue de tous les autres, et dans une moindre mesure celui de Maubeuge. Toutefois, pour ces deux sites de Senneville-sur-Fécamp et de Maubeuge, les concentrations moyennes des habitants des zones témoins sont également les plus élevées, particulièrement celles du site témoin de Maubeuge : supérieures d'environ 10 pg TEQ/g MG pour le TEQ total et de 7 pg TEQ/g MG pour les PCDD/F à celles des zones non-exposées des sites de Pluzunet et de Bessières.

TABLEAU 36	CONCENTRATIONS MOYENNES DE PCDD/F+PCB-DL (TEQ TOTAL) EN pg TEQ/g MG SELON LA ZONE D'EXPOSITION POUR L'ENSEMBLE DE LA POPULATION ET PAR CATÉGORIE D'UIOM ET PAR SITE (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES AJUSTÉES ET IC _{95%})						
	Total		Exposés		Non-exposés		Comparaison expo/non-expo
PCDD/F+PCB-DL	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	P
Ensemble de la population	28,6	[27,2 ; 30,1]	28,9	[27,4 ; 30,4]	28,4	[26,5 ; 30,3]	0,58
Catégories d'UIOM							
Grosses UIOM aux normes	25,2	[23,0 ; 27,7]	24,9	[22,3 ; 27,8]	25,7	[23,2 ; 28,5]	0,60
Petites UIOM ayant pollué	29,3	[27,7 ; 31,0]	29,6	[27,9 ; 31,4]	28,0	[25,7 ; 30,4]	0,18
Grosses UIOM ayant pollué	31,2	[29,1 ; 33,5]	30,9	[28,5 ; 33,5]	33,6	[30,5 ; 37,0]	0,14
Sites							
Bessières	24,3	[22,0 ; 26,8]	23,9	[21,6 ; 26,3]	25,1	[21,6 ; 29,1]	0,47
Pluzunet	25,2	[22,7 ; 28,0]	25,1	[21,9 ; 28,8]	25,3	[22,6 ; 28,4]	0,91
Cluny	28,2	[26,0 ; 30,4]	28,3	[26,3 ; 30,5]	28,2	[24,7 ; 32,2]	0,95
Senneville-sur-Fécamp	35,8	[32,9 ; 38,9]	36,9	[33,6 ; 40,5]	33,5	[29,6 ; 37,9]	0,18
Gilly-sur-Isère	25,4	[23,5 ; 27,4]	26,2	[24,1 ; 28,5]	21,8	[19,5 ; 24,5]	0,01
Vaux-le-Pénil	30,3	[27,8 ; 33,0]	30,8	[28,1 ; 33,8]	28,3	[25,1 ; 31,9]	0,24
Dijon	29,9	[27,9 ; 32,1]	30,2	[28,0 ; 32,6]	29,9	[26,5 ; 33,8]	0,87
Maubeuge	31,8	[29,2 ; 34,6]	31,8	[28,7 ; 35,1]	35,4	[31,3 ; 40,0]	0,18

Moy. géo. : moyenne géométrique ; facteurs d'ajustement : âge, sexe, IMC, CSP actuelle, fluctuation du poids les six derniers mois, tabagisme, localisation de l'UIOM, présence d'un foyer ouvert dans le logement, présence d'un poêle dans le logement, loisirs exposant aux dioxines, urbanisation, zone d'exposition, alimentation bruit de fond (lipides abats), alimentation locale (lipides viande de porc, abats, œufs et produits laitiers).

Dans le modèle multivarié final, les autres facteurs d'exposition à l'UIOM (**distance du lieu de résidence à l'UIOM**, dépôt de dioxines cumulé au sol, **durée de résidence sous le panache**) n'étaient pas significativement liés aux concentrations sériques de dioxines et PCB et

ceci aussi bien pour les anciens incinérateurs ayant pollué que pour les plus récents aux normes. Toutefois, quand on étudie ces facteurs dans différents groupes de consommateurs (agriculteurs consommateurs de produits locaux, particuliers consommateurs de produits animaux

et végétaux d'origine locale, particuliers consommateurs de végétaux d'origine locale, particuliers consommateurs de produits du voisinage et non consommateurs de produits locaux), on observe des relations uniquement **chez les agriculteurs consommant des produits locaux**. Leur imprégnation en dioxines diminue quand la distance

entre leur résidence et l'incinérateur augmente ($p < 0,0001$) et s'accroît avec la durée de résidence sous le panache de l'incinérateur ($p = 0,048$; tendance observée aussi avec les particuliers consommateurs de graisses animales d'origine locale, $p = 0,12$). En revanche, aucune relation avec le dépôt de dioxines cumulé au sol n'a été observée.

TABLEAU 37

CONCENTRATIONS MOYENNES DE PCDD/F EN pg TEQ/g MG SELON LA ZONE D'EXPOSITION, POUR L'ENSEMBLE DE LA POPULATION ET PAR CATÉGORIE D'UIOM ET PAR SITE (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES AJUSTÉES ET IC_{95%})

PCDD/F	Total		Exposés		Non-exposés		Comparaison expo/non-expo P
	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	
Ensemble de la population	14,2	[13,5; 15,0]	14,3	[13,6; 15,1]	14,1	[13,3; 15,0]	0,62
Catégories d'UIOM							
Grosses UIOM aux normes	12,8	[11,6; 14,1]	12,5	[11,1; 14,0]	13,3	[12,1; 14,6]	0,25
Petites UIOM ayant pollué	14,3	[13,5; 15,1]	14,5	[13,7; 15,4]	13,3	[12,2; 14,5]	0,05
Grosses UIOM ayant pollué	15,8	[14,8; 16,9]	15,7	[14,5; 16,9]	17,0	[15,4; 18,7]	0,15
Sites							
Bessières	12,4	[11,3; 13,5]	12,2	[11,2; 13,3]	12,8	[11,2; 14,8]	0,43
Pluzunet	12,8	[11,4; 14,4]	12,6	[10,8; 14,6]	13,2	[11,9; 14,6]	0,48
Cluny	13,1	[12,2; 14,1]	13,5	[12,6; 14,5]	12,6	[11,1; 14,4]	0,31
Senneville-sur-Fécamp	18,2	[16,9; 19,6]	18,7	[17,2; 20,3]	17,0	[15,0; 19,3]	0,18
Gilly-sur-Isère	12,6	[11,6; 13,6]	13,0	[12,0; 14,1]	10,7	[9,5; 12,1]	0,01
Vaux-le-Pénit	14,8	[13,6; 16,1]	15,0	[13,6; 16,4]	13,9	[12,0; 16,0]	0,35
Dijon	13,8	[12,9; 14,7]	14,0	[13,0; 15,0]	13,4	[12,0; 15,0]	0,51
Maubeuge	17,2	[15,8; 18,7]	17,0	[15,4; 18,7]	19,6	[17,2; 22,3]	0,08

Facteurs d'ajustement : âge, sexe, IMC, CSP actuelle, fluctuation du poids les 6 derniers mois, tabagisme, localisation de l'UIOM, présence d'un foyer ouvert dans le logement, présence d'un poêle dans le logement, loisirs exposant aux dioxines, urbanisation, zone d'exposition, alimentation bruit de fond (lipides abats, porc, œufs et produits laitiers), alimentation locale (lipides viande de porc, abats, œufs et produits laitiers).

TABLEAU 38

CONCENTRATIONS MOYENNES DE PCB-DL EN pg TEQ/g MG SELON LA ZONE D'EXPOSITION, POUR L'ENSEMBLE DE LA POPULATION ET PAR CATÉGORIE D'UIOM ET PAR SITE (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES AJUSTÉES ET IC_{95%})

PCB-DL	Total		Exposés		Non-exposés		Comparaison expo/non-expo P
	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	
Ensemble de la population	14,3	[13,6; 15,1]	14,3	[13,5; 15,1]	14,3	[13,3; 15,3]	0,99
Catégories d'UIOM							
Grosses UIOM aux normes	12,4	[11,5; 13,5]	12,3	[11,1; 13,6]	12,5	[11,2; 14,0]	0,81
Petites UIOM ayant pollué	14,8	[13,9; 15,7]	14,7	[13,8; 15,7]	14,6	[13,5; 15,9]	0,89
Grosses UIOM ayant pollué	15,2	[14,1; 16,4]	15,0	[13,9; 16,2]	16,4	[14,8; 18,2]	0,09
Sites							
Bessières	12,2	[11,2; 13,3]	12,0	[11,0; 13,2]	12,8	[11,1; 14,7]	0,47
Pluzunet	12,3	[11,2; 13,6]	12,4	[10,9; 14,3]	12,3	[10,7; 14,1]	0,91
Cluny	14,9	[13,7; 16,3]	14,6	[13,4; 15,9]	15,6	[13,4; 18,2]	0,38
Senneville-sur-Fécamp	17,3	[15,7; 19,1]	17,7	[15,8; 19,8]	16,4	[14,4; 18,7]	0,34
Gilly-sur-Isère	12,6	[11,6; 13,8]	12,9	[11,8; 14,2]	11,3	[10,1; 12,6]	0,04
Vaux-le-Pénit	15,3	[14,0; 16,8]	15,5	[14,0; 17,1]	14,9	[13,5; 16,6]	0,6
Dijon	15,9	[14,7; 17,2]	16,0	[14,8; 17,3]	16,0	[13,7; 18,6]	0,97
Maubeuge	14,6	[13,3; 15,9]	14,5	[13,2; 16,0]	16,2	[14,3; 18,3]	0,12

Facteurs d'ajustement : âge, sexe, IMC, CSP actuelle, fluctuation du poids les six derniers mois, tabagisme, localisation de l'UIOM, présence d'un foyer ouvert dans le logement, présence d'un poêle dans le logement, zone d'exposition, loisirs exposant aux dioxines, alimentation bruit de fond (lipides abats), alimentation locale (lipides viande de porc, abats, œufs et produits laitiers).

TABLEAU 39

CONCENTRATIONS MOYENNES DE LA SOMME DE QUATRE PCB INDICATEURS EN ng/g MG SELON LES ZONES D'EXPOSITION POUR L'ENSEMBLE DE LA POPULATION ET PAR CATÉGORIE D'UIOM ET PAR SITE (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES AJUSTÉES ET IC_{95%})

PCB indicateurs	Total		Exposés		Non-exposés		Comparaison expo/non-expo
	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	P
Ensemble de la population	14,2	[13,5; 15,0]	14,3	[347,4; 381,6]	14,1	[349,2; 397,5]	0,62
Catégories d'UIOM							
Grosses UIOM aux normes	304,7	[285,4; 325,3]	298,2	[274,1; 324,4]	313,5	[284,8; 345,1]	0,43
Petites UIOM ayant pollué	387,1	[366,5; 408,9]	384,3	[363,5; 406,3]	382,0	[353,0; 413,5]	0,89
Grosses UIOM ayant pollué	372,7	[346,9; 400,5]	366,3	[342,0; 392,3]	388,8	[336,2; 449,6]	0,41
Sites							
Bessières	365,4	[340,6; 391,9]	359,6	[334,7; 38,6]	376,2	[333,1; 424,8]	0,49
Pluzunet	284,6	[262,6; 308,5]	278,8	[249,8; 311,2]	295,0	[263,0; 330,8]	0,49
Cluny	375,3	[345,0; 408,1]	370,6	[346,7; 396,0]	382,4	[322,2; 453,7]	0,73
Senneville-sur-Fécamp	463,2	[426,6; 502,8]	463,1	[422,5; 507,6]	457,5	[406,7; 514,7]	0,86
Gilly-sur-Isère	398,0	[367,5; 430,9]	401,0	[367,9; 437,0]	360,3	[325,4; 399,0]	0,08
Vaux-le-Pénil	344,5	[317,8; 373,5]	344,0	[316,0; 374,3]	331,7	[299,0; 368,0]	0,56
Dijon	354,2	[322,2; 389,3]	355,6	[325,8; 388,0]	335,2	[253,9; 442,6]	0,68
Maubeuge	385,7	[357,1; 416,7]	376,9	[348,3; 407,8]	443,5	[382,3; 514,4]	0,04

Les PCB indicateurs sont généralement exprimés en ng/g MG, ng : nanogramme=10⁻⁹ gramme=1 000 pg.

Facteurs d'ajustement : âge, sexe, IMC, CSP actuelle, fluctuation du poids les six derniers mois, tabagisme, localisation de l'UIOM, présence d'un poêle dans le logement, zone d'exposition, % de lipides dans le sang, alimentation bruit de fond (lipides abats), alimentation locale (lipides viande de porc, abats, œufs et produits laitiers).

Résider dans la zone du panache peut exposer à la pollution de l'incinérateur par inhalation et/ou par ingestion de produits locaux et a donc été étudié; les résultats sont présentés ci-dessous.

Exposition par seule inhalation

Dans un premier temps, nous avons étudié l'impact de la contamination des incinérateurs sur les riverains par inhalation uniquement. Pour cela, la différence d'imprégnation a été étudiée entre les individus des zones exposées et non-exposées qui ne consommaient pas d'aliments produits localement, l'imprégnation des premiers étant supposée être supérieure à celle des seconds si un effet est présent.

Cette différence entre les individus des deux groupes n'est pas significative d'un point de vue statistique ni pour le TEQ total (Mg_{Exp}=27,2 pg TEQ/g MG (exposés IC_{95%} [25,5; 29,0]) versus Mg_{Nexp}=25,7 [23,1; 28,5]; NS) ni pour les PCDD/F (Mg_{Exp}=13,5 pg TEQ/g MG, IC_{95%} [12,7; 14,4] versus Mg_{Nexp}=12,9 [11,8; 14,2]; NS).

Nous n'avons pas mis en évidence de rôle de l'incinérateur sur la contamination en dioxines de la population via l'inhalation.

Exposition par ingestion d'aliments locaux

Une relation pouvant être présente uniquement chez les consommateurs de produits locaux, l'étude a été approfondie chez ces consommateurs en explorant d'une part, différents types de consommateurs et d'autre part, les quantités d'aliments consommés d'origine locale.

› Type de consommateurs

L'impact de l'incinérateur via la contamination par ingestion a été étudié en explorant l'influence de la consommation de produits locaux en fonction de la zone d'exposition, mais aussi en fonction du type de consommateur pour lequel cinq groupes ont été définis : agriculteurs

autoconsommateurs, particuliers autoconsommateurs de produits animaux et végétaux, particuliers autoconsommateurs seulement de produits végétaux, particuliers consommant des produits du voisinage et particuliers ou agriculteurs non autoconsommateurs.

Les figures 24 et 25 présentent les moyennes géométriques ajustées sur les facteurs non associés aux incinérateurs exprimées en pg TEQ/g MG pour chaque classe de consommateur et selon la zone d'exposition, assorties de leur précision (IC_{95%}).

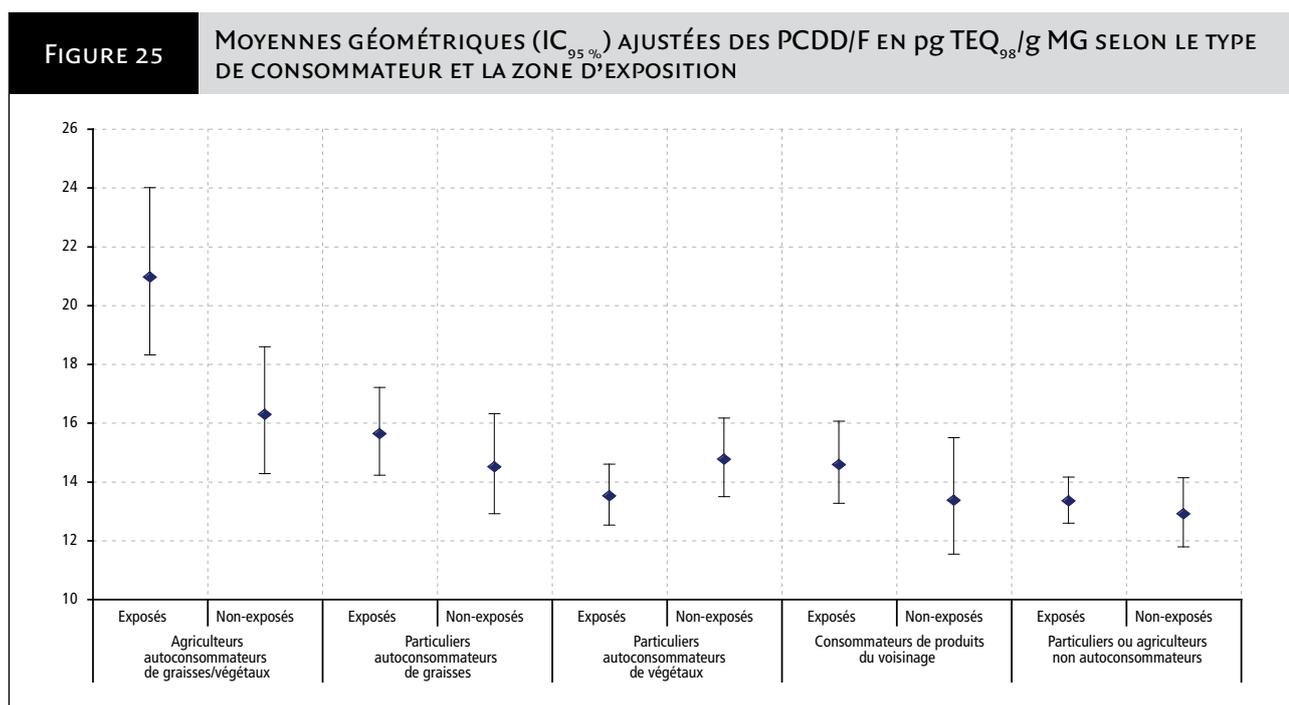
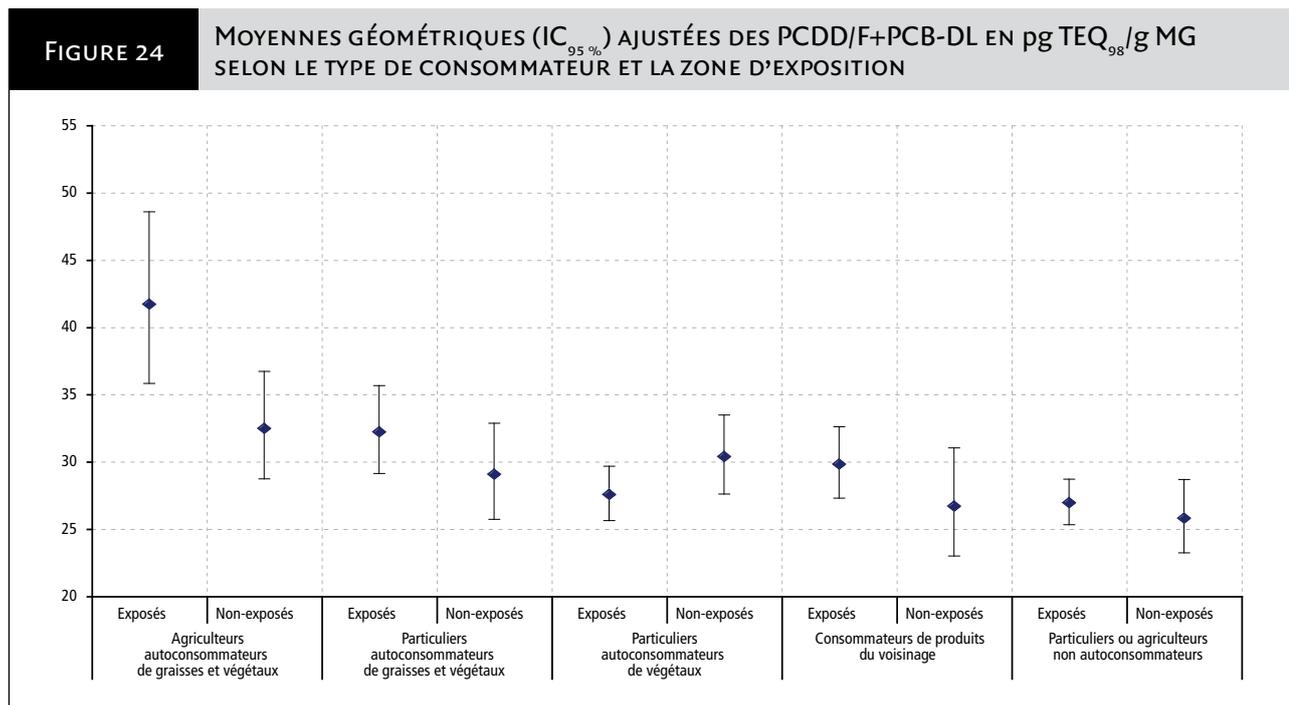
En fait, l'imprégnation des résidents de la zone exposée n'est statistiquement supérieure à celle des personnes résidant en zone non-exposée que pour les agriculteurs consommateurs de produits locaux. Ces derniers ont une imprégnation plus élevée que tous les autres groupes exposés. Comparée à celle des personnes non-exposées, cette imprégnation est supérieure d'environ 16 pg TEQ total/g MG à celle des non-autoconsommateurs et d'environ 9 pg TEQ total/g MG à celle des agriculteurs autoconsommateurs (figure 24). Pour les PCDD/F, ces différences sont égales respectivement à environ 8 et 5 pg TEQ/g MG (figure 25). Ces agriculteurs autoconsommateurs de produits animaux sont peu nombreux dans notre échantillon (46 en zone exposée et 40 en zone non-exposée). Néanmoins leur **consommation de lipides provenant d'animaux d'origine locale** (23 g/j chez les agriculteurs, dont 29 g/j chez les exposés et 18 g/j chez les non-exposés) est en moyenne trois fois plus importante que celles des particuliers consommateurs de lipides d'animaux d'origine locale (8,5 g/j dont 7 g/j chez les exposés et 10 g/j chez les non-exposés) et des particuliers consommant des aliments provenant du voisinage (4 g/j). Après l'exclusion des trois plus forts consommateurs de lipides animaux qui résident tous dans la zone exposée de Pluzunet, la consommation moyenne de lipides animaux des agriculteurs en zone exposée est alors égale à 21 g, ce qui est proche de celle des agriculteurs non-exposés; en revanche la différence d'imprégnation

reste significative ($M_{exp} = 39,9$ versus $M_{Nexp} = 32,5$ pg TEQ/g MG), ce qui tend à montrer que la plus forte imprégnation chez les exposés provient plus vraisemblablement d'une contamination locale que d'une plus grande quantité consommée.

L'étude plus précise des types de consommateurs semble montrer une tendance croissante des concentrations sériques des dioxines et PCB, des non consommateurs locaux qui présentent les valeurs les plus basses, aux consommateurs du voisinage en général assez proches des consommateurs de végétaux, puis aux particuliers consommateurs de graisses animales locales et enfin aux agriculteurs consommateurs de graisses animales ou de végétaux locaux, qui ont les valeurs les plus élevées. En zone exposée, l'imprégnation moyenne des particuliers

autoconsommateurs uniquement de végétaux ne diffère pas de celle des non-autoconsommateurs de produits locaux. Par contre, l'imprégnation moyenne des particuliers autoconsommateurs de produits animaux et de végétaux est statistiquement supérieure à celle des particuliers autoconsommateurs seulement de produits végétaux et également à celle des non autoconsommateurs de produits locaux. **Le fait de posséder un jardin potager et la durée d'exposition du potager aux retombées du panache de l'incinérateur n'influencent pas les concentrations sériques de dioxines et PCB.**

Ces résultats sont cohérents avec le caractère lipophile des dioxines qui entrent plus facilement dans la chaîne animale.



L'analyse en fonction de la catégorie d'UIOM n'a pu être réalisée que sur certaines catégories de consommateurs en raison d'effectifs trop faibles, en particulier pour les agriculteurs. Le type d'incinérateur est important, car la **relation** chez les particuliers consommateurs de produits animaux et de végétaux d'origine locale est **observée essentiellement pour les riverains des incinérateurs anciens**. Pour les riverains d'incinérateurs récents (respectant les directives environnementales, émissions de dioxines < 0,1 ng/Nm³), l'imprégnation des particuliers autoconsommateurs de produits animaux et végétaux est similaire à celle des particuliers non autoconsommateurs : respectivement de 25,8 [22,6 ; 29,5] pg TEQ total/g MG pour les particuliers consommateurs de graisses animales et 25,0 [22,2 ; 28,1], pour les non autoconsommateurs, ns, (respectivement 12,9 [11,4 ; 14,6] et 12,3 [11,1 ; 13,7] pg TEQ PCDD/F/g MG, ns). En revanche, il existe une différence statistiquement significative dans les populations vivant à proximité d'incinérateurs anciens : pour les particuliers consommateurs de graisses animales 33,4 [30,0 ; 37,2] pg TEQ total/g MG et pour les non consommateurs 28,6 [26,8 ; 30,6] pg TEQ total/g MG, p=0,004 (pour les PCDD/F, 16,1 [14,5 ; 17,8] et 14,1 [13,2 ; 15,1] pg TEQ PCDD/F/g MG, p=0,014).

➤ Quantités d'aliments consommés d'origine locale

Du fait du caractère lipophile des dioxines et conformément aux études internationales déjà réalisées sur ce sujet, l'exposition aux dioxines via la consommation d'aliments d'origine locale a été appréhendée principalement par la consommation de matières grasses d'origine animale (produits laitiers, œufs, viande) et locale. Les apports moyens journaliers sont en général faibles chez les consommateurs concernés (7,7 g de lipides d'origine animale et locale par jour), mais peuvent atteindre ponctuellement des valeurs plus élevées. Huit grammes de lipides par jour séparent le niveau de consommation atteint par le quart de la population la moins consommatrice de produits locaux et le quart de la population la plus consommatrice (P75-P25).

Quand on étudie les dioxines et PCB en fonction de l'alimentation locale basée sur des données quantitatives et non plus seulement qualitatives, **on observe une augmentation des imprégnations chez certains consommateurs de produits locaux**.

Ainsi, quand on considère la population dans son ensemble (exposés et non-exposés), la **consommation de lipides animaux d'origine locale** (p<0,0001), dont les produits laitiers (p<0,0001), les œufs (p=0,05), les abats (p=0,01), est associée à l'imprégnation en PCDD/F+PCB-DL (TEQ totaux) (tableau 40). Ces relations sont retrouvées avec les PCDD/F, les PCB-DL et les PCB indicateurs.

L'imprégnation augmente avec la consommation locale de lipides animaux, de produits laitiers, d'œufs, d'abats. L'influence sur les TEQ totaux de ces aliments d'origine locale selon la zone d'exposition est présentée dans le tableau 40 ; ces relations sont généralement différentes entre les zones exposées et non-exposées, comme l'indique le test de l'interaction (test significatif : pentes de la relation sont différentes dans les deux zones d'exposition).

Le pourcentage de variation de l'imprégnation est exprimé pour chaque aliment pour une variation correspondant à la différence de quantité consommée entre le quart de la population la moins consommatrice et le quart de la population la plus consommatrice (percentile 75 – percentile 25). Les relations pour les dioxines et PCB sont détaillées dans les tableaux 41 et 42 ainsi que dans l'annexe 18 en fonction des deux zones d'exposition. Il est présenté pour les congénères en

fonction de la quantité consommée de lipides d'origine animale et la zone d'exposition dans l'annexe 19.

Si le fait de résider ou non dans la zone exposée à un incinérateur (facteur en oui/non) n'indique pas une influence notable sur l'imprégnation par les divers congénères de dioxines et PCB, en revanche résider en zone exposée et consommer des produits animaux d'origine locale a un impact sur l'imprégnation. Pour la plupart des congénères, la relation entre la consommation de produits animaux d'origine locale et les concentrations sériques étaient plus significatives et plus fortes chez les personnes résidant à proximité d'un incinérateur que celles qui n'y étaient pas exposées, en particulier pour la 2,3,7,8-TCDD, la 1,2,3,7,8-PeCDD, la 1,2,3,6,7,8-HxCDD, le 1,2,3,6,7,8-HxCDF, le 2,3,4,6,7,8-HxCDF et le PCB 114. Par exemple, une augmentation de 8 grammes par jour de lipides d'origine animale provenant d'aliments produits localement augmente la concentration sérique de la 2,3,7,8 TCDD de 11,9 % (IC_{95%} : [6,3 % ; 17,8 %]) chez les personnes résidant en zone exposée, alors qu'aucune augmentation n'est observée en zone non-exposée.

Hormis les lipides d'origine animale, il n'y a pas d'influence notable sur l'imprégnation des autres aliments d'origine locale (fruits et légumes), sauf pour les féculents qui recouvrent en fait essentiellement les pommes de terre.

➤ Lipides animaux

Huit grammes de lipides animaux par jour correspondent à la consommation de 63 g de viande de bœuf par jour (soit une consommation d'une portion de 150 g trois fois par semaine), d'un œuf ou de 180 mL de lait ; ces quantités sont bien sûr moindres si on consomme un peu de chaque. Une augmentation de la consommation de 8 g par jour de lipides animaux d'origine locale (égale à la différence de consommation entre P75 et P25, correspondant à la consommation d'un œuf ou d'une tasse de lait par jour) est associée à une augmentation de 5,6 % du TEQ total en zone exposée (équivalent à 1,6 pg/g MG en moyenne) et de 2,6 % en zone non-exposée. Cette différence est encore plus marquée si on considère les lipides animaux locaux sans les lipides provenant de la viande de porc (7,0 % versus 2,5 %).

➤ Abats

La consommation quotidienne d'un gramme de lipides provenant d'abats augmente également l'imprégnation, respectivement de 9,5 % et 4,8 % en zones exposée et non-exposée. Cette augmentation n'est pas statistiquement différente selon la zone d'exposition, soit en raison d'un problème de puissance statistique car la consommation d'abats d'origine locale est assez faible, soit parce que la consommation d'abats influence l'imprégnation indépendamment de l'incinérateur.

➤ Bœuf

De manière assez paradoxale, la consommation de bœuf d'origine locale est associée à une baisse de l'imprégnation (13,9 % en zone exposée versus 2,2 % en zone non-exposée pour une consommation de 5 g de lipides de bœuf). On sait de la littérature que c'est parfois le cas pour la viande de porc dont la contamination par les dioxines est généralement plus faible que d'autres viandes, mais c'est un peu surprenant dans le cas du bœuf.

On peut se demander si l'alimentation des bovins qui sont destinés à la consommation de viande d'origine locale provient vraiment de la

zone d'exposition. Un approfondissement de la question pourra être réalisé ultérieurement sur un sous-échantillon d'éleveurs auquel un questionnaire sur l'alimentation animale a été administré.

› Produits laitiers

Une augmentation de 17 g/j de lipides de produits laitiers correspond à la consommation de 380 mL de lait entier, de 38 grammes de fromage à 45 % de matière grasse.

Une telle augmentation de la consommation est associée à une augmentation de 18,7 % du TEQ total en zone exposée et de 5,4 % en zone non-exposée, pourcentages qui sont significativement différents entre les deux zones.

› Œufs

Pour les œufs, une consommation de 3 g de lipides/j, qui correspond à 3 œufs par semaine, augmente le TEQ total de 4,8 % en zone exposée alors qu'il n'augmente pas en zone non-exposée. La contamination des œufs par les dioxines étant particulièrement liée à la contamination des sols, une analyse spécifique a été menée. L'imprégnation liée à la consommation d'œufs n'augmente pas avec la contamination par le dépôt au sol (interaction NS).

Ces relations observées pour le TEQ total sont également observées pour les PCDD/F, les PCB-DL et les PCB indicateurs comme l'indiquent les tableaux 41 et 42 où seules les relations en zone exposée sont présentées. Les relations dans les zones non-exposées sont présentées dans l'annexe 18.

› Végétaux

La consommation de végétaux tous types confondus, de fruits et de légumes, n'est pas associée à l'imprégnation par les dioxines et PCB. En revanche pour les féculents, une surimprégnation est observée en zone exposée ; l'augmentation de l'imprégnation en dioxines reste cependant bien moindre comparativement à celle avec la consommation de lipides animaux (cf. pentes des relations).

› Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité a été effectuée sur le TEQ total en excluant les consommations extrêmes (au-delà du 99^e percentile). Les relations entre la consommation d'aliments d'origine locale et l'imprégnation restent significatives en zone exposée pour les lipides animaux et les œufs et on observe une tendance pour les produits laitiers ($p=0,08$) et pour les féculents ($p=0,10$).

TABLEAU 40

POURCENTAGE DE VARIATION DU TEQ TOTAL EN FONCTION DE LA CONSOMMATION LOCALE ET LA ZONE D'EXPOSITION

Alimentation locale	Zone d'étude	P75-P25 en g/jour	% de variation	IC _{95 %}	Association P	Interaction P ¹
Lipides de produits animaux	Population étudiée	8	4,6 %	[2,1 ; 7,2]	<0,0001	
	Zone exposée	8	5,8 %	[2,6 ; 9,1]	<0,0001	0,10
	Zone non-exposée	8	2,6 %	[0,4 ; 4,9]	0,023	
Lipides de produits animaux (sans porc)	Population étudiée	8	4,6 %	[2,1 ; 7,2]	<0,0001	
	Zone exposée	8	7,0 %	[3,7 ; 10,4]	<0,0001	0,026
	Zone non-exposée	8	2,5 %	[0,2 ; 4,9]	0,031	
Lipides de produits laitiers	Population étudiée	17	13,9 %	[6,8 ; 21,5]	<0,0001	
	Zone exposée	17	18,7 %	[10,0 ; 28,2]	<0,0001	0,012
	Zone non-exposée	17	5,4 %	[0,0 ; 11,1]	0,051	
Lipides d'œufs	Population étudiée	3	3,0 %	[0,0 ; 6,2]	0,054	
	Zone exposée	3	4,8 %	[1,1 ; 8,8]	0,012	0,079
	Zone non-exposée	3	-0,9 %	[-5,9 ; 4,4]	0,74	
Lipides d'abats	Population étudiée	1	6,6 %	[1,5 ; 12,0]	0,010	
	Zone exposée	1	9,5 %	[-0,3 ; 20,2]	0,057	0,42
	Zone non-exposée	1	4,8 %	[-0,2 ; 10,1]	0,063	
Lipides de porc	Population étudiée	7	-5,2 %	[-13,3 ; 3,7]	0,24	
	Zone exposée	7	-7,9 %	[-17,3 ; 2,7]	0,14	0,28
	Zone non-exposée	7	0,9 %	[-11,6 ; 15,2]	0,89	
Lipides de bœuf	Population étudiée	5	-6,6 %	[-14,0 ; 1,4]	0,10	
	Zone exposée	5	-13,9 %	[-23,8 ; 2,6]	0,018	0,065
	Zone non-exposée	5	-2,2 %	[-10,4 ; 6,7]	0,61	
Lipides de volaille	Population étudiée	2	-1,4 %	[-4,3 ; 1,5]	0,34	
	Zone exposée	2	-1,7 %	[-5,5 ; 2,3]	0,40	0,85
	Zone non-exposée	2	-1,2 %	[-4,8 ; 2,5]	0,52	
Lipides de produits de la pêche	Population étudiée	1	1,8 %	[-3,3 ; 7,2]	0,50	
	Zone exposée	1	3,0 %	[-2,9 ; 9,3]	0,33	0,30
	Zone non-exposée	1	-2,4 %	[-10,3 ; 6,3]	0,58	
Végétaux	Population étudiée	239	0,7 %	[-3,8 ; 5,5]	0,75	
	Zone exposée	239	1,3 %	[-4,0 ; 6,9]	0,63	0,46
	Zone non-exposée	239	-1,3 %	[-6,4 ; 4,1]	0,64	
Végétaux aériens	Population étudiée	110	-1,2 %	[-5,5 ; 3,3]	0,60	
	Zone exposée	110	-1,1 %	[-6,0 ; 4,2]	0,68	0,80
	Zone non-exposée	110	-1,9 %	[-6,6 ; 3,0]	0,44	
Légumes	Population étudiée	159	1,6 %	[-2,1 ; 5,5]	0,39	
	Zone exposée	159	2,1 %	[-2,5 ; 6,9]	0,37	0,62
	Zone non-exposée	159	0,5 %	[-4,1 ; 5,4]	0,82	
Fruits	Population étudiée	70	-2,2 %	[-6,7 ; 2,6]	0,36	
	Zone exposée	70	-2,2 %	[-7,5 ; 3,3]	0,42	0,93
	Zone non-exposée	70	-1,9 %	[-6,5 ; 2,8]	0,42	
Féculents	Population étudiée	81	4,8 %	[0,1 ; 9,6]	0,044	
	Zone exposée	81	8,0 %	[3,1 ; 13]	0,001	0,001
	Zone non-exposée	81	-3,5 %	[-8,4 ; 1,7]	0,187	

¹ P de l'interaction zone et alimentation locale.

TABLEAU 41

POURCENTAGE DE VARIATION DES DIOXINES ET PCB ASSOCIÉ À UN ACCROISSEMENT JOURNALIER D'ALIMENTS LOCAUX D'ORIGINE ANIMALE (EN g DE LIPIDES) POUR LA POPULATION DE LA ZONE EXPOSÉE

Alimentation locale	Famille de congénères	P75-P25 g/j de lipides	% de variation	IC _{95 %}	P
Lipides de produits animaux	TEQ total	8	5,8 %	[2,6; 9,1]	<0,0001
	PCDD/F	8	6,1 %	[3,5; 8,8]	<0,0001
	PCB-DL	8	5,5 %	[1,2; 10,0]	0,012
	PCB indicateurs	8	5,8 %	[2,7; 8,9]	<0,0001
Lipides de produits animaux (sans porcs)	TEQ total	8	7,0 %	[3,7; 10,4]	<0,0001
	PCDD/F	8	7,4 %	[4,6; 10,2]	<0,0001
	PCB-DL	8	6,6 %	[2,2; 11,3]	0,003
	PCB indicateurs	8	6,8 %	[3,7; 10,0]	<0,0001
Lipides de produits laitiers	TEQ total	17	18,7 %	[10,0; 28,2]	<0,0001
	PCDD/F	17	19,9 %	[12,5; 27,6]	<0,0001
	PCB-DL	17	17,1 %	[3,9; 32,0]	0,01
	PCB indicateurs	17	18,1 %	[10,2; 26,6]	<0,0001
Lipides d'œufs	TEQ total	3	4,8 %	[1,1; 8,8]	0,012
	PCDD/F	3	5,0 %	[1,2; 9,0]	0,009
	PCB-DL	3	5,3 %	[1,4; 9,4]	0,007
	PCB indicateurs	3	3,3 %	[-0,6; 7,4]	0,101
Lipides d'abats	TEQ total	1	9,5 %	[-0,3; 20,2]	0,057
	PCDD/F	1	8,9 %	[-0,3; 18,9]	0,060
	PCB-DL	1	9,8 %	[-0,9; 21,7]	0,074
	PCB indicateurs	1	9,1 %	[0,2; 18,8]	0,046
Lipides de porcs	TEQ total	7	-7,9 %	[-17,3; 2,7]	0,14
	PCDD/F	7	-7,8 %	[-17,8; 3,4]	0,17
	PCB-DL	7	-8,6 %	[-17,6; 1,4]	0,089
	PCB indicateurs	7	-6,1 %	[-14,6; 3,2]	0,19
Lipides de bœufs	TEQ total	5	-13,9 %	[-23,8; -2,6]	0,018
	PCDD/F	5	-13,4 %	[-23,3; -2,1]	0,021
	PCB-DL	5	-14,6 %	[-24,9; -3,0]	0,016
	PCB indicateurs	5	-14,0 %	[-21,8; -5,3]	0,002
Lipides de volailles	TEQ total	2	-1,7 %	[-5,5; 2,3]	0,40
	PCDD/F	2	-2,6 %	[-7,4; 2,4]	0,30
	PCB-DL	2	-0,9 %	[-4,4; 2,7]	0,62
	PCB indicateurs	2	-1,5 %	[-5,6; 2,7]	0,47
Lipides de produits de la pêche	TEQ total	1	3,0 %	[-2,9; 9,3]	0,33
	PCDD/F	1	2,4 %	[-2,4; 7,5]	0,33
	PCB-DL	1	3,1 %	[-4,9; 11,8]	0,46
	PCB indicateurs	1	8,5 %	[2,2; 15,1]	0,007

TABLEAU 42

POURCENTAGE DE VARIATION DES DIOXINES ET PCB ASSOCIÉ À UN ACCROISSEMENT JOURNALIER DE CONSOMMATION DE VÉGÉTAUX D'ORIGINE LOCALE (EN g) POUR LA POPULATION DE LA ZONE EXPOSÉE

Alimentation locale	Famille de congénères	P75-P25 en g/j	% de variation	IC _{95 %}	P
Tous les végétaux	TEQ total	239	1,3 %	[-4,0; 6,9]	0,63
	PCDD/F	239	0,5 %	[-4,1; 5,2]	0,84
	PCB-DL	239	1,1 %	[-5,4; 8,1]	0,74
	PCB indicateurs	239	3,2 %	[-1,5; 8,2]	0,19
Végétaux aériens	TEQ total	110	-1,1 %	[-6,0; 4,2]	0,68
	PCDD/F	110	-1,6 %	[-6,1; 3,0]	0,48
	PCB-DL	110	-0,9 %	[-7,0; 5,5]	0,76
	PCB indicateurs	110	1,1 %	[-2,8; 5,2]	0,58
Légumes	TEQ total	159	2,1 %	[-2,5; 6,9]	0,37
	PCDD/F	159	1,3 %	[-2,7; 5,4]	0,53
	PCB-DL	159	1,8 %	[-3,7; 7,5]	0,53
	PCB indicateurs	159	3,1 %	[-1,4; 7,8]	0,18
Fruits	TEQ total	70	-2,2 %	[-7,5; 3,3]	0,42
	PCDD/F	70	-2,4 %	[-7,1; 2,6]	0,35
	PCB-DL	70	-2,2 %	[-8,4; 4,5]	0,52
	PCB indicateurs	70	0,3 %	[-3,4; 4,0]	0,88
Féculeux	TEQ total	81	8,0 %	[3,1; 13,0]	0,001
	PCDD/F	81	6,7 %	[2,4; 11,2]	0,002
	PCB-DL	81	8,0 %	[2,5; 13,9]	0,004
	PCB indicateurs	81	8,0 %	[3,3; 12,8]	0,001

› Étude par catégorie d'UIOM

Lorsqu'on étudie la relation entre l'imprégnation et l'alimentation selon les catégories d'UIOM, on obtient des effectifs de consommateurs de produits locaux plus réduits par classe et on est confronté à des problèmes de puissance des tests. Ainsi, seules les consommations de lipides animaux d'origine locale, d'œufs et de féculents peuvent être étudiées. Il n'est plus possible d'étudier certains aliments associés dans les analyses précédentes aux concentrations sériques de dioxines et PCB, à savoir, les produits laitiers, le bœuf, et les abats en fonction des catégories d'UIOM.

Vu les faibles effectifs d'autoconsommateurs par catégorie d'UIOM et les conclusions de l'analyse de la modélisation des dépôts cumulés au sol (qui tend à montrer que les petites et grosses UIOM anciennes ne diffèrent pas tant que cela entre elles), un regroupement des anciennes UIOM a été effectué pour étudier la relation entre l'imprégnation et la consommation locale.

La relation entre la consommation de lipides d'origine animale et les concentrations sériques de PCDD/F selon les catégories d'UIOM est plus importante pour les UIOM anciennes que les UIOM récentes.

Pour les UIOM récentes (sites de Bessières et Pluzunet), l'influence sur l'imprégnation par les dioxines de la consommation de lipides animaux d'origine locale, n'est pas différente d'un point de vue statistique entre les riverains de l'incinérateur et les résidents non-exposés à l'UIOM : augmentation de 3,9 % (IC_{95 %} [0,2 %; 7,8 %]) en zone exposée contre 0,4 % (IC_{95 %} [4,8 %; 5,9 %]) en zone non-exposée; l'analyse de sensibilité basée sur l'exclusion des 3 plus gros consommateurs de lipides animaux fait passer ce pourcentage en zone exposée de 3,9 % à - 0,6 % [- 7,9 %; 7,3 %]. Pour les UIOM anciennes hors normes, cette augmentation de PCDD/F pour la consommation de 8 g graisses/j est de 7,9 % en zone exposée (IC_{95 %} [2,5 %; 13,6 %]) et de 4,1 % en zone non-exposée (IC_{95 %} [0,3 %; 7,4 %]); la différence n'est pas statistiquement significative entre les deux zones. La relation observée précédemment avec les féculents n'apparaît plus pour les consommateurs exposés aux anciennes UIOM.

› Étude par site

Les effectifs de consommateurs de produits locaux par site et zone d'exposition sont trop faibles pour effectuer des tests avec suffisamment de puissance et permettre une analyse pertinente.

4.3.5 DISCUSSION

Cette étude apporte les premiers dosages sériques de dioxines et PCB dans la population française. Elle est une des rares de cette ampleur sur la problématique des incinérateurs au niveau international, hormis une étude récente taiwanaise [Chen 2005].

4.3.5.1 Participation

La participation des personnes à l'étude est très satisfaisante (taux global de 51 %) pour ce type d'étude où des prélèvements biologiques invasifs sont nécessaires. Ce taux de participation est comparable à celui d'études analogues. Elle a été favorisée d'une part, par la réalisation de l'enquête au plus près des lieux de résidence des participants (salles communales et non pas dans des structures médicales plus éloignées), ce qui est assez novateur, et d'autre part, grâce à la collaboration avec les équipes très professionnelles et expérimentées de l'EFS pratiquant habituellement les collectes de sang au sein de la population.

La comparaison des données disponibles (âge, sexe et alimentation d'origine locale) montrait que les participants et les non participants à l'étude étaient assez semblables. De plus, nous n'avons pas noté de variations notables de l'âge moyen et du sex-ratio au cours des différentes phases d'inclusion.

Les personnes participant à l'étude sont assez semblables dans les zones exposée et non-exposée en ce qui concerne les facteurs individuels influençant fortement les dioxines, à savoir l'âge, le sexe, la corpulence, le tabagisme et la quantité de lipides animaux consommée (notons cependant que les participants sont un peu plus âgés en zone exposée). En raison de la nécessité de sélectionner des zones témoins éloignées de toute source d'émission de dioxines, les personnes de la zone non-exposée vivent plus fréquemment en zone rurale et ont donc des habitudes de vie correspondantes (chauffage au bois et consommation d'aliments d'origine locale plus fréquents).

4.3.5.2 Teneurs sériques en dioxines et PCB dans la population d'étude

Validité des dosages

Pour s'assurer de la qualité des dosages, un **contrôle d'assurance qualité** a été exercé sur les dosages réalisés par le laboratoire belge CART de l'université de Liège : contrôle interne et externe. Les niveaux de détection et de quantification des divers congénères sont assez bas dans l'ensemble, ce qui est un gage de qualité, même si certains congénères n'ont pu être quantifiés en raison de leur présence habituelle en très faible quantité dans le sérum. Par ailleurs, les résultats des dosages du contrôle (issus d'un même pool de sang) placés en aveugle par l'InVS parmi les échantillons de la population d'étude tout au long de l'inclusion, se sont avérés satisfaisants et ont permis de s'assurer de la constance des résultats des dosages au cours du temps.

Corrélation des congénères entre eux

Les concentrations sériques des **PCDD et PCDF ont été retrouvées corrélées entre elles** ce qui est cohérent avec les publications scientifiques [Fierens 2002], et c'est pourquoi, dans l'analyse, ce sont essentiellement les résultats de la somme PCDD/F qui ont été présentés et non les PCDD ou PCDF pris séparément. Par ailleurs, ces concentrations de dioxines et furanes sont **également corrélées à**

celles des 12 PCB-DL et des PCB indicateurs. Les PCB n'ayant pas nécessairement les mêmes sources que les dioxines, leur analyse est parfois présentée séparément.

TEF 1998 et TEF 2005

En juin 2005, l'OMS a réévalué la toxicité de 14 de ces substances (et donc leur facteur de toxicité, le TEF, revu à la baisse), conduisant à une baisse attendue du TEQ total. On dispose désormais des indices OMS de 1998 qui permettent une comparaison entre les données fournies dans les différents pays et des tous nouveaux indices de l'OMS 2005, encore très peu utilisés. Par souci de comparaison avec les données déjà publiées, les résultats sont présentés en utilisant les TEF OMS 1998. Cependant, les niveaux moyens dans la population avec les indices OMS 2005 sont également présentés.

La teneur sérique moyenne en dioxines et PCB "dioxin-like" (appelés TEQ total lors d'usage des TEF) estimée dans la population d'étude est de 27,7 pg TEQ₉₈/g de MG exprimée avec les TEF de 1998, alors qu'elle n'est plus que de 18,5 pg TEQ₂₀₀₅/g de MG avec les nouveaux TEF 2005, puisque la toxicité de certaines substances a été revue à la baisse. Cette **réduction de 33 % du TEQ total liée à la nouvelle expression des résultats** est du même ordre que celle constatée dans l'étude américaine UMDES (University of Michigan Dioxin Exposure Study [Hong 2007]), où la baisse était de 26 % (avec TEF 1998, M=26,4 versus avec TEF 2005, M=19,6 ppt). Elle est moins marquée pour les dioxines (PCDD/F) (14 %) que pour les PCB-DL (53 %). Ainsi, la contribution des PCB-DL au TEQ total passe de 51 % avec les TEF 1998 à 35 % avec les TEF 2005. C'est un peu plus élevé que ce qui a été observé dans l'étude américaine UMDES (19 % avec les TEF 2005 [Hedgeman 2007]).

Contribution au TEQ total

La contribution des congénères à la somme en pg/g MG, au TEQ 1998 total ou au TEQ 2005 total est présentée dans l'annexe 15. Les contributeurs les plus importants sont les mêmes que ceux de l'étude américaine UMDES. Les profils des congénères dans les tissus humains sont habituellement très différents de ceux trouvés dans les vecteurs d'exposition (air, végétaux, lait...).

Comparaison internationale

Cette étude montre que **la moyenne estimée des teneurs sériques de dioxines est comparable à celles des autres pays**, voire inférieure. Si la comparaison internationale a longtemps porté sur des échantillons poolés de lait maternel, de nombreuses études portent aujourd'hui sur des dosages individuels dans le sang et prennent ainsi en compte les facteurs individuels. Il faut cependant souligner qu'en Europe, et même au niveau international, les concentrations de dioxines dans le lait maternel et dans le sérum ont baissé fortement au cours des deux dernières décennies. Une surveillance au sein de la population allemande a montré une diminution des concentrations de dioxines dans le lait maternel en Nord Westphalie d'environ 10 % par an de 1992 à 1997 [EU Task 5 1999] et d'environ 50 % entre 1989 et 1998 dans le sérum d'adultes de l'ensemble de l'Allemagne [Wittsiepe 2000]; la diminution s'est poursuivie jusqu'à aujourd'hui. Cette réduction résulte vraisemblablement des mesures prises pour réduire l'exposition de l'homme aux dioxines en limitant et contrôlant les rejets émis dans l'environnement. Ainsi, l'exposition aux dioxines (PCDD/F) par voie alimentaire en France a baissé d'environ 50 % entre 2000 et 2005 [Tard 2007]. C'est pourquoi, il est important de prendre en compte dans la comparaison de nos résultats avec ceux des études internationales la date de collecte des échantillons. Si les niveaux mesurés dans cette étude sont plus faibles que ceux observés dans des études étrangères antérieures, c'est en partie dû au fait qu'ils sont plus récents.

Niveaux élevés

L'étude descriptive des participants ayant des niveaux sériques élevés de dioxines a montré que la plupart de ces personnes vivaient dans deux des huit sites d'étude, essentiellement celui de Senneville-sur-Fécamp, proche du littoral et secondairement celui de Maubeuge, connu pour ses activités industrielles. Le fait que la plupart résidait dans un lieu exposé aux émissions d'un incinérateur est à relativiser dans la mesure où ce résultat porte sur peu de sujets et que les personnes exposées aux émissions d'un incinérateur sont 3 à 4 fois plus nombreuses que les personnes non-exposées. Les facteurs de risque habituels sont retrouvés dans cette population : **âge relativement élevé** (majoritairement au-delà de 56 ans) et **surpoids**. La consommation de poissons et de produits de la mer semble être un facteur clé dans le cas des concentrations élevées : le site de Senneville-sur-Fécamp est celui où l'on a la consommation la plus forte de poissons provenant de ce littoral. **L'importance de la consommation de poissons dans l'imprégnation par les dioxines** a été rappelée par Raccanelli (2007) qui a montré que cette consommation était celle qui avait le plus d'impact quand on comparait l'imprégnation de forts consommateurs de poissons à celle de personnes en consommant modérément, à celles de plusieurs groupes de travailleurs exposés professionnellement, en particulier des salariés d'usines d'incinération. Ce résultat est cohérent avec le fait qu'aujourd'hui, en population générale, c'est la catégorie des poissons et produits de la mer qui contribue le plus aux expositions par voie alimentaire aux dioxines (PCDD/F) et de façon encore plus marquée aux PCB-DL [Tard 2006].

Les niveaux les plus élevés d'imprégnation aux dioxines, furanes et PCB-DL restent **inférieurs à ceux constatés chez** des populations fortement exposées tels que **les pêcheurs de la Baltique**. En effet, une étude finlandaise [Kiviranta 2002] a montré que l'imprégnation moyenne du total des dioxines, furanes et PCB-DL atteignait 290 pg TEQ-OMS₉₈/g MG avec la valeur la plus élevée à 880 pg TEQ-OMS₉₈/g MG.

4.3.5.3 Facteurs influençant les concentrations en dioxines indépendamment des UIOM

Différents facteurs peuvent influencer les imprégnations par les dioxines et les PCB indépendamment de toute exposition environnementale. Leur non prise en compte dans l'analyse et l'interprétation des résultats peut conduire à des conclusions erronées. Ainsi, les caractéristiques personnelles des participants ont un rôle prépondérant sur les concentrations de dioxines et PCB : en particulier l'âge, le sexe, la corpulence, la fluctuation récente du poids, la consommation tabagique et la catégorie socioprofessionnelle actuelle. D'autres caractéristiques des modes de vie sont également associées aux imprégnations par les dioxines et PCB : alimentation, habitat rural ou urbain, certaines pratiques de bricolage pouvant avoir un lien avec les dioxines et PCB, chauffage au bois par foyer ouvert ou poêle (en fait surtout avec les dioxines et non les PCB). Ces facteurs individuels ont déjà été mis en évidence dans des publications scientifiques internationales, ce qui renforce la cohérence des données recueillies ici [Garabrant 2007, Chang 2007, Hasegawa 2007, Chen 2003]. L'étude par congénère montrait des résultats semblables.

L'âge est le facteur qui influence le plus fortement les concentrations en dioxines et PCB dans l'organisme. En effet, ces substances s'accumulent au cours du temps dans l'organisme, en particulier dans les graisses et les concentrations sériques augmentent avec l'âge.

Ainsi dans l'étude, l'imprégnation augmente de 15 % tous les 5 ans pour le TEQ total et de 10 % pour les PCDD/F, ce qui correspond à une augmentation moyenne d'environ 0,3 pg PCDD/F/g MG par année d'âge. Des augmentations légèrement supérieures ont été documentées par le passé dans divers pays industrialisés : de 0,4 à 0,8 pg TEQ/g MG par année d'âge [Päpke 1998, Lida 1999], mais aujourd'hui on observe des augmentations moindres (d'environ 0,3 pg TEQ/g MG [Collins 2006]), comme dans notre étude. La relation entre l'âge et les concentrations actuelles de dioxines résulte aussi en partie d'un effet cohorte de naissance. Cet effet s'explique notamment par les émissions environnementales de dioxines dont le pic a eu lieu dans les années 1970 et qui ont diminué depuis.

Les imprégnations sont en moyenne un peu plus élevées chez les **femmes** que chez les hommes (30,8 contre 26,6 pg TEQ total/g de MG), ce qui a également été observé dans des études réalisées en Espagne [Gonzalez 1998], en Allemagne [Päpke 1998], à Taiwan [Chen 2003] et aux États-Unis [Garabrant 2007]. Cependant, dans une étude japonaise récente [Hasegawa 2007], les concentrations sériques étaient plus faibles chez les femmes que chez les hommes. L'explication proposée par les Japonais reposait sur le transfert de dioxines au cours de la grossesse vers le fœtus et l'élimination lors de l'allaitement maternel. Dans notre étude, nous n'avons inclus que les femmes n'ayant pas ou que très peu allaité afin que les allaitements antérieurs n'influencent pas les teneurs en dioxines. Ainsi, la raison pour laquelle chez les femmes (notamment celles n'ayant pas allaité) les concentrations sont plus élevées que celles des hommes, n'est pas clairement élucidée : différence de régime alimentaire, de réserve de graisse ou hormonale ? Les trois explications sont possibles.

Les dioxines sériques augmentent avec la **corpulence**, comme l'ont déjà rapporté d'autres études [Garabrant 2007, Collins 2006, Fierens 2002], avec dans la présente étude, une concentration sérique supérieure, en moyenne de 0,5 à 3 pg de TEQ total chez les personnes avec un surpoids, quand elles sont comparées à celles de corpulence moyenne ; la corpulence est généralement associée à un apport alimentaire plus important, et par conséquent à un apport de dioxines. Par ailleurs, les personnes avec une forte corpulence éliminent les dioxines plus lentement, le renouvellement des réserves de graisses étant plus lent [Schildkraut 1999]. Les **fluctuations récentes de poids** influencent également les imprégnations sériques qui sont plus élevées lors de pertes de poids et plus faibles lors de gains de poids. En effet, une perte de poids s'accompagne d'une remobilisation des dioxines stockées dans les graisses qui se retrouvent dans la circulation sanguine ; un gain de poids a l'effet inverse.

Les concentrations sériques sont différentes selon la **catégorie socioprofessionnelle** avec des niveaux plus élevés chez les agriculteurs. Cette observation n'a pas été rapportée précédemment ; elle peut résulter d'habitudes alimentaires ou d'activités particulières exposant davantage aux dioxines telles que l'usage de certains pesticides ou l'écobuage.

La relation un peu surprenante mais bien connue [InVS 2000, Garabrant 2007, Hasegawa 2007] concernant la **consommation tabagique** a été retrouvée dans notre étude. Ainsi, les concentrations de dioxines chez les fumeurs sont en moyenne inférieures d'environ 4 pg TEQ total/g MG à celles observées chez les non fumeurs et les ex-fumeurs. Dans l'étude de Garabrant, on constate que les concentrations sériques diminuent quand la consommation tabagique exprimée en paquets-années augmente. Selon certains auteurs, le tabagisme favoriserait un métabolisme particulier des dioxines et donc leur excrétion.

La combustion domestique du bois étant une source de dioxines déjà bien identifiée, il n'est pas étonnant d'observer une imprégnation légèrement plus importante de dioxines chez les personnes ayant un **foyer ouvert** ou un **poêle à bois** dans le logement (différence un peu supérieure à 1 pg TEQ total/g MG selon la présence ou non de chacun de ces types de combustion au bois). Les appareils de combustion au bois peuvent modifier la qualité de l'air des habitations lorsqu'une partie des gaz de combustion et des particules fines revient à l'intérieur. Ces émissions à l'intérieur de la maison sont plus ou moins importantes selon le type d'appareil utilisé, la qualité de son installation et les façons de le faire fonctionner. Le Canada a d'ailleurs émis certaines recommandations pour réduire les expositions de dioxines liées aux combustions de bois à l'intérieur de l'habitat (cf. site internet de santé-canada). L'inventaire européen des rejets de dioxines mené en 2000 estime entre 20 et 25 % la contribution de la combustion domestique du bois aux rejets totaux; ces rejets non industriels demeurent néanmoins difficiles à quantifier.

Des comportements individuels, tels que la pratique d'activités de **bricolage** sont également susceptibles d'exposer aux dioxines et ont été effectivement retrouvés associés aux niveaux d'imprégnation dans cette étude (augmentation d'environ 3 pg TEQ total/g MG lors de telles activités). Ainsi, l'usinage ou la manipulation de bois traités (poutres, meubles anciens) peut engendrer une exposition aux dioxines et PCB. En effet, le bois a pu être peint avec d'anciennes peintures renfermant des PCB. Un agent protecteur et fongicide du bois, le pentachlorophénol, largement utilisé par le passé, contenait des traces de dioxines. Certains herbicides, utilisés encore récemment pour débroussailler (tels que le 2,4-D), contiennent également des traces de dioxines, sous-produits libérés lors de la fabrication de ces produits chimiques.

Le type d'**urbanisation** semble jouer un rôle particulier. Les imprégnations par les dioxines sont un peu plus élevées en zone rurale qu'en zone périurbaine, ce qui est cohérent avec une observation, un peu inattendue, effectuée dans l'étude InVS de 1998 sur les dioxines dans le lait maternel [InVS 2000]. Les concentrations de PCDD dans le lait maternel augmentaient avec le temps de résidence en zone rurale. Ce résultat posait la question d'un éventuel impact de produits agrochimiques ou d'opérations de brûlage de produits divers dont la combustion aboutit à la formation de dioxines. Il reflète notamment la présence d'agriculteurs qui sont plus imprégnés.

L'**alimentation** est reconnue comme la principale source de dioxines et PCB en dehors de situations d'exposition à des sources ponctuelles. Les aliments d'origine animale, tels que les produits laitiers, les poissons et produits de la mer, la viande, les volailles, sont des contributeurs majeurs de l'apport en dioxines [Volatier 2006]. C'est pourquoi une des forces de cette étude est d'avoir appréhendé la consommation des participants de la façon la plus détaillée possible; cela a été rendu possible à l'aide d'un questionnaire de fréquences de consommation validé pour les graisses animales, associées à des tailles de portions consommées. Les quantités d'aliments et de lipides consommées sont très cohérentes avec celles observées lors de l'étude pilote et un peu plus importantes que celles constatées dans l'étude nationale Inca1 [Volatier 2000]. Cette différence peut s'expliquer en partie par la différence des méthodes utilisées dans les deux enquêtes, un carnet de consommation de sept jours pour l'étude Inca et un questionnaire de fréquence pour notre étude. Néanmoins, la répartition par groupes d'aliments des apports en lipides d'origine animale est très proche dans cette étude de ce qu'elle est en population générale. Dans cette étude, les produits laitiers apportent en moyenne 58 % des lipides

d'origine animale, les viandes 33 %, les œufs 5 % et les poissons et produits de la mer 4 %. Dans l'étude nationale de consommation alimentaire Inca1, les contributions de ces groupes d'aliments sont respectivement 52 %, 39 %, 5 % et 4 %. Néanmoins, la consommation de fruits et légumes est plus élevée dans notre étude, ce qui s'explique vraisemblablement par la surreprésentation des zones rurales et la fréquence plus importante de personnes faisant pousser leurs propres fruits et légumes. Il n'a pas été mis en évidence un profil alimentaire spécifique au sein de la population d'étude qui pourrait expliquer une exposition de fond particulière aux dioxines (hormis peut-être pour la consommation de poissons à Senneville-sur-Fécamp).

Il est donc cohérent de trouver des corrélations significatives entre l'imprégnation par les dioxines de la population étudiée et ses consommations alimentaires "bruit de fond" (c'est-à-dire habituelles type supermarché et non liées à une source locale), notamment de produits d'origine animale qui contribuent très majoritairement à l'exposition courante. Ainsi, l'étude fait apparaître une association positive significative entre la consommation d'abats et l'exposition aux dioxines (PCDD/F), ainsi qu'une association négative avec la consommation de porc et charcuterie (respectivement $p=0,03$ et $p=0,02$). Ces associations semblent liées à la contamination relative de ces produits, plus élevée pour les abats, plus faible pour le porc et les charcuteries. La contribution spécifique de ces aliments aux apports totaux en dioxines reste cependant minoritaire [Afssa 2006].

La consommation des principaux groupes d'aliments vecteurs de dioxines dans l'alimentation que sont les poissons, produits de la mer et les produits laitiers n'est que partiellement associée à l'imprégnation. La consommation de produits de la pêche est corrélée à l'imprégnation uniquement pour les sites des départements littoraux (Pluzunet et Senneville-sur-Fécamp) en partie car les quantités de poissons consommées y sont plus importantes, mais peut-être aussi en partie car les poissons de cette zone littorale présentent des teneurs un peu plus élevées en dioxines et PCB [Leblanc 2004]. Cette relation est encore plus marquée pour les PCB-DL. La relation entre l'alimentation de poissons et l'imprégnation par les dioxines et les PCB a été largement documentée [Hasegawa 2007, Fierens 2002]. On sait en effet que les poissons constituent les aliments parmi les plus contaminés par les dioxines et PCB de la chaîne alimentaire; cependant, ils apportent également des graisses utiles pour lutter contre les maladies cardiovasculaires. Le lait et ses dérivés sont généralement incriminés comme un groupe d'aliment majeur de la contamination par les dioxines. Ici, l'association retrouvée entre la consommation habituelle de produits laitiers et l'imprégnation est faible. Cela provient peut-être du questionnaire alimentaire moins précis et complet qu'un entretien diététique. Signalons toutefois que lors de l'étude de l'InVS réalisée dans le lait maternel en 1998, il n'avait pas été retrouvé de relation significative entre la consommation de produits laitiers et l'imprégnation par les dioxines.

4.3.5.4 Facteurs associés aux UIOM

Les dioxines ne sont pas produites commercialement et n'ont aucune application. Elles se forment au cours des processus de combustion, comme dans les incinérateurs de déchets ou lors de feux de jardin, ou sont des sous-produits indésirables de processus industriels lors de la production de substances chimiques organochlorés. On les retrouve ainsi dans la fabrication de produits de préservation des bois à base de chlorophénol ou de PCB, de défoliants, d'herbicides, dans le blanchiment de la pâte à papier à l'aide de chlore. Une des

sources importantes de pollution par les dioxines est l'incinération des déchets d'ordures ménagères dont les rejets se déposent sur le sol et l'herbe, entrant ainsi dans la chaîne alimentaire via l'alimentation animale et constitue la source d'exposition sur laquelle s'est focalisée notre étude. Son but est d'étudier si la contamination par les dioxines des populations résidant à proximité des incinérateurs est différente de populations éloignées d'une source connue de dioxines et d'identifier si possible les sources les plus contributrices à cette contamination.

Les **facteurs de risque** étudiés liés à la présence d'une usine d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) sont multiples et leur étude doit prendre en compte les facteurs précédemment identifiés ; c'est ce qui a été fait. Ces facteurs concernent l'exposition aux émissions de l'UIOM (habitat ou non dans la zone du panache, distance de l'habitat à l'UIOM, dépôt surfacique cumulé au sol et durée d'exposition à l'UIOM en années), et surtout l'alimentation locale provenant de la zone de retombée du panache des UIOM. Ils nous ont permis d'appréhender notamment l'exposition aux dioxines par ses deux voies principales, par l'inhalation uniquement (pour les non consommateurs de produits locaux) et par ingestion d'aliments produits sous les retombées du panache.

Dans un premier temps, il est important de rappeler le choix des UIOM de l'étude et les modalités pour identifier les zones d'étude. L'approche par la modélisation à partir des émissions a également été retenue dans deux études récentes, une étude taiwanaise [Chen 2006] et une étude américaine [Goovaerts 2007].

Résidence dans le voisinage de l'UIOM

› Choix des UIOM

Les situations répétées de pollutions de l'environnement et d'aliments commercialisés autour d'incinérateurs ne respectant pas les normes ont conduit à envisager une démarche nationale avec la sélection de certains incinérateurs, puisqu'il n'était pas possible de les inclure tous. Suite à un inventaire des UIOM de France, la sélection a porté sur les UIOM en fonctionnement après 2000 et pour lesquelles on disposait en 2004, à la fois de données d'émissions de dioxines et de données environnementales ou de contamination des aliments (même peu nombreuses), afin de faciliter la "validation" de la modélisation des panaches ; 32 UIOM répondaient à ces exigences et nous avons finalement retenu huit établissements qui correspondaient aux trois catégories d'UIOM vues précédemment et réparties dans différentes zones géographiques du territoire français.

L'extrapolation des résultats de l'étude ne pourra être envisagée que pour d'autres cas similaires aussi bien pour le type d'UIOM que pour le type de population concernée.

› Caractérisation de la zone d'étude – Modélisation

La caractérisation de la zone d'étude, sa délimitation et l'évaluation de la contamination de la zone de résidence (dépôts surfaciques accumulés sur plusieurs années) liée aux rejets de l'incinérateur constituent une étape clé pour étudier l'impact des incinérateurs sur la contamination de la population. Cette étape, réalisée à l'aide de **modèles de dispersion atmosphérique des retombées des panaches des incinérateurs**, a nécessité le recueil et la validation des caractéristiques des UIOM, des données météorologiques, topographiques et environnementales. Il faut souligner qu'il existe une incertitude et une variabilité des données d'entrée utilisées pour ces

modèles liées au nombre très limité de données disponibles concernant les PCDD/F, et à une variabilité forte entre les valeurs. La comparaison des maxima des contaminations des sols à partir des dépôts cumulés issus de la modélisation et des maxima observés dans l'environnement a permis de vérifier que les ordres de grandeur issus de la modélisation étaient cohérents. Par ailleurs, la zone d'intérêt retenue pour définir la zone exposée des UIOM ayant pollué avait une valeur minimale de dépôts cumulés de 0,05 µg/m², en sachant que dans la plupart des cas il y avait suffisamment de personnes exposées à des valeurs bien plus élevées. Ce seuil était trop élevé pour être appliqué aux deux UIOM récentes respectant les normes (Bessières et Pluzunet), et dans ce cas, le recrutement a eu lieu dans les zones les plus exposées possibles au vu des panaches.

› Comparaison des zones exposées et non-exposées

Dans un premier temps, la comparaison des zones exposées et non-exposées n'a pas mis en évidence que le fait de résider à proximité d'une UIOM augmentait la concentration sérique moyenne de dioxines, de PCB-DL ou de PCB indicateurs. L'impact de la consommation de produits de la mer sur l'imprégnation par les dioxines et PCB est plus important que celui des incinérateurs (cf. site de Senneville-sur-Fécamp).

En effet, l'étude de la population dans son ensemble ou par catégorie d'UIOM ne montre pas de différence entre zones exposée et non-exposée, contrairement à l'hypothèse initiale. Le site d'étude pris globalement (exposés et non-exposés compris) influencent la concentration sérique en dioxines et PCB, mais vraisemblablement plus en raison des variations géographiques des sites que de l'impact de l'UIOM, puisque ces variations sont également observées en zone non-exposée. Néanmoins, les imprégnations moyennes de dioxines les plus basses sont observées à Bessières et Pluzunet, les deux sites correspondant aux incinérateurs aux normes.

La moyenne la plus élevée des concentrations sériques est observée pour le site de Senneville-sur-Fécamp, mais aussi bien en zone exposée que non-exposée. Ce site est celui où la consommation de produits de la mer est parmi les plus importantes et où leur contamination par les dioxines et PCB dans cette partie de la Manche-Est est connue pour être un peu supérieure à celle rencontrée sur d'autres parties du littoral [Leblanc 2004].

Le seul site où l'imprégnation moyenne en zone exposée est statistiquement supérieure à celle observée dans la zone témoin est celui de Gilly-sur-Isère. Cependant, l'imprégnation en zone exposée à Gilly-sur-Isère est inférieure à celle de la moyenne des zones exposées pour tous les autres sites anciens, et similaire à celles des sites récents. La différence observée s'explique probablement par une imprégnation particulièrement faible dans la zone témoin de Gilly-sur-Isère, située en zone de montagne, dans un environnement particulièrement préservé.

L'imprégnation moyenne des personnes résidant dans la zone témoin du site de Maubeuge est particulièrement élevée comparativement aux zones non-exposées des autres sites, mais également aux zones exposées. Considérer cette zone comme non-exposée à une source de dioxines pose question. Des investigations plus approfondies à propos d'autres activités industrielles sur la commune ont révélé une possible contamination liée à des activités métallurgiques passées pouvant expliquer les niveaux observés.

L'absence de différence d'imprégnation entre les zones exposées et non-exposées observée dans notre étude est un résultat cohérent avec ceux de diverses études étrangères qui ont conclu que résider autour d'UIOM avait peu d'influence sur les concentrations sériques de dioxines des riverains [Evans 2000, Schumacher 1999, Deml 1996, Gonzalez 1998]. C'est le cas par exemple dans une étude allemande [Deml 1996] et dans deux études menées en Espagne dans la région catalane, qui rapportent des résultats similaires [Schumacher 1999, Gonzalez 2001].

Ainsi, Deml *et al.* (1996) ne constatent pas d'augmentation de l'imprégnation en comparant des personnes issues de la population générale à une population non-exposée professionnellement aux dioxines et résidant à proximité d'une UIOM. En Espagne, Gonzalez *et al.* (1998) arrivent à la même conclusion en comparant les imprégnations de personnes résidant à moins d'1 km d'une UIOM à celles de personnes résidant à plus de 4 km. Des résultats similaires ont été publiés en Espagne entre résidents situés dans la zone d'1 km autour d'une UIOM et d'autres très éloignés [Schumacher 1999]. Certains chercheurs ont même observé une diminution de l'imprégnation dans une même population en comparant la période avant, pendant et après la mise en service d'un incinérateur [Evans 2000].

Cependant, ces résultats restaient assez sommaires dans la mesure où ces travaux ne prenaient en compte ni la zone de retombée du panache de l'incinérateur, ni la voie principale d'exposition connue pour les dioxines, à savoir la consommation alimentaire et notamment de produits locaux. En effet, les études antérieures, contrairement à la nôtre, avaient une définition très approximative de la zone d'exposition.

➤ Distance à l'incinérateur, dépôt surfacique, durée de résidence

La plupart des dioxines pénètrent dans l'environnement par émission dans l'atmosphère, suivie par une déposition à la fois à proximité et loin de la source. Ces substances résistent aux processus de transformation chimique et biologique, et donc, persistent dans l'environnement et s'accumulent dans la chaîne alimentaire. Le temps de rétention dans l'environnement est ainsi vraisemblablement de plusieurs années. Le fait que les dioxines s'accumulent dans l'organisme et s'éliminent lentement (demi-vie biologique d'environ 7 ans) permet d'étudier cette exposition dans la durée grâce aux biomarqueurs, alors qu'il n'était pas possible de reconstituer la contamination des produits locaux au cours du temps.

Dans la population d'étude, **l'imprégnation par les dioxines n'est pas associée à la durée de résidence sous les retombées du panache de l'UIOM, aux niveaux de dépôt surfacique cumulé au sol dans la zone du panache, ou à la distance à l'UIOM** (après géo-référencement des lieux de résidence et des UIOM); cela est dû vraisemblablement au fait que les participants peuvent résider longtemps à proximité d'une UIOM sans autoconsommer. **L'étude plus spécifique des agriculteurs** a montré que leur imprégnation augmentait quand la distance entre leur habitation et l'UIOM diminuait et aussi avec leur temps de résidence sous le panache. Cette observation faite uniquement chez les agriculteurs pourrait traduire une exposition plus marquée liée à une consommation d'origine locale et/ou une vie au grand air (soumise aux concentrations ambiantes de l'incinérateur) plus importantes. Ces voies d'exposition au sein de la population sont analysées ultérieurement.

L'absence de relation entre les concentrations sériques de dioxines et ces facteurs liés à l'UIOM est cohérente avec les publications internationales. Une étude taiwanaise récente [Chen 2004, Huang 2007] qui a eu recours à la modélisation a permis de déterminer quatre zones de contamination autour de l'UIOM. Elle n'a pas montré que les concentrations sériques étaient corrélées aux niveaux de concentrations ambiantes prédites par le modèle et elle conclut que l'exposition ambiante ne contribuerait pas de façon importante à l'imprégnation en comparaison à d'autres sources d'exposition telles que l'alimentation. Dans l'étude américaine dénommée UMDES [Adriaens 2007, Chang 2007] réalisée sur un site pollué par les dioxines, des prélèvements de poussières, de sols dans l'environnement et de sang dans la population ont été effectués. Les auteurs concluent que résider dans un lieu où est présente une contamination du sol et des poussières dans le logement, contribue peu à la variation de l'imprégnation.

Comme le laisse supposer la relation observée chez les agriculteurs, l'absence de relation n'est peut-être effective que dans certains groupes de la population et l'existence d'une relation peut être masquée dans des groupes présents en effectifs restreints, ce qui nécessite donc une analyse plus approfondie.

Résider dans la zone du panache peut exposer à la pollution de l'incinérateur par inhalation et/ou par consommation de produits alimentaires locaux. Une possible relation pouvant être présente uniquement chez les consommateurs de produits locaux, l'étude a été approfondie chez ces consommateurs, notamment chez les "autoconsommateurs", c'est-à-dire consommant leurs propres productions.

• Exposition par seule inhalation Il n'a pas été mis en évidence de contamination des riverains des incinérateurs par la seule voie respiratoire.

L'impact des émissions des incinérateurs sur l'exposition des riverains par inhalation uniquement a été étudié en comparant l'imprégnation des individus des zones exposées et non-exposées qui ne consommaient pas d'aliments produits localement, l'imprégnation des premiers étant supposée être supérieure à celle des seconds si une exposition par voie respiratoire est présente.

La différence entre ces deux groupes n'est pas significative d'un point de vue statistique ni pour le TEQ total, ni pour les PCDD/F. Peut-être aurait-il été possible d'observer une différence avec un effectif plus important. Quoiqu'il en soit, on peut supposer au vu de nos résultats que si c'était le cas, cette différence serait minime. Hors d'une source ponctuelle de dioxines, il est admis dans la communauté scientifique que l'apport de dioxines par inhalation contribue faiblement à l'apport total (environ 5 %). Dans le cas présent d'une source ponctuelle due à un incinérateur, l'apport par cette seule voie semble négligeable. Les dioxines rejetées dans l'air extérieur sont assez rapidement diluées; ce sont leurs retombées sous forme particulaire sur les sols et les végétaux qui peuvent jouer un rôle déterminant en pénétrant ainsi dans la chaîne alimentaire.

• Exposition par ingestion d'aliments locaux Cette étude montre que le fait de résider à proximité d'un incinérateur n'a pas de répercussion sensible sur les niveaux de dioxines, excepté pour les consommateurs de produits animaux d'origine locale, et en particulier pour ceux ayant résidé auprès d'anciens incinérateurs ayant pollué par le passé. Cette observation est plus marquée chez les agriculteurs.

Si l'alimentation, et en particulier les lipides d'origine animale, contribue majoritairement à l'exposition de fond aux dioxines (dans une proportion d'environ 90 % de l'exposition totale), la question de l'alimentation locale en particulier pour les individus résidant à proximité d'une usine d'incinération d'ordures ménagères a été rarement étudiée dans la littérature.

Il est utile de souligner que les études étrangères qui ont observé des imprégnations similaires entre des groupes exposés et non-exposés à une UIOM, jusqu'à récemment, ne prenaient pas en compte la possible influence de la consommation de produits locaux. Quand on veut corréler les imprégnations aux émissions de dioxines des incinérateurs, il est nécessaire de recueillir les habitudes alimentaires et l'origine des aliments consommés. Une étude belge récente a montré que les niveaux sériques d'individus résidant à proximité d'UIOM augmentaient avec la consommation de graisses d'origine animale locale [Fierens 2003]. Le type et la quantité d'aliments produits localement et issus de sa propre production doivent être recueillis dans une étude sur l'exposition locale à des dioxines. En France, comme dans d'autres pays (par exemple, les États-Unis), la consommation d'aliments de sa propre production n'est pas très fréquente et les aliments produits localement les plus habituellement autoconsommés sont les fruits et légumes [Moya 2001]. Des informations détaillées sur la quantité et l'origine des aliments consommés ont été recueillies dans cette étude pour interpréter les niveaux sériques de dioxines.

› Type de consommateurs

L'impact de l'incinérateur *via* la contamination par ingestion a été étudié en explorant l'influence de la consommation de produits locaux en fonction de la zone d'exposition, mais aussi en fonction du type de consommateur : agriculteurs autoconsommateurs, particuliers autoconsommateurs de produits animaux et végétaux, particuliers autoconsommateurs seulement de produits végétaux, particuliers consommant des produits du voisinage et particuliers ou agriculteurs non autoconsommateurs.

En fait, l'imprégnation des résidents de la zone exposée n'est statistiquement supérieure à celle des personnes résidant en zone non-exposée que pour les agriculteurs consommateurs de produits locaux. Ces derniers ont une imprégnation plus élevée que tous les autres groupes exposés.

Les agriculteurs constituent une catégorie de consommateurs ayant un apport d'aliments produits localement plus important que les particuliers (végétaux, produits animaux) et donc un apport plus important d'aliments contaminés, ce qui se répercute sur leur imprégnation par les dioxines. Toutefois, on constate que les agriculteurs qui résident en zone non-exposée, présentent également des imprégnations de PCDD/F plus élevées que les autres consommateurs et donc que les émissions de l'incinérateur ne peuvent expliquer à elles seules la contamination plus importante des agriculteurs. Rappelons que l'apport en dioxines chez les agriculteurs peut résulter d'habitudes alimentaires mais également d'activités particulières les exposant davantage aux dioxines que les particuliers, telles que l'usage de certains pesticides ou l'écobuage.

En ce qui concerne les particuliers, aucune différence statistique n'a été mise en évidence entre l'imprégnation moyenne des résidents des zones exposées et non-exposées. Si on limite l'observation aux zones exposées aux émissions des incinérateurs, on constate que l'imprégnation moyenne des particuliers autoconsommateurs uniquement de végétaux

ne diffère pas de celle des non consommateurs de produits locaux. Cela laisse supposer que l'apport en dioxines par les fruits et légumes issus du potager ou du verger exposés aux retombées du panache de l'UIOM ne contribue pas de façon sensible à la contamination de la population. On savait déjà que les végétaux peu lipophiles sont moins contaminés par les dioxines que les produits animaux qui accumulent les dioxines dans les graisses tout au long de la chaîne alimentaire et qu'ils contribuent de façon négligeable à l'exposition alimentaire aux dioxines de la population générale [Tard 2007]. D'ailleurs, l'imprégnation moyenne des particuliers autoconsommateurs de produits animaux et végétaux est statistiquement supérieure à celle des particuliers autoconsommateurs seulement de produits végétaux, et également à celle des non consommateurs de produits locaux, ce qui tend à confirmer le rôle de la contamination des aliments d'origine animale dans la contamination de la population.

› Quantités d'aliments consommés d'origine locale

Après une première approche qualitative portant sur les types de consommateurs, une approche quantitative a été menée permettant d'apprécier l'impact sur l'imprégnation par les dioxines de la quantité consommée d'aliments locaux.

Les aliments les plus fréquemment produits localement et de sa propre production sont les légumes (738 consommateurs sur 1 030 participants), les fruits (701 consommateurs), et les œufs (366 consommateurs). Les volailles constituent le type de viande le plus souvent produite localement. Ces chiffres montrent que l'objectif de focaliser l'étude sur les consommateurs d'aliments produits localement, considérés comme une population à risque des émissions de dioxines des UIOM, a été atteint en partie. Pour les fruits et légumes, les apports moyens d'aliments produits localement et autoproduits sont importants comparativement aux apports alimentaires totaux (achetés au supermarché+productions locales). Ces résultats indiquent qu'avoir sa propre production de fruits et légumes contribue à augmenter la consommation de ces aliments. En revanche, pour les aliments d'origine animale qui peuvent être d'importants contributeurs à l'exposition aux dioxines, les quantités moyennes d'aliments produits localement et autoproduits sont relativement faibles, mais non négligeables.

La consommation des aliments produits localement sous le panache de l'incinérateur contribue peu à l'augmentation de l'imprégnation par les dioxines de la population (moins de 2 % de la variance expliquée) par rapport aux facteurs de risques individuels, comme l'âge, le sexe, la corpulence ou le statut tabagique (qui expliquent 33 % de la variation du TEQ total). Cependant, soulignons que certains de ces facteurs individuels, tels que l'âge et la corpulence, constituent également des indicateurs indirects de l'exposition, car ils reflètent en partie d'autres sources d'exposition au cours du temps, tels que l'apport alimentaire. Une observation similaire concernant la faible contribution des facteurs autres qu'individuels avait été faite par [Garabrant et Chang 2007] dans l'étude UMDES (40 % de la variation du TEQ total était expliquée par les facteurs individuels, alors que le sol contaminé ne rendait compte que de 0,012 % des variations sériques du TEQ total). Néanmoins, la consommation d'aliments produits localement contribue à l'imprégnation et les relations observées sont généralement différentes entre les zones exposées et non-exposées aux rejets de l'incinérateur. Cette contamination de la population provient essentiellement des matières grasses d'origine animale (produits laitiers, œufs, viandes) et locale. En zone exposée et non-exposée, l'influence de la consommation **de matières grasses d'origine animale produites localement** a été observée sur les

concentrations sériques du TEQ total, des PCDD/F, des PCB-DL, des PCB indicateurs et aussi sur celles de divers congénères, la 2,3,7,8-TCDD, la 1,2,3,7,8-PeCDD, la 1,2,3,6,7,8-HxCDD, le 1,2,3,6,7,8-HxCDF, le 2,3,4,6,7,8-HxCDF et le PCB 114.

Dans notre étude, les apports moyens journaliers de lipides d'origine animale produits localement sont en général faibles chez les consommateurs concernés (8 g par jour soit 56 g/semaine) en comparaison aux lipides apportés par le reste de l'alimentation ; ils peuvent cependant atteindre ponctuellement des valeurs plus élevées. L'augmentation de 8 grammes par jour de la consommation de lipides d'origine locale (correspondant à la consommation d'un œuf ou d'une tasse de lait par jour), est associée à une augmentation modérée de l'imprégnation par les dioxines et PCB-DL. L'augmentation plus marquée de l'imprégnation en dioxines chez les autoconsommateurs résidant au voisinage de l'incinérateur est cohérente avec les niveaux élevés de contamination des aliments produits autour des UIOM anciennes et relevés sur plusieurs sites de l'étude. Cette augmentation est un peu plus importante si l'on ne tient pas compte des lipides d'origine porcine car la viande de porc est très peu contaminée par les dioxines et donc sa prise en compte dans les lipides tend à masquer les relations observées ; par ailleurs, le fait que la consommation de porc d'origine locale n'influence pas l'accumulation de dioxines et PCB-DL autour des UIOM (observé dans notre étude et dans celle de Fierens (2002)) peut s'expliquer par le fait que les porcs sont rarement élevés en plein air et que l'alimentation d'origine industrielle des porcs est le plus souvent produite hors du périmètre d'exposition à l'incinérateur.

Les faibles apports journaliers de graisses animales d'origine locale expliquent probablement en partie pourquoi la consommation locale d'aliments (possiblement contaminés par les retombées du panache) impacte peu l'imprégnation des populations. Dans une étude réalisée auprès de populations belges riveraines d'UIOM ayant fortement pollué, Fierens *et al.* (2003) ont également observé une augmentation de l'imprégnation par les dioxines associée à une consommation de lipides d'origine animale et locale ; ils constataient que les personnes consommant plus de 190 g de graisses d'origine locale par semaine avaient, en moyenne, des valeurs d'imprégnation deux fois plus élevées que celles consommant moins de 33 g graisses/semaine. De plus, l'imprégnation moyenne de ceux qui consommaient moins de 33 g graisses/semaine était similaire à celle des témoins, indiquant ainsi que seule une consommation régulière de produits locaux d'origine animale peut entraîner une augmentation de l'imprégnation par les dioxines et PCB des riverains d'UIOM. La consommation moyenne de graisses d'origine locale dans notre étude (56 g/semaine) n'est pas très élevée et ne permet pas une augmentation importante de l'imprégnation. Bien évidemment la différence d'imprégnation entre de forts et faibles consommateurs de graisses locales dépend aussi de la contamination plus ou moins importante de l'environnement autour de l'incinérateur.

Il faut souligner toutefois, qu'une augmentation de l'imprégnation par les dioxines et PCB-DL avec la consommation de lipides d'origine locale est observée aussi dans des zones éloignées de tout incinérateur, même si elle est moins importante que celle constatée en zone exposée. Ce résultat est cohérent avec la constatation parfois de fortes contaminations des aliments issus d'élevages familiaux, notamment pour les volailles et les œufs, en lien avec les pratiques d'élevage et sans proximité de sources d'émission de dioxines répertoriées telles que les UIOM ; en effet, certaines pratiques comme les brûlages intempestifs dans le jardin proche des élevages familiaux, ou l'épandage de cendres (qui contiennent des dioxines) pour fertiliser les sols ou le long du

parcours des volailles pour faciliter la formation de la coquille des œufs sont autant d'occasions de contamination des élevages familiaux [Thébault 2005].

En fait, ces matières grasses d'origine animale et locale reflètent essentiellement la **contribution des œufs et des produits laitiers contaminés**, qui constituent donc les principaux vecteurs par lequel l'homme est exposé aux émissions des incinérateurs. Dans son étude, Fierens avait aussi identifié la volaille (viande et œufs) et les produits bovins (viande, beurre et produits laitiers) comme les sources de dioxines et PCB-DL les plus contributrices de l'alimentation locale. Signalons également que la consommation d'abats augmente de façon modérée l'imprégnation par les dioxines en zones exposées, mais c'est aussi le cas en zone témoin dans une moindre mesure. La contamination de la population via l'ingestion d'œufs semble plus importante que celles par les produits laitiers (pente plus élevée entre la quantité de lipides consommés par jour et la concentration sérique de dioxines). Cependant, cette augmentation de l'imprégnation de la population due aux œufs est un peu moins importante que celle imputable aux produits laitiers, car la quantité de lipides d'œufs consommée par jour est plus faible que celle des lipides de produits laitiers.

L'ancienneté de l'incinérateur est un élément important à prendre en considération. Aujourd'hui, les mesures de contrôle de dioxines dans l'environnement et dans les aliments produits à proximité des incinérateurs respectant les normes donnent généralement des résultats conformes aux dispositions réglementaires. Lors de l'arrêt d'une UIOM polluante ou de sa mise aux normes, les retombées atmosphériques cessent ou diminuent de façon drastique, mais la contamination des sols peut persister. On assiste habituellement alors à une diminution rapide de la contamination du lait et de la viande (lié à la réduction de la contamination de l'herbe de repousse), mais à la persistance de la contamination des œufs (liée à la persistance de la contamination des sols [Thébault 2003, 2005]).

Dans notre étude, on constate que **l'imprégnation par les dioxines est davantage augmentée par la consommation de produits animaux issus de zones exposées à des incinérateurs anciens que récents**, ce qui avait également été observé lors de l'étude des catégories de consommateurs de produits animaux. Pour les riverains des incinérateurs récents (à partir de 1996 environ, avec norme d'émission à 0,1 ng/Nm³), l'imprégnation des particuliers autoconsommateurs de produits animaux est similaire à celle des particuliers non consommateurs. En revanche, il existe une différence statistiquement significative pour les riverains des incinérateurs anciens. Les mesures de réglementation prises pour réduire les émissions des UIOM ont été semble-t-il pertinentes et se traduisent par une imprégnation moindre des riverains autoconsommateurs des UIOM récentes aux normes, et qui est similaire à celle de zones témoins, alors qu'un impact sur l'imprégnation des riverains autoconsommateurs est constaté dans l'étude pour les UIOM anciennes pour lesquelles les rejets ont pu être importants.

Hormis les lipides d'origine animale, il n'y a **pas d'influence notable sur l'imprégnation des autres aliments d'origine locale et donc des végétaux (fruits et légumes)**, ce qui confirme ce qui avait été observé avec les types de consommateurs. Par leur caractère lipophile, les dioxines ont tendance à s'accumuler plutôt dans les matières grasses d'origine animale (produits laitiers, œufs, viandes). De plus, les dioxines contenues dans les particules émises par l'incinérateur et déposées sur les végétaux sont éliminées en grande partie lors du lavage avant consommation de ces aliments, alors qu'une fois dans

la viande, le lait ou les œufs, elles y restent jusqu'à consommation. La contamination des végétaux témoigne essentiellement d'une exposition récente de type aérien (même si cette exposition peut exister de façon chronique). Celle des animaux peut également témoigner d'une exposition récente, mais surtout de type chronique, cumulée, elle peut témoigner également d'une exposition passée.

Néanmoins, il faut signaler un résultat un peu inattendu et non mentionné dans d'autres études. Une faible surimprégnation en zone exposée a été retrouvée associée à la consommation de féculents d'origine locale, en fait essentiellement les pommes de terre, qui peuvent être en contact avec la terre contaminée. L'exclusion de 1 % des consommations extrêmes de féculents fait disparaître cette relation, mais la tendance persiste ($p=0,10$). Plusieurs explications peuvent être proposées. Soit cette observation est un artefact et résulte de consommations aberrantes. Soit cette relation existe mais est influencée par les très forts consommateurs de féculents.

Les effectifs des autoconsommateurs pour chacun des huit sites et dans chaque zone exposée et non-exposée sont trop faibles pour permettre une analyse pertinente pour chaque site. Les relations entre l'imprégnation et la consommation locale, site par site, n'ont donc pas pu être étudiées.

4.3.6 CONCLUSION

Les résultats de cette étude sont cohérents avec les résultats des travaux scientifiques internationaux notamment ceux qui ont utilisé

récemment les méthodologies les plus développées pour comprendre les déterminants de l'imprégnation aux dioxines des riverains d'incinérateurs. L'imprégnation par les dioxines et PCB dioxin-like dans la population de l'étude (exposés et non-exposés) se situe dans la moyenne européenne. Les niveaux sériques sont même faibles quand ils sont comparés à des études moins récentes, en raison notamment de la décroissance progressive de l'exposition aux dioxines des populations européennes.

Cette étude montre que les facteurs personnels (âge, corpulence, sexe, variations de poids, tabagisme, etc.) et la consommation alimentaire habituelle sont les déterminants essentiels de l'imprégnation et souligne d'ailleurs le rôle important des produits de la pêche dans l'apport alimentaire en dioxines et PCB.

Il n'y a pas d'éléments en faveur du rôle de l'exposition à l'incinérateur par inhalation, question fortement soulevée initialement.

Il n'y a pas de différence statistiquement significative entre l'imprégnation des personnes exposées et non-exposées au panache d'un incinérateur, sauf pour une population particulière : celle des consommateurs de produits animaux élevés sous le panache, notamment de produits laitiers et d'œufs. Cette observation est particulièrement marquée chez les agriculteurs qui sont de plus forts consommateurs de produits locaux. Cette relation n'est pas retrouvée pour la consommation de produits végétaux (hormis pour les féculents, où la relation retrouvée peut être due à des consommations extrêmes). Elle est observée principalement dans le cas des incinérateurs anciens et hors normes.

4.4 Le plomb

Le plomb pouvant être émis lors de l'incinération de déchets, la plombémie des résidents a été également étudiée; elle fait l'objet de la présentation ci-dessous.

4.4.1 PLOMBÉMIES DANS LA POPULATION D'ÉTUDE

La moyenne géométrique des plombémies est de **28,7 µg/L** ($IC_{95\%}$: [27,3; 30,3]) sur l'ensemble de la population. La valeur maximale est de 226 µg/L et 19 valeurs (moins de 2 %) sont inférieures à la limite de quantification (ces valeurs ont été remplacées par $LOQ/2=5$ µg/L dans toute l'analyse).

Les statistiques descriptives des plombémies sont présentées en fonction de la zone d'exposition, de la catégorie d'incinérateur et du site d'étude dans le tableau 43 et les figures suivantes.

La différence entre les moyennes géométriques des zones exposées et non-exposées est significative ($p<0,0001$), avec des niveaux paradoxalement plus élevés chez les personnes non-exposées.

Les moyennes géométriques des plombémies sont assez variables d'un site à l'autre; elles varient de 21,5 µg/L [18,7; 24,8] à Maubeuge à 36 µg/L [33,6; 38,6] à Bessières.

La différence entre l'imprégnation des personnes exposées et celle des personnes non-exposées n'est statistiquement significative que pour les grosses UIOM aux normes ($p=0,001$) avec, paradoxalement, des moyennes géométriques plus élevées chez les non-exposés. La différence n'est pas significative pour les petites UIOM ayant pollué ($p=0,12$) et les grosses UIOM ayant pollué ($p=0,09$).

L'analyse qui suit permet d'étudier si ces différences persistent après ajustement sur les facteurs de variation et de confusion tels que l'âge et le sexe.

FIGURE 26

DISTRIBUTION DES PLOMBÉMIES EN µg/L SUR L'ENSEMBLE DE LA POPULATION

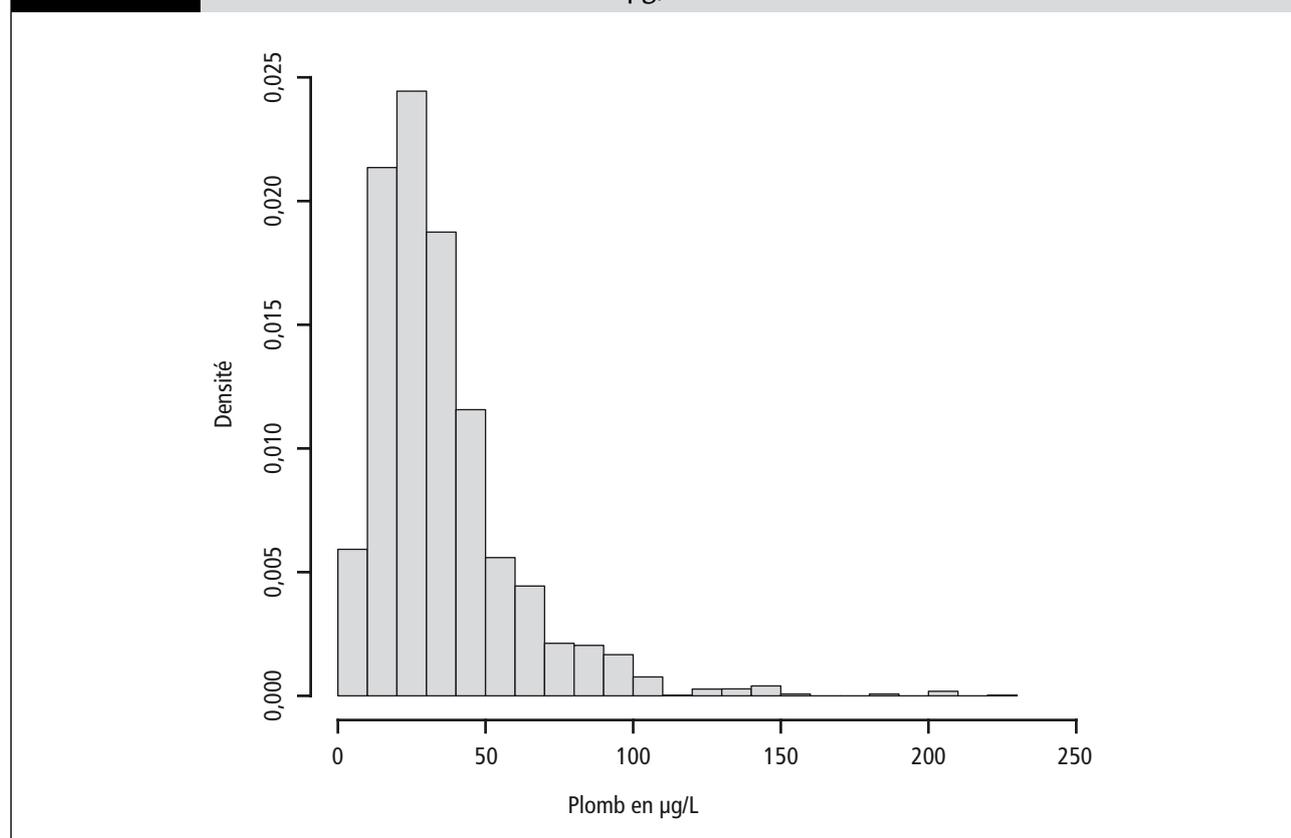


TABLEAU 43

PLOMBÉMIES BRUTES EN µg/L DANS LA POPULATION, PAR CATÉGORIE D'UIOM,
SITE ET ZONE D'EXPOSITION

Site	Moyenne géom. et IC _{95 %}	Moyenne arithm.	ET ¹	Médiane	P75	P95	Min.	Max.
Total	28,7 [27,3 ; 30,3]	35,3	0,99	29	44	85	<LOD	226
Exposée	27,3 [25,7 ; 29]	33,7	1,04	27,0	41,0	79,0	<LOD	226
Non-exposée	35,1 [32 ; 38,4]	41,5	2,43	35,0	50,0	96,0	<LOD	143
Grosses UIOM aux normes	31,2 [27 ; 36,1]	37,6	2,75	31,0	48,6	93,4	<LOD	143
Exposée	26,7 [22,5 ; 31,8]	32,1	2,36	25,0	38,7	75,0	<LOD	139
Non-exposée	41,3 [34,4 ; 49,6]	47,4	5,39	44,0	50,7	94,7	<LOD	143
Bessières	36,0 [33,6 ; 38,6]	41,1	1,78	35,0	48,0	83,7	10	143
Exposée	35,0 [32,4 ; 37,8]	40,1	1,80	34,9	48,0	78,9	10	139
Non-exposée	38,2 [33,0 ; 44,2]	43,0	4,01	41,0	47,1	76,9	17	143
Pluzunet	29,6 [24,3 ; 35,9]	36,2	3,70	27,0	48,7	90,9	<LOD	116
Exposée	23,9 [19,1 ; 29,9]	28,7	2,90	25,0	35,6	66,0	<LOD	116
Non-exposée	42,4 [33,4 ; 53,8]	48,8	7,01	46,3	51,0	95,1	<LOD	108
Petites UIOM ayant pollué	30 [28,3 ; 31,8]	36,6	1,19	29,0	46,0	84,3	<LOD	226
Exposée	29,5 [27,5 ; 31,6]	36,2	1,39	29,0	44,0	83,0	<LOD	226
Non-exposée	32,4 [29,4 ; 35,8]	38,3	1,83	33,0	47,5	88,7	10	122
Cluny	30,4 [27,6 ; 33,5]	36,4	1,84	31,0	44,0	83,0	<LOD	226
Exposée	31,1 [28,0 ; 34,5]	38,5	2,22	31,0	48,0	90,2	<LOD	226
Non-exposée	29,3 [24,3 ; 35,4]	33,2	3,18	27,6	44,0	60,5	12	83
Senneville/Fécamp	32,0 [28,8 ; 35,5]	39,8	2,45	29,0	46,0	89,0	<LOD	184
Exposée	31,4 [27,8 ; 35,5]	39,6	2,96	29,0	46,0	91,8	<LOD	184
Non-exposée	33,8 [27,8 ; 41,2]	40,5	4,11	33,1	48,5	89,0	10	122
Gilly-sur-Isère	33,4 [29,8 ; 37,6]	40,5	2,64	33,7	47,7	91,2	<LOD	201
Exposée	32,3 [28,4 ; 36,8]	39,3	2,95	31,0	46,0	84,7	<LOD	201
Non-exposée	43,1 [36,9 ; 50,3]	49,5	3,76	44,0	60,4	100,3	12	108
Vaux-le-Pénil	25,2 [22,4 ; 28,4]	30,1	1,69	25,0	37,0	67,3	<LOD	95
Exposée	25,1 [22,0 ; 28,6]	29,9	1,86	25,0	37,0	67,1	<LOD	95
Non-exposée	26,3 [20,8 ; 33,2]	31,4	3,31	25,8	44,4	65,0	10	87
Grosses UIOM ayant pollué	25,2 [22,8 ; 27,8]	31,6	1,74	27,0	39,0	73,0	<LOD	145
Exposée	24,8 [22,2 ; 27,7]	31,0	1,94	27,0	39,0	68,3	<LOD	145
Non-exposée	28,9 [25,2 ; 33,1]	35,7	2,54	29,8	41,0	88,5	<LOD	135
Dijon	34,3 [31,4 ; 37,4]	39,4	1,73	33,0	48,0	80,8	10	135
Exposée	33,2 [30,2 ; 36,6]	37,8	1,84	32,7	46,6	79,0	10	126
Non-exposée	41,8 [35,0 ; 49,8]	49,1	5,09	40,4	48,0	117,0	17	135
Maubeuge	21,5 [18,7 ; 24,8]	27,6	2,47	21,0	34,1	64,0	<LOD	145
Exposée	21,4 [18,3 ; 25,0]	27,7	2,75	19,8	33,0	64,0	<LOD	145
Non-exposée	22,7 [18,8 ; 27,4]	26,9	2,54	21,3	34,5	58,9	<LOD	77

¹ Écart-type de la moyenne arithmétique.

FIGURE 27 DISTRIBUTION DES PLOMBÉMIES EN $\mu\text{g/L}$ PAR ZONE D'EXPOSITION

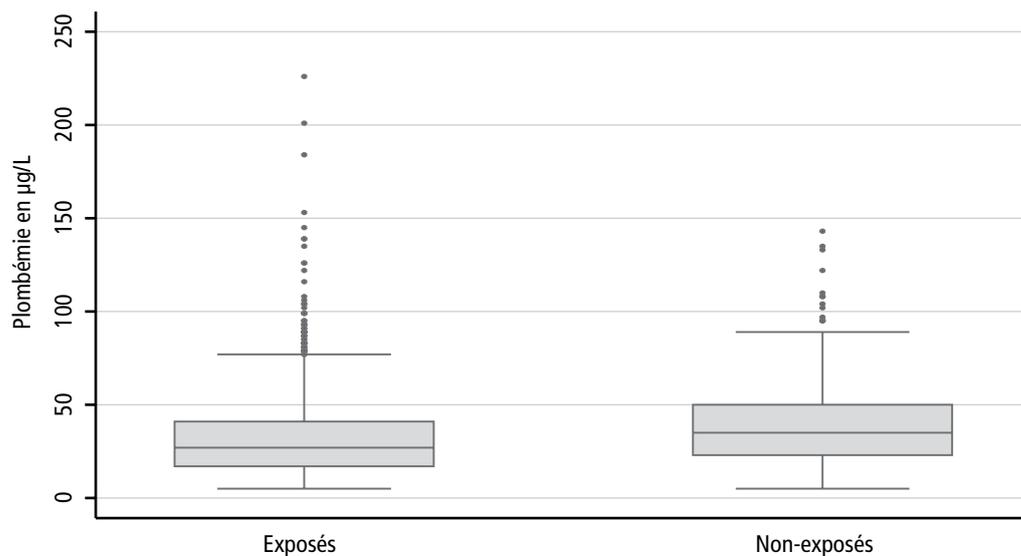


FIGURE 28 PLOMBÉMIES EN $\mu\text{g/L}$ PAR CATÉGORIE D'UIOM ET ZONE D'EXPOSITION

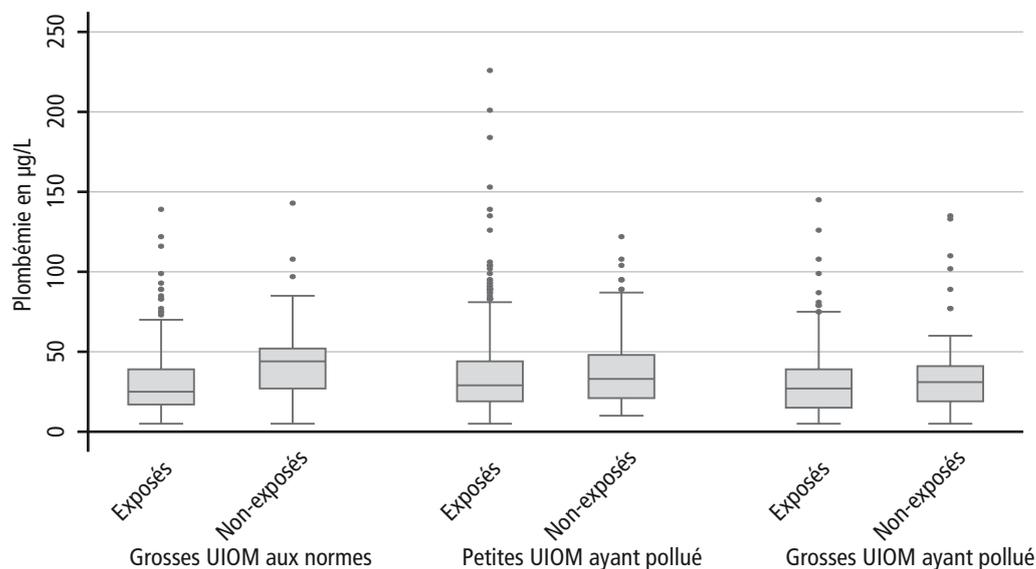
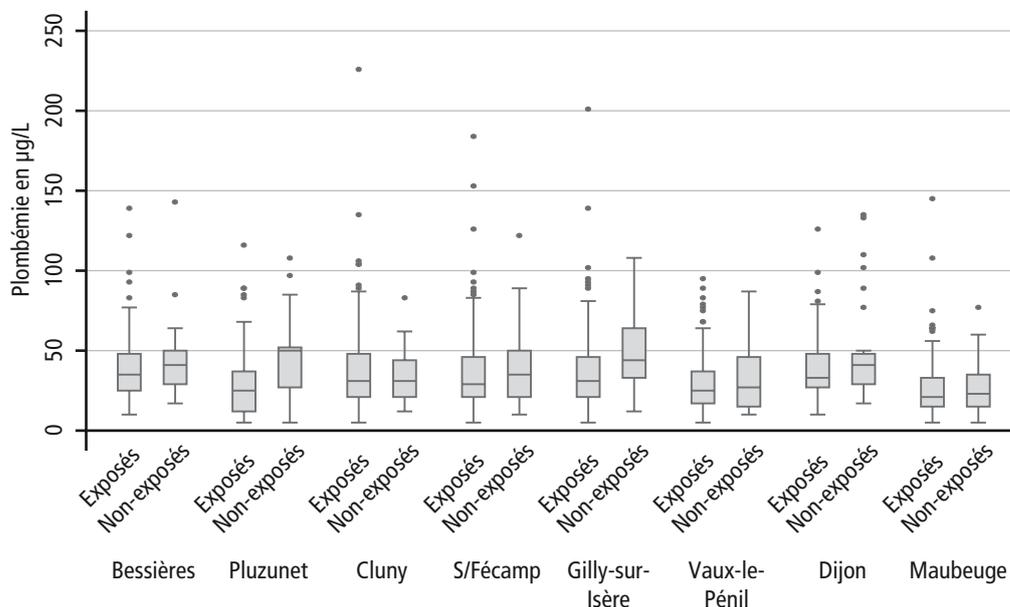


FIGURE 29 PLOMBÉMIES EN $\mu\text{g/L}$ PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION



4.4.2 CAS DES PLOMBÉMIES ÉLEVÉES (>100 µg/L)

Les caractéristiques des personnes présentant des plombémies élevées ont été étudiées afin d'identifier d'éventuels facteurs de risque.

Vingt-six personnes de l'échantillon de l'étude ont des plombémies supérieures à 100 µg/L (seuil recommandé pour une surveillance particulière des travailleurs, décret n° 2003-1254, 23 déc.2003), soit 2,5 % (26/1 029), avec une valeur maximale égale à 226 µg/L. Chez 22 d'entre elles, ces plombémies sont comprises entre 100 et 150 µg/L, chez 2, entre 151 et 200 µg/L et chez les 2 dernières, elles sont au-delà de 200 µg/L.

Les personnes exposées professionnellement au plomb ont été écartées de l'étude (cf. Participation). Cependant, une personne exposée professionnellement est restée par erreur dans le cadre de l'étude et correspond à la valeur maximale. Dans la suite de l'analyse, il a été vérifié que cette valeur ne modifiait pas les conclusions des résultats.

Les personnes ayant des plombémies élevées sont essentiellement des personnes de plus de 55 ans (n=16), ce qui est conforme au fait que le plomb s'accumule avec l'âge. Ce sont majoritairement des hommes (n=22). Neuf d'entre elles sont employés, 7 sont ouvriers, 5 sont agriculteurs et 3 sont artisans.

Les toxicologues mandatés par l'InVS ont contacté ces personnes afin de les informer de façon détaillée, d'identifier avec elles les sources d'exposition dans le but de les réduire et si possible les supprimer et d'émettre certaines recommandations. Les sources identifiées se sont avérées liées à des activités diverses. Beaucoup de ces personnes pratiquent un loisir ou une activité susceptible de les exposer au plomb, puisqu'elles sont 19 dans ce cas. On a souvent retrouvé des activités de rénovation de l'habitat ancien (décapage d'huisseries, de boiseries), mais aussi des activités de décapages de ferrailles peintes, de tir ou de chasse et de soudure.

Quinze d'entre elles habitent dans des logements construits avant 1948; or comme nous venons de le préciser, ce type de logement est susceptible d'avoir encore des anciennes peintures au plomb ou d'anciennes canalisations en plomb.

Elles sont réparties sur tous les sites à l'exception de celui de Vaux-le-Pénil; 17 résident en zone exposée (échantillon de 799 sujets) et 9 en zone non-exposée (échantillon de 230 sujets). Ainsi, les plombémies élevées observées ne semblent pas résulter de l'exposition aux retombées du panache de l'incinérateur, puisque la proportion de ces plombémies élevées en zone exposée n'est pas supérieure à la proportion de la population d'étude en zone exposée, même si un test statistique ne peut être fait ici.

TABLEAU 44 SITE D'ÉTUDE DES PERSONNES AVEC UNE PLOMBÉMIE ÉLEVÉE						
Site	Effectifs dans l'échantillon			Nombre de sujets dépassant le seuil de 100 µg/L		
	Tous	Exposés	Non-exposés	Tous	Exposés	Non-exposés
Bessières	124	96	28	3	2	1
Pluzunet	123	98	25	2	5	0
Cluny	128	100	28	5	1	4
Senneville-sur-Fécamp	126	99	27	4	3	1
Gilly-sur-Isère	143	107	36	5	3	2
Dijon	127	100	27	5	2	0
Maubeuge	138	106	32	2	1	1
Tous les sites	1 029	799	230	26	17	9

4.4.3 ÉTUDE DES FACTEURS D'EXPOSITION

Les résultats présentés ci-dessous sont ceux issus du modèle final contenant l'ensemble des facteurs de variation, de confusion et de risques ayant un lien avec la plombémie.

4.4.3.1 Facteurs de variation et de confusion

Dans un premier temps, l'identification de caractéristiques personnelles ou d'habitudes de vie associées à la plombémie, a permis de tenir compte de leur influence et ainsi d'isoler le rôle propre des facteurs de risque liés à l'environnement de l'incinérateur et à la consommation de produits locaux.

Les **caractéristiques personnelles** des participants ont un rôle prépondérant sur la dose interne de plomb. Celles qui influencent significativement les plombémies dans le modèle final sont l'âge, le tabac en grammes-années, la consommation d'alcool en grammes

par jour introduite dans le modèle après une transformation racine, le sexe et dans une moindre mesure le niveau d'étude. Ces facteurs expliquent environ 23 % de la variabilité des plombémies.

Parmi ces facteurs, l'**âge** est le facteur qui influence le plus fortement la plombémie. En effet, la plombémie augmente de façon linéaire avec l'âge, avec une hausse de 13,0 % tous les 5 ans (IC_{95 %} = [10,2 % ; 15,9 %], p<0,0001). Elle augmente également avec la **consommation tabagique** calculée en grammes-années afin de prendre en compte la durée, la quantité et les différents types de consommation (cigarettes, cigarillos, pipes, cigares) : augmentation de 5,7 % (IC_{95 %} = [2,5 % ; 9,0 %], p=0,0004) pour une augmentation de consommation de 200 grammes-année équivalente à un paquet par jour pendant 10 ans (10 paquets-années). La plombémie est aussi associée au statut tabagique (fumeur/ex-fumeur/non-fumeur) avec les niveaux moyens les plus élevés chez les fumeurs puis diminuant chez les ex-fumeurs, et enfin chez les non-fumeurs. La **consommation d'alcool** est également liée au niveau d'imprégnation par le plomb. La relation n'est pas linéaire, une transformation racine a été appliquée à la quantité d'alcool consommée en grammes par jour. Ainsi, la plombémie augmente de 9,4 % [7,4 % ; 11,5 %] pour le passage de 5 à 10 g d'alcool par jour (soit de 35 à 70 g

par semaine, ou de 3 à 6 verres par semaine, $p < 0,0001$). On considère qu'un verre de vin représente 10 cl à 12° soit 12 g d'alcool pur et qu'un verre d'alcool fort représente 3 cl à 40° soit également 12 g d'alcool pur. Les plombémies sont en moyenne plus élevées chez les **hommes** que chez les femmes ($p=0,002$) et ont tendance à diminuer lorsque le **niveau d'étude** augmente ($p=0,10$; tableau 45).

D'autres facteurs d'exposition non liés à l'incinérateur peuvent influencer la plombémie. Parmi les facteurs identifiés, ceux conservés dans le modèle final du fait de leur signification statistique sont : la consommation d'eau du robinet (en mL/jour), la pratique d'un loisir exposant au plomb (oui/non), l'urbanisation (centre ville/périphérie, banlieue/zone rurale), la date de construction (avant ou après 1948) et le type de logement (appartement/maison individuelle/ferme) et certaines consommations d'aliments non produits localement, appelées consommation de bruit de fond : produits laitiers, porcs et charcuterie, légumes aériens et dans une moindre mesure les crustacés. Ces facteurs expliquent environ 10 % de la variabilité des plombémies.

La plombémie augmente linéairement avec la quantité d'eau du robinet consommée quotidiennement ($p=0,005$, comprenant l'eau

du robinet, les sirops délayés avec de l'eau, le café, le thé) : 3,8 % ($IC_{95\%}$ [1,2 % ; 6,5 %]) d'augmentation pour une augmentation de consommation de 300 mL d'eau par jour ou 7,8 % pour 600 mL par jour. Elle est également un peu plus élevée lorsque la résidence est dans un **habitat ancien** (datant d'avant 1948, $p=0,14$), dans une **maison** individuelle ou dans une **ferme** ($p=0,008$) et dans un habitat **rural ou urbain** ($p=0,11$); on sait en effet qu'il reste encore des canalisations en plomb et parfois d'anciennes peintures au plomb dans les habitats anciens. La plombémie est plus élevée chez les individus pratiquant un **loisir** susceptible d'exposer au plomb ($p=0,001$, cf. Questionnaires). Les **consommations habituelles** (bruit de fond) de produits laitiers ($p=0,001$) ou de légumes aériens ($p=0,02$) semblent préserver d'une plombémie élevée alors que la consommation de crustacés ($p=0,11$) ou de porc et charcuterie ($p=0,05$) l'augmente.

Le site influence très significativement la plombémie ($p < 0,0001$); il explique environ 4 % de sa variabilité.

Dans les tableaux ci-dessous sont présentés les facteurs de variation et de confusion statistiquement significatifs ou proches de la significativité.

TABEAU 45 PLOMBÉMIES MOYENNES EN $\mu\text{g/L}$ AJUSTÉES BASÉES SUR LE MODÈLE FINAL¹ (FACTEURS QUALITATIFS)

Facteurs	Moy. géo. ajustée	$IC_{95\%}$	p
Sexe			
Hommes	30,8	[29,1 ; 32,6]	0,002
Femmes	27,2	[25,9 ; 28,5]	
Niveau d'étude			
Non scolarisé/primaire	32,4	[29,1 ; 36,0]	0,10
Collège	31,0	[27,5 ; 34,8]	
Lycée	28,3	[26,2 ; 30,7]	
Bep-cap	29,0	[27,3 ; 30,9]	
Études supérieures	26,7	[25,0 ; 28,6]	
Loisir exposant au plomb			
Oui	31,6	[29,6 ; 33,7]	0,002
Non	27,7	[26,6 ; 28,8]	
Type de logement			
Appartement	24,8	[22,5 ; 27,3]	0,008
Maison individuelle	29,3	[28,2 ; 30,4]	
Ferme	29,9	[26,0 ; 34,5]	
Date de logement			
Avant 1948	30,2	[27,9 ; 32,8]	0,14
Après 1948	28,1	[27,0 ; 29,3]	
Urbanisation			
Centre ville	29,9	[27,0 ; 33,1]	0,11
Banlieue/périphérie de ville	27,3	[25,6 ; 29,0]	
Zone rurale	29,7	[28,2 ; 31,2]	
Site			
Bessières	36,4	[33,7 ; 39,4]	<0,0001
Pluzunet	28,9	[25,9 ; 32,4]	
Cluny	30,1	[27,8 ; 32,6]	
Senneville-sur-Fécamp	29,0	[26,7 ; 31,4]	
Gilly-sur-isère	32,0	[28,9 ; 35,5]	
Vaux-le-Pénil	25,9	[23,5 ; 28,6]	
Dijon	35,2	[32,5 ; 38,3]	
Maubeuge	22,9	[20,8 ; 25,1]	

¹ Facteurs d'ajustement : âge, sexe, niveau d'études, tabac en grammes années, alcool (transformation racine), loisir exposant au plomb, type et date de logement, urbanisation, consommation d'eau du robinet, site, zone d'exposition, alimentation bruit de fond (produits laitiers, légumes aériens, coquillages et crustacés, viande de porc-charcuterie), alimentation locale (abats, produits de la pêche, produits laitiers, légumes aériens, légumes racines).

TABLEAU 46

POURCENTAGE DE VARIATION DE LA PLOMBÉMIE DES FACTEURS DE VARIATION ET DE CONFUSION (FACTEURS QUANTITATIFS)

Facteurs	Augmentation	Pourcentage de variation	IC _{95 %}	P
Âge	De 1 an	2,5 %	[2,0 ; 3,0]	<0,0001
	De 5 ans	13,0 %	[10,2 ; 15,9]	
	De 12 ans (IIQ)	34,0 %	[26,2 ; 42,6]	
Tabac en grammes années	De 200 grammes années ¹	5,7 %	[2,5 ; 9,0]	<0,0001
	De 320 grammes années (IIQ)	9,3 %	[4,0 ; 14,8]	
Alcool en g par jour²	Passage de 5 à 10 g/j	9,4 %	[7,4 ; 11,5]	<0,0001
	Eau du robinet en mL par jour			
Alimentation bruit de fond	De 600 mL (IIQ)	7,8 %	[2,4 ; 13,5]	0,004
	Produits laitiers	De 280 g/j	-6,8 %	[-10,5 ; -3]
Légumes aériens	De 109 g/j	-5,3 %	[-9,6 ; -0,8]	0,021
Coquillages et crustacés	De 11 g/j	2,4 %	[-0,5 ; 5,4]	0,107
Porc, charcuterie	De 4 g/j	5,2 %	[0,1 ; 10,5]	0,045

¹ Équivalent à un paquet par jour pendant 10 ans ou un demi-paquet par jour pendant 20 ans.

IIQ : intervalle interquartile : P75 – P25.

² Relation non linéaire car la variable alcool a subi une transformation racine dans le modèle.

4.4.3.2 Facteurs d'exposition associés aux incinérateurs

Les facteurs de risque sont étudiés après prise en compte (ajustement) des facteurs de variation et de confusion précédemment cités.

Ils concernent les facteurs d'exposition à l'UIOM (habitat dans la zone du panache (oui/non), distance de l'habitat à l'incinérateur, dépôt surfacique cumulé au sol et durée d'exposition à l'incinérateur en années), l'alimentation locale provenant de la zone de retombée du panache des incinérateurs et les facteurs d'exposition au potager (possession d'un potager, superficie du potager et durée d'exposition du potager à l'UIOM en années).

Habitation au voisinage de l'incinérateur

Le tableau 47 présente les plombémies dans la population, selon la catégorie d'UIOM, le site et la zone d'exposition après ajustement.

L'étude de la zone d'exposition sur l'ensemble de la population n'indique pas que le fait de résider à proximité d'un incinérateur augmente la plombémie; on observe même une relation inverse de celle attendue, à savoir les plombémies sont en moyenne plus élevées chez les personnes des zones non-exposées que chez les personnes des zones exposées (zone non-exposée, Mg=31,3 µg/L, IC_{95 %} [29,2 ; 33,5] et zone exposée, Mg=28,1 µg/L, IC_{95 %} [27,0 ; 29,2], p=0,008). Cette relation s'explique par une plombémie moyenne relativement élevée en zone témoin du site de Pluzunet (St Nicolas du Pelem). En effet, si on exclut ce site de l'analyse, l'association disparaît (p=0,44).

➤ Influence de la catégorie d'UIOM et du site

En zone exposée, les différences entre les catégories d'UIOM ne sont pas significatives.

Il n'y a pas de différence de plombémie entre exposés et non-exposés pour les grosses et les petites UIOM ayant pollué

(p=0,68 et p=0,50 respectivement). En revanche, on observe **une différence entre exposés et non-exposés pour les grosses UIOM aux normes** (Pluzunet et Bessières, p<0,0001) qui s'explique par des **niveaux particulièrement élevés en zone non-exposée** à Bessières et surtout à Pluzunet. Une analyse de sensibilité aux poids de sondages élevés n'a pas permis de montrer que ces niveaux de plombémie étaient dus à certains individus (l'écart se réduit entre les deux zones après l'analyse de sensibilité sur les pondérations élevées, mais reste significatif). L'étude de l'ancienneté de l'habitat (habitat ancien d'avant 1948 susceptible d'être une source de plomb), n'indique pas que la proportion de personnes de la zone témoin de Pluzunet ou de celle de Bessières résidant dans un habitat d'avant 1948 est supérieure à celle des autres sites témoins. De même, dans ces deux zones témoins, il n'y a pas une proportion plus importante de personnes ayant un loisir exposant au plomb (annexe 20). Cette variable catégorie d'UIOM explique moins d'1 % des niveaux de plombémie.

La comparaison par site des niveaux de plombémie entre exposés et non-exposés montre que **seuls les riverains du site de Vaux-le-Pénil ont une plombémie moyenne supérieure à ceux de la zone témoin (p=0,01)**. Notons cependant qu'il présente la valeur **moyenne de plombémie la plus basse de toutes les zones témoins** de l'étude et parmi les trois plus basses en zone exposée.

➤ Dépôt au sol, distance à l'UIOM, durée de résidence

Le dépôt cumulé au sol calculé à partir de la modélisation des émissions de l'incinérateur est celui de dioxines. Mais comme il a été modélisé en fonction d'un dépôt particulaire, on pouvait faire l'hypothèse que le dépôt de plomb est corrélé au dépôt de dioxines. Le dépôt cumulé au sol n'était pas significativement lié aux plombémies.

Les autres facteurs d'exposition à l'UIOM (distance du lieu de résidence à l'UIOM, durée de résidence sous le panache) n'apparaissent pas significativement liés à la plombémie et ceci aussi bien pour les anciens incinérateurs ayant pollué par le passé que pour les plus récents aux normes.

TABLEAU 47

PLOMBÉMIES MOYENNES EN µg/L SELON LES ZONES, CATÉGORIES D'UIOM ET SITES
(MOYENNES GÉOMÉTRIQUES AJUSTÉES¹ ET IC_{95%})

	Total	Zone exposée	Zone non-exposée	Comparaison expo/non-expo
Ensemble de la population	28,8 [27,8; 29,7]	28,1 [27,0; 29,2]	31,3 [29,2; 33,5]	0,008
Catégorie d'UIOM				
Grosses UIOM aux normes	30,7 [28,0; 33,7]	27,1 [24,1; 30,5]	38,6 [34,4; 43,4]	<0,0001
Petites UIOM polluantes	28,9 [27,6; 30,3]	29,0 [27,4; 30,6]	28,4 [26,0; 31,0]	0,68
Grosses UIOM polluantes	27,0 [25,3; 28,9]	27,2 [25,3; 29,2]	25,7 [22,1; 29,9]	0,50
Site				
Bessières	36,4 [33,7; 39,4]	34,9 [32,4; 37,5]	39,5 [33,4; 46,8]	0,15
Pluzunet	28,9 [25,9; 32,4]	24,2 [20,8; 28,1]	38,6 [33,6; 44,2]	<0,0001
Cluny	30,1 [27,8; 32,6]	31,1 [28,5; 33,9]	29,5 [25,4; 34,4]	0,56
Senneville-sur-Fécamp	29,0 [26,7; 31,4]	28,6 [26,0; 31,3]	30,1 [26,0; 34,8]	0,54
Gilly-sur-Isère	32,0 [28,9; 35,5]	31,4 [28,0; 35,2]	35,0 [30,2; 40,5]	0,21
Vaux-le-Pénil	25,9 [23,5; 28,6]	26,9 [24,2; 29,9]	19,8 [15,9; 24,6]	0,01
Dijon	35,2 [32,5; 38,3]	35,0 [31,9; 38,4]	37,1 [30,9; 44,6]	0,57
Maubeuge	22,9 [20,8; 25,1]	23,3 [21,2; 25,6]	20,1 [16,2; 24,9]	0,21

¹ Facteurs d'ajustement : âge, sexe, niveau d'études, tabac en grammes années, alcool (transformation racine), loisir exposant au plomb, type et date de logement, urbanisation, consommation d'eau du robinet, site ou catégorie d'UIOM, zone d'exposition, alimentation bruit de fond (produits laitiers, légumes aériens, coquillages et crustacés, viande de porc-charcuterie), alimentation locale (abats, produits de la pêche, produits laitiers, légumes aériens, légumes racines).

Toutefois, résider dans la zone du panache peut exposer à la pollution de l'incinérateur par inhalation et/ou ingestion. L'étude portant seulement sur la zone d'exposition (oui/non) peut masquer une possible relation présente uniquement chez les consommateurs de produits locaux; c'est pourquoi l'étude a été approfondie chez ces consommateurs.

Exposition par seule inhalation

Le rôle de la contamination de l'incinérateur par l'inhalation a été étudié en comparant la différence d'imprégnation par le plomb entre les individus exposés et non-exposés ne consommant pas de produits locaux. On observe une **différence de plombémie** entre exposés par voie aérienne uniquement et non-exposés par voie aérienne, **mais paradoxalement avec des niveaux de plomb plus élevés chez les individus non-exposés** (27,3 µg/L [25,7; 29,0] chez les exposés versus 37,7 [33,7; 42,1] chez les non-exposés, $p < 0,0001$). Ceci peut s'expliquer en partie par le niveau un peu **plus élevé en zone non-exposée à Pluzunet** : la plombémie baisse de 4 µg/L chez les non autoconsommateurs non-exposés en excluant le site de Pluzunet, mais la différence entre exposés et non-exposés non autoconsommateurs reste significative ($p = 0,006$). Par ailleurs, une étude détaillée de ces non autoconsommateurs fait apparaître que les individus de Saint Nicolas du Pelem, zone non-exposée du site de Pluzunet, ont les poids de sondage les plus élevés. L'individu ayant le poids de sondage le plus élevé a de plus une plombémie élevée (proche du seuil de 100 µg/L).

Une analyse de sensibilité réalisée en supprimant de l'analyse les individus ayant les poids de sondage les plus élevés (au-delà du 99^e percentile) fait baisser la moyenne géométrique de 1,5 µg/L et la différence reste significative.

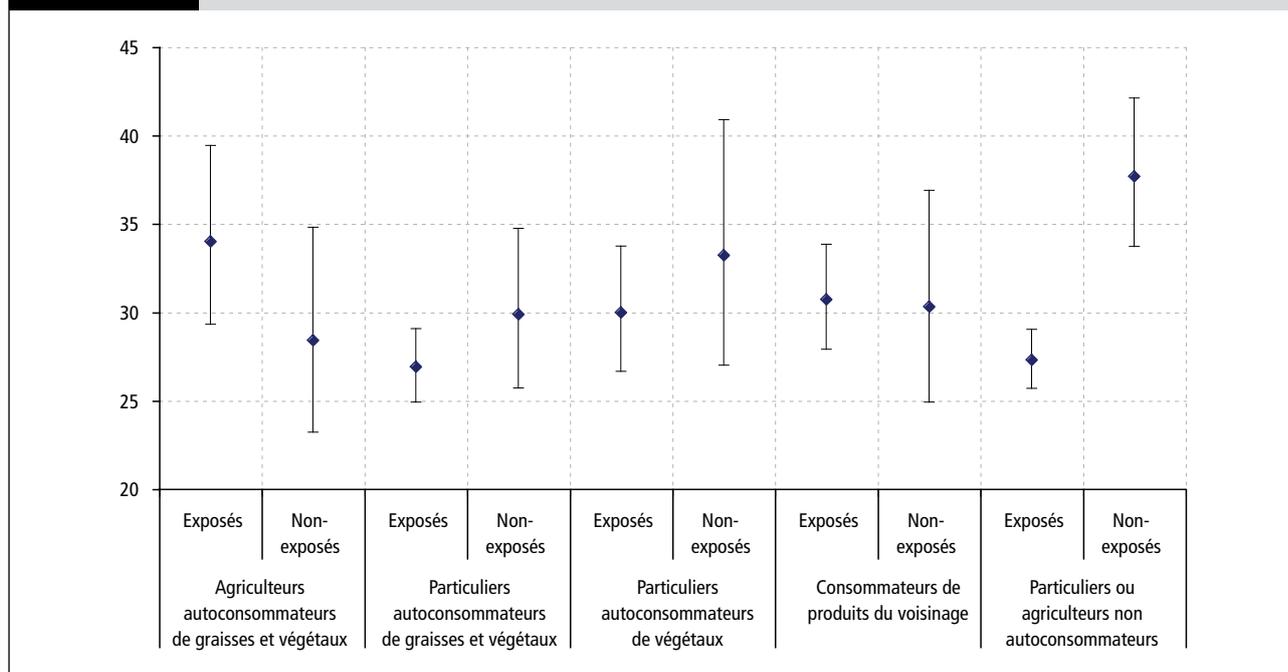
Nous n'avons pas mis en évidence de rôle de l'incinérateur sur la contamination en plomb de la population via l'inhalation.

Exposition par ingestion

› Type de consommateurs

L'étude de la contamination par ingestion a fait porter notre attention dans un premier temps sur la consommation de produits locaux en fonction de la zone d'exposition et sur des profils de consommateurs particuliers pouvant orienter vers une source d'exposition. **Il n'a pas été mis en évidence de plombémies en moyenne plus élevées chez les consommateurs de produits locaux de la zone exposée de façon globale, ni pour un type de consommateur en particulier.** Chez les consommateurs de produits locaux, la différence d'imprégnation entre exposés et non-exposés n'est pas significative ($p = 0,23$). **La plombémie est paradoxalement plus élevée chez les personnes de la zone non-exposée qui ne consomment pas de produits locaux** ($p = 0,005$, résultat déjà observé dans le paragraphe précédent).

FIGURE 30

MOYENNES GÉOMÉTRIQUES (IC_{95%}) AJUSTÉES DES PLOMBÉMIES EN µg/L SELON LE TYPE DE CONSOMMATEUR ET LA ZONE D'EXPOSITION

L'interaction entre la durée de résidence exposée à l'incinérateur et le fait de consommer ou non des produits locaux est non significative ($p=0,89$), ce qui signifie que l'effet de la durée d'exposition à l'UIOM sur la plombémie ne diffère pas selon qu'on consomme ou non des produits locaux.

De même, le fait de posséder un jardin potager et la durée d'exposition du potager aux retombées du panache de l'incinérateur n'influencent pas la plombémie ($p=0,11$ et $p=0,44$).

› Quantité consommée d'aliments d'origine locale

Quand on étudie la plombémie en fonction de l'alimentation locale basée sur des données quantitatives et non plus seulement qualitatives, on observe des variations de la plombémie chez certains consommateurs de produits locaux. Cette variation reste restreinte, puisque l'alimentation locale (quantité consommée des aliments ci-dessous) explique environ 1 % de la variabilité des plombémies. La plombémie augmente avec la consommation locale de produits de la pêche ($p<0,0001$), d'abats ($p=0,002$), de produits laitiers ($p=0,04$) et dans une moindre mesure de légumes racines ($p=0,07$), et diminue avec la consommation de légumes aériens ($p=0,006$). L'influence sur la plombémie de ces aliments d'origine locale selon la zone d'exposition est présentée dans le tableau 49.

› Pêche locale

L'influence de la consommation de pêche locale sur la plombémie est observée dans les deux zones, exposée et non-exposée (pentes de la relation similaires, $p=0,39$), laissant supposer que cet effet vraisemblablement lié à la contamination locale des poissons est indépendant de l'incinérateur.

› Viande locale et produits laitiers

La consommation de viande, et en particulier de viande de bœuf, de veau ou d'agneau, d'abats et de produits laitiers augmente

la plombémie essentiellement en zone exposée (tableau 49), suggérant alors un possible rôle de l'incinérateur. En zone non-exposée, on observe soit une variation inverse des plombémies avec l'alimentation, soit aucune variation.

› Bœuf

Plus on consomme de la viande de bœuf, de veau ou d'agneau en zone exposée, plus la plombémie augmente; en fait, la relation inverse est observée en zone non-exposée. Les consommateurs de viande locale de bœuf, veau, ou agneau, résidant en zone exposée consomment en moyenne 34,7 g de bœuf, veau ou agneau par jour (écart-type : 3,4), alors que ceux de la zone non-exposée en consomment en moyenne 35,1 g/jour (écart-type : 4,5), ce qui est similaire. Dans la zone de retombée du panache, une augmentation de la consommation de bœuf de 45 g par jour en moyenne (équivalente à une consommation de bœuf deux fois par semaine : P75-P25) correspond à une augmentation de la plombémie de 10,1 % (IC_{95%} : [1,6 % ; 19,2 %]). En fait, cette différence d'effet de la consommation de viande de bœuf, veau, agneau, entre exposés et non-exposés devient non significative lors de l'exclusion des consommations extrêmes ($p=0,24$, après exclusion des personnes au-delà du 99^e percentile), mais la relation reste significative en zone exposée alors qu'elle devient non-significative en zone non-exposée.

› Abats

L'augmentation de la consommation de 7 g d'abats par jour (fréquence de consommation d'une fois/mois) correspond à une augmentation de plombémie de 10,8 % (IC_{95%} : [3,7 % ; 18,4 %]). On sait que les abats sont généralement plus concentrés en métaux lourds, et donc également en plomb que les autres types de viande, ce qui peut expliquer que la variation de la plombémie soit plus importante avec la consommation d'abats qu'avec celle de bœuf. Cet effet de la consommation d'abats locaux sur la plombémie est plus important en zone exposée qu'en zone non-exposée et n'est significatif qu'en zone exposée. La différence d'effet de la consommation d'abats devient

non significative lors de l'analyse de sensibilité mais le coefficient en zone exposée reste stable et significatif. Il varie en zone non-exposée et reste non significatif.

› Produits laitiers

La consommation de produits laitiers d'origine locale augmente la plombémie en zone exposée. On note ainsi 4,4 % d'augmentation de la plombémie (IC_{95%} : [2,3 % ; 6,6 %]) pour une augmentation de la consommation quotidienne de 130 g de produits laitiers. 130 g de produits laitiers "composite" sur la base de 45 % de lait, 40 % de yaourts et équivalents et 15 % de fromage (base Inca adulte), cela représente 58,5 g de lait soit environ un bol (250 g) tous les 4 jours plus 19,5 g de fromage soit une portion de 40 g de fromage tous les deux jours, plus 52 g de yaourts soit 3 portions de 125 g de yaourts et desserts lactés par semaine. En revanche en zone non-exposée, la consommation de produits laitiers d'origine locale diminue la plombémie comme dans le cas de la consommation de produits laitiers d'origine non locale (p=0,11, tableau 49).

› Légumes aériens et fruits

La consommation de légumes aériens d'origine locale, tels que les salades, est associée à une diminution de la plombémie et donc ne contribue pas à la contamination de la population par le plomb. L'influence de cette consommation de végétaux sur la plombémie, ne semble pas être différente selon la zone d'exposition au vu des coefficients similaires dans les deux zones (p=0,78). Notons que la consommation habituelle de légumes aériens, c'est-à-dire non d'origine locale, était déjà associée à une diminution de la plombémie.

La consommation de fruits en zone exposée a tendance à augmenter légèrement la plombémie (de façon non significative, p=0,11),

contrairement à ce qui est observé en zone non-exposée (p=0,08 pour la comparaison entre exposés et non-exposés).

› Légumes racines

La consommation de légumes racines d'origine locale a tendance à augmenter la plombémie (p=0,07), mais indépendamment de l'exposition à l'incinérateur (variation similaire et non significative pour chaque zone).

› Œufs

Nous n'avons pas observé d'effet global de la consommation d'œuf sur les plombémies, indépendamment de l'exposition (p=0,93). En revanche, la consommation d'œufs influence la plombémie différemment selon la zone d'exposition (p=0,003). **La plombémie a tendance à augmenter avec la consommation d'œufs issus de la zone exposée** (pourcentage de variation pour une augmentation de la consommation de 25 g/j : 5,1 % [-1,3 % ; 11,9 %], p=0,12), alors qu'elle diminue avec la consommation d'œufs issus de la zone non-exposée. Par ailleurs, cet effet est confirmé lorsque l'on analyse l'effet de la consommation d'œufs sur l'imprégnation en fonction du dépôt au sol. L'interaction entre le dépôt et les variables d'alimentation locale permet d'étudier si la consommation d'aliments locaux dans des zones où le dépôt est plus élevé a un impact plus fort sur l'imprégnation : c'est le cas pour la consommation d'œufs locaux (p=0,007), c'est-à-dire que **plus le dépôt au sol est élevé et plus le fait de consommer des œufs d'origine locale augmente la plombémie** (tableau 48). Notons cependant que l'effet n'est significatif que pour des valeurs élevées de dépôt et que les intervalles de confiance sont larges pour les niveaux élevés. L'interaction (dépôt*quantité d'œufs consommée) reste significative lorsque l'on restreint l'analyse à des quantités d'œufs consommées inférieures au 99^e percentile ou même inférieures au 95^e percentile.

TABLEAU 48

POURCENTAGE DE VARIATION DE LA PLOMBÉMIE POUR DES NIVEAUX DE DÉPÔT VARIANT DE P25 À P99 EN µg/m² ET POUR UNE AUGMENTATION DE LA CONSOMMATION D'ŒUFS DE 25 g/j (ZONE EXPOSÉE)

Percentile	Dépôt cumulé	% de variation	IC _{95%}	
P25	0,04011987	-1,6	-7,4	4,5
P75	0,2980405	1,5	-6,6	10,3
P90	0,8941436	9,0	-4,8	24,8
P99	2,83444	37,4	1,2	86,6

› Catégories d'UIOM

L'étude de la consommation d'aliments locaux par catégorie d'UIOM n'est possible que pour la viande, les œufs et les végétaux, et après regroupement des anciennes UIOM de petites et grandes capacités en raison des effectifs disponibles et de la similitude des rejets (cf. Méthode).

On n'observe pas d'augmentation de la plombémie en zone exposée liée à la consommation de végétaux, ni pour les UIOM anciennes ni pour les UIOM récentes. L'augmentation de plombémie associée à la consommation de viande locale ne diffère plus significativement entre les deux zones d'exposition quand on étudie la relation pour chaque catégorie d'UIOM (anciennes et récentes), probablement en raison d'un manque de puissance statistique. Cependant, cette augmentation reste significative en zone exposée avec une force de la relation similaire pour les riverains des deux catégories d'UIOM.

La consommation d'œufs semble augmenter la plombémie en zone exposée uniquement, plus fortement pour les UIOM anciennes (pour 25 g d'œufs/j, augmentation de la plombémie de 7,4 % [1,2 % ; 13,9 %], p=0,02), que pour les UIOM récentes (5,4 % [-9,1 % ; 21,5 %]).

Ces résultats par catégorie d'UIOM sont cependant à prendre en considération avec prudence du fait des faibles effectifs qui limitent la puissance statistique des analyses.

› Site

Les effectifs de consommateurs de produits locaux par site et zone d'exposition sont trop faibles pour effectuer des tests avec suffisamment de puissance et permettre une analyse pertinente.

TABLEAU 49

POURCENTAGE DE VARIATION DE LA PLOMBÉMIE EN FONCTION DE LA QUANTITÉ CONSOMMÉE DE PRODUITS LOCAUX POUR L'ENSEMBLE DES INDIVIDUS ET DANS LES DEUX ZONES D'EXPOSITION

Alimentation locale	Augmentation en g/j (P75-P25)	% de variation	IC _{95%}		P	P ¹
Viande						
Population totale	33	1,3 %	-1,2 %	4,0 %	0,313	
Zone exposée	33	3,5 %	0,4 %	6,8 %	0,029	0,068
Zone non-exposée	33	-0,8 %	-4,4 %	2,9 %	0,669	
Viande de bœuf, veau, agneau						
Population totale	45	0,0 %	-6,7 %	7,3 %	0,990	
Zone exposée	45	10,1 %	1,6 %	19,2 %	0,018	0,001
Zone non-exposée	45	-10,0 %	-18,3 %	-0,9 %	0,032	
Viande de volaille, lapins						
Population totale	17	0,0 %	-3,0 %	3,0 %	0,990	
Zone exposée	17	0,4 %	-2,7 %	3,5 %	0,827	0,774
Zone non-exposée	17	-0,5 %	-5,5 %	4,8 %	0,854	
Viande de porc, charcuterie						
Population totale	24	-2,6 %	-7,8 %	2,9 %	0,354	
Zone exposée	24	0,3 %	-6,2 %	7,3 %	0,929	0,173
Zone non-exposée	24	-7,1 %	-15,2 %	1,7 %	0,110	
Abats						
Population totale	7	10,8 %	3,7 %	18,4 %	0,002	
Zone exposée	7	20,4 %	11,9 %	29,5 %	<0,0001	0,010
Zone non-exposée	7	4,3 %	-3,8 %	13,2 %	0,307	
Produits de la pêche						
Population totale	11	6,7 %	3,2 %	10,2 %	0,000	
Zone exposée	11	6,0 %	2,3 %	9,8 %	0,001	0,385
Zone non-exposée	11	9,1 %	2,7 %	15,9 %	0,005	
Œufs						
Population totale	25	0,2 %	-4,7 %	5,4 %	0,928	
Zone exposée	25	5,1 %	-1,3 %	11,9 %	0,120	0,003
Zone non-exposée	25	-9,7 %	-16,6 %	-2,2 %	0,012	
Produits laitiers						
Population totale	131	2,8 %	0,2 %	5,4 %	0,035	
Zone exposée	131	4,4 %	2,3 %	6,6 %	<0,0001	0,019
Zone non-exposée	131	-8,3 %	-17,6 %	2,1 %	0,113	
Légumes aériens						
Population totale	61	-6,7 %	-11,1 %	-1,9 %	0,006	
Zone exposée	61	-6,5 %	-11,2 %	-1,5 %	0,012	0,780
Zone non-exposée	61	-7,6 %	-15,5 %	0,9 %	0,080	
Légumes racines						
Population totale	13	2,6 %	-0,2 %	5,5 %	0,071	
Zone exposée	13	2,4 %	-0,9 %	5,8 %	0,151	0,841
Zone non-exposée	13	2,9 %	-1,1 %	7,1 %	0,159	
Fruits						
Population totale	70	1,9 %	-1,7 %	5,5 %	0,305	
Zone exposée	70	3,1 %	-0,7 %	7,0 %	0,111	0,080
Zone non-exposée	70	-4,0 %	-11,0 %	3,5 %	0,290	
Féculents						
Population totale	85	-4,8 %	-12,6 %	3,7 %	0,261	
Zone exposée	85	-4,4 %	-12,8 %	4,8 %	0,340	0,846
Zone non-exposée	85	-5,7 %	-17,7 %	8,0 %	0,398	

¹ P de l'interaction zone et alimentation locale.

4.4.4 DISCUSSION

Le plomb est un polluant environnemental qu'on retrouve dans les sols et l'atmosphère, au voisinage des sites industriels, en particulier des incinérateurs.

L'objectif secondaire de cette étude était d'évaluer si les riverains d'incinérateurs étaient plus imprégnés par le plomb que les résidents des zones témoins et d'identifier les éventuels facteurs contribuant à cette imprégnation. En effet, résider dans la zone du panache peut exposer à la pollution par le plomb de l'incinérateur par inhalation et/ou ingestion.

4.4.4.1 Plombémie dans la population d'étude

Dans le sang, 90 % du plomb sont liés aux érythrocytes, c'est pourquoi le dosage du plomb est réalisé sur le sang total. La **plombémie moyenne** dans la population d'étude est de **28,7 µg/L**, ce qui reste **dans des valeurs habituelles pour la population générale**; elles sont plus faibles que celles mesurées chez les jeunes adultes en France il y a dix ans, vraisemblablement en raison de la réduction des émissions de plomb en France [RNSP 1997, Inserm 1999]. Dans les pays où des mesures de réduction des émissions industrielles et de suppression ou de réduction du plomb dans l'essence ont été prises, la plombémie de la population a diminué. À titre de comparaison, les plombémies retrouvées dans la population adulte belge résidant autour d'UIOM étaient un peu plus élevées, de l'ordre de 43 µg/L [Fierens 2002].

Les caractéristiques des 26 personnes présentant des plombémies dépassant la valeur de 100 µg/L (seuil recommandé pour une surveillance particulière des travailleurs) sont assez classiques : âge élevé, sexe masculin, résidence ou activité liées à un habitat ancien. Elles ont généralement plus de 55 ans (or on sait que le plomb s'accumule dans l'organisme avec l'âge) et sont majoritairement des hommes. Elles pratiquent souvent un loisir ou une activité susceptible de les exposer au plomb (en particulier la rénovation d'habitat ancien ou le tir), ou habitent dans des logements construits avant 1948, logements susceptibles d'avoir encore des anciennes peintures au plomb ou d'anciennes canalisations en plomb. Elles sont réparties sur tous les sites, à l'exception de celui de Vaux-le-Pénil et ne résident pas plus souvent en zone exposée qu'en zone non-exposée. Ainsi, les plombémies élevées observées ne semblent pas résulter de l'exposition aux retombées du panache de l'incinérateur. Une valeur de plombémie élevée qui aurait dû être écartée de l'analyse (car correspondant à une exposition professionnelle) a été conservée; il a été vérifié qu'elle ne modifiait pas les conclusions des résultats.

4.4.4.2 Facteurs influençant les plombémies indépendamment des UIOM

Les sources de plomb sont très nombreuses et l'exposition humaine est multiforme. C'est pourquoi dans un premier temps, nous avons identifié les facteurs susceptibles d'influencer la plombémie, afin d'isoler ultérieurement le rôle réel de l'incinérateur dans la contamination de la population par le plomb. Les facteurs connus généralement pour faire varier la plombémie ont été retrouvés dans cette étude et ont été pris en compte pour la suite de l'analyse : l'âge, le sexe, le niveau

d'étude, les consommations de tabac et d'alcool, la pratique d'un loisir exposant au plomb, la résidence dans un habitat ancien et la consommation d'eau du robinet. Ils ont d'ailleurs aussi été retrouvés en partie dans l'étude de Fierens qui a étudié l'imprégnation par le plomb des populations autour des UIOM (2007).

En effet, le plomb, qui est un toxique cumulatif, s'accumule dans l'organisme avec l'âge, majoritairement (90 %) dans les os et les dents, car la demi-vie du plomb y est plus longue (de 1 à 20 ans) que dans les tissus mous (environ 30 jours, [ATSDR 2007]). La mesure du plomb sanguin est un bon indicateur de sa présence dans l'organisme en raison d'une diffusion régulière de plomb du compartiment osseux vers le sang; il est aussi un bon indicateur d'une exposition récente au plomb. La plombémie de la population d'étude augmente de 2,5 % par an, ce qui correspond à une augmentation annuelle moyenne d'environ 0,7 µg/L.

La plombémie des **hommes** est généralement supérieure à celle des femmes [Staessen 1996, Inserm 1999], résultat retrouvé dans notre étude avec une différence d'environ 3,5 µg/L. Ceci résulte vraisemblablement moins de différences métaboliques que d'expositions au plomb plus fréquentes des hommes. Comme dans notre étude, il est fréquent d'observer les niveaux de plombémie qui augmentent plus le **niveau d'étude** est faible. Parfois, cette relation est observée avec la catégorie socioprofessionnelle, où les plombémies sont plus faibles parmi les cadres et plus élevées parmi les ouvriers, les employés, probablement liés à des professions, des modes de vie susceptibles d'exposer davantage au plomb les personnes occupant ces postes de travail. Il est courant d'observer des plombémies plus élevées chez les personnes aux revenus les plus faibles. Parmi les raisons évoquées, on souligne que ces populations sont les plus exposées à une contamination par l'habitat ancien et dégradé, correspondant à des zones de vie plus modestes et que ces populations défavorisées sont plus sujettes à des carences en minéraux, connues pour favoriser la fixation du plomb dans l'organisme [Inserm 1999]. Néanmoins, dans notre étude, le niveau d'étude restait associé à la plombémie même après prise en compte de l'ancienneté de l'habitat. Les caractéristiques socio-économiques et la qualité de l'habitat sont autant de paramètres liés entre eux, ainsi qu'au degré d'imprégnation.

La plombémie était en moyenne supérieure d'environ 2 µg/L chez les personnes résidant dans des **logements construits avant 1948** (mais avec une différence non significative, $p=0,14$). On sait que les logements anciens (datant d'avant 1948) peuvent constituer une source d'exposition au plomb par la présence d'anciennes peintures au plomb qui peuvent se retrouver dans les poussières. Cette date de 1948 correspond à la loi sur l'interdiction de l'usage de la céruse, peinture au carbonate basique de plomb. C'est pourquoi des précautions doivent être prises lors des travaux de rénovation des habitats anciens, car le décapage des peintures entraîne une contamination très forte de l'environnement. C'est ainsi, que nous avons souvent retrouvé une activité de rénovation d'un habitat ancien parmi les personnes présentant les plombémies les plus élevées. De façon générale, la **pratique d'un loisir** exposant au plomb (tels que le tir, la peinture, les émaux, la poterie, la rénovation d'un habitat ancien (décapage d'huisseries...)) augmentait la plombémie en moyenne de 4 µg/L environ.

L'habitat ancien peut constituer une source de plomb également par la présence de canalisations en plomb. En effet, l'eau de boisson peut s'enrichir en plomb en transitant par un réseau d'adduction comportant des tuyaux ou des raccords en plomb, mais aussi des soudures à

l'étain – plomb sur des tuyaux de cuivre, des robinets en laiton ou encore des polymères contenant du stéarate de plomb [Desjardins 1990]. L'utilisation du plomb est interdite à la pose depuis le décret du 5 avril 1995 pour les canalisations et l'arrêté du 10 juin 1998 pour les brasures. Ce type d'adduction d'eau explique la relation connue entre la **consommation d'eau du robinet** et la plombémie et ceci d'autant plus que l'eau est agressive (peu minéralisée et avec un pH acide). Plus l'apport en plomb d'origine hydrique est important, plus la plombémie du consommateur d'eau est élevée. Dans notre étude, la plombémie augmentait d'environ 1,3 % (soit en moyenne de 0,4 µg/L) pour une consommation quotidienne d'eau du robinet augmentée de 100 mL.

Par ailleurs, on sait que **les boissons alcoolisées** constituent aussi une source de plomb, notamment le vin où les teneurs en plomb étaient en moyenne égales à 60 µg/L dans les années 90 et sont aujourd'hui à 15 µg/L [Inserm 1999, Leblanc 2004].

Le tabac contenant du plomb, la **consommation tabagique** constitue une source de plomb bien identifiée [Huel 1986].

La plombémie de la population de cette étude a été retrouvée associée à la consommation habituelle de produits laitiers, de légumes aériens, de porc et charcuterie et de produits de la pêche (coquillages et crustacés).

L'**apport alimentaire** de plomb dans la population française est en majorité assuré par les boissons (retrouvé avec l'eau et l'alcool dans cette étude, cf. ci-dessus), les légumes, les fruits, et les céréales (cf. Étude de l'alimentation totale ou EAT de l'Afssa, 2004). Ainsi, ces groupes d'aliments contribuent le plus à l'exposition des populations à hauteur de 5-11 % (le pain et biscottes, les soupes, les légumes, les fruits, l'eau de boisson, les boissons non alcoolisées, les boissons alcoolisées et les sucres et dérivés). Les autres vecteurs contribuent à des niveaux inférieurs à 5 % de l'exposition alimentaire totale.

Les aliments les plus contaminés par le plomb sont les crustacés, les mollusques, les abats, mais aussi le pain, le sucre et ses dérivés. Dans l'alimentation des Français, le plomb est présent à un niveau moyen compris entre 0,05 et 0,1 mg/kg pour le groupe des abats et des mollusques et crustacés, les autres groupes présentent majoritairement des niveaux inférieurs à 0,04 mg/kg [Inra-Afssa 2004], ce qui explique probablement l'augmentation de la plombémie des personnes de l'étude avec la consommation habituelle de **coquillages et crustacés**. La consommation de produits de la mer (poissons frais, crustacés et mollusques) représente 3 à 11 % de l'apport en plomb des Français via l'alimentation, mais chez les forts consommateurs, cette proportion peut augmenter de façon importante et conduire certains individus à dépasser la dose hebdomadaire tolérable (DHT : 25 µg/kg/semaine [JECFA 2000]).

La corrélation entre la plombémie et la consommation de **porc et charcuterie** peut s'expliquer par une contamination plus élevée de la charcuterie par rapport à celle des viandes en général (charcuterie : 14 µg/Kg de poids frais, versus 4 µg/Kg pf pour les autres viandes hors volailles [Afssa-Inra 2004]).

La consommation habituelle (hors production locale) de **légumes aériens**, tels que la salade, ainsi que les **produits laitiers** était associée à une diminution de la plombémie. Les produits laitiers sont assez peu contaminés et contribuent à 4,4 % de l'apport total en plomb dans la population générale (Inra-Afssa, 2004). La diminution de la

plombémie avec la consommation habituelle de produits laitiers peut s'expliquer en partie par l'effet protecteur direct du fait de l'apport de calcium avec lequel le plomb est en compétition pour son absorption digestive.

Le plomb, contrairement au cadmium, ne pénètre quasiment pas dans le végétal; la contamination du végétal résulte généralement des dépôts atmosphériques à sa surface, qui sont éliminés en grande partie lors du lavage. Néanmoins, la relation observée avec les légumes aériens n'est pas cohérente avec le fait que ce type d'aliments est relativement contaminé et contribue à environ 6 % de l'apport total en plomb.

Une étude nationale récente d'exposition aux métaux lourds de la population française a conclu à une faible probabilité de dépassement des valeurs toxicologiques de référence via l'alimentation courante, en particulier pour le plomb [Leblanc 2005].

Ceci est rendu possible notamment par le contrôle du plomb dans les aliments qui est effectué en France au moyen de plans de surveillance spécifiques dépendant du ministère de l'Agriculture et de la Pêche pour ce qui concerne les denrées animales (Direction générale de l'alimentation), via les Directions des services vétérinaires, et le ministère de l'Économie, des Finances et de l'Industrie (Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes) pour ce qui concerne les végétaux et les boissons. Cette surveillance permet de s'assurer que des teneurs dans l'alimentation ne sont pas dépassées.

4.4.4.3 Zone d'exposition

Les plombémies des populations riveraines des incinérateurs n'étaient pas supérieures à celles des témoins, hormis pour le site de Vaux-le-Pénil pour lequel la plombémie moyenne des habitants de la zone témoin était particulièrement basse comparativement aux autres sites et celle de la zone exposée était aussi parmi les plus faibles. En fait, les plombémies moyennes des résidents des zones témoins sont souvent plus élevées que celles des riverains des incinérateurs; c'est particulièrement vrai pour les UIOM aux normes, où les plombémies des habitants de Rabastens (site de Bessières) et de St Nicolas du Pelem (site de Pluzunet) sont en moyenne les plus élevées. Nous n'avons pas pu expliquer ces différences significatives d'imprégnation par le plomb entre sites pour les zones témoins. Il est vrai que les tailles d'échantillon restent limitées (environ une trentaine de personnes par site pour les zones témoins). L'étude de l'ancienneté de l'habitat n'a pas permis d'identifier une proportion plus importante de personnes résidant dans des logements anciens susceptibles d'être une source d'exposition au plomb dans ces deux communes témoins. La proportion de personnes ayant un loisir susceptible d'exposer au plomb est plus faible sur le site de Pluzunet, aussi bien pour la zone exposée (comparée aux autres zones exposées) que pour la zone non-exposée (comparée aux autres zones non-exposées).

Depuis l'interdiction de l'usage du plomb comme antidétonant dans l'essence, les émissions atmosphériques de plomb ont diminué de façon importante en France et au niveau international. Les sources industrielles, dont les incinérateurs, ont également réduit leurs émissions. Cependant, la persistance d'une contamination des sols par le plomb a été signalée autour de sites industriels ayant rejeté du plomb [Declercq 1990, RNSP 1998, InVS 1999] ou autour d'incinérateurs comme en Floride où des concentrations de plomb dans les sols ont

pu atteindre 2 000 mg/kg [ATSDR 1996-1997]. Les résultats d'une étude chinoise menée sur les déchets d'ordures ménagères indiquent que les métaux retrouvés principalement sont le Zn, Cr, Cu, et le Pb (en moyenne >100 mg/kg), suivis par le Ni, Cd, et le Hg. Ces déchets contiennent des niveaux plus élevés de Cu et de Ni dans les métaux, de Cr et Pb dans les plastiques, et de Pb et Zn dans les fractions inorganiques. Les déchets putrescibles contribuent majoritairement à l'apport de métaux, suivis par les plastiques [Zhang 2008].

Néanmoins dans notre étude, l'exposition à l'incinérateur influence beaucoup moins fortement les niveaux de plombémie que les facteurs de variation classiques cités ci-dessus. Par ailleurs, la plombémie varie de façon importante selon le site étudié. De fortes disparités existent entre sites pouvant atteindre une différence de 13,5 µg/L, alors que pour un même site entre zones d'exposition, cette différence est d'environ 3 µg/L, à l'exception des sites de Pluzunet et de Vaux-le-Pénit. Ainsi non seulement la plombémie n'augmente pas avec le caractère polluant de la catégorie d'incinérateur, mais elle a même tendance à varier dans le sens inverse à ce qui est attendu. De plus, les autres facteurs d'exposition à l'UIOM (distance du lieu de résidence à l'UIOM, durée de résidence sous le panache) ne sont pas associés à la plombémie. Par ailleurs, l'exposition à la pollution de l'incinérateur par simple inhalation, c'est-à-dire par le simple fait de résider près d'un incinérateur sans consommer de produits locaux, ne semble pas avoir de répercussion sur les niveaux de plombémie. L'étude belge de Fierens (2002) réalisée auprès de populations riveraines d'UIOM n'avait pas montré de surimprégnation par le plomb des populations. De même, les campagnes de dépistage menées en Floride auprès des enfants résidant autour d'incinérateurs n'ont pas mis en évidence de plombémie excessive, à l'exception de quelques cas pour lesquels des peintures au plomb dans le logement ont été identifiées [ATSDR 1996-1997].

4.4.4.4 Alimentation locale

Le plomb peut rester très fortement associé aux particules du sol ou aux sédiments de l'eau pendant des années. Le déplacement du plomb du sol dépend notamment des formes chimiques de plomb et des caractéristiques physicochimiques du sol. Les concentrations de plomb peuvent ainsi augmenter dans les plantes ou les animaux vivant dans des lieux où l'air, l'eau et les sols sont contaminés par le plomb.

L'étude de la zone d'exposition seule, sans tenir compte de la consommation ou non de produits alimentaires locaux, peut masquer une possible relation présente uniquement chez les consommateurs de produits locaux. Une étude plus approfondie chez ces consommateurs a donc été réalisée.

Il n'a pas été mis en évidence de plombémies en moyenne plus élevées chez les consommateurs de produits locaux de la zone exposée de façon globale, ni pour un type de consommateur en particulier.

L'impact observé de l'alimentation locale sur la plombémie est modéré et n'est visible qu'avec l'étude des quantités consommées d'aliments d'origine locale. Les aliments associés à une augmentation de la plombémie sont **essentiellement d'origine**

animale, et les légumes aériens semblent protecteurs. Du fait du faible transfert du plomb du sol dans la plante, on considère habituellement que l'apport majeur en plomb des végétaux est d'origine atmosphérique et qu'il est majoritairement éliminé durant l'épluchage et le lavage (CSHPF). Il n'est donc pas étonnant que la consommation de végétaux issus des zones du panache ne contribue pas à la contamination de la population d'étude.

Comme déjà indiqué, l'influence de la **consommation de produits de la pêche** locale sur la plombémie est observée dans les deux zones, exposée et non-exposée, suggérant que cet effet vraisemblablement lié à la contamination locale des poissons est indépendant des incinérateurs.

On serait tenté de penser la même chose en ce qui concerne la consommation d'abats car ces deux types d'aliments, **abats** et produits de la mer, sont connus pour augmenter la plombémie du fait de leur contamination habituellement plus élevée. Le foie assure une fonction de détoxification et le rein d'épuration du sang et sont donc des organes qui accumulent des substances toxiques tels que les métaux lourds, comme le plomb. Quant aux produits de la mer, ils filtrent chaque jour des volumes d'eau importants et peuvent donc retenir ainsi des quantités relativement importantes de métaux. En fait, la consommation d'abats locaux provenant de la zone de retombée du panache semble accroître la plombémie de façon plus marquée qu'en zone non-exposée. La contamination de sites industriels par le plomb a déjà montré qu'un tel impact était possible sur les abats des animaux avec l'obtention de concentrations plus élevées. Cet impact sur la plombémie est de l'ordre de 20 % dans l'étude pour une consommation supplémentaire d'abats d'une fois par mois. Il est plus important que celui observé avec la viande de bœuf (deux fois moins) ou les produits laitiers (cinq fois moins), connus pour être moins contaminés que les abats.

La consommation locale de **viande de bœuf, d'agneau ou de veau et de produits laitiers** augmente la plombémie et seulement dans la zone du panache de l'incinérateur. Avec l'exclusion des plus forts consommateurs, l'influence de la consommation de viande locale sur l'imprégnation par le plomb ne diffère plus significativement entre les zones exposée et non-exposée. Néanmoins, l'augmentation de la plombémie associée à cette consommation en zone exposée reste significative, bien que celle-ci soit modérée au regard de l'effet des facteurs individuels.

La consommation d'**œufs** locaux n'influence significativement la plombémie des riverains des zones exposées qu'au-delà d'un certain niveau de dépôt surfacique au sol, de l'ordre d'environ 0,2 µg/m² et dans le cas des UIOM anciennes hors normes.

En conclusion, les facteurs personnels (âge, sexe, consommation de tabac, d'alcool, d'eau du robinet, habitat ancien, loisirs), et l'alimentation habituelle ont un poids beaucoup plus important sur la plombémie que les facteurs liés à l'incinérateur. Même si la consommation de certains aliments locaux, tels que la consommation de viande, d'abats, de produits laitiers ou d'œufs, influence la plombémie, cette influence reste modérée. Par ailleurs, la plombémie reste dans des valeurs habituelles pour la population générale.

4.5 Le cadmium

Le cadmium, comme le plomb, pouvant être émis lors de l'incinération de déchets, la cadmiurie des résidents a été également étudiée et fait l'objet de ce chapitre. Les résultats descriptifs et des modèles concernant le cadmium urinaire sont présentés en $\mu\text{g/g}$ de créatinine et ceux exprimés en $\mu\text{g/L}$ figurent en annexe 21).

4.5.1 CADMIURIES DANS LA POPULATION D'ÉTUDE

La moyenne géométrique des concentrations de cadmium urinaire est de **0,27 $\mu\text{g/g}$ de créatinine** [0,25 ; 0,29] (0,30 $\mu\text{g/L}$ [0,28 ; 0,33]) sur l'ensemble de la population. La valeur maximale est de 3,8 $\mu\text{g/g}$ de créatinine (3,92 $\mu\text{g/L}$). Comme 11 % des dosages sont inférieurs à la limite de détection (LOD de 0,05 $\mu\text{g/L}$), il a été choisi d'utiliser préférentiellement des méthodes pour données censurées

à gauche (modèles de régression tobit) à celle d'une méthode de substitution pour traiter les données non détectées.

Les statistiques descriptives des cadmiuries sont présentées en fonction de la zone d'exposition, de la catégorie d'incinérateur et du site d'étude dans le tableau 50 et les figures suivantes.

Les cadmiuries moyennes varient d'un site à l'autre, mais la différence entre les moyennes géométriques des zones exposées et non-exposées n'est pas significative ($p=0,54$).

La différence entre l'imprégnation des personnes exposées et celle des personnes non-exposées n'est statistiquement significative que pour les petites UIOM ayant pollué ($p=0,01$) avec une moyenne géométrique plus élevée chez les exposés. La différence n'est pas significative pour les grosses UIOM aux normes ($p=0,88$) et les grosses UIOM ayant pollué ($p=0,74$).

FIGURE 31

DISTRIBUTION DES CONCENTRATIONS URINAIRES EN CADMIUM EXPRIMÉES EN $\mu\text{g/g}$ DE CRÉATININE

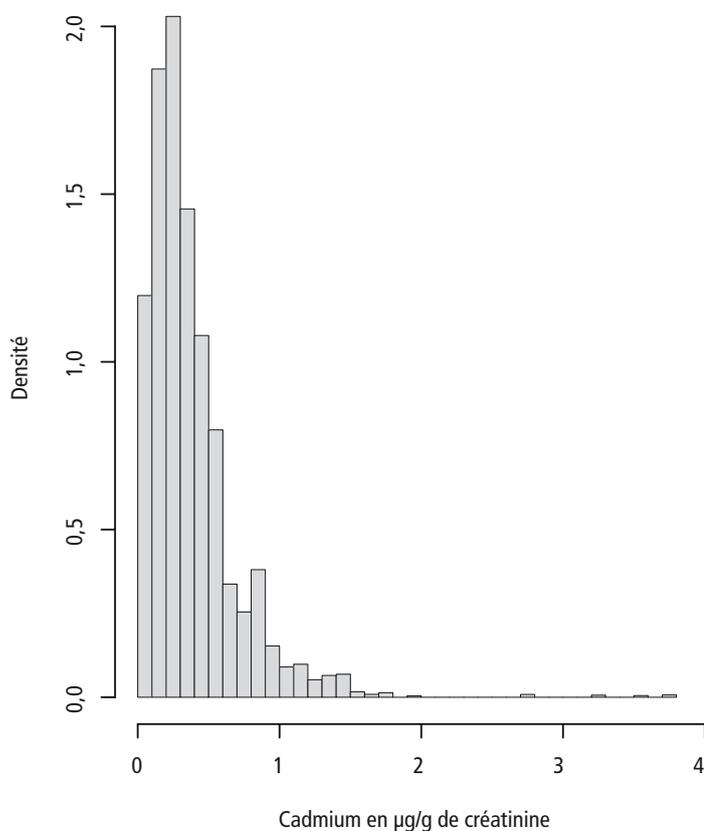


TABLEAU 50

CADMIURIES BRUTES EN µg/g DE CRÉATININE DANS LA POPULATION, PAR CATÉGORIE D'UIOM, SITE ET ZONE D'EXPOSITION

	Moyenne géom. et IC _{95%}	Moyenne arithm.	ET ¹	P50	P75	P95	Min.	Max.
Total	0,27 [0,25 ; 0,29]	0,38	0,01	0,29	0,49	0,95	0,01	3,78
Exposés	0,28 [0,26 ; 0,30]	0,38	0,01	0,29	0,49	0,98	0,01	3,78
Non-exposés	0,25 [0,21 ; 0,30]	0,38	0,03	0,30	0,52	0,91	0,01	1,72
Grosses UIOM aux normes	0,33 [0,27 ; 0,40]	0,44	0,04	0,37	0,60	0,90	0,01	3,53
Exposés	0,33 [0,27 ; 0,41]	0,44	0,05	0,37	0,56	0,86	0,01	3,53
Non-exposés	0,32 [0,22 ; 0,46]	0,45	0,06	0,33	0,66	0,91	0,02	1,37
Bessières	0,27 [0,24 ; 0,31]	0,39	0,02	0,31	0,54	1,03	0,01	1,70
Exposés	0,29 [0,25 ; 0,33]	0,41	0,03	0,34	0,52	1,15	0,01	1,70
Non-exposés	0,25 [0,19 ; 0,32]	0,34	0,04	0,25	0,58	0,79	0,02	1,03
Pluzunet	0,35 [0,27 ; 0,45]	0,47	0,05	0,39	0,64	0,89	0,02	3,53
Exposés	0,35 [0,26 ; 0,47]	0,45	0,07	0,39	0,57	0,85	0,03	3,53
Non-exposés	0,35 [0,22 ; 0,56]	0,49	0,09	0,39	0,70	0,91	0,02	1,37
Petites UIOM ayant pollué	0,26 [0,24 ; 0,28]	0,37	0,01	0,29	0,49	0,95	0,01	3,78
Exposés	0,28 [0,25 ; 0,30]	0,38	0,02	0,29	0,50	0,99	0,01	3,78
Non-exposés	0,19 [0,16 ; 0,24]	0,31	0,03	0,24	0,40	0,83	0,01	1,72
Cluny	0,24 [0,19 ; 0,29]	0,36	0,03	0,28	0,46	0,98	0,01	1,72
Exposés	0,25 [0,22 ; 0,29]	0,35	0,02	0,28	0,46	0,98	0,01	1,11
Non-exposés	0,22 [0,14 ; 0,34]	0,36	0,07	0,27	0,41	0,84	0,01	1,72
Senneville-sur-Fécamp	0,28 [0,24 ; 0,33]	0,42	0,03	0,31	0,51	1,20	0,02	3,78
Exposés	0,30 [0,26 ; 0,36]	0,45	0,04	0,34	0,53	1,31	0,02	3,78
Non-exposés	0,23 [0,16 ; 0,31]	0,32	0,04	0,25	0,40	0,76	0,02	1,30
Gilly-sur-Isère	0,29 [0,26 ; 0,33]	0,38	0,02	0,29	0,50	0,94	0,02	1,39
Exposés	0,31 [0,27 ; 0,35]	0,39	0,03	0,31	0,52	0,94	0,02	1,27
Non-exposés	0,20 [0,15 ; 0,26]	0,30	0,04	0,24	0,40	0,62	0,02	1,39
Vaux-le-Pénil	0,23 [0,19 ; 0,27]	0,33	0,03	0,24	0,41	0,68	0,01	3,29
Exposés	0,25 [0,20 ; 0,30]	0,35	0,03	0,26	0,45	0,71	0,01	3,29
Non-exposés	0,12 [0,07 ; 0,21]	0,22	0,03	0,16	0,38	0,56	0,01	0,83
Grosses UIOM ayant pollué	0,25 [0,22 ; 0,28]	0,34	0,02	0,28	0,43	0,98	0,01	1,46
Exposés	0,25 [0,21 ; 0,28]	0,34	0,02	0,28	0,42	0,98	0,01	1,46
Non-exposés	0,26 [0,21 ; 0,33]	0,36	0,03	0,31	0,47	0,89	0,01	1,39
Dijon	0,28 [0,25 ; 0,32]	0,35	0,02	0,28	0,42	0,89	0,04	1,39
Exposés	0,27 [0,24 ; 0,31]	0,34	0,02	0,26	0,40	0,88	0,04	1,13
Non-exposés	0,37 [0,31 ; 0,43]	0,43	0,04	0,30	0,50	0,90	0,09	1,39
Maubeuge	0,23 [0,19 ; 0,28]	0,34	0,03	0,29	0,43	1,08	0,01	1,46
Exposés	0,23 [0,19 ; 0,29]	0,34	0,03	0,28	0,43	1,09	0,01	1,46
Non-exposés	0,21 [0,15 ; 0,30]	0,32	0,04	0,31	0,44	0,82	0,01	1,00

¹ Écart-type de la moyenne arithmétique.

FIGURE 32 DISTRIBUTION DES CADMIURIES EN $\mu\text{g/g}$ DE CRÉATININE PAR ZONE D'EXPOSITION

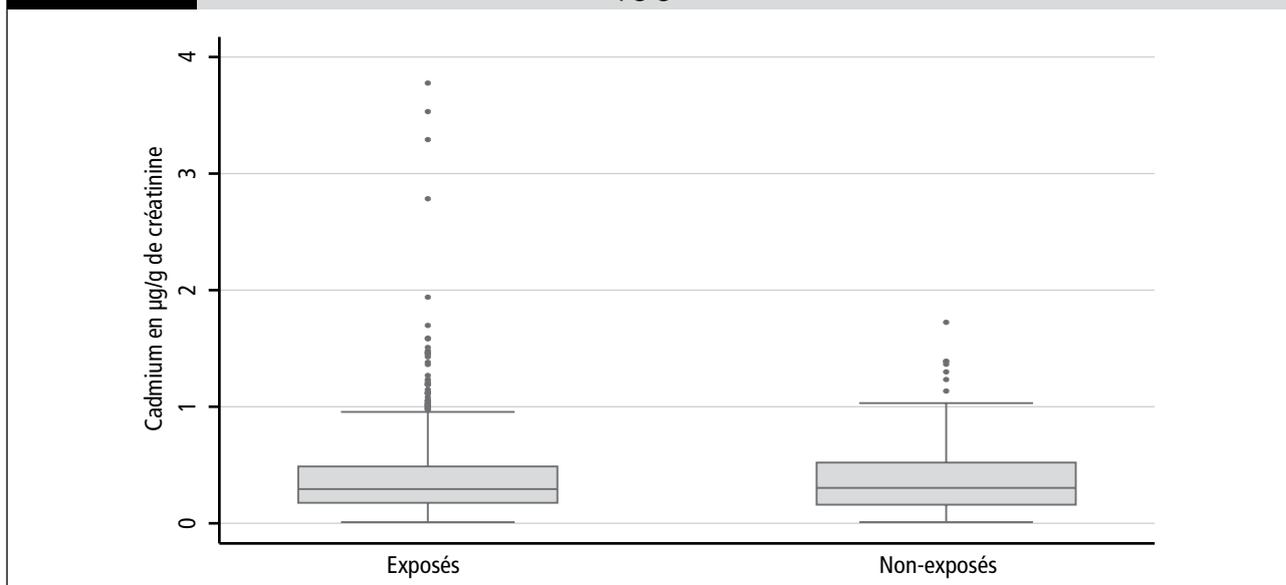


FIGURE 33 CADMIURIES EN $\mu\text{g/g}$ DE CRÉATININE PAR CATÉGORIE D'UIOM ET ZONE D'EXPOSITION

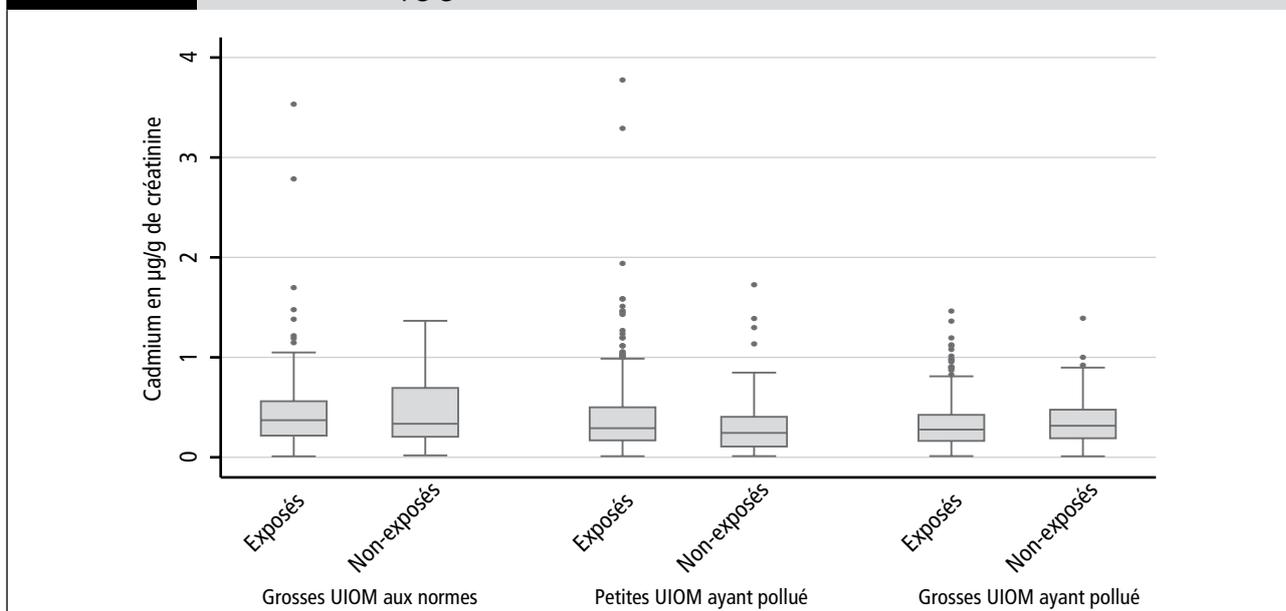
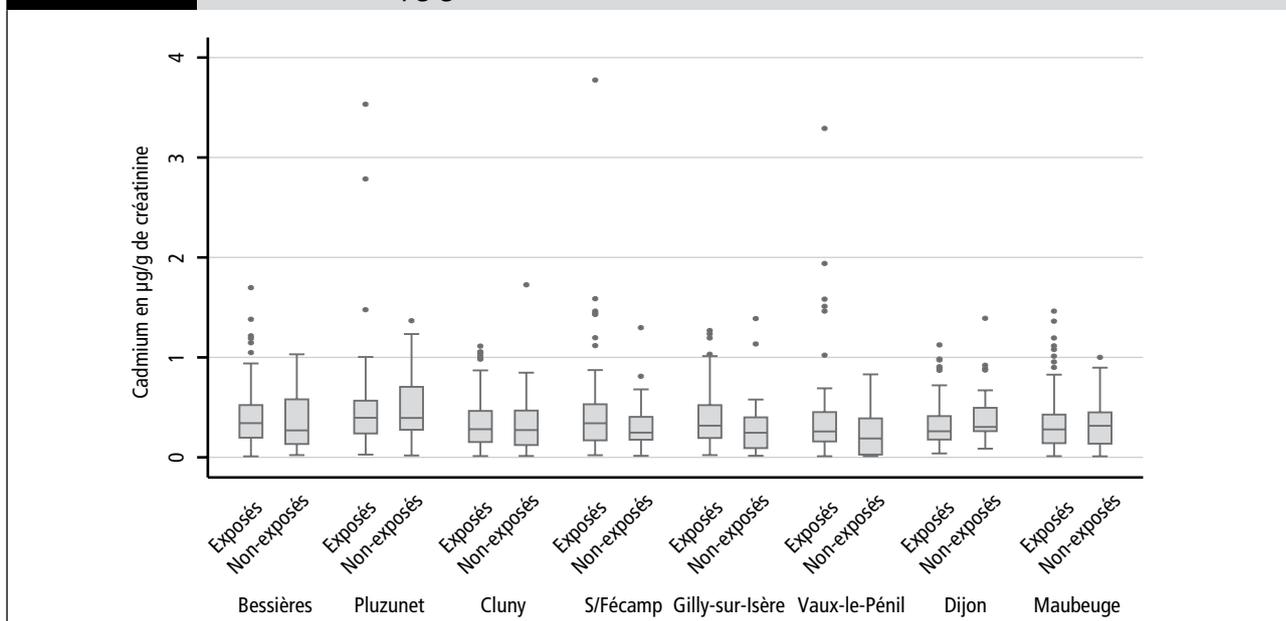


FIGURE 34 CADMIURIES EN $\mu\text{g/g}$ DE CRÉATININE PAR SITE ET ZONE D'EXPOSITION



4.5.2 CAS DES CADMIURIES ÉLEVÉES (>2 µg/g DE CRÉATININE)

Plusieurs études épidémiologiques ont été menées auprès de populations résidant sur des sols pollués au cadmium, notamment au voisinage de fonderies. Ces études ont mis en évidence une association entre la pollution des sols, la concentration urinaire en cadmium et divers marqueurs d'atteinte rénale, notamment la présence de microprotéinurie [Staessen 1994, Hayano 1996, Jarup 2000, Bernard 2004]. L'étude belge Cadmibel a montré que 10 % des sujets excréant plus de 2 microgrammes de cadmium par 24 heures présentaient des valeurs anormales de protéinurie [Buchet 1990]. Le Jecfa (comité mixte FAO/OMS) préconise un seuil de 2,5 µg/g de créatinine. Nous avons privilégié le seuil le plus bas.

Dans notre étude, quatre individus dépassent le seuil de 2 µg/g de créatinine. Ils ont des concentrations comprises entre 2,78 et 3,78 µg/g de créatinine. Ces individus ont entre 50 et 55 ans et trois d'entre eux sont des femmes. Aucun ne pratique de loisir exposant au cadmium. Trois d'entre eux résident en zone littorale (deux sur le site de Pluzunet et un sur le site de Senneville-sur-Fécamp), et consomment habituellement des produits de la mer connus pour être une source de cadmium. Trois sont autoconsommateurs de produits végétaux. Trois sont employés, un est cadre. Bien qu'ils résident tous en zone exposée, cela ne permet pas de conclure à un effet de l'incinérateur sur les niveaux de cadmium. En effet, en zone exposée, 4 individus sur 801 ont des niveaux supérieurs au seuil, soit 0,5 %. On s'attendrait donc, si la proportion était la même en zone non-exposée, à en observer une en zone non-exposée (232 individus non-exposés). Le fait de n'en observer aucun en zone non-exposée est donc proche du résultat attendu pour une proportion similaire.

Après investigation par les médecins toxicologues mandatés par l'InVS, les cas de dépassement pouvaient s'expliquer dans un cas par une anémie qui a pu favoriser l'absorption de cadmium, dans deux cas par la consommation fréquente de produits de la mer et dans un autre cas par la consommation fréquente d'abats associée à un long passé de fumeur.

4.5.3 ÉTUDE DES FACTEURS D'EXPOSITION

4.5.3.1 Facteurs de variation et de confusion

Comme pour l'étude du plomb ou des dioxines, dans un premier temps, nous avons identifié les caractéristiques personnelles ou habitudes de vie associées à la cadmiurie, afin de tenir compte de leur influence et ainsi d'isoler le rôle propre des facteurs de risque liés à l'environnement de l'incinérateur et à la consommation de produits locaux.

Les résultats présentés ci-dessous sont les résultats du modèle final contenant l'ensemble des facteurs de variation, de confusion et de risques ayant un lien avec la cadmiurie.

Les caractéristiques personnelles des participants ont un rôle prépondérant sur les concentrations de cadmium urinaire. Celles qui influencent significativement les cadmiuries dans le modèle final sont : l'âge, le sexe, la catégorie socioprofessionnelle (CSP), la consommation tabagique exprimée par le tabac en grammes-années ou par le statut tabagique (fumeur, ex-fumeur, non fumeur) (tableaux 51 et 52). Ces facteurs expliquent environ 7 % de la variabilité des concentrations de cadmium en µg/L. La créatinine (qui permet de prendre en compte la diurèse), introduite dans le modèle en variable explicative, est également fortement liée aux cadmiuries en µg/L ($p < 0,0001$) et explique près de 25 % de la variabilité.

La concentration de cadmium augmente de façon linéaire avec l'âge, avec une hausse de 6,8 % tous les cinq ans ($IC_{95\%}$: [0,4 % ; 2,3 %], $p=0,006$). Elle augmente également avec la **consommation tabagique** calculée en grammes-années afin de prendre en compte la durée, la quantité et les différents types de consommation (cigarettes, cigarillos, pipes, cigares) : augmentation de 22,7 % ($IC_{95\%}$: [16,3 % ; 29,5 %], $p=0,0001$) pour une augmentation de consommation de 200 grammes-année équivalente à un paquet par jour pendant 10 ans (10 paquets-années). De même, l'association est retrouvée avec le statut tabagique (fumeur/ex-fumeur/non-fumeur, $p=0,0001$) avec les niveaux moyens les plus élevés chez les fumeurs puis diminuant chez les ex-fumeurs, et enfin chez les non-fumeurs. Les niveaux sont plus élevés chez les **femmes** ($p < 0,001$). La **catégorie socioprofessionnelle** influence également les concentrations, avec les niveaux les plus élevés observés chez les agriculteurs et les plus faibles chez les employés ($p=0,02$).

Parmi les facteurs non liés à l'UIOM, seule la consommation habituelle de **légumes aériens**, dite de "bruit de fond" (car non d'origine locale), a un impact sur les cadmiuries ($p=0,01$) : la concentration de cadmium urinaire augmente de 7,3 % ([2,1 % ; 12,9 %]) pour une augmentation de la consommation de légumes de 105 grammes par jour (qui correspond à l'intervalle interquartile de la consommation de légumes aériens : valeur de consommation au percentile 75 – valeur de consommation au percentile 25). Cette variable explique moins de 1 % de la variabilité des niveaux de cadmium. Par ailleurs, la pratique d'un loisir exposant au cadmium n'apparaît pas liée à la cadmiurie.

En revanche, le **site** d'étude influence significativement la cadmiurie ($p=0,01$). Les niveaux les plus faibles sont observés à Vaux-le-Pénil (0,21 µg/g de créat [0,18 ; 0,25]) et Maubeuge (0,22 µg/g de créat [0,19 ; 0,27]) et les niveaux les plus élevés à Pluzunet (0,33 µg/g de créat [0,27 ; 0,39]). Le site explique environ 2 % de la variabilité des niveaux de cadmium.

TABLEAU 51

CADMIURIES MOYENNES (EN µg/g DE CRÉATININE) AJUSTÉES¹ SELON LES FACTEURS DE VARIATION ET DE CONFUSION (FACTEURS QUALITATIFS)

Facteurs	Moy. géo. ajustée	IC _{95%}	p
Sexe			
Hommes	0,22	[0,20 ; 0,24]	<0,001
Femmes	0,30	[0,27 ; 0,33]	
CSP			
Exploitant/agriculteur	0,33	[0,27 ; 0,39]	0,017
Artisan/commerçant	0,23	[0,18 ; 0,30]	
Cadre	0,25	[0,21 ; 0,30]	
Profession intermédiaire	0,30	[0,26 ; 0,34]	
Employé	0,22	[0,17 ; 0,27]	
Ouvrier agricole ou non	0,23	[0,20 ; 0,27]	
Autre	0,33	[0,26 ; 0,43]	
Retraité	0,24	[0,19 ; 0,30]	
Site			
Bessières	0,28	[0,25 ; 0,32]	0,014
Pluzunet	0,33	[0,27 ; 0,39]	
Cluny	0,25	[0,20 ; 0,31]	
Senneville-sur-Fécamp	0,26	[0,23 ; 0,30]	
Gilly-sur-Isère	0,28	[0,24 ; 0,32]	
Vaux-le-Pénil	0,21	[0,18 ; 0,25]	
Dijon	0,25	[0,22 ; 0,28]	
Maubeuge	0,22	[0,19 ; 0,27]	

¹ Facteurs d'ajustement : âge, sexe, CSP actuelle, tabac en grammes années, créatinine (log-transformée), site, zone d'exposition, alimentation bruit de fond (légumes aériens), alimentation locale (bœuf-veau-agneau, légumes aériens, produits laitiers).

TABLEAU 52

POURCENTAGE DE VARIATION DE LA CADMIURIE SELON LES FACTEURS DE VARIATION ET DE CONFUSION (FACTEURS QUANTITATIFS)

Facteurs	Augmentation	Pourcentage de variation	IC _{95%}	P
Âge	De 1 an	1,3	[0,4 ; 2,3]	0,006
	De 1 an	6,8	[2 ; 11,8]	
	De 12 ans (IIQ)	17,1	[4,9 ; 30,7]	
Tabac en grammes années	De 200 ¹ grammes années	22,7	[16,3 ; 29,5]	0,0001
	De 320 grammes années (IIQ)	38,8	[27,4 ; 51,2]	
Alimentation bruit de fond				
Légumes aériens	De 105 grammes (IIQ)	7,3	[2,1 ; 12,9]	0,01

IIQ : Intervalle interquartile : P75-P25; ¹ 200 grammes-années=10 paquets-année. Un paquet-année correspond à 1 paquet (20 g de tabac) fumé quotidiennement pendant un an.

4.5.3.2 Facteurs d'exposition associés aux incinérateurs

Les facteurs de risque sont étudiés après prise en compte (par ajustement) des facteurs de variation et de confusion précédemment cités.

Comme pour les chapitres précédents, ils concernent les facteurs d'exposition à l'UIOM (habitat dans la zone du panache (oui/non), distance de l'habitat à l'incinérateur, dépôt surfacique cumulé au sol

et durée d'exposition à l'incinérateur en années) et l'alimentation locale provenant de la zone de retombée du panache des incinérateurs et notamment l'exposition via le potager (possession d'un potager, superficie du potager et durée d'exposition du potager à l'UIOM en années).

Influence du panache de l'UIOM

Le tableau 53 présente les cadmiuries dans la population, selon la catégorie d'incinérateur, le site et la zone d'exposition après ajustement.

TABLEAU 53

CADMIURIES MOYENNES EN $\mu\text{g/g}$ DE CRÉATININE SELON LES ZONES, CATÉGORIES D'UIOM ET SITES (MOYENNES GÉOMÉTRIQUES AJUSTÉES ET IC_{95%})

	Total	Zone exposée	Zone non-exposée	P de comparaison expo/non-expo
Ensemble de la population	0,26 [0,24; 0,28]	0,28 [0,26; 0,3]	0,24 [0,21; 0,28]	0,097
Catégorie d'UIOM				
Grosses UIOM aux normes	0,31 [0,27; 0,36]	0,33 [0,30; 0,37]	0,30 [0,22; 0,40]	0,46
Petites UIOM ayant pollué	0,25 [0,23; 0,28]	0,27 [0,25; 0,30]	0,22 [0,17; 0,27]	0,044
Grosses UIOM ayant pollué	0,24 [0,21; 0,27]	0,25 [0,21; 0,28]	0,27 [0,22; 0,33]	0,45
Site				
Bessières	0,28 [0,25; 0,32]	0,30 [0,26; 0,35]	0,26 [0,20; 0,34]	0,32
Pluzunet	0,33 [0,27; 0,39]	0,35 [0,30; 0,40]	0,31 [0,21; 0,46]	0,60
Cluny	0,25 [0,20; 0,31]	0,26 [0,22; 0,30]	0,26 [0,16; 0,40]	0,99
Senneville-sur-Fécamp	0,26 [0,23; 0,30]	0,30 [0,25; 0,35]	0,21 [0,15; 0,29]	0,074
Gilly-sur-Isère	0,28 [0,24; 0,32]	0,30 [0,26; 0,35]	0,24 [0,18; 0,31]	0,15
Vaux-le-Pénil	0,21 [0,18; 0,25]	0,24 [0,20; 0,28]	0,14 [0,08; 0,23]	0,059
Dijon	0,25 [0,22; 0,28]	0,25 [0,22; 0,29]	0,36 [0,30; 0,43]	0,001
Maubeuge	0,22 [0,19; 0,27]	0,24 [0,20; 0,29]	0,23 [0,16; 0,31]	0,78

On observe une variation plus importante des cadmiuries entre les sites d'étude (variant en moyenne de 0,21 à 0,33 $\mu\text{g/g}$ de créatinine) qu'entre les zones exposées et non-exposées. Cependant, pour l'ensemble de la population, on constate une **tendance, non significative, à la surexposition des riverains des incinérateurs comparativement aux personnes non-exposées** ($p=0,10$; en zone exposée : 0,28 $\mu\text{g/g}$ de créatinine [0,26; 0,3] et 0,24 $\mu\text{g/g}$ de créatinine [0,21; 0,28] en zone non-exposée). Quand on exclut le site de Vaux-le-Pénil (site où la cadmiurie est en moyenne très basse pour le site témoin), la relation **disparaît** ($p=0,20$).

Les imprégnations par le cadmium dans la population d'étude ne varient pas significativement en fonction de la catégorie d'UIOM ($p=0,16$), bien qu'elles soient paradoxalement un peu plus élevées pour les populations des catégories d'UIOM aux normes. Par ailleurs, une imprégnation supérieure en zone exposée comparativement à la zone non-exposée n'est observée que pour les riverains des petites UIOM ayant pollué par le passé. Cette relation semble refléter essentiellement l'association observée pour le site de Vaux-le-Pénil (à la limite de la significativité avec $p=0,06$; $M_{\text{exp}}=0,24$ versus $M_{\text{non-exp}}=0,14$ $\mu\text{g/g}$ de créatinine) et dans une moindre mesure pour le site de Senneville-sur-Fécamp ($p=0,07$).

Notons qu'à Dijon, l'imprégnation moyenne de cadmium des personnes non-exposées est significativement plus élevée que celle des personnes exposées ($p=0,001$, chez les exposés : 0,25 $\mu\text{g/g}$ de créat [0,22; 0,29] et 0,36 $\mu\text{g/g}$ de créat [0,30; 0,43] chez les non-exposés).

Les autres facteurs d'exposition à l'UIOM (distance du lieu de résidence à l'UIOM, dépôt de dioxines cumulé au sol, durée de résidence sous le panache) n'apparaissent pas significativement liés à la cadmiurie.

Exposition par seule inhalation

Comme précédemment, le rôle de l'exposition à l'incinérateur par l'inhalation a été étudié en comparant la différence d'imprégnation entre les deux zones d'exposition chez les individus ne consommant pas de produits locaux. **Les cadmiuries moyennes ne sont pas significativement différentes** (0,30 $\mu\text{g/g}$ de créatinine [0,25; 0,36] chez les exposés versus 0,28 [0,20; 0,40] ($p=0,757$) chez les non-exposés); ce résultat n'apporte donc pas d'élément en faveur du rôle de l'incinérateur sur la contamination par le cadmium de la population via l'inhalation.

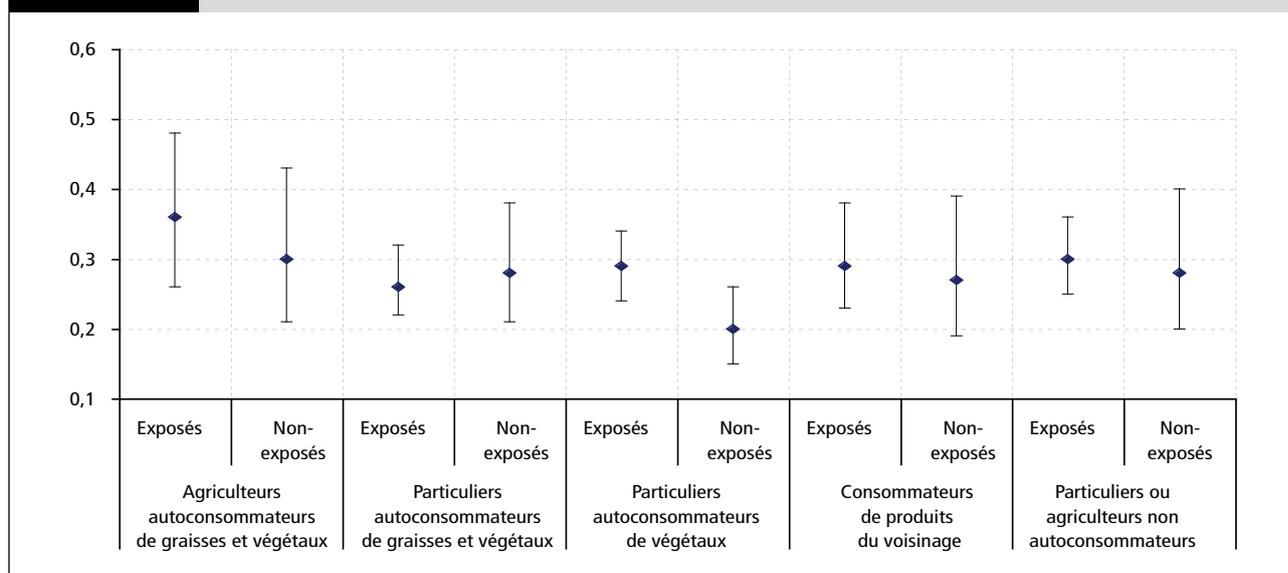
Exposition par ingestion

› Type de consommateurs

Le type de consommateur n'est pas lié aux niveaux de cadmium urinaire ($p=0,41$). Toutefois, les particuliers consommateurs de végétaux provenant de la zone exposée, bien qu'ayant une imprégnation comparable aux autres types de consommateurs de la zone exposée, ont une imprégnation significativement supérieure à ceux de la zone non-exposée (0,29 $\mu\text{g/g}$ créatinine [0,24; 0,34] versus 0,20 $\mu\text{g/g}$ de créatinine [0,15; 0,26], $p=0,007$, figure 35). Cette différence semble due à une cadmiurie moyenne de ceux de la zone non-exposée particulièrement faible comparativement aux autres. Notons que cette relation demeure même après exclusion du site de Vaux-le-Pénil (site où la cadmiurie en zone témoin était particulièrement basse). Pour les autres catégories de consommateurs, il n'a pas été mis en évidence de différence d'imprégnation entre exposés et non-exposés.

FIGURE 35

MOYENNES GÉOMÉTRIQUES (IC_{95%}) AJUSTÉES DU CADMIUM URINAIRE EN µg/g DE CRÉATININE SELON LE TYPE DE CONSOMMATEUR ET LA ZONE D'EXPOSITION



L'apport en cadmium pouvant être très influencé par la consommation de végétaux ou l'usage d'engrais riches en cadmium, nous avons approfondi cette question par l'étude de l'existence d'un jardin ou d'un potager (tableaux 54 et 55).

Le fait de posséder ou non un jardin, indépendamment de la zone d'exposition, influence significativement les niveaux de cadmium ($p=0,03$), mais avec des niveaux paradoxalement plus élevés chez les individus ne possédant pas de jardin. Il n'y a pas de différence d'imprégnation significative en fonction du type de jardin (jardin attenant, jardin séparé, jardin hors localité). Il n'y a pas non plus d'influence particulière du jardin sur l'imprégnation par le cadmium en fonction de la zone d'exposition (interaction non significative).

TABLEAU 54

CADMIURIES MOYENNES EN µg/g DE CRÉATININE SELON LA POSSESSION D'UN JARDIN

	Moy. géom. ajustées	IC _{95%}
Jardin attenant au logement	0,27	[0,24 ; 0,31]
Jardin séparé du logement (même localité)	0,23	[0,17 ; 0,32]
Jardin hors localité	0,25	[0,19 ; 0,34]
Pas de jardin	0,33	[0,27 ; 0,41]

Les résultats observés sont similaires quand on étudie le fait de posséder un potager : pas d'influence sur l'imprégnation par le cadmium ($p=0,255$) et ceci aussi bien en zone exposée qu'en zone non-exposée (interaction avec la zone d'exposition non significative, $p=0,7$).

De plus, la durée d'utilisation du potager exposé à une UIOM n'apparaît pas significativement liée aux niveaux de cadmium ($p=0,64$).

TABLEAU 55

CADMIURIES MOYENNES EN µg/g DE CRÉATININE SELON LA POSSESSION D'UN POTAGER

Potager	Zone	Moy. géom. ajustées	IC _{95%}
Oui	Exposés	0,28	[0,24 ; 0,33]
	Non-exposés	0,24	[0,20 ; 0,29]
Non	Exposés	0,30	[0,26 ; 0,35]
	Non-exposés	0,27	[0,21 ; 0,35]

Quantité consommée d'aliments locaux

L'étude de la cadmiurie en fonction de l'alimentation locale basée sur des données quantitatives et non plus seulement qualitatives indique des variations de la cadmiurie chez certains consommateurs de produits locaux. Cette variation reste restreinte, puisque l'alimentation locale (quantité consommée des aliments présentés ci-dessous) explique environ 1 % de la variabilité des cadmiuries.

Quand on considère l'ensemble des personnes exposées et non-exposées, la consommation locale de produits laitiers ($p=0,02$), de légumes ($p=0,10$) dont les légumes aériens ($p=0,01$) et dans une moindre mesure de viande de bœuf, veau, agneau ($p=0,10$) influencent significativement les niveaux de cadmium. La cadmiurie augmente avec la consommation de produits laitiers, et diminue avec la consommation de légumes aériens et de viande de bœuf, veau, agneau. L'influence sur la cadmiurie de ces aliments d'origine locale selon la zone d'exposition est présentée dans le tableau 56.

En fait, les résultats observés sont un peu inattendus et sont différents selon la zone d'exposition. Ainsi, la cadmiurie augmente avec la consommation de produits laitiers, mais surtout en zone non-exposée. Et plus on consomme des légumes en zone exposée et plus la cadmiurie est faible, alors qu'en zone non-exposée, il n'y a pas de relation ou une relation inverse. L'étude sans le site de Dijon (seul site pour lequel les cadmiuries étaient plus élevées en zone témoin qu'en zone exposée) ne fait pas apparaître de changements importants par rapport aux résultats présentés dans le tableau 56. L'analyse par catégorie d'UIOM ne met pas en évidence de différences particulières.

TABLEAU 56

POURCENTAGE DE VARIATION DE LA CONCENTRATION EN CADMIUM URINAIRE EN FONCTION DE LA CONSOMMATION LOCALE, POUR L'ENSEMBLE DES INDIVIDUS ET PAR ZONE D'EXPOSITION

	P75-P25 en g/j	% variation	IC _{95 %}		P	P ¹
Viandes						
Ensemble	34	-4,3 %	-11,3 %	3,1 %	0,247	0,527
Zone exposée	34	-2,3 %	-8,2 %	3,9 %	0,45	
Zone non-exposée	34	-6,2 %	-16,6 %	5,6 %	0,289	
Bœuf, veau, agneau						
Ensemble	44	-14,5 %	-28,6 %	2,4 %	0,089	0,251
Zone exposée	44	-6,5 %	-18,9 %	7,7 %	0,349	
Zone non-exposée	44	-21,7 %	-41,3 %	4,3 %	0,095	
Volaille, lapin						
Ensemble	17	1,7 %	-5,2 %	9,0 %	0,647	0,187
Zone exposée	17	-2,2 %	-10,5 %	7,0 %	0,634	
Zone non-exposée	17	6,5 %	-3,0 %	17,0 %	0,187	
Porc						
Ensemble	26	-4,5 %	-16,3 %	8,8 %	0,486	0,001
Zone exposée	26	8,9 %	-4,1 %	23,6 %	0,189	
Zone non-exposée	26	-27,5 %	-42,4 %	-8,7 %	0,006	
Abats						
Ensemble	7	2,9 %	-10,5 %	18,3 %	0,69	0,884
Zone exposée	7	3,9 %	-10,6 %	20,8 %	0,618	
Zone non-exposée	7	1,9 %	-16,6 %	24,6 %	0,852	
Produits de la pêche						
Ensemble	13	2,8 %	-3,5 %	9,5 %	0,392	0,563
Zone exposée	13	3,9 %	-3,0 %	11,2 %	0,273	
Zone non-exposée	13	-0,8 %	-13,5 %	13,9 %	0,913	
Œufs						
Ensemble	28	4,9 %	-3,9 %	14,5 %	0,281	0,123
Zone exposée	28	0,1 %	-10,0 %	11,3 %	0,991	
Zone non-exposée	28	16,2 %	-0,8 %	36,1 %	0,062	
Produits laitiers						
Ensemble	134	5,1 %	0,9 %	9,5 %	0,017	0,055
Zone exposée	134	2,8 %	-0,4 %	6,2 %	0,09	
Zone non-exposée	134	22,0 %	2,7 %	44,8 %	0,024	
Légumes						
Ensemble	143	-5,0 %	-10,6 %	0,9 %	0,095	0,008
Zone exposée	143	-9,9 %	-15,2 %	-4,3 %	0,001	
Zone non-exposée	143	8,2 %	-4,5 %	22,5 %	0,215	
Légumes aériens						
Ensemble	61	-7,3 %	-12,6 %	-1,8 %	0,011	0,056
Zone exposée	61	-10,0 %	-15,6 %	-4,1 %	0,001	
Zone non-exposée	61	5,1 %	-9,0 %	21,4 %	0,502	
Légumes racines						
Ensemble	13	3,7 %	-1,7 %	9,4 %	0,185	0,000
Zone exposée	13	-3,8 %	-9,0 %	1,7 %	0,17	
Zone non-exposée	13	17,2 %	10,1 %	24,6 %	0,001	
Fruits						
Ensemble	70	2,3 %	-3,5 %	8,4 %	0,443	0,148
Zone exposée	70	0,6 %	-5,7 %	7,4 %	0,847	
Zone non-exposée	70	10,5 %	-1,0 %	23,5 %	0,076	
Féculeux						
Ensemble	84	-0,3 %	-10,4 %	11,0 %	0,958	0,000
Zone exposée	84	-12,4 %	-23,2 %	-0,1 %	0,048	
Zone non-exposée	84	30,3 %	10,9 %	53,2 %	0,001	

¹ P de l'interaction zone et alimentation locale.

4.5.4 DISCUSSION

Hormis sa présence naturelle dans l'environnement en tant que constituants des roches et des sols, la présence de cadmium résulte d'activités humaines où il est utilisé pour ses propriétés particulières, notamment comme anticorrosif ou pigment. Le cadmium a un large éventail d'utilisation et sa production s'est accrue ces 40 dernières années, même si certaines de ses applications ont décliné récemment. Il est présent comme pigment et stabilisateur dans des plastiques, céramiques, dans de nombreux produits manufacturés et dans des alliages et se retrouve ainsi intégré à nos déchets ménagers.

Comme le plomb étudié dans le chapitre précédent, il appartient à la catégorie des métaux lourds (métaux dont la densité est supérieure à 5), est un élément toxique chez l'homme et n'est pas indispensable aux processus biologiques contrairement à certains métaux qualifiés d'oligo-éléments.

4.5.4.1 Cadmium urinaire dans la population d'étude

Dans l'organisme, le cadmium s'accumule essentiellement dans les os, le foie et les reins où il peut produire à long terme des effets toxiques. Son organe cible étant le rein, il peut entraîner des atteintes tubulaires ou glomérulaires. Il est mesuré habituellement dans l'urine car, chez l'adulte, la concentration urinaire est corrélée à la charge rénale en cadmium (en l'absence d'altération rénale importante) et donc traduit bien l'exposition cumulée au cours du temps. Afin de tenir compte de la diurèse (la quantité d'urine éliminée) qui influe sur la quantité de cadmium retrouvée dans l'urine, on rapporte habituellement le dosage de cadmium en $\mu\text{g/L}$ à la concentration de créatinine urinaire en g/L . L'utilisation de celle-ci, qui est un bon indicateur de la filtration rénale, conduit à exprimer finalement le résultat du dosage en microgramme de cadmium par gramme de créatinine ($\mu\text{g Cd/g}$ créatinine). Les seuils de cadmium urinaire à partir desquels apparaissent des anomalies tubulaires rénales ne font pas l'objet d'un consensus. Cependant, diverses études, notamment l'étude belge Cadmibel, ont montré la présence d'altérations rénales à partir de $2 \mu\text{g}$ de cadmium par 24h [Buchet 1990, Staessen 1994]. Ce seuil est fixé à $2,5 \mu\text{g/g}$ de créatinine par le JECFA, instance conjointe de la FAO et de l'OMS ([JECFA 2003], 61^e meeting).

La concentration moyenne de cadmium urinaire dans la population d'étude est de $0,27 \mu\text{g/g}$ de créatinine, ce qui est conforme aux niveaux rencontrés en France lors d'investigations précédentes par l'InVS, alors Réseau nationale de santé publique (environ $0,3 \mu\text{g/g}$ de créatinine à Salsigne [RNSP 1997] et Marseille [InVS-ORS PACA 2002]).

Une très faible proportion de personnes présente des valeurs élevées de cadmium. En effet, seulement 4 personnes sur les 1 033 ont eu une concentration de cadmium au-delà du seuil de $2 \mu\text{g/g}$ de créatinine. On retrouve les deux facteurs classiques d'élévation de la cadmiurie chez ces individus, l'âge et le sexe, puisque ce sont essentiellement des femmes âgées de 50 à 55 ans. Vu le faible effectif, il n'était pas possible de préciser s'il y avait ou non un excès en zone exposée à une UIOM.

Comme indiqué dans le chapitre concernant l'imprégnation par les dioxines, les concentrations de cadmium urinaires sont corrélées à la plombémie (mais faiblement), ce qui est rencontré assez couramment, le plomb et le cadmium étant deux métaux souvent associés. En revanche,

elles ne sont associées ni aux concentrations sériques de dioxines, ni à celles des PCB, ce qui peut conduire à deux interprétations : soit cela ne milite pas en faveur d'une source commune, soit les dépôts de cadmium et de dioxines ont un comportement trop différent dans leur transfert dans l'atmosphère et la chaîne alimentaire pour conduire à une contamination similaire de la population.

4.5.4.2 Facteurs influençant les concentrations en cadmium indépendamment des UIOM

Quatre facteurs individuels ont été identifiés comme influençant de façon significative les concentrations urinaires de cadmium de la population d'étude ; ils expliquent 7 % de la variabilité de la cadmiurie. Ce sont l'âge, le sexe, la consommation tabagique et la catégorie socioprofessionnelle actuelle, des facteurs classiquement associés à la cadmiurie.

Du fait de sa faible élimination après absorption par l'organisme, le cadmium s'accumule au cours du temps et sa concentration urinaire augmente donc avec l'âge [ATSDR 1999]. Ceci est conforme aux résultats de l'étude qui montrent une augmentation de 6,8 % de la cadmiurie tous les 5 ans. Nous avons retrouvé une relation qui peut être considérée comme linéaire pour les âges allant de 30 à 65 ans.

L'absorption du cadmium est facilitée lors d'une carence en fer, situation qui est plus courante chez les femmes. C'est pourquoi généralement la cadmiurie est plus élevée chez les femmes que chez les hommes [EPA 2000]. D'ailleurs, dans le cas d'une cadmiurie un peu élevée, on vérifie habituellement que la personne ne présente pas d'anémie ferriprive.

Le tabagisme est une source bien connue de cadmium qui nécessite d'être prise en compte ; le tabac contient de petites quantités de cadmium et on estime que 20 cigarettes en apportent 1 à 4 μg . La **consommation tabagique** constitue la source principale de cadmium par inhalation en population générale. Un apport de 1 à 2 μg de cadmium par jour via les cigarettes est équivalent à l'apport alimentaire, car l'absorption pulmonaire du métal est environ 10 fois plus importante que son absorption intestinale (>50 % contre 5 %). Une étude post-mortem avait mis en évidence un doublement de la teneur en cadmium du cortex rénal chez de gros fumeurs (>20 cigarettes par jour) par rapport aux non fumeurs [Sumer 1986]. Elle indiquait que cette accumulation chez ces sujets à l'âge de 50 ans pouvait atteindre le quart de la concentration critique rénale de 200 ppm. Il est donc tout à fait naturel de retrouver dans notre étude que les cadmiuries augmentent avec le nombre de cigarettes fumées au cours de la vie.

Dans notre étude, la **catégorie socioprofessionnelle** influence également les concentrations, avec les niveaux les plus élevés chez les agriculteurs. L'explication vient probablement en partie des pratiques agricoles comme l'amendement des sols avec des superphosphates (riches en cadmium) et l'épandage de boues résiduelles d'épuration dans les zones maraîchères, qui contribuent à enrichir les sols en cadmium et autres métaux lourds et fournissent donc une source d'exposition supplémentaire.

La **consommation habituelle** (bruit de fond, hors production locale) **de légumes aériens** augmente également la cadmiurie, mais dans une moindre mesure comparativement aux facteurs précédents

(explique 1 % de la variabilité de la cadmiurie). Le cadmium existe naturellement dans les sols. De plus, certaines pratiques agricoles favorisent l'apport de cadmium qui se retrouve ainsi dans les légumes que nous consommons tous les jours (utilisation d'engrais phosphatés, épandage de boues riches en cadmium). Il est bien établi que le cadmium est facilement transféré du sol au végétal, sans effet seuil, donc même pour de faibles concentrations dans les sols inférieures à 0,1 ppm, ce qui le différencie du plomb. La captation du cadmium par les racines des végétaux dépend de nombreux facteurs ; elle est plus importante dans les sols sableux qu'argileux et à pH bas qu'à pH élevé [CSHPF 1994]. L'apport alimentaire de cadmium dans la population française se fait essentiellement par les légumes et les pommes de terre qui sont les vecteurs contribuant le plus à l'exposition des populations à hauteur respectivement de 21-23 % et 21-27 %. Les autres vecteurs contribuent à des niveaux inférieurs à 5 % de l'exposition alimentaire totale [Inra-Afssa 2004].

Les aliments contenant le plus de cadmium sont les abats, les mollusques et les crustacés avec un niveau moyen compris entre 0,05 et 0,1 mg/kg, les autres groupes d'aliments présentent majoritairement des niveaux inférieurs à 0,02 mg/kg. Les végétaux renferment habituellement du cadmium dans des teneurs qui peuvent varier de 0,005 à 0,1 mg/kg. Le règlement européen 1881/2006 fixe des valeurs maximales de cadmium dans les légumes de 0,050 mg/kg sauf pour les légumes feuilles (0,200 mg/kg) et pour les légumes racines (0,100 mg/kg). Ces limites sont proches des niveaux de contamination les plus élevés trouvés dans des conditions normales de culture, hors sols contaminés accidentellement. Ce métal peut ensuite s'accumuler dans l'organisme des herbivores et particulier dans le foie et les reins.

Notons cependant, que la relation entre la consommation habituelle et le cadmium urinaire n'a pas été observée avec les légumes racines (tels que les carottes) ou les féculents, alors même que le cadmium du sol est absorbable par ces végétaux. La relation observée avec la consommation de légumes aériens provient peut-être du fait que cette catégorie d'aliments est la plus fréquente parmi les végétaux apportés dans l'alimentation habituelle.

Le **site** d'étude influence significativement la cadmiurie, avec les niveaux les plus faibles observés à Vaux-le-Pénil et Maubeuge et les plus élevés à Pluzunet. Il permet de souligner surtout l'importance des variations géographiques liées à des modes de vie qui contribuent à des apports en cadmium très variables d'un site à l'autre.

4.5.4.3 Facteurs associés aux UIOM

En 2000, l'Agence de protection environnementale américaine [EPA 2000] indiquait que les principales sources de cadmium atmosphérique provenaient de la combustion des énergies fossiles et de l'incinération d'ordures ménagères. La plupart des formes de cadmium persiste très longtemps dans l'environnement et entre progressivement dans la chaîne alimentaire. Ainsi, il est possible de s'exposer par ingestion des aliments et des poussières issus de la zone à proximité de l'incinérateur et éventuellement par inhalation.

Habitat à proximité d'une UIOM

› Comparaison des zones exposées et non-exposées

Cette étude n'a pas montré une imprégnation par le cadmium significativement supérieure parmi les riverains des incinérateurs et les valeurs observées chez les riverains restent en dessous du seuil des valeurs normales pour une personne non-exposée professionnellement. En fait l'observation dans un premier temps d'une tendance non significative à la surexposition des riverains des incinérateurs comparativement aux personnes non-exposées, disparaît après l'exclusion d'un site, celui de Vaux-le-Pénil. La différence d'imprégnation entre les deux zones d'exposition (à la limite de la signification statistique) observée sur le site de Vaux-le-Pénil provient essentiellement des niveaux très faibles de cadmium observés en zone témoin et non de la pollution de l'incinérateur, puisque les cadmiuries pour ce site sont les plus faibles comparées à tous les sites de l'étude.

La variation de l'imprégnation par le cadmium semble plus importante entre sites qu'entre zones exposées et non-exposées et souligne en partie l'influence de la zone géographique. Ainsi, paradoxalement les niveaux moyens de cadmium sont plus élevés pour les personnes résidant sur les sites des UIOM aux normes, que celles résidant sur des sites d'UIOM anciennes ayant pollué par le passé. Quant à la tendance non significative observée pour le site de Senneville-sur-Fécamp, elle reflète probablement la plus forte consommation de produits de la mer, riches en cadmium, chez les personnes exposées situées dans la zone littorale que ceux de la zone témoin situés plus dans les terres. Sur le site de Dijon, la cadmiurie moyenne est paradoxalement plus élevée chez les résidents de la zone témoin. On sait que c'est une commune rurale ; l'influence des pratiques agricoles citées précédemment, indépendamment de toute UIOM et pouvant constituer une source de cadmium, ne peuvent être exclues.

Les autres facteurs d'exposition à l'UIOM (distance, dépôt, durée) n'ont pas été retrouvés associés à la cadmiurie. En fait, l'influence des facteurs individuels sur la cadmiurie semble prépondérante par rapport à l'impact de l'UIOM.

Si plusieurs études épidémiologiques ont été menées auprès de populations résidant sur des sols pollués au cadmium et ont pu mettre en évidence une association entre la pollution des sols et la concentration urinaire de cadmium [Staessen 1994, ORS-PACA-InVS 2001], rares sont celles qui ont porté sur les incinérateurs. Celle de Fierens (2002) n'a pas montré des concentrations de cadmium urinaire plus élevées chez les personnes résidant à proximité d'UIOM après prise en compte des facteurs individuels.

Exposition par seule inhalation

Comme nous l'avons rappelé, l'absorption pulmonaire du cadmium étant plus importante que son absorption intestinale, l'inhalation peut constituer un apport non négligeable pour l'organisme. Les composés de cadmium sont liés ou adsorbés à de petites particules présentes dans l'air. Chez les individus ne consommant pas de produits locaux, il n'a pas été mis en évidence de différence marquée des cadmiuries dans les zones exposées et non-exposées (0,30 versus 0,28 µg/g de créatinine), ce qui n'est pas en faveur d'une exposition par inhalation.

Exposition par ingestion d'aliments locaux

Chez les non fumeurs, l'alimentation constitue généralement la source principale de cadmium. Comme rappelé précédemment, l'apport alimentaire de cadmium dans la population française se fait essentiellement par les végétaux [Inra-Afssa 2004]. Dans le cas de cette étude où des pollutions locales à une UIOM ont été rapportées, l'attention s'est focalisée sur la consommation d'aliments d'origine locale.

› Type de consommateurs

Nous avons étudié si un profil de consommateur particulier (agriculteur, particulier consommant des produits animaux locaux, particulier consommant des produits végétaux locaux, non consommateurs de produits locaux) était plus sujet à une surimprégnation par le cadmium au voisinage d'une UIOM. Finalement, ce n'est pas le cas. La différence d'imprégnation observée chez les particuliers consommateurs de végétaux n'est pas due à une surimprégnation des riverains des UIOM, qui est similaire à celles des autres types de consommateurs, mais à une imprégnation particulièrement faible de ceux résidant en zone non-exposée (figure 35).

La teneur en cadmium des sols est généralement inférieure à 1 mg/kg [ATSDR 1999]. La présence d'usines telles que les UIOM peut entraîner une contamination des sols plus marquée et influencer les teneurs de cadmium de certains aliments qui peuvent ainsi augmenter du fait de la pollution locale. Ces teneurs peuvent aussi augmenter par l'épandage de boues résiduelles de stations d'épuration ou par l'utilisation d'engrais riches en cadmium si bien qu'en 2003, la Commission européenne a lancé une consultation sur Internet à propos de la teneur en cadmium dans les engrais. C'est pourquoi l'étude a porté plus spécifiquement sur les jardins potagers.

Il s'est avéré que la possession d'un **potager n'influence pas significativement les niveaux de cadmium urinaire**, alors qu'on aurait pu supposer le contraire si les végétaux sous le panache de l'UIOM constituent une source d'exposition. On observe même paradoxalement des niveaux de cadmium un peu plus élevés chez les individus ne possédant pas de jardin.

› Quantité consommée d'aliments locaux

Après l'étude des profils des consommateurs, il pouvait être pertinent d'étudier si certains types d'aliments pourraient favoriser une contamination par le cadmium de la population.

Pour la population générale, la principale source de cadmium est alimentaire. Les apports quotidiens sont généralement compris entre 10 et 35 µg. Les fruits de mer et les abats en contiennent des concentrations élevées; les poissons et les céréales en apportent 20 à 30 µg/kg, en moyenne; les teneurs de la viande, des fruits sont, habituellement, beaucoup plus faibles, bien que l'apport par les végétaux soit important.

Mais qu'en est-il quand il existe une source ponctuelle, telle qu'un incinérateur, où les aliments produits localement peuvent être contaminés? En fait, il a été observé des **associations inattendues et paradoxales** entre l'alimentation locale et la cadmiurie, assez défavorables à l'hypothèse qu'une UIOM pourrait contaminer les aliments produits localement et contribuer ainsi à augmenter l'imprégnation en cadmium de la population.

En effet dans l'étude, l'imprégnation en cadmium augmente avec la consommation locale de produits laitiers, mais surtout dans les zones non-exposées au panache de l'UIOM. Quant aux légumes issus des potagers, plus les riverains des UIOM en consomment et plus leur cadmiurie est faible. En zone non-exposée, soit aucune association n'est retrouvée avec la consommation de légumes, soit on constate une relation inverse à celle de la zone exposée, à savoir une augmentation de la cadmiurie plus on consomme des légumes.

En conclusion, il n'y a pas de différence significative d'imprégnation par le cadmium entre les deux zones d'exposition et la cadmiurie reste dans des valeurs habituelles pour la population générale, considérées comme normales pour une population non-exposée professionnellement. La tendance non significative à ce que la charge corporelle en cadmium soit légèrement supérieure chez les riverains des incinérateurs observée dans un premier temps, n'est due essentiellement qu'à un des sites où les cadmiuries des témoins sont en fait particulièrement faibles. Par ailleurs, la cadmiurie n'a pu être reliée à la consommation de produits locaux, contrairement aux dioxines.

5. Conclusions

L'étude d'imprégnation par les dioxines et les métaux lourds (plomb, cadmium) a été réalisée auprès de plus de 1 000 personnes résidant à proximité de huit UIOM et pour lesquelles des prélèvements biologiques à des fins de dosages et des questionnaires ont été recueillis. Elle avait pour but de comparer l'imprégnation des personnes résidant à proximité d'une UIOM à celle de personnes témoins et de déterminer les déterminants de cette imprégnation. Dans cette étude, l'imprégnation reflète une exposition relativement récente (années 90-2000) comparée à une autre étude de l'InVS sur les cancers et les UIOM. Ses résultats les plus marquants sont les suivants.

5.1 DIOXINES ET PCB-DL

- L'imprégnation aux dioxines et PCB dioxin-like dans la population de l'étude (exposés et témoins) est dans la moyenne européenne.
- Les facteurs personnels (âge, corpulence, sexe, variations de poids, tabagisme...) et la consommation alimentaire habituelle sont les déterminants essentiels de l'imprégnation.
- Il n'y a pas d'éléments en faveur du rôle de l'exposition par inhalation (question fortement soulevée initialement).
- Cette étude souligne le rôle déterminant des produits de la pêche sur l'imprégnation par les dioxines et PCB.
- Il n'y a pas de différence statistiquement significative entre l'imprégnation des personnes exposées et non-exposées au panache d'un incinérateur, sauf pour une population particulière : celle des autoconsommateurs de produits animaux élevés sous le panache (notamment les produits laitiers et les œufs), en particulier les agriculteurs. Cette relation n'est pas retrouvée pour la consommation de produits végétaux. Elle est observée principalement dans le cas des incinérateurs anciens et hors normes.

Concernant les risques sanitaires, il faut souligner que malgré l'augmentation de la charge corporelle en dioxines observée chez les riverains d'UIOM, les concentrations de dioxines atteintes restent dans l'ensemble dans des valeurs observées actuellement en Europe pour des populations d'âge comparable et non-exposées à un incinérateur

ou à une installation industrielle pouvant émettre des dioxines. Elles restent inférieures à celles des forts consommateurs de poissons. Ces valeurs sont aussi très largement en dessous (10 à 100 fois) de celles qui ont été observées lors d'expositions accidentelles ou industrielles.

5.2 MÉTAUX LOURDS

Les riverains des incinérateurs étudiés ne montrent pas de surexposition statistiquement significative aux métaux lourds (plomb, cadmium), bien qu'on observe une légère tendance non significative à l'augmentation de la charge corporelle en cadmium.

5.2.1 Plomb

- La plombémie reste dans des valeurs habituelles pour la population générale.
- Les facteurs de variation et de confusion ont un poids beaucoup plus importants sur la plombémie que les facteurs liés à l'incinérateur.
- Il n'y a pas d'éléments en faveur du rôle de l'exposition par inhalation.
- Même si la consommation de certains aliments locaux (viandes, produits laitiers, œufs) influence la plombémie, cette influence reste modérée.

5.2.2 Cadmium

- Pas d'imprégnation par le cadmium statistiquement supérieure chez les riverains des incinérateurs.
- La cadmiurie reste dans des valeurs habituelles pour la population générale, considérées comme normales pour une population non-exposée professionnellement.
- Cette cadmiurie n'a pu être reliée à la consommation de produits locaux, contrairement aux dioxines.

6. Recommandations

Ces résultats ne conduisent pas à préconiser de nouvelles mesures de gestion car la réduction des émissions polluantes des incinérateurs et leur mise aux normes a déjà fait l'objet de mesures (réduction de moitié du nombre d'incinérateurs depuis les années 1990). Le contrôle des produits animaux commerciaux élevés sous le panache des incinérateurs est effectué par la Direction générale de l'alimentation (DGAI), ainsi que le contrôle des produits de la pêche et des abats.

Les œufs de poules élevés sur des sols qui demeurent contaminés par une ancienne UIOM hors norme, comme c'est le cas sur certains sites peuvent contenir des niveaux de dioxine qui excèdent les valeurs seuils appliquées aux denrées alimentaires commercialisées. Lorsque ces œufs ne sont pas commercialisés, ils échappent aux contrôles réglementaires. Il est à recommander que des contrôles ad hoc soient effectués par les gestionnaires locaux et que des conseils de non consommation soient diffusés le cas échéant.

Rappelons les recommandations destinées aux pratiques d'élevages de volailles, notamment familiaux :

- fournir la nourriture dans des mangeoires et non sur le parcours ;
- ne pas répandre de cendres (qui contiennent des dioxines) pour favoriser la formation de la coquille des œufs.

Le problème ne se pose pas pour le lait de vache car l'herbe de repousse n'est plus contaminée après la mise aux normes ou l'arrêt des installations polluantes (cf. Données de contrôle de la DGAI).

L'absence de surimprégnation notable par les métaux lourds et les dioxines des riverains des incinérateurs consommateurs de végétaux permet d'autoriser la consommation des légumes des potagers soigneusement lavés pour répondre aux mesures d'hygiène générale (en particulier pour lutter contre le risque infectieux).

7. Références

Références bibliographiques

Adriaens P, Towey T, Barabas N, Chang SC, Hedgeman E, Zwica L, Garabrant D. Multivariate statistical analysis of dioxin profiles to explain Source contributions to serum dioxins. *Organohalogen Compounds*. 2007;69:230-3.

Afssa. Thébault A. Analyse des déterminants de la contamination en dioxines et furanes (PCB non compris) des œufs issus d'élevages de volailles en plein-air de particuliers. Note technique Afssa AQR/ATH/2005-203. 2005;1-17.

Afssa. Dioxines, furanes et PCB de type dioxine, évaluation de l'exposition de la population française. Rapport Agence française de sécurité sanitaire des aliments. 2005.

Afssa-Inra. Calipso. Étude des consommations alimentaires de poissons et produits de la mer et imprégnation aux éléments traces, polluants et oméga 3. Édition Inra. Août 2006 ; 162 p.

Agramunt MC, Schumacher M, Hernandez JM, Domingo JL. Levels of dioxins and furans in plasma of nonoccupationally exposed subjects living near a hazardous waste incinerator. *J. Exposure Analysis Environ. Epidemiology*. 2005;15:29-34.

Akins JR, Waldrep K, Bernert JT. The Estimation of Total Serum Lipids by a Completely Enzymatic 'Summation' Method Jr. *Clinica Chimica Acta*. 1989.184:219-26.

Alessio L, Berlin A, Dell'Orto A, Toffoletto F, Ghezzi I. Reliability of urinary creatinine as a parameter used to adjust values of urinary biological indicators. *Int Arch Occup Environ Health*. 1985;55(2):99-106.

Angerer J, Schaller KH Cadmium - Determination in urine. In DFG "Hazardous substances in biological materials". 2001. Wiley-VCH ed. ISBN 3527270485, 332 p.

Arisawa K, Matsumura T, Tohyama HS, Saito H, Satoh H, Nagai M, Morita M, Suzuki T. Fish intake, plasma omega-3 polyunsaturated fatty acids, and polychlorinated dibenzo-p-dioxins/polychlorinated dibenzofurans and coplanar polychlorinated biphenyls in the blood of the Japanese population. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*. 2003;76(3):205-15.

ATSDR, Agency for toxic substances and disease registry (USA). Toxicological profile. Lead. 2007. www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.html

ATSDR. Toxicological Profile for Cadmium July 1999. www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.html

ATSDR. Health consultation. 5th and Cleveland incinerator site, Forest Street Incinerator site and Lonnie C. Miller Park. Jacksonville, Duval county, Florida. Background and statement of issues. 1996-1997.

http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/pha/fifthcleveland/cle_toc.html

http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/PHA/foreststreet/for_toc.html

Aylward LL, Hays SM. Temporal trends in human TCDD body burden: decreases over three decades and implications for exposure levels. *J Expo Anal Environ Epidemiol*. 2002 Sep;12(5):319-28.

Baars AJ, Bakker MI, Baumann RA, Boon PE, Freijer JI, Hoogenboom LAP, Hoogerbrugge R, Van Klaveren JD, Liem AKD, Traag WA, de Vries J. Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands. *Toxicol Lett*. 2004;151(1):51-61.

Bertazzi PA, Bernucci I, Brambilla G, Consonni D, Pesatori AC. The Seveso studies on early and long-term effects of dioxin exposure: a review, *Environ Health Perspect.*, 1998, Vol.106 Suppl 2, 625-33.

Baccarellia A, Pfeiffera R, Consonni D, Pesatori A, Bonzini M, Patterson D, Bertazzi PA, Landi MT. Handling of dioxin measurement data in the presence of non-detectable values: Overview of available methods and their application in the Seveso chloracne study. *Chemosphere*. 2005;60:898-906.

- Barr DB, Wilder LC, Caudill SP, Gonzalez AJ, Needham LL, Pirkle JL. Urinary creatinine concentrations in the US population: implications for urinary biologic monitoring measurements. *Environ Health Perspect.* 2005;113(2):192-200.
- Barra R, Cisternas M, Suarez C, Araneda A, Pinones O, Popp P. PCBs and HCHs in a salt-marsh sediment record from South-Central Chile: use of tsunami signatures and ¹³⁷Cs fallout as temporal markers. *Chemosphere.* 2004;55(7):965-72.
- Beaudeau P, Zeghnoun A, Ledrans M, Volatier JL. Consommation d'eau du robinet pour la boisson en France métropolitaine : résultats tirés de l'enquête alimentaire Inca1. *Environnement, risques et santé.* 2003;2(3):147-58.
- Bernard A. Renal dysfunction induced by cadmium: biomarkers of critical effects. *Biometals.* 2004;17:519-23.
- Bertrand M. Consommation et lieux d'achats des produits alimentaires en 1991. *Insee Résultats* 1993;262-63. Consommation-modes de vie n° 54-5. Insee, Paris.
- Borgan DJ. Pitfalls of Using Standard Statistical Software Packages for Sample Survey Data. *Encyclopedia of Biostatistics*, John Wiley. 1998.
- Buchet JP, Lauwerys P, Roels H, Bernard A, Bruaux P, Claeys F, Ducoffre G, de Plaen P, Staessen J, Amery A, Lijnen P, Thijs L, Rondia D, Sartor F, Saint Remy A, Nick L. Renal effects of cadmium body burden of the general population; *Lancet.* 1990;336:699-702.
- Buneaux F. Approche pratique du dosage de la plombémie. *Toxicorama* 1993;5/2:7-12.
- Bureau Veritas/Careps, Dupasquier F, Lassagne L. Étude quantitative du risque sanitaire UIOM de Gilly/Isère (73) : définition du terme source. Bureau Veritas / Careps, Grenoble, 2004. 28 p.
- Calheiros JM, Coutinho M, Borrego C, Santos R, and Pöpke O. PCDD/PCDF levels in human blood and breast milk in the region of Oporto, Portugal. *Organohalogen Compd* 2002;55:279-82.
- Calle EE, Frumkin H, Henley SJ, Savitz D-A, Thun M-J. Organochlorines and breast cancer risk, *CA Cancer J.Clin.* 2002;52(5):301-9.
- Carrieri M, Trevisan A, Bartolucci GB. Adjustment to concentration-dilution of spot urine samples: correlation between specific gravity and creatinine. *Int Arch Occup Environ Health.* 2001;74(1):63-7.
- Chang CW, Garabrant D, Franzblau A, Hedgeman E, Knutson K, Gillespie B, Hong B, Chen Q, Lee SY, Adriaens P, Demond A, Trin H, Towey T, Sima C, Lepkowski J. Association of soil dioxin concentration with serum dioxin concentrations in midland, Michigan, USA. *Organohalogen Compounds.* 2007;69.
- Chang CW, Gillespie BW, Hedgeman E, Hong B, Chen Q, Jolliet O, Knutson K, Lee SY, Lepkowski J, Olsen K, Adriaens P, Demond A, Towey T, Zwica L2 LaDronka K, Ward B, Luksemburg W, Maier M, Franzblau A, Garabrant D. Predictors of serum 23 478-pentaCDF concentration in a background population in Michigan, USA and in a representative USA sample. *Organohalogen Compounds.* 2007;69.
- Chen HS, Lee CC, Liao PC, Guo YL, Chen CH, Su HJ. Associations between dietary intake and serum polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran (PCDD/F) levels in Taiwanese. *Environ. Research.* 2003;91(3):172-8.
- Chen HL, Su HJ, Lee CC. Patterns of serum PCDD/Fs affected by vegetarian regime and consumption of local foods for residents living near municipal waste incinerators from Taiwan. *Environ. Research.* 2006;32:650-5.
- Citepa, Émissions dans l'air, données annuelles nationales – POP – PCDD-F, 2008, www.citepa.org/emissions/index.htm
- Collins JJ, Bodner K, Burns CJ, Budinsky RA, Lamparski LL, Wilken M, Martin GD, Carson ML. Body mass index and serum chlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran levels. *Chemosphere.* 2007;66:1079-85.
- Costopoulou D, Vassiliadou I, Papadopoulou A, Makrapoulos V, Leondiadis L. Levels of dioxins, furans and PCB in human serum and milk of people living in Greece. *Chemosphere.* 2006;65:1462-9.
- CPP (Comité de la prévention et de la précaution). Les incinérateurs d'ordures ménagères : quels risques ? Quelles politiques ? MEDD, Paris.
- CSHPF (Boisset M *et al.*) Plomb, cadmium et mercure – Conseil supérieur d'hygiène publique de France – Section de l'alimentation et de la nutrition. Paris. 1996, 287 p.
- Declercq C, Lahoute C, Mercier JF, Haguenoer JM. Évaluation de l'exposition au plomb de deux groupes d'enfants de la région Nord-Pas-de-Calais. Observatoire régional de la santé Nord-Pas-de-Calais, Lille, 1990.

- Deml E, Mangelsdorf I, Greim H. Chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in blood and human milk of non-occupationally exposed persons living in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Chemosphere*, 1996;33:1941-50.
- Desjardins R, Landry D. Le contrôle du plomb dans l'eau potable. *Tech. Sci. Meth.* 1990;4:189-93.
- Deschamp V, de Lauzon-Guillain B, Lafay L, Boris JM, Charles MA, Romon M. Reproducibility and relative validity of a Food Frequency Questionnaire among French children and adults, *Eur J Clin Nutr*, Sep 19, in press. (2007)
- Elinder GC. Cadmium: uses, occurrence and intake. In *Cadmium and Health: A Toxicological and Epidemiological Appraisal*. CRC Press. Boca Raton. 1985;1:23-63.
- EPA. Environmental Protection Agency. Cadmium Compounds Hazard Summary-Created in April 1992; Revised in January 2000. www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/cadmium.html
- EU (European Commission). Scientific Committee On Toxicity, Ecotoxicity And The Environment (CSTEE). Opinion on the results of the risk assessment of: Cadmium Metal Human Health. Health & Consumer Protection Directorate-General. Adopted by the CSTEE during the 41st Plenary Meeting of 8 January 2004;1-15.
- Evans RG, Shadel BN, Roberts DW, Clardy S, Jordan-Izaguirre D, Patterson DG, Needham LL. Dioxin incinerator emission exposure study Times Beach. Missouri. *Chemosphere*, 2000;40:1063-74.
- Fierens S, Mairesse H, Bernard A. Évaluation de l'exposition environnementale aux dioxines et polluants associés en région wallonne. Rapport de l'unité toxicol. ind. méd. du travail. Univ. cathol. de Louvain ; nov 2002 84 p et annexes.
- Fierens S, Mairesse H, Hermans C, Bernard A, Eppe G, Focant J-F, De Pauw E. Dioxin accumulation in residents around incinerators. *J Toxicol Environ Health* 2003;66(14):1287-93.
- Fierens S, Mairesse H, Heilier JF, Focant JF, Eppe G, De Pauw E, Bernard A. Impact of iron and steel industry and waste incinerators on human exposure to dioxins, PCBs, and heavy metals: results of a cross-sectional study in Belgium. *J Toxicol Environ Health A* 2007;70(3-4):222-6.
- Finzi G. Modelli per la previsione e la gestione della qualita dell'aria, Ediz. Cusl. 1989.
- Finzi G, Brusasca G. La qualita del l'aria, Masson. 1991.
- Focant JF, Eppe G, Massart AC, Scholl G, Pirard C, De Pauw E. High-throughput biomonitoring of dioxins and polychlorinated biphenyls at the sub-picogram level in human serum. *J Chromatogr A*. 2006;13:1130(1):97-107.
- Fries GF, Paustenbach DJ. Evaluation of potential transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin contaminated incinerator emissions to humans via foods. *J Toxicol Environ Health* 1990;29(1):1-43.
- Fürst P and Pöpke O. PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in human milk and blood from Germany. *Organohalogen Compd* 2002;55:251-4.
- Gamble MV, Liu X. Urinary creatinine and arsenic metabolism. *Environ Health Perspect.* 2005;113(7):A442.
- Garabrant D, Hong B, Chen Q, Franzblau A, Lepkowski J, Adriaens P, Demond A, Hedgeman E, Knutson K, Zwica L, Chang CW, Lee SY, Olson K, Towey T, Trinh H, Wenger Y, Luksemburg W, Maier M, Gillespie BW. Factors that predict serum dioxin concentrations In Michigan, USA. *Organohalogen Compounds*. 2007;69:206-9.
- Glorennec P, Bemrah N, Tard A, Robin A, Le Bot B, Bard D. Probabilistic modeling of young children's overall lead exposure in France: integrated approach for various exposure media, *Environ Int.* 2007;33(7):934-45.
- Goldman LR, Harnly M, Flattery J, Patterson DG, Needham L. Serum polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans among people eating contaminated home-produced eggs and beef. *Environ Health Perspect.* 2000;108(1):13-9.
- Gonzalez CA, Kogevinas M, Huici A, Gadea E, Ladona M, Bosch A, Bleda MJ. Blood levels of polychlorinated dibenzodioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in the general population of a Spanish Mediterranean city. *Chemosphere*, 1998;36:419-26.
- Gonzalez CA, Kogevinas M, Gadea E, Pera G, Pöpke O. Increase of dioxin blood levels over the last 4 years in the general population in Spain. *Epidemiology* 2001;12:365.
- Goovaerts P, Trinh H, Garabrant D, Hong B, Gwinn D, Towey T, Lee SY, Demond A, Adriaens P. Construction and validation of a geostatistical model of PCDD and PCDF deposition from incineration. *Organohalogen Compounds*. 2007;69.

Grastilleur C. La contamination des denrées alimentaires par les dioxines : données actuelles et modèles de transfert dans une chaîne alimentaire, École nationale vétérinaire de Lyon. 1999. N°113.

Hasegawa M, Kitamado T, Fujii H, Iguchi A, Arisawa K, Uemura H, Chisaki Y, Hijiya M, Matsumura T, Suzuki T. The survey on the Accumulation of Dioxins in Humans - A dioxin concentration of general environmental inhabitants in Japan and intake survey through diet. *Organohalogen Compounds*. 2007;69.

Hayano M, Nogawa K, Kido T, Kobayashi E, Honda R, Turitani I. Dose-response relationship between urinary cadmium concentration and beta2-microglobulinuria using logistic regression analysis, *Arch Environ Health* 1996;51(2):162-7.

Helsel DR. Less than obvious: statistical treatment of data below the detection limit. *Environmental Science and Technology*. 1990;24: 1766-74.

Hoffmann K, Becker K, Friedrich C, Helm D, Krause C, Seifert B. The German Environmental Survey 1990/1992 (GerES II): cadmium in blood, urine and hair of adults and children. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000;10(2):126-35.

Hong B, Hedgeman E, Gillespie BW, Chen Q, Lee SY, Chang CW, Zwical L, Knutson K, Towey T, Olson K, Sima C, Luksemburg W, Maier M, Adriaens P, Demond A, Lepkowski J, Franzblau A, Garabrant D. Impact of the changes in WHO TEF values from 1998 to 2005 on the Total TEQ values in serum, household dust and soil. *Organohalogen Compounds*. 2007;69:0-050 219.

Hond ED, Roels HA, Hoppenbrouwers K. Sexual maturation in relation to polychlorinated aromatic Hydrocarbons: Sharpe and Skakkebaek's hypothesis revisited, *Environ Health Perspect* 2006,110(8):771-6.

Huel G, Boudène C, Jouan M, Lazar P. Assessment of exposure to lead of the general population in the French community through biological monitoring. *Int. Arch Occup Envir Health* 1986;58:131-9.

Huang HY, Jeng TY, Lin YC, Ma YC, Kuo CP, Sung FC. Serum dioxin levels in residents living in the vicinity of municipal waste incinerators in Taiwan. *Inhal Toxicol* 2007;19(5):399-403.

Hunter DJ, Hankinson SE, Laden F, Colditz GA, Manson JE, Willett WC, Speizer FE, Wolff MS. Plasma organochlorine levels and the risk of breast cancer, *N Engl J Med*, 1997;337(18):1253-8.

IARC (International Agency for Research on Cancer), Monograph 69 PCDD, PCDF, 1997.

Inra-Afssa. Institut national de recherche agronomique Leblanc J-C *et coll*, Étude de l'alimentation totale française, mycotoxines, minéraux et éléments traces, rapport Inra, 2004, 68 p.

INRS Institut national de recherche et de sécurité, cadmium et composés minéraux. 1997. Fiche toxicologique n°60. www.inrs.fr/fichetox/ft60.html

INRS, Institut national de recherche et de sécurité. Base de données Biotox, cadmium et composés minéraux, 2006, www.inrs.fr

Inserm, Institut national de la santé et de la recherche médicale. Dioxines dans l'environnement – Quels risques pour la santé ? Expertise collective. Ed. Inserm. 2000. 406 p.

Inserm. Plomb dans l'environnement – Quels risques pour la santé ? Expertise collective. Ed. Inserm. 1999 ; 461 p.

InVS, Institut de veille sanitaire (Fréry N, Deloraine A, Zeghnoun A, Rouvière F). Étude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France. InVS Ed. 2000. 175 p.

InVS-Afssa. Incinérateurs et santé. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM. État des connaissances et protocole d'une étude d'exposition. 2003; 198 p.

InVS et Ddass de Côte-d'Or. Évaluation de l'imprégnation saturnine des enfants exposés aux polluants émis par l'usine TCS à Seurre (Côte-d'Or). Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, France, juillet 1999 ; 60 p. et annexes.

Itom. Les Installations de traitement des ordures ménagères. Résultats 2006. Ed. Ademe, juillet 2008 : 8p.

Jarup L, Hellstrom L, Alfvén T, Carlsson MD, Grubb A, Persson B, Pettersson C, Spång G, Schütz A, Elinder CG. Low level exposure to cadmium and early kidney damage: the OSCAR study. *Occup Environ Med*. 2000;57:668-72.

JECFA, Joint expert committee FAO/WHO for food additives and contaminants. 55th session. Technical report serie 901. 2000. WHO, Geneva.

JECFA, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Fifty-seventh meeting, Rome, 5-14 June 2001;24-40.

- JECFA. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Sixty-first meeting Rome, 10-19 June 2003. Annex 4. Cadmium. 16-22.
- Judge G, Griffiths WE, Hill RC, Lutkepohl H, Lee TC. *The Theory and Practice of Econometrics* (2nd Edition). New York, John Wiley 1985.
- Kiviranta H, Vartiainen T, Verta M, Tuomisto JT, Tuomisto J. High fish-specific dioxin concentrations in Finland. *Lancet*. 2000;355:1883-5.
- Kiviranta H, Vartiainen T, Tuomisto J. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in fishermen in Finland. *Environ Health Perspect*. 2002;110(4):355-61.
- Koppen G, Covaci A, Van Cleuvenbergen R, Schepens P, Winneke G, Nelen V, Van Larebeke N, Vlietinck R, Schoeters G. Persistent organochlorine pollutants in human serum of 50-65 years old women in the Flanders Environmental and Health Study (FLESH). Part1: concentrations and regional differences. *Chemosphere*. 2002;48:811-25.
- Kowal NE, Zirkes M. Urinary cadmium and beta 2-microglobulin: normal values and concentration adjustment. *J Toxicol Environ Health* 1983;11(4-6):607-24.
- Lafay L, Basdevant A, Charles MA, Vray M, Balkau B, Borys JM, Eschwege E, Romon M. Determinants and nature of dietary underreporting in a free-living population: the Fleurbaix Laventie Ville Sante (FLVS) Study. *Int J Obes Relat Metab Disord*. 1997;21(7):567-73.
- Lauwerys R, Hautfroid V, Hoet P, Lison D. *Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles*. Elsevier Masson Ed. 2007. 1252 p.
- Leblanc JC, Sirot V, Volatier JL, Bemrah-Aouachria N. Étude des consommations alimentaires de produits de la mer et imprégnation aux éléments traces, polluants et oméga 3, Afssa, 2006, 160 p.
- Leblanc JC, Guérin T, Noël L, Calamassi-Tran G, Volatier JL, Verger P. Dietary exposure estimates of 18 elements from the first French Total Diet Study, *Food Addit Contam* 2005; 22(7):624-41.
- Le Moullec N, Deheeger M *et al.* Validation du manuel-photos utilisé pour l'enquête alimentaire de l'étude SU.VI.MAX. *Cah Nutr Diét* 1996;31:158-63.
- Le Querrec F, Quere M, Thebault A, 2003. Contamination de l'environnement par les dioxines autour d'une usine d'incinération d'ordures ménagères en Savoie. *Bulletin épidémiologique Afssa*. 2003;8:1-3.
- Ling YC, Soong DK, Lee MK. PCDD/DFs and coplanar PCBs in sediment and fish samples from the Er-Jen river in Taiwan. *Chemosphere*. 1995;31(3):2863-72.
- Lovett AA, Foxall CD, Creaser CS, Cheve D. PCB and PCDD/DF concentrations in egg and poultry meat samples from known urban and rural locations in Wales and England. *Chemosphere* 1998;37(9-12):1671-85.
- Ma HW, Lai YL, Chan CC. Transfer of dioxin risk between nine major municipal waste incinerators in Taiwan. *Environ Int* 2002;28(1-2): 103-10.
- Malisch R, Van Leeuwen XR. Results of the WHO-coordinated exposure study on the levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in human milk. *Organohalogen compounds*. 2005. 2003;64:140-3.
- Matthews J, Wihlen B, Thomsen J, Gustafsson JA. Aryl hydrocarbon receptor-mediated transcription: ligand-dependent recruitment of estrogen receptor alpha to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-responsive promoters, *MolCell Biol* 2005;25(13):5317-28.
- Meunier S, 2003. Étude de la gestion de crise survenue suite à une contamination des productions animales par des dioxines dues à l'incinérateur de Gilly-sur-Isère. École nationale vétérinaire, Lyon, 163 p.
- Mills WJ, Nienow C, Sweetman GLM, Cox R, Tondeur Y, Webber JP, Leblanc A. Lipids analysis is a significant, often unrecognized source of uncertainty in POPs results for human blood. *Organohalogen Compounds*. 2007;69.
- Miquel G. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Rapport d'information n° 261 (2000-2001). Office parlementaire d'évaluation des choix scient tech, déposé le 5 avril 2001.
- Moya J, Phillips L. Analysis of consumption of home-produced foods. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001;11:398-406.
- Muntner P, Menke A, DeSalvo KB, Rabito FA, Batuman V. Continued decline in blood lead levels among adults in the United States: the National Health and Nutrition Examination Surveys. *Arch Intern Med* 2005;10;165(18):2155-61.

- National Research Council (NRC). Waste incinerator and public health. Commission on life sciences, Board of environmental studies and toxicology, Committee on health effects of waste incineration. 2000, National Academy Press eds, Washington DC, 335 p.
- Nessel CS, Butler JP, Post GB, Held JL, Gochfeld M, Gallo MA. Evaluation of the relative contribution of exposure routes in a health risk assessment of dioxin emissions from a municipal waste incinerator *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 1991;1(3):283-307.
- Nouwen J, Cornelis C, De Fré R, Wevers M, Viaene P, Mensink C, Patyn J, Verschaeve L, Hooghe R, Maes A, Collier M, Schoeters G, Van Cleuvenbergen R, Geuzens P. Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). *Chemosphere*. 2001;43(4-7):909-23.
- ORS Paca-InVS. Évaluation des conséquences sanitaires et environnementales de la pollution d'origine industrielle au cadmium autour du site TLM dans le 15^e arrondissement de Marseille. Nov 2001. 146 p et annexes.
- Papke O. PCDD/PCDF: human background data for Germany, a 10-year experience. *Environ Health Perspect*. 1998;106 Suppl 2:723-31.
- Pascal M, Eppe G, Zeghnoun A, Falq G, Fréry N. Data quality of the serum analysis of PCDD, PCDF and PCB in the French Dioxin and Incinerators Study. *Organohalogen compounds*. 2007; 69: 2284-7.
- Paschal DC, Burt V, Caudill SP, Gunter EW, Pirkle JL, Sampson EJ, Miller DT, Jackson RJ. Exposure of the U.S. population aged 6 years and older to cadmium: 1988-1994. *Arch Environ Contam Toxicol* 2000;38(3):377-83.
- Pavuk M, Schecter AJ, Akhtar FZ, Michalek JE. Serum 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) levels and thyroid function in Air Force veterans of the Vietnam War, *Ann Epidemiol* 2003;13(5):335-43.
- Pirard C, Eppe G, Massart A-C, Fierens S, De Paw E, Focant JF. Environmental and human impact of an old-timer incinerator in terms of dioxin and PCB level: a case study. *Environ Sci Technol*. 2005;39(13):4721-8.
- Price PS, Su SH, Harrington JR, Keenan RE. Uncertainty and variation in indirect exposure assessments; an analysis of exposure to tetrachloro-p-dioxin from a beef consumption pathway. *Risk Anal* 1996;16(2):263-77.
- R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2006. ISBN 3-900051-07-0, URL www.R-project.org
- Raccanelli S, Frangipane G, Libralato S. Serum levels of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in relation to different exposures in Italian adult men. *Organohalogen Compounds*. 2007;69. p218.
- Rappolder M, Brüders N, Schröter-Kermani C. Comparison of Congener Patterns and TEQs in environmental and human samples. *Organohalogen Compounds*. 2005;67:2086-9.
- Règlement (CE) n° 466/2001 de la Commission portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, *Journal officiel L 077*, 16/03/2001:1-13.
- Réseau national de santé publique (RNSP)-Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm) Huel G, Jouan M, Fréry N, Huet M, Surveillance de la population française vis-à-vis du risque saturnin. Édition Inserm. Déc 1997 ; 90 p.
- Réseau national de santé publique (RNSP)-Ddass des Ardennes, Ledrans M, Le Goaster C, Debaisieux F, Roussel C, Bergheal E, Clement A, Évaluation de l'exposition des enfants aux polluants industriels dans une commune des Ardennes. Rapport, 1998.
- Réseau national de santé publique (RNSP), Ddass de l'Aude, Fréry N, Ohayon A, Quénel P, Enquête sur l'exposition de la population aux polluants d'origine industrielle – Région de Salsigne (Aude). Déc 1998 ;50 p et annexes.
- Rouil L. Évaluation d'études d'impact atmosphérique des rejets d'UIOM. Inéris. 2004 ; 39 p.
- SAS institute. SAS/STAT User's guide version 9. Cary, NC: SAS Institute Inc. 2004.
- Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Lindstrom G, Wingfors H. Dioxin and dibenzofuran concentrations in adipose tissue of a general population from Tarragona, Spain. *Chemosphere*. 1999;38(11):2475-87.
- Schuhmacher M, Meneses M, Xifró A, Domingo JL. The use of Monte-Carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator. *Chemosphere*. 2001;43(4-7):787-99.
- Schuhmacher M, Kiviranta H, Vartiainen T, Domingo JL. Concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in milk of women from Catalonia, Spain. *Chemosphere*. 2007;67:S295-S300.

- Scott P, Haws L, Scott L, Harris M. Evaluation of background dioxin-like PCB congener profiles in human serum collected during NHANES 2001/2002 using principal components analysis. *Organohalogen Compounds*. 2007;69:2014-7.
- Shuttler IL, Delves HT. Determination of lead in blood by atomic absorption spectrometry with electrothermal atomisation. *Analyst*. 1986;111/6:651-6.
- Singh A, Nocerino J. Robust estimation of mean and variance using environmental data sets with below detection limit observations. *Chemometr Intell Lab Syst*. 2002;60:69:86.
- Staessen JA, Buchet JP, Ginucchio G, Lauwerys RR, Lijnen P, Roels H, Fagard R. Public health implications of environmental exposure to cadmium and lead: an overview of epidemiological studies in Belgium. Working groups. *J Cardiovasc Risk* 1996;3:26-44.
- Staessen JA, Lauwerys RR, Ide G, Roels HA, Vyncke G, Amery A. Renal function and historical environmental cadmium pollution from zinc smelters. *Lancet*. 1994;343:1523-7.
- Stata Corporation. *Stata User's Guide*, Release 9. College Station, TX: Stata Press. 2005.
- Stevens JB, Gerbec EN. Dioxin in the agricultural food chain. *Risk Anal*. 1988;8(3):329-35.
- Sumer KH, Drasch GA, Heimaier HE. Metallothionein and cadmium in human kidney cortex. Influence of smoking. *Human Toxicol*. 1986;5:27-33.
- Suwazono Y, Akesson A, Alfvén T, Järup L, Vahter M. Creatinine versus specific gravity-adjusted urinary cadmium concentrations. *Biomarkers*. 2005;10(2-3):117-26.
- Tard A, Gallotti S, Leblanc JC, Volatier JL. Dioxins, furans and dioxin-like PCBs: occurrence in food and dietary intake in France. *Food Addit Contam* 2007;24(9):1007-17.
- Thébault A, Le Querrec F, Quere de Kerleau M, Thomasset V, Deloraine A, Keck G, Bogaert ML, Dufour A. Qualitative and quantitative exposure of dioxins and furans from pasture to milk cows close to a municipal waste incinerator. In: ISVEE (Ed.), *ISVEE-10*, Vina Del Mar, Chile, 2003, 5 p.
- Thébault A. Analyse des déterminants de la contamination en dioxines et furanes (PCB non compris) des œufs issus d'élevages de volailles en plein air de particuliers. Afssa, Paris, 2005. http://www.editionsduboisbaudry.fr/docs/av/pdf/2006-06/2005-09-27_Afssa_dioxine.pdf Note technique AQR/ATH/2005-203.
- Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld AT, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC, Van Leeuwen FX, Liem AK, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Waern F, Zacharewski T. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect*. 1998; 106(12):775-92. Review.
- Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci* 2006;93(2):223-41. Review.
- Volatier JL (coord.). *Enquête Inca (Individuelle et nationale sur les consommations alimentaires)*. Éditions Tec & Doc. 2000 ; 192 p.
- Volatier JL, Tard A, Gallotti S. Assessment of dietary intake of dioxins, furans and dioxin-like PCBs for the French population . *Organohalogen Compounds*. 2006;68:391.
- Wittsiepe J, Schrey P, Ewers U, Selenka F, Wilhelm M. Decrease of PCDD/F levels in human blood from Germany over the past ten years (1989-1998). *Chemosphere*. 2000;40(9-11):1103-9.
- Wittsiepe J, Schrey P, Ewers U, Wilhelm M, Selenka F. Decrease of PCDD/F levels in human blood – trend analysis for the German population, 1991-1996. *Environ Res* 2000;83(1):46-53.
- Zhang H, He PJ, Shao LM. Implication of heavy metals distribution for a municipal solid waste management system – a case study in Shanghai. *Sci Total Environ* 2008;402(2-3):257-67.
- Zober A, Messerer P, Huber P. Thirty-four-year mortality follow-up of BASF employees exposed to 2,3,7,8-TCDD after the 1953 accident, *Int Arch Occup Environ Health* 1990;62(2):139-57.

Liste des tableaux

Tableau 1	Périodes de fonctionnement et flux moyen en dioxines et furanes en µg/h (non corrigé des périodes d'arrêt)	27
Tableau 2	Comparaison entre concentrations observées et prédites	29
Tableau 3	Communes sélectionnées dans l'étude	31
Tableau 4	Congénères de PCDD, PCDF et PCB retenus par l'OMS	39
Tableau 5	Limites de quantification pour chaque composé	40
Tableau 6	Coefficients de variation (CV) calculés sur les échantillons du contrôle aveugle	42
Tableau 7	Statut des appels du filtre téléphonique par foyer et par zone d'exposition	52
Tableau 8	Détail des causes d'exclusion médicale (terrain)	55
Tableau 9	Description de l'âge et du poids corporel dans la population	60
Tableau 10	Description de l'âge et du sexe par zone d'exposition pour chaque site	61
Tableau 11	Description sociodémographique de la population	62
Tableau 12	Consommation tabagique	63
Tableau 13	Possession d'un jardin dans la population	63
Tableau 14	Habitat dans la population	64
Tableau 15	Description de la quantité d'eau du robinet consommée et de la date de construction du logement par site et zone d'exposition	64
Tableau 16	Répartition de l'exposition à des combustions dans la population d'étude	65
Tableau 17	Répartition des loisirs ou activités exposant aux dioxines, au plomb ou au cadmium	66
Tableau 18	Distance et durée d'exposition par site	69
Tableau 19	Description des variables de la consommation générale (quantités consommées en g par jour)	70
Tableau 20	Description de l'apport énergétique total et du pourcentage de lipides dans l'apport énergétique total	71
Tableau 21	Répartition de la consommation locale	72
Tableau 22	Taux de consommation de produits d'origine locale selon le type d'aliment et la zone d'exposition	73
Tableau 23	Description de la consommation locale parmi tous les consommateurs, les autoconsommateurs, en fonction de la zone d'exposition (en g par jour)	74
Tableau 24	Description des quantités consommées (en g par jour) des aliments non produits localement (bruit de fond)	75
Tableau 25	Description des quantités consommées (en g par jour) des aliments non produits localement (bruit de fond) selon la zone d'exposition	76
Tableau 26	Distribution des dioxines, furanes et PCB-DL en pg TEQ ₉₈ /g de MG, des PCB indicateurs en ng/g MG et des lipides sanguins en % sur l'ensemble de la population (nomenclatures OMS 1998 et 2005)	78
Tableau 27	Concentrations moyennes et médianes de PCDD/F sériques au niveau international en pg TEQ/g de MG (nomenclatures OMS ₉₈ et Ota ₉₈)	81
Tableau 28	Distribution des congénères sur l'ensemble de la population	82
Tableau 29	Nombre d'individus au-delà du 99 ^e percentile de dioxines et PCB	85
Tableau 30	Corrélations de Pearson entre les concentrations de biomarqueurs	85
Tableau 31	Corrélations de Spearman entre les concentrations de biomarqueurs	86
Tableau 32	Concentrations moyennes du TEQ total en fonction des classes de corpulence (en pg TEQ/g MG)	86

Tableau 33	Pourcentage de variation du TEQ total et des PCDD/F pour les facteurs de variation et de confusion (facteurs quantitatifs)	87
Tableau 34	Pourcentage de variation du TEQ total et des PCB-DL associé à une augmentation équivalente à l'intervalle interquartile de la consommation de produits de la pêche (bruit de fond) en grammes de lipides par jour	88
Tableau 35	Moyennes ajustées de PCDD/F+PCB-DL (TEQ total) en pg TEQ/g MG basées sur le modèle final	89
Tableau 36	Concentrations moyennes de PCDD/F+PCB-DL (TEQ total) en pg TEQ/g MG selon la zone d'exposition pour l'ensemble de la population et par catégorie d'UIOM et par site (moyennes géométriques ajustées et IC _{95%})	90
Tableau 37	Concentrations moyennes de PCDD/F en pg TEQ/g MG selon la zone d'exposition, pour l'ensemble de la population et par catégorie d'UIOM et par site (moyennes géométriques ajustées et IC _{95%})	91
Tableau 38	Concentrations moyennes de PCB-DL en pg TEQ/g MG selon la zone d'exposition, pour l'ensemble de la population et par catégorie d'UIOM et par site (moyennes géométriques ajustées et IC _{95%})	91
Tableau 39	Concentrations moyennes de la somme de quatre PCB indicateurs en ng/g MG selon les zones d'exposition pour l'ensemble de la population et par catégorie d'UIOM et par site (moyennes géométriques ajustées et IC _{95%})	92
Tableau 40	Pourcentage de variation du TEQ total en fonction de la consommation locale et la zone d'exposition	96
Tableau 41	Pourcentage de variation des dioxines et PCB associé à un accroissement journalier d'aliments locaux d'origine animale (en g de lipides) pour la population de la zone exposée	97
Tableau 42	Pourcentage de variation des dioxines et PCB associé à un accroissement journalier de consommation de végétaux d'origine locale (en g) pour la population de la zone exposée	98
Tableau 43	Plombémies brutes en µg/L dans la population, par catégorie d'UIOM, site et zone d'exposition	108
Tableau 44	Site d'étude des personnes avec une plombémie élevée	110
Tableau 45	Plombémies moyennes en µg/L ajustées basées sur le modèle final (facteurs qualitatifs)	111
Tableau 46	Pourcentage de variation de la plombémie des facteurs de variation et de confusion (facteurs quantitatifs)	112
Tableau 47	Plombémies moyennes en µg/L selon les zones, catégories d'UIOM et sites (moyennes géométriques ajustées et IC _{95%})	113
Tableau 48	Pourcentage de variation de la plombémie pour des niveaux de dépôt variant de p25 à p99 en µg/m ² et pour une augmentation de la consommation d'œufs de 25 g/j (zone exposée)	115
Tableau 49	Pourcentage de variation de la plombémie en fonction de la quantité consommée de produits locaux pour l'ensemble des individus et dans les deux zones d'exposition	116
Tableau 50	Cadmiuries brutes en µg/g de créatinine dans la population, par catégorie d'UIOM, site et zone d'exposition	121
Tableau 51	Cadmiuries moyennes (en µg/g de créatinine) ajustées selon les facteurs de variation et de confusion (facteurs qualitatifs)	124
Tableau 52	Pourcentage de variation de la cadmiurie selon les facteurs de variation et de confusion (facteurs quantitatifs)	124
Tableau 53	Cadmiuries moyennes en µg/g de créatinine selon les zones, catégories d'UIOM et sites (moyennes géométriques ajustées et IC _{95%})	125
Tableau 54	Cadmiuries moyennes en µg/g de créatinine selon la possession d'un jardin	126
Tableau 55	Cadmiuries moyennes en µg/g de créatinine selon la possession d'un potager	126
Tableau 56	Pourcentage de variation de la concentration en cadmium urinaire en fonction de la consommation locale, pour l'ensemble des individus et par zone d'exposition	127

Liste des figures

Figure 1	UIOM en fonction des concentrations à l'émission (2002) en dioxines et furanes (TEQ_{OTAN}) et de la capacité d'incinération en t/h (données issues de l'inventaire des UIOM, source Meedat)	25
Figure 2	Emplacement des incinérateurs sélectionnés	25
Figure 3A	Modèle de dispersion aérienne des dioxines et furanes de l'UIOM de Bessières : dépôt cumulé de 1994 à 2004 (TEQ_{OMS})	32
Figure 3B	Modèle de dispersion aérienne des dioxines et furanes de l'UIOM de Pluzunet : dépôt cumulé de 1994 à 2004 (TEQ_{OMS})	32
Figure 3C	Modèle de dispersion aérienne des dioxines et furanes de l'UIOM de Cluny : dépôt cumulé de 1994 à 2004 (TEQ_{OMS})	33
Figure 3D	Modèle de dispersion aérienne des dioxines et furanes de l'UIOM de Senneville-sur-Fécamp : dépôt cumulé de 1994 à 2004 (TEQ_{OMS})	33
Figure 3E	Modèle de dispersion aérienne des dioxines et furanes de l'UIOM de Gilly-sur-Isère : dépôt cumulé de 1994 à 2004 (TEQ_{OMS})	34
Figure 3F	Modèle de dispersion aérienne des dioxines et furanes de l'UIOM de Vaux-le-Pénil : dépôt cumulé de 1994 à 2004 (TEQ_{OMS})	34
Figure 3G	Modèle de dispersion aérienne des dioxines et furanes de l'UIOM de Dijon : dépôt cumulé de 1994 à 2004 (TEQ_{OMS})	35
Figure 3H	Modèle de dispersion aérienne des dioxines et furanes de l'UIOM de Maubeuge : dépôt cumulé de 1994 à 2004 (TEQ_{OMS})	35
Figure 4	Recueil des données conduisant à l'inclusion des sujets	38
Figure 5	Récapitulatif de l'inclusion	53
Figure 6	Répartition du statut des appels lors du filtre téléphonique par site et zone d'exposition	54
Figure 7	Résultats des prises de RDV et répartition des causes de non-participation par zone d'exposition	54
Figure 8	Taux de participation par site et zone d'exposition	56
Figure 9	Nombre de personnes incluses par site et zone d'exposition	56
Figure 10	Âge moyen des participants et des non-participants	57
Figure 11	Pourcentage de femmes chez les participants et les non-participants	57
Figure 12	Consommation moyenne de graisse animale d'origine locale (g/semaine) chez les participants et les non-participants	58
Figure 13	Évolution de l'âge moyen au cours des étapes de l'inclusion	59
Figure 14	Évolution du sex-ratio au cours des étapes de l'inclusion	59
Figure 15	Distribution des distances à l'incinérateur en mètres en zone exposée, selon le site	67
Figure 16	Durée d'exposition à l'incinérateur en années en zone exposée, selon le site	68
Figure 17	Répartition du pourcentage de lipides dans l'apport énergétique total	71
Figure 18	Distributions des PCDD, PCDF, PCB-DL et PCB indicateurs en ng/g	79
Figure 19	Distribution des PCDD/F en TEQ par zone d'exposition, catégorie d'incinérateur, par site	80
Figure 20	Profils des congénères de PCDD par site et zone d'exposition en pg/g MG (moyennes géométriques)	83
Figure 21	Profils des huit principaux congénères de PCDF par site et zone d'exposition en pg/g MG (moyennes géométriques)	83
Figure 22	Profils des sept congénères de PCB-DL les plus présents par site et zone d'exposition en pg/g MG (moyennes géométriques)	83
Figure 23	Profils des quatre principaux congénères de PCB indicateurs par site et zone d'exposition en ng/g MG (moyennes géométriques)	84
Figure 24	Moyennes géométriques ($IC_{95\%}$) ajustées des PCDD/F+PCB-DL en pg TEQ_{98} /g MG selon le type de consommateur et la zone d'exposition	93
Figure 25	Moyennes géométriques ($IC_{95\%}$) ajustées des PCDD/F en pg TEQ_{98} /g MG selon le type de consommateur et la zone d'exposition	93

Figure 26	Distribution des plombémies en µg/L sur l'ensemble de la population	107
Figure 27	Distribution des plombémies en µg/L par zone d'exposition	109
Figure 28	Plombémies en µg/L par catégorie d'UIOM et zone d'exposition	109
Figure 29	Plombémies en µg/L par site et zone d'exposition	109
Figure 30	Moyennes géométriques (IC _{95 %}) ajustées des plombémies en µg/L selon le type de consommateur et la zone d'exposition	114
Figure 31	Distribution des concentrations urinaires en cadmium exprimées en µg/g de créatinine	120
Figure 32	Distribution des cadmiuries en µg/g de créatinine par zone d'exposition	122
Figure 33	Cadmiuries en µg/g de créatinine par catégorie d'UIOM et zone d'exposition	122
Figure 34	Cadmiuries en µg/g de créatinine par site et zone d'exposition	122
Figure 35	Moyennes géométriques (IC _{95 %}) ajustées du cadmium urinaire en µg/g de créatinine selon le type de consommateur et la zone d'exposition	126

Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères

La France possède le plus grand parc d'usine d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) de l'Union Européenne avec environ 130 installations recensées. Un effort considérable d'amélioration de ce parc a été fait ces dernières années, mais de nombreux incinérateurs ont été dans le passé responsables d'émissions importantes de polluants. Les inquiétudes légitimes des populations riveraines ont conduit, à plusieurs reprises, les pouvoirs publics à demander la réalisation d'études locales pour connaître l'exposition et les risques encourus. La persistance des composés chimiques émis dans l'environnement (dioxines et certains métaux) et la présence de ces substances à des teneurs élevées dans des aliments (lait, œufs, viande) produits à proximité d'incinérateurs justifiaient ces craintes. Il est rapidement apparu qu'il serait inefficace de multiplier les études autour de chaque incinérateur. En 2002, l'Institut de veille sanitaire (InVS) et l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) ont engagé une démarche nationale pour apporter des réponses aux attentes des décideurs et de la population. Conformément aux recommandations émises à l'issue de cette démarche, une étude nationale a été lancée en 2005 par l'InVS en collaboration avec l'Afssa. Son objectif principal était de savoir si les populations résidant autour d'UIOM étaient plus imprégnées par les polluants émis par les incinérateurs (dioxines, PCB, plomb, cadmium) que celles qui en étaient éloignées et de préciser les déterminants (alimentaires ou autres) de cette imprégnation. Cette étude apporte aussi les premières données françaises d'imprégnation sérique par les dioxines et PCB.

The French dioxin and incinerators study

France has the largest number of municipal solid waste incinerators (MSWI) in the European Union, with about 130 facilities identified. In recent years, considerable efforts have been devoted to improve these facilities, but many incinerators had been responsible for important pollutant emissions in the past.

The legitimate concerns of people living in their vicinity led the health authorities, on several occasions, to ask for the conduct of local studies in order to assess exposures and potential risks. The persistence of chemicals emitted into the environment (dioxins and some metals) and the presence of those substances in high concentrations in food (milk, eggs, meat) produced near incinerators justified these fears.

It quickly became obvious that it would be inefficient to implement studies around each incinerator. In 2002, the French Institute for Public Health Surveillance (Institut de veille sanitaire, InVS) and the French Food Safety Agency (Agence française de sécurité sanitaire des aliments, Afssa) initiated a national approach to respond to both expectations from policymakers and from the population.

In 2005, in accordance with recommendations issued at the end of this process, a national study was launched by the InVS, with the collaboration of Afssa. Its main objective was to know whether people living around municipal solid waste incinerators had higher chemical levels from pollutants emitted by incinerators (dioxins, PCBs, lead, cadmium) than those who lived further away, and to clarify the determinants (food or else) of those levels. This study also provides the first French data on serum levels of dioxins and PCBs.

Citation suggérée :

Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères – Rapport d'étude. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, février 2009, 228 p. Disponible sur : www.invs.sante.fr