

Incinérateurs et santé



Exposition aux dioxines
de la population vivant à proximité des UIOM
Etat des connaissances et protocole d'une étude d'exposition

Composition du groupe de travail :

François André (ENV Nantes)
Denis Bard (ENSP)
Nathalie Bonvallot (InVS-DSE)
Serge Collet (Ineris)
Anne Deloraine (Careps)
Ariane Dufour (Afssa)
Barbara Dufour (Afssa)
Emmanuel Fiani (Ademe)
Nadine Fréry (InVS-DSE), *coordination*
Sophie Gallotti (Afssa)
Gérard Keck (Ecole vétérinaire de Lyon)

Martine Ledrans (InVS-DSE)
Frédérique Le Querrec (DGAL/SDSSA)
Jean-François Narbonne (Laboratoire de toxicologie
biochimie de Bordeaux)
Véronique Nichèle (Inra)
Philippe Quénel (InVS-DSE)
Nathalie Séta (Faculté de pharmacie Paris V)
Anne Thébault (Afssa)
Philippe Verger (Inra)
Jean-Luc Volatier (Afssa-OCA), *coordination*
Abdelkrim Zeghnoun (InVS-DSE)

Nos remerciements pour leur contribution à :

Edwige Bertrand (InVS), **Aurore Rouhan** (Careps),
Florence Jasmin (ARIA Technologies) et **Claude Souprayen** (FLUIDYN -FRANCE)



Résumé

Ce groupe de travail avait pour mission de rassembler les données existantes nécessaires à la préparation et à la rédaction d'un protocole d'étude visant à mieux connaître l'exposition aux dioxines des personnes résidant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) ainsi que les déterminants de cette exposition, notamment la consommation de produits locaux. Pour structurer sa démarche, la question retenue par le groupe de travail a été définie comme suit : « quels sont les facteurs prédictifs de l'imprégnation et de l'exposition aux dioxines de la population, en particulier autour des incinérateurs d'ordures ménagères ? ».

Le travail a donc porté sur : 1) l'identification des critères pertinents pour la sélection des UIOM pouvant rentrer dans le protocole d'étude et la méthode de détermination de(s) la zone(s) d'étude, 2) la méthode d'enquête alimentaire la plus adaptée pour estimer l'exposition aux dioxines via l'alimentation¹, notamment le rôle de l'autoconsommation c'est à dire de la consommation locale d'aliments produits sous le panache des UIOM, et l'identification du type de population le plus approprié pour l'étude et 3) la sélection des indicateurs biologiques d'exposition aux dioxines les plus pertinents. Cette approche a reposé sur un travail bibliographique et d'expertise collective organisée en groupes de travail.

Ce rapport comprend ainsi quatre parties portant respectivement sur : 1) la contribution des UIOM à l'exposition aérienne et alimentaire aux dioxines, 2) les méthodes d'estimation de l'exposition d'origine alimentaire, 3) les indicateurs biologiques d'exposition aux dioxines et PCB dioxin-like et 4) une proposition de protocole d'étude multicentrique.

Quatre catégories d'UIOM peuvent être sélectionnées pour une telle étude multicentrique : 1) les UIOM encore en activité et d'usage ancien (10-30 ans), de capacité supérieure (a) et inférieure (b) à 6 t/h, ces derniers étant plus fréquents en zone rurale, 2) les UIOM récentes dont la mise en service industriel est postérieure à 1997 (donc respectant le seuil de 0,1 ng/Nm³) et pouvant ainsi servir de point de comparaison pour un « niveau d'exposition de base ». La plupart des UIOM anciens et de capacité supérieure à 6 t/h encore en activité ont bénéficié d'améliorations techniques permettant de diminuer les émissions depuis 1997 notamment. Les incinérateurs anciens actuellement fermés, principalement depuis 2002, sont souvent de capacité inférieure à 6 t/h et forment un quatrième groupe qui doit être également considéré dans la mesure où les expositions des populations peuvent perdurer plusieurs années en raison de la persistance des dioxines dans les milieux biologiques.

Les critères pertinents pour la sélection des UIOM inclus dans l'étude sont très nombreux mais les critères suivants ont été considérés comme prioritaires : historique des émissions passées et déterminants techniques tels que le type de dispositif d'épuration des fumées installé et à quelle date, existence d'analyses des aliments produits dans la zone de panache, existence de données de contamination des sols et de l'environnement, localisation préférentielle en zone rurale, existence de production agricole autour de l'UIOM et notamment d'élevage bovin, effectif des populations concernées, absence d'autre source majeure d'émission de dioxines à proximité.

Les publications internationales indiquent en effet que la voie d'exposition majoritaire aux dioxines, furanes et PCB dioxin-like est la voie alimentaire pour les populations vivant autour des incinérateurs comme pour la population générale. En raison de la concentration progressive de ces substances dans les chaînes trophiques, ce sont les animaux les plus âgés, vivant à l'air libre, qui se nourrissent principalement de végétaux ou d'autres animaux exposés à la pollution initialement d'origine aérienne qui sont les plus contaminés. Ceci explique que la viande bovine, les poissons, crustacés et mollusques ou le gibier soient en général plus contaminés que par exemple la viande porcine. En complément de l'exposition par voie

¹ Rappelons en effet, que l'apport majoritaire de dioxines se fait via l'alimentation.

alimentaire, l'exposition par voie aérienne devra être estimée par modèle de dispersion atmosphérique en utilisant de préférence les modèles gaussiens de deuxième génération qui prennent en compte finement le relief et les conditions atmosphériques locales tout en offrant une robustesse satisfaisante. Les autres sources d'exposition aux dioxines que les UIOM devront être identifiées et contrôlées dans les analyses statistiques : feux de jardin, voies routières importantes, feux de forêts...

Pour estimer l'exposition d'origine alimentaire aux dioxines, il faut disposer de niveaux de contamination des aliments et de données de consommation alimentaire. Les niveaux de contamination des aliments doivent être disponibles pour les productions proches des UIOM et pour les aliments courants. Le groupe a donc préconisé de privilégier des sites pour lesquels il existe déjà des données de contamination des aliments produits localement.

Pour évaluer les consommations alimentaires, le groupe préconise d'utiliser un questionnaire qui combine les fréquences de consommation des aliments et les tailles de portion du type de celui qui a été validé dans le cadre de l'étude Fleurbaix Laventie Ville Santé (FLVS). En complément, l'autoconsommation devra être appréhendée par un questionnaire d'habitude sur ces pratiques. Ce questionnaire reste à construire et devra être testé avant son utilisation dans le cadre de l'étude proposée. Les catégories de population suivantes devront être étudiées de façon particulière : agriculteurs, personnes disposant d'un jardin potager. En raison de la difficulté à estimer de façon rétrospective les expositions d'origine alimentaire, le groupe considère qu'il est essentiel de mesurer l'imprégnation des populations exposées par indicateur biologique.

Le choix de l'indicateur biologique d'imprégnation doit se fonder sur sa signification biologique, son adéquation avec la population cible et la faisabilité de sa mise en oeuvre pour une étude épidémiologique.

Les différents milieux biologiques envisageables sont le lait maternel, les lipides sanguins, le tissu adipeux. Compte tenu de la nécessité de mesurer l'imprégnation des agriculteurs et autoconsommateurs, le lait maternel n'apparaît pas utilisable pour l'étude.

Le tissu adipeux permet de doser les dioxines relativement facilement sans avoir besoin de se soucier de la quantité de prélèvement mais il est peu accessible. L'abaissement des seuils de détection permet actuellement de doser les concentrations sériques à partir de 100 ml de sang. Il est possible que cette quantité minimale puisse être prochainement encore réduite. Le groupe de travail préconise donc d'utiliser la concentration sérique en dioxines et PCB dioxin-like comme indicateur d'imprégnation. Il existe aujourd'hui de nombreuses études épidémiologiques internationales en population générale et autour des UIOM qui utilisent cet indicateur. Des comparaisons seront donc possibles.

Les principaux critères relatifs à la sélection des UIOM, les méthodes d'appréciation de l'exposition alimentaire et le type d'indicateur biologique d'imprégnation aux dioxines des populations vivant autour des UIOM ayant été précisés, le groupe a rédigé un pré-protocole d'étude multicentrique. Au moins quatre zones d'études autour d'UIOM différents et contrastés selon les critères définis plus haut devront être étudiées ainsi qu'une population témoin ne vivant pas à proximité d'une UIOM. Pour chaque zone d'étude et pour la population témoin, deux types de populations devront être étudiées séparément : les autoconsommateurs qui peuvent être ou avoir été régulièrement exposés à des aliments particulièrement contaminés du fait de leur production locale et les non autoconsommateurs qui peuvent être ou avoir été exposés par voie aérienne essentiellement.

Seule la population adulte, ayant résidé au moins 5 ans à proximité de l'UIOM et n'étant pas exposée professionnellement aux dioxines et furanes sera incluse dans l'étude. Les limites géographiques des zones d'études seront définies par modélisation des émissions. Les sujets seront inclus dans l'échantillon aléatoirement selon la méthode ACSF. Au total, un échantillon de 870 individus sera nécessaire pour pouvoir comparer les expositions des personnes théoriquement exposées ou non, pour chaque site, et par rapport aux deux populations témoin autoconsommatrices ou non. En raison des délais nécessaires à la réalisation d'une étude pilote pour tester et valider les questionnaires, des délais habituels de constitution des dossiers Cnil et CCPPRB et d'une durée estimée de 4 mois de recueil d'information sur le terrain, la durée totale de l'étude sera de 24 mois.



Liste des abréviations

Ademe :	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
Afssa :	Agence française de sécurité sanitaire des aliments
CALUX :	Chemically activated luciferase expression (dénomination d'un essai d'activation in vitro des récepteurs Arh de cellules permettant de quantifier les composés dioxin-like présents dans des prélèvements biologiques)
Citepa :	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
Cnil :	Commission nationale de l'informatique et des libertés
CO :	monoxyde de Carbone
COV :	composés organiques volatils
CPP :	Comité de la prévention et de la précaution
DGAI :	Direction générale de l'alimentation (ministère de l'Agriculture)
DGS :	Direction générale de la santé (ministère chargé de la Santé)
DJA :	dose journalière admissible
DL :	Composés « Dioxin-Like »
Drire :	Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
EPA :	Environmental Protection Agency
HAP :	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Insee :	Institut national de la statistique et des études économiques
InVS :	Institut de veille sanitaire
I-TEQ :	International-Toxic Equivalent
Laberca :	Laboratoire d'étude des résidus et contaminants dans les aliments
LNH :	lymphomes non hodgkiniens
MEDD :	ministère de l'Écologie et du Développement durable
NRC :	National Research Council
OMS :	Organisation mondiale de la santé
PCB :	PolyChloroBiphényles
PCDD/F :	PolyChloroDibenzoDioxines / PolyChloroDibenzoFuranes
SFSP :	Société française de santé publique
STM :	sarcome des tissus mous
UIOM :	usine d'incinération d'ordures ménagères
US-EPA :	United State Environmental Protection Agency

Sites Web

InVS : www.invs.sante.fr

Afssa : www.afssa.fr



Sommaire

1 Introduction générale	13
1.1 Contexte environnemental et social des incinérateurs	13
1.2 Des recommandations de recherche déjà émises	13
1.3 Une démarche nationale d'expertise	14
2 Objectifs du groupe de travail	15
3 Démarche poursuivie par le groupe	17
 PARTIE 1. UIOM	 19
1 Introduction	21
2 Incinération et dioxines	23
3 Description des incinérateurs	25
3.1 Caractéristiques	25
3.2 Influence de quelques caractéristiques sur les émissions de dioxines	25
3.3 Types d'incinérateur	26
3.4 Valeurs réglementaires	28
4 Contribution des incinérateurs à la pollution aux dioxines de l'environnement et de la chaîne alimentaire	29
4.1 Dioxines dans l'environnement	29
4.1.1 Dans l'air	29
4.1.2 Déposition sur le sol	30
4.2 Dioxines et chaînes alimentaires	32
4.2.1 Dioxines dans les végétaux	33
4.2.2 Bio-accumulation	35
4.2.3 Taux de contamination dans diverses chaînes alimentaires	36
4.2.3.1 Milieux aquatiques	36
4.2.3.2 Milieux terrestres	37
4.2.4 Valeurs réglementaires (viande, lait, oeufs, végétaux)	41
4.2.5 Contribution des différents types d'aliments à l'exposition de la population générale	41
4.2.6 Modèles de transfert dans les chaînes alimentaires	43

5 Identification et caractérisation de l'exposition atmosphérique par les UIOM	45
5.1 Les modèles de dispersion atmosphérique	45
5.1.1 Utilité des modèles de dispersion atmosphérique pour définir la zone d'étude	45
5.1.2 Les facteurs influençant les résultats de la dispersion atmosphérique des dioxines et furanes autour d'un incinérateur et leur impact sur la modélisation	46
5.1.3 Caractéristiques générales des modèles de dispersion atmosphérique	48
5.1.3.1 Le modèle gaussien (ou analytique gaussien)	48
5.1.3.2 Le modèle eulérien	49
5.1.3.3 Le modèle Lagrangien	50
5.1.3.4 Le modèle météorologique	50
5.1.4 Comparaison et validation des modèles de dispersion atmosphérique	50
5.1.5 Critères de choix et mise en œuvre d'une méthode de modélisation	51
5.2 Limite de la zone d'étude	53
6 Autres sources d'émission de dioxines	55
7 Conclusion	57
8 Bibliographie	59
 PARTIE 2. ESTIMATION DE L'EXPOSITION ALIMENTAIRE	 63
1 Contexte général - objectifs des études d'exposition alimentaire	65
1.1 Contexte des recommandations pour les études d'exposition alimentaire	65
1.1.1 Les réflexions au niveau international	65
1.1.2 Les réflexions au niveau européen	66
1.1.3 Les réflexions au niveau français	66
2.1 Contexte des études d'exposition aux dioxines et furanes	66
3.1 Méthode de calcul de l'exposition d'origine alimentaire	67
3.1.1 Cas général pour les études nationales d'exposition	67
3.1.2 Cas de l'exposition aux dioxines à proximité des UIOM	67
2 Les méthodes d'enquêtes alimentaires	69
2.1 Les méthodes évaluant la consommation sur le court terme	69
2.1.1 Le rappel de 24 heures	69
2.1.2 L'enregistrement dans un carnet de consommation	69
2.2 Les méthodes évaluant la consommation sur le long terme	70
2.2.1 Le questionnaire de fréquences (FFQ)	70
2.2.2 L'histoire alimentaire	70
2.3 Le choix de la méthode la plus appropriée à l'étude UIOM	71
2.4 Les grandes lignes directrices de l'étude alimentaire	71

2.4.1 Le questionnaire	71
2.4.2 Le ciblage des populations	71
3 L'autoconsommation	73
3.1 L'autoconsommation des ménages en France : sources de données et méthodes de collecte	73
3.1.1 Sources de données disponibles en France	73
3.1.2 Principaux résultats sur données françaises	74
3.1.3 Les différentes méthodes de collecte	74
3.1.3.1 L'enquête « Consommation alimentaire »	74
3.1.3.2 L'enquête « Budgets de famille »	75
3.1.3.3 L'enquête « Permanente sur les conditions de vie des ménages »	77
3.1.3.4 L'enquête « Modes de vie »	77
3.1.4 Contexte international	78
3.1.5 Conclusion	78
3.2 L'autoconsommation comme possible facteur de surexposition aux dioxines des personnes vivant autour des incinérateurs (UIOM)	79
3.2.1 Contexte	79
3.2.2 L'autoconsommation des agriculteurs	79
3.2.3 L'autoconsommation des particuliers	80
3.2.4 L'approvisionnement systématique auprès d'agriculteurs ou de particuliers, la pêche et la chasse locales	80
3.2.5 La variation temporelle de l'auto-consommation et les conséquences sur l'exposition	80
3.2.6 Conclusion	80
4 Conclusion	83
5 Bibliographie	85
 PARTIE 3. INDICATEURS BIOLOGIQUES D'EXPOSITION AUX DIOXINES ET PCB	 87
1 Introduction	89
2 Identité des contaminants	91
2.1 Généralités	91
2.2 PCDD et PCDF	91
2.3 PCB	91
2.3.1 PCB – dioxin-like (PCB-DL)	92
2.3.2 PCB indicateurs	93
2.4 Indicateurs retenus par l'OMS	93
2.5 Choix d'indicateurs dans des études récentes	95
3 Toxicocinétique des PCDD/F et PCB	97
3.1 Absorption	97

3.1.1 Voie respiratoire.....	97
3.1.2 Voie digestive.....	97
3.1.3 Voie cutanée.....	98
3.2 Métabolisme et distribution	98
3.3 Transfert mère-enfant	99
3.4 Métabolisme.....	100
3.5 Elimination	101
4 Pertinence et signification des indicateurs sériques, du lait, du tissu adipeux par rapport à l'exposition.....	103
5 Prélèvement	105
5.1 Milieux biologiques retenus : sérum, lait, tissu adipeux	105
5.2 Modalités de prélèvement	106
5.3 Transport.....	106
6 Dosages des indicateurs biologiques d'exposition	107
6.1 Etape préanalytique.....	109
6.2 Dosages	109
6.3 Assurance qualité et contrôle de qualité intralaboratoire	110
6.4 Contrôle de qualité interlaboratoire	110
6.5 Expression des résultats	110
6.6 Coût des analyses	111
7. Niveaux d'exposition et facteurs de variation	113
7.1 Niveaux moyens rencontrés et variabilité (I-TEQ et congénères).....	113
7.1.1 En population générale (différentes matrices)	113
7.1.2 Population environnementalement et professionnellement exposée aux usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM)	118
7.1.3 Forts consommateurs de produits animaux	121
7.1.4 Exposition in utero	122
7.1.5 Population professionnelle autre que celle de l'incinération	122
7.1.6 Population accidentellement exposée.....	123
7.2 Facteurs de variation.....	123
7.2.1 Facteurs physiologiques	124
7.2.2 Comportements : alcool, tabac	125
7.2.3 Consommation de produits animaux.....	126
7.2.4 Végétariens	126
7.2.5 Autres	127
8 Conclusion	137
9 Bibliographie.....	139

PARTIE 4. PROTOCOLE GENERAL	147
1 Contexte et objectifs	149
2 Méthodes	151
2.1 Choix des sites et des UIOM	151
2.2 Evaluation de l'exposition alimentaire	154
2.2.1 Deux options	154
2.2.2 Quantification de l'exposition d'origine alimentaire	154
2.2.3 Autoconsommation	154
2.3 Autres facteurs d'exposition	155
2.4 Imprégnation des populations	155
2.4.1 Identité des substances retenues (cf. tableau 32)	155
2.4.2 Milieu biologique retenu	156
2.4.3 Modalités de prélèvement	157
2.4.4 Dosages des indicateurs biologiques d'exposition	158
2.4.5 Niveaux moyens rencontrés et facteurs de variations des dioxines et PCB	158
2.4.6 Coût des dosages	159
2.5 Définition de la population d'étude	159
2.5.1 Critères d'inclusion	159
2.5.2 Critères d'exclusion	160
2.6 Plan d'échantillonnage	161
2.6.1 Méthode d'échantillonnage	161
2.6.1.1 Définition de la zone d'étude	161
2.6.1.2 Inclusion des sujets de l'étude	162
2.6.2 Nombre de sujets nécessaire	163
2.6.2.1 Stratégie (2 options)	163
2.6.2.2 Estimation des effectifs nécessaires pour l'estimation de l'exposition alimentaire aux dioxines	164
2.6.2.3 Effectifs nécessaires pour l'évaluation de l'imprégnation aux dioxines	164
2.7 Administration de l'enquête	165
3 Organisation de l'étude, délais et moyens nécessaires	167
4 Bibliographie	169
ANNEXES	171
– Questionnaire alimentaire : Extrait du questionnaire de fréquence FLVS (Fleurbaix Laventie Ville Santé)	171
– Liste d'UIOM et mesures de dioxines et furanes à l'émission (MEDD)	173
– Exemples d'UIOM définies par le groupe de travail	197



1. Introduction générale

1.1 Contexte environnemental et social des incinérateurs

L'incinération a concerné en France 11,4 millions de tonnes d'ordures ménagères et assimilés en 2000 (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie – Ademe – Inventaire des installations de traitement des déchets ménagers et assimilés, 2000). Le parc d'incinérateurs, qui compte aujourd'hui 123 unités conformes à l'arrêté du 25 janvier 1991 (recensement du ministère de l'Ecologie et du Développement durable – MEDD – au 06 janvier 2003), a subi d'importantes modifications ces dernières années avec la construction d'installations neuves, la mise en conformité d'installations existantes et la fermeture d'un grand nombre d'installations anciennes. En effet, on comptait en 1998 environ 300 usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM), pour des quantités incinérées globalement identiques à aujourd'hui.

Toutefois, même s'il n'y a plus aujourd'hui en France d'UIOM particulièrement vétustes, nombreuses ont été celles dont l'obsolescence manifeste les a rendues dans le passé responsables d'émissions importantes de polluants. La persistance de certains d'entre eux (notamment dioxines, métaux) dans l'environnement peut entraîner, à long terme, des effets néfastes sur la santé des populations résidant à proximité.

Cette technique de traitement des déchets suscite actuellement de nombreuses craintes de la part du public. La mise en conformité réglementaire et les nombreux travaux de recherche ont permis d'apporter des éléments de réponse aux interrogations légitimes de la population sur les risques sanitaires encourus. Cependant, de nombreux doutes subsistent et chaque nouvelle étude relance le débat sur la nature et l'importance de ces risques. Aussi, bien que le questionnement local ne soit pas toujours clairement défini, il ressort souvent une forte demande de mise en place d'études sanitaires, notamment épidémiologiques.

A titre d'exemple, parmi les nouveaux travaux de recherche, l'équipe du Professeur J.F. Viel publiait en juillet 2000 dans l'*American Journal of Epidemiology* (Viel, Arveux *et al.* 2000a) une étude sur des « agrégats de sarcomes des tissus mous (STM) et de lymphomes non hodgkiniens (LNH) autour d'une usine d'incinération d'ordures ménagères émettant des teneurs en dioxines élevées ». Les auteurs concluaient à un excès de STM et de LNH entre 1980 et 1995 aux environs de l'usine d'incinération de Besançon ayant émis dans l'atmosphère des concentrations de dioxines allant jusqu'à 16,3 ng I-TEQ/m³, sans pour autant établir formellement de lien de causalité entre les excès de cas de cancers et ces concentrations élevées. Cette publication ainsi que la mise en évidence de teneurs en dioxines élevées dans le lait produit à proximité de certains incinérateurs tels que Gilly/Isère et Cluny a suscité des saisines relatives à l'impact sanitaire des UIOM sollicitant, notamment, la mise en place d'études de même nature sur d'autres sites.

1.2 Des recommandations de recherche déjà émises

Au cours des dernières années, de nombreuses institutions ont émis des recommandations, notamment en terme de recherche sur les expositions et les impacts sanitaires dus aux incinérateurs. En 1999, la Société française de santé publique (SFSP 1999) publiait un travail d'évaluation des risques sanitaires encourus par les populations exposées aux effluents des incinérateurs. A l'issue de ce rapport, elle émettait les recommandations suivantes :

- **privilégier les mesures à l'émission** et un système de déclaration qui distingue certains composés judicieusement choisis, améliorer l'utilisation de telles mesures en assurant une **transparence** et une **actualisation** des données ;

- engager des programmes de **mesures de polluants systématiques** ;
- **améliorer la connaissance des expositions** ;
- réfléchir à une **surveillance** épidémiologique des populations riveraines des UIOM ;
- faire respecter la **réglementation**.

Ces recommandations sont très similaires à celles, spécifiques aux dioxines, émises en 1998 par le CPP et la Commission Européenne.

Dans ce contexte, la DGS a demandé à l'Afssa et l'InVS d'étudier la pertinence et la faisabilité d'une étude épidémiologique, afin de déterminer l'exposition et les risques encourus par les populations résidant à proximité des UIOM. De façon plus générale, elle a demandé à ce que l'InVS formule des recommandations sur les recherches épidémiologiques à mener au niveau national et élabore des outils méthodologiques pour améliorer la prise en charge locale des demandes d'investigation autour d'un incinérateur.

1.3 Une démarche nationale d'expertise

L'analyse des différentes situations qui ont sollicité les autorités sanitaires ces dernières années fait ressortir deux points essentiels : le premier est la difficulté de clarifier le questionnement de la population locale ; le deuxième est la diversité des signes d'appel, qu'ils soient de nature environnementale ou sanitaire. Inéluctablement, la conclusion est une demande forte de mettre en place une ou plusieurs études pour évaluer l'impact sanitaire dans les populations concernées par la pollution générée par l'activité des incinérateurs.

Les autorités sanitaires n'ont pas forcément l'ensemble des éléments à leur disposition pour gérer la situation avec l'efficacité souhaitée. Cette analyse a conduit l'InVS à proposer la mise en place de trois groupes de travail dont les missions sont les suivantes :

- *Groupe 1* : rédiger un guide sur la conduite à tenir lors d'une demande d'investigation sanitaire autour d'une installation d'incinération ;
- *Groupe 2* : étudier la faisabilité d'une étude d'exposition aux dioxines à travers le dosage dans les liquides biologiques.
- *Groupe 3* : proposer des axes de recherche, notamment épidémiologiques, sur les impacts sanitaires des populations résidant à proximité des incinérateurs.

Le présent document répond à la deuxième mission, pour laquelle l'Institut de veille sanitaire (InVS) et l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) se sont associés.

En effet, rappelons que le 5 mars 2002, l'InVS et l'Afssa ont rendu conjointement un avis se prononçant négativement sur la possibilité de fixer une valeur limite de précaution dans le lait maternel concernant les dioxines. Dans cet avis était recommandé de mettre en place une enquête épidémiologique nationale d'imprégnation aux dioxines dans le lait maternel et/ou éventuellement dans les lipides sanguins chez l'homme, afin d'étudier les facteurs contributifs de l'exposition des populations aux dioxines.

Afin de répondre à cette recommandation, la Direction générale de la santé a demandé conjointement à l'InVS et l'Afssa de définir et de proposer un programme d'études en précisant les besoins de financement.



2. Objectifs du groupe de travail

Ainsi, en avril 2002 et en réponse à cette demande, l'InVS et l'Afssa ont répondu envisager la rédaction d'un protocole d'étude, l'objectif général étant de **préciser comment aborder l'exposition, tout particulièrement aux dioxines, des populations résidant autour des UIOM.**

Les dioxines, sont des substances qui s'accumulent dans l'organisme avec le temps et leur dosage au niveau biologique permet de refléter une exposition passée assez 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 expositions associées aux dioxines, il convient de rappeler que la très grande majorité de l'exposition aux dioxines est d'origine alimentaire. Il importe de faire le lien entre les contaminations, les expositions d'origine alimentaire et l'imprégnation des consommateurs ayant consommé ces aliments.

Cet objectif peut plus facilement être atteint dans le cadre d'une enquête multicentrique à proximité de plusieurs incinérateurs, afin de tenter de couvrir des contrastes d'exposition variés et d'avoir une taille de population suffisante.

En particulier, l'objectif du groupe de travail est d'identifier :

- le contexte environnemental le plus adéquat pour appréhender cette exposition ;
- les indicateurs d'exposition les plus pertinents ;
- et les méthodes les plus adaptées.

L'interprétation et l'utilisation de ces données d'exposition restent néanmoins un souci majeur. En effet, il est rappelé que l'ensemble de la démarche a été initié afin de pouvoir répondre aux questionnements sanitaires qui émergent des situations locales.

Pour mener à bien cette réflexion, l'actualisation des connaissances bibliographiques relatives à l'exposition par les dioxines des usines d'incinération des ordures ménagères, s'avère nécessaire et fait l'objet du présent document.

3. Démarche poursuivie par le groupe

Afin de rassembler les données existantes nécessaires à la réflexion et à la rédaction d'un protocole d'étude d'exposition, l'InVS et l'Afssa ont constitué un groupe national d'experts rassemblant des compétences sur les dioxines dans les domaines de l'épidémiologie, du métabolisme, de l'alimentation, de l'incinération et de la modélisation.

Ce travail a donné lieu à une synthèse des données disponibles sur la question et à la rédaction d'un pré-protocole.

Le groupe s'est réuni en séances plénières et a également été réparti au sein de trois sous-groupes d'expertise portant sur les incinérateurs et la modélisation des émissions, sur l'estimation de l'exposition aux dioxines via l'alimentation, et sur les indicateurs biologiques d'exposition. Pour chacun de ces sous-groupes, le travail a consisté à rassembler et analyser les données disponibles.

Afin d'identifier les critères pertinents pour la sélection des UIOM du protocole d'étude et de faciliter la détermination de(s) la zone(s) d'étude, le sous-groupe « **incinérateurs** » était chargé d'analyser les données permettant :

- de définir les critères pertinents à la classification des UIOM selon leur caractère polluant ;
- de connaître la contribution des incinérateurs à la pollution aux dioxines de l'environnement et de la chaîne alimentaire, et de rappeler les valeurs de références dans les différents milieux, pour identifier les données environnementales pouvant signer une contamination ;
- d'identifier et de caractériser l'exposition atmosphérique par les UIOM pour définir une zone d'étude ;
- d'identifier d'autres sources d'émission de dioxines que les incinérateurs.

Ce travail constitue la **partie 1** du document.

Dans le but de déterminer la méthode d'enquête alimentaire pour estimer l'exposition aux dioxines via l'alimentation, notamment la part de l'autoconsommation, et dans le but d'identifier le type de population le plus approprié pour l'étude, le sous-groupe « **consommation alimentaire** » était chargé :

- de rappeler les recommandations pour les études d'exposition alimentaire et notamment dans le cas d'une exposition aux dioxines et furanes ;
- de présenter les diverses méthodes d'enquêtes alimentaires avec leurs avantages et leurs limites ;
- de rappeler le contexte de l'autoconsommation en France et les méthodes d'investigation.

Ces éléments d'informations sont présentés dans la **partie 2** du document.

Afin de sélectionner les indicateurs biologiques d'exposition aux dioxines les plus pertinents, le sous-groupe « **indicateurs biologiques d'exposition** » était en charge de :

- définir les contaminants à sélectionner ;
- rappeler les éléments de connaissance de toxicocinétique des dioxines, furanes et PCBs ;
- d'évaluer la pertinence et la signification des indicateurs sériques, du lait, du tissu adipeux par rapport à l'exposition ;
- présenter les méthodes de prélèvement et de dosages des indicateurs biologiques d'exposition ;
- d'indiquer les niveaux d'exposition et les facteurs de variation.

L'ensemble de ces informations constitue la **partie 3**.

La **partie 4** comprend le protocole général de l'étude d'exposition aux dioxines des populations résidant autour des incinérateurs.

Partie 1. UIOM

1. Introduction

L'objet de ce chapitre est donc d'identifier les critères pertinents pour la sélection des UIOM du protocole d'étude et de faciliter la détermination de(s) la zone(s) d'étude. Pour cela, il est nécessaire de définir les critères pour classer les UIOM selon leur caractère polluant, sachant la difficulté d'évaluer les émissions de dioxines, en particulier lors de fonctionnement très ancien des incinérateurs. La connaissance de la contribution des incinérateurs à la pollution de l'environnement et de la chaîne alimentaire par les dioxines, et le rappel des valeurs de références dans les différents milieux, permettront de mieux caractériser le caractère polluant de tel ou tel incinérateur, dans la mesure où les données environnementales peuvent signer une contamination ; la difficulté réside dans l'interprétation de telles données. La définition de la zone d'étude pourra se faire à l'aide de ces données environnementales, mais également par la modélisation de l'exposition atmosphérique par les UIOM. Par ailleurs, une vigilance particulière doit être portée sur l'identification d'autres sources d'émission de dioxines que les incinérateurs.

2. Incinération et dioxines

L'incinération des ordures ménagères consiste à brûler les déchets dans un four adapté. En fonctionnement continu, l'alimentation en déchets suffit à entretenir la combustion dont les conditions sont fixées par voie réglementaire (temps de séjour, température, taux d'oxygène). Il est cependant nécessaire que les gaz de combustion soient maintenus à une température d'au moins 850°C pendant deux secondes à la sortie du foyer, pour détruire les molécules organiques, notamment les dioxines. Les gaz de combustion sont ensuite refroidis, généralement dans une chaudière, puis traités avant l'émission dans l'atmosphère. Les fumées contiennent à la sortie de la chaudière, un certain nombre de constituants qu'il est nécessaire de capter (poussières, gaz acides et métaux lourds). On trouve également dans les fumées d'incinération des composés organiques imbrûlés, tels que les dioxines. La présence de composés organiques peut, dans une certaine mesure, être réduite si le four et la chambre de combustion ont un fonctionnement optimal, obtenu essentiellement sur les installations à fonctionnement continu et de taille industrielle. Toutefois, les valeurs extrêmement basses qui sont visées pour les PCDD/F aujourd'hui impliquent la mise en œuvre de dispositifs spécifiques. Ainsi les traitements de fumées sont constitués par l'agencement, plus ou moins complexe selon les installations, de divers dispositifs ciblant chacun le captage ou la destruction de polluants spécifiques.

En plus de ces traitements, qui permettent d'atteindre les valeurs fixées par l'arrêté du 25 janvier 1991, des dispositifs complémentaires doivent désormais être installés pour respecter les nouvelles dispositions réglementaires (arrêté du 20 septembre 2002) et parfaire l'épuration des gaz en traitant notamment les polluants traces (PCDD/F,...). Pour ce qui concerne le traitement des PCDD/F, le dispositif le plus courant consiste à les adsorber à la surface de charbon actif ou de coke de lignite injecté sous forme pulvérulente dans le flux gazeux. Ce dispositif est bien adapté à des installations équipées d'un système de neutralisation par voie sèche ou semi-humide et d'un filtre à manches. Il permet d'atteindre des valeurs à l'émission inférieures à 0,1 ng I-TEQ_{OTAN}/Nm³. Les dioxines peuvent également être détruites dans des réacteurs catalytiques.

3. Description des incinérateurs

3.1 Caractéristiques

Pour décrire un incinérateur, il est indispensable de rechercher au préalable l'existence de données, soit dans l'historique de la surveillance de l'usine, soit dans les dossiers d'autorisation d'exploiter où une évaluation des risques sanitaires des études d'impact (ERSEI) peut être disponible. La description de l'incinérateur est donc réalisée à partir d'un certain nombre d'informations, pour lesquelles un rapprochement avec les services des installations classées s'avère généralement nécessaire.

Ces informations comprennent :

- **Les caractéristiques de l'incinérateur** : sa date d'ouverture et, s'il n'est plus en activité, sa date de fermeture ; sa capacité horaire et annuelle en t/h et en t/an ; la nature des déchets incinérés ; son type de fonctionnement (continu, journalier, hebdomadaire,...) et l'historique de son fonctionnement (notamment les arrêts et leurs causes) ;
- **Les caractéristiques techniques des fours** : le type, la date de mise en route, le nombre et la capacité de chaque four ;
- **Les caractéristiques de la combustion** : stabilité, température, taux d'oxygène et temps de séjour... ;
- **La présence ou non de moyens techniques permettant de réduire les émissions toxiques** : dépoussiérage et type, traitement des fumées et type, procédé de réduction des émissions de dioxines..., date de la mise en place des techniques de traitement ;
- **La disponibilité de mesures à l'émission** : les indiquer si elles existent.

Ces éléments d'information permettent en outre de renseigner la nature (passée, actuelle, future) et la durée de l'exposition potentielle. Elles sont déterminées à partir des données issues de l'identification du type d'incinérateur et par la compréhension du contexte environnemental.

Rappel : des mesures de dioxines en cheminée sont demandées par voie réglementaire aux UIOM > 6 t/h depuis 1997 (cf. ci-dessous). A contrario, il existe peu de données sur les émissions de dioxines pour les UIOM < 6 t/h, et encore moins par le passé.

Les corrélations entre les émissions de dioxines et celles de CO et de poussières (caractéristiques de la qualité de la combustion et de l'efficacité du dispositif d'épuration des fumées) ne sont pas très probantes. Ainsi, en l'absence de données d'émission de dioxines, les émissions de CO et de poussières comme indicateurs des émissions de dioxines ne peuvent être utilisées qu'en dernier recours.

3.2 Influence de quelques caractéristiques sur les émissions de dioxines

Les ordures ménagères se caractérisent par une grande hétérogénéité de déchets (papiers, cartons, plastiques, verre, métaux, déchets alimentaires, etc.), de dimension et d'humidité variables. Elles peuvent également être mélangées à d'autres déchets : déchets industriels banaux, déchets hospitaliers, boues de station d'épuration. Afin de minimiser la formation de polluants et notamment de dioxines et furanes, les gaz de combustion doivent être portés à une température de 850°C, pendant une durée minimum de 2 secondes (temps de séjour). Les fours d'incinération sont conçus de manière à respecter ces conditions de combustion. La conduite du four permet de lisser la forte hétérogénéité des déchets traités en régulant l'introduction des déchets dans le four et les entrées d'air notamment en fonction des paramètres de

contrôle de la combustion (température, émissions, etc.) tout comme l'homogénéisation des déchets réalisée dans la fosse. Le type de four n'a a priori que peu d'influence sur les émissions de dioxines et furanes dès lors que celui-ci est adapté à la quantité et au type de déchets à traiter (humidité, pouvoir calorifique, dimension, etc.). Le système d'épuration installé (simple dépoussiérage, système de traitement sec, humide ou combiné) est le paramètre qui joue le plus grand rôle sur ces émissions. Les systèmes de traitement humide qui équipent souvent les incinérateurs de capacité supérieure à 6 t/h, mis en conformité par rapport à l'arrêté de 1991 permettent en général d'atteindre des teneurs comprises entre 1 et 15 ng I.TEQ/nm³. Des teneurs supérieures peuvent être mises en évidence à l'émission des incinérateurs équipés d'une simple filtration des poussières, cas des UIOM non conformes de capacité inférieure à 6 t/h. La capacité de l'UIOM ou encore la présence ou non d'un système de récupération d'énergie (la récupération d'énergie, réalisée au moyen d'une chaudière disposée à la sortie du four, était réservée par le passé, du fait de son coût élevé, aux installations de taille conséquente) sont des caractéristiques très employées pour représenter le niveau d'émission d'un parc d'installations bien qu'elles n'interviennent pas directement ou peu sur les émissions de dioxines et furanes.

L'influence des caractéristiques des UIOM sur les émissions de dioxines est résumée dans le tableau suivant.

TABLEAU 1 : Caractéristiques de l'incinérateur influençant les émissions de dioxines

Caractéristiques de l'UIOM	Influence directe sur les émissions	
	faible	forte
Capacité	x	
Récupération d'énergie	x	
Conduite du four (caractéristiques de combustion)		x
Fonctionnement discontinu		x
Dispositif de traitement de fumées (dépoussiérage, laveur humide, etc...)		x
Traitement spécifique pour les dioxines		x (teneur < 0.1 ng/m ³)
Type de déchets (OM, DIB, DH, boues)	x	
Conformité / arrêté de 1991		x (1 à 15 ng/m ³)

3.3 Types d'incinérateur

Types

Schématiquement, on recense quatre types d'incinérateurs² :

- 1) Le cas d'incinérateurs récents construits sur un site vierge. Les incinérateurs construits après 1997 (date de la circulaire relative aux nouvelles installations), font l'objet d'une réglementation plus stricte concernant leurs caractéristiques techniques, leurs niveaux d'émissions pour un certain nombre de polluants (y compris les dioxines) et leurs modalités de contrôle. De plus, depuis août 1998, ils doivent faire l'objet d'une évaluation d'impact sanitaire.
Les UIOM de capacité même supérieure à 6 t/h correspondent à des UIOM peu polluantes n'ayant pas pollué par le passé (UIOM mise en service à/c de 1997). Les retenir dans l'étude peut permettre d'étudier les effets autour d'UIOM récentes, bien maîtrisées et dont les émissions sont les mieux connues. Elles peuvent ainsi constituer une « référence » par rapport au reste du parc d'UIOM.
- 2) Le cas d'incinérateurs construits avant 1997 et conformes avec l'arrêté de 1991. Ces incinérateurs, dont le fonctionnement est globalement bien maîtrisé, sont susceptibles d'émettre des quantités de polluants dépassant les valeurs de la réglementation actuelle (arrêté de 2002).
- 3) Le cas d'incinérateurs en activité depuis longtemps (10 à 30 ans par exemple) qui ont été mis aux normes récemment, ou qui ont été fermés et dont le site a servi à la construction d'un nouvel incinérateur. Même si ces incinérateurs ont été mis en conformité avec les textes les plus récents (circulaire de 1997 et arrêté de 2002), on doit considérer qu'ils ont émis, dans le passé, des quantités

² Cf. rapport InVS « Guide pour la conduite à tenir lors d'une demande locale d'investigation sanitaire autour d'un incinérateur d'ordures ménagères »

de polluants largement supérieures à la réglementation actuelle (la réglementation a en effet fortement évolué ces douze dernières années). Parmi cette catégorie, on peut donc distinguer deux cas :

- les UIOM de capacité supérieure à 6 t/h peu polluantes aujourd'hui mais ayant fortement pollué par le passé. Elles permettent de tenir compte de l'historique de la pollution et d'intégrer les propriétés de bioaccumulation des dioxines. Ceci est d'autant plus vrai que les flux annuels de dioxines [g/an] sont importants (forts débits [m^3/an] x fortes concentrations [g/m^3]). C'est avec cette catégorie qu'on verra probablement le plus d'impact.
- les UIOM de capacité inférieure à 6 t/h ayant fortement pollué par le passé ; cette catégorie concerne des petits incinérateurs, assez fréquents en zone rurale, et donc où la présence d'une autoconsommation est plus probable. Néanmoins, il est vraisemblable que les effets de la contamination avec cette catégorie soient moins visibles qu'avec la précédente (débit faible x forte concentration < débit fort x forte concentration).

4) Le cas d'incinérateurs anciens actuellement fermés. Bien que ces incinérateurs ne soient plus en activité aujourd'hui, les interrogations sanitaires autour d'usines fermées sont légitimes car certaines substances émises par les incinérateurs ont de longues durées de vie dans l'environnement et certains effets sanitaires apparaissent après plusieurs dizaines d'années de latence.

Critères de sélection des UIOM

Il s'avère indispensable d'étudier l'impact de la pollution en terme d'imprégnation de la population selon des contrastes d'exposition variés, notamment en disposant d'incinérateurs peu, moyennement et fortement polluants.

Les connaissances actuelles sur l'incinération montrent que ce sont les incinérateurs polluant depuis de nombreuses années qui peuvent poser le plus de problèmes en terme de santé publique. La deuxième catégorie, bien que correspondant à des incinérateurs ayant moins pollué que les deux dernières catégories, peut, dans certains contextes, s'apparenter à cette situation.

Notons que l'on dispose de données d'émission annuelles (1 mesure de 6h/an) de 1997 à 2002 pour les UIOM de capacité supérieure à 6 t/h. Ces mesures pourraient être retenues pour appréhender l'historique de fonctionnement des installations dans la mesure où les résultats obtenus sont relativement stables d'une année sur l'autre. Dans le cas contraire, il n'est pas possible de juger de la représentativité des résultats obtenus, les mesures ayant pu être effectuées lors de période(s) de fonctionnement particulière(s) de l'installation (après le démarrage du four par exemple). Les mesures environnementales disponibles pourront alors compléter et remplacer utilement les données d'émission.

Ainsi, lorsque les données d'émission sont disponibles, les seuils d'émission définissant les catégories d'incinérateur « peu polluant » et « très polluant » n'ont pas été définis de manière définitive par le groupe de travail. Néanmoins, en plus des informations concernant les caractéristiques de fonctionnement de l'incinérateur, il est possible de proposer des seuils arbitraires (donc discutables) de **< 2 ng/Nm³ pour « peu polluant »** et **> 10 ng/Nm³ pour « très polluant »**, qu'il est préférable de compléter par des données environnementales. Ces seuils sont notamment proposés sur une base pragmatique afin que, au regard des situations passées et présentes du parc, le nombre d'UIOM correspondant aux critères « peu polluant » et « polluant » soit suffisant. Retenir le flux annuel ne permettrait probablement pas de prendre en compte les UIOM de faible capacité considérées comme très polluantes par notre critère de concentration ci-dessus et qui pourtant sont répandues en zone rurale.

La sélection des UIOM dans l'étude doit reposer sur un choix pragmatique lié aux données actuellement disponibles. Il paraît utile avant tout de dresser la typologie des UIOM en les listant sous forme de tableau en signalant la présence de divers critères à prendre en considération :

- L'activité polluante de l'UIOM peut-elle être retracée ?
- Mise en service récente ou ancienne de l'UIOM ;
- Type de fonctionnement de l'UIOM (continu, discontinu). Le fonctionnement intermittent engendre des pics de pollution lors du redémarrage de l'UIOM ;
- Présence ou non de données d'émission (valeurs, année) ;
- Type de dispositif d'épuration des fumées installé (et à quelle date ?) ;
- Présence ou non d'analyses de la DGAI dans les aliments le fourrage ou les sols pour les UIOM ;

- Localisation de l'UIOM : en zone rurale ou urbaine ? Plaine, montagne ?
- Production agricole autour de l'UIOM (végétaux, élevages) ;
- Effectif de la population résidant dans un rayon de 5 km de l'UIOM.

3.4 Valeurs réglementaires

La valeur limite des émissions atmosphériques (moyennes journalières) pour les PCDD/F (dioxines et furanes) est de **0,1 ng I-TEQ_{TOTAN}/m³** (circulaire du 24/02/1997, puis arrêté du 20/09/2002). Ce seuil, imposé par une directive européenne de décembre 1994 relative aux incinérateurs de déchets industriels dits spéciaux (transcrite en droit français par l'arrêté du 10/10/1996), est applicable en France depuis février 1997 (circulaire Lepage) aux incinérateurs d'ordures ménagères nouveaux.

En fait, l'arrêté du 25/01/1991 ne fixait pas de valeur limite pour les dioxines mais imposait des conditions de combustion et des valeurs limites en autres polluants (poussières, CO) garantissant une minimisation des émissions de dioxines.

Notons que même si les émissions de dioxines n'étaient pas réglementées avant 1997 pour les UIOM, il arrivait que ces substances soient prises en compte lors d'une remise aux normes, en utilisant comme base de réglementation l'arrêté ministériel du 10/10/1996 relatif aux usines d'incinération de déchets industriels. Pour les installations strictement conformes à l'arrêté de 1991, on estime les émissions de dioxines généralement comprises entre 1 et 15 ng/m³.

L'arrêté du 20/09/2002 fixe une valeur limite de 0,1 ng I-TEQ / Nm³ généralisée à l'ensemble du parc. Cet arrêté est applicable d'ores et déjà aux UIOM neuves et sera applicable aux UIOM existantes à compter du 28/12/2005.

Il prévoit notamment des mesures de dioxines à l'émission deux fois par an et un programme de suivi de l'impact de l'installation dans l'environnement, au moins pour les dioxines et les métaux lourds. Dans l'attente, la circulaire du 9 octobre 2002 demande de réaliser une fois par an une mesure de dioxine à l'émission de chaque four d'incinération, indépendamment de sa capacité et, dès lors que le flux total annuel de dioxines émis dépasse 0,5 g, des mesures dans l'environnement.

4. Contribution des incinérateurs à la pollution aux dioxines de l'environnement et de la chaîne alimentaire

Les substances émises à l'incinération se dispersent dans l'atmosphère et peuvent se retrouver dans divers compartiments de l'environnement (l'air, le sol, l'eau, les végétaux, les animaux). En fonction de leurs caractéristiques physicochimiques, certaines substances contribuent à une contamination de l'environnement dans un périmètre étroit, alors que d'autres pourront être distribuées sur de grandes distances par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire.

4.1 Dioxines dans l'environnement

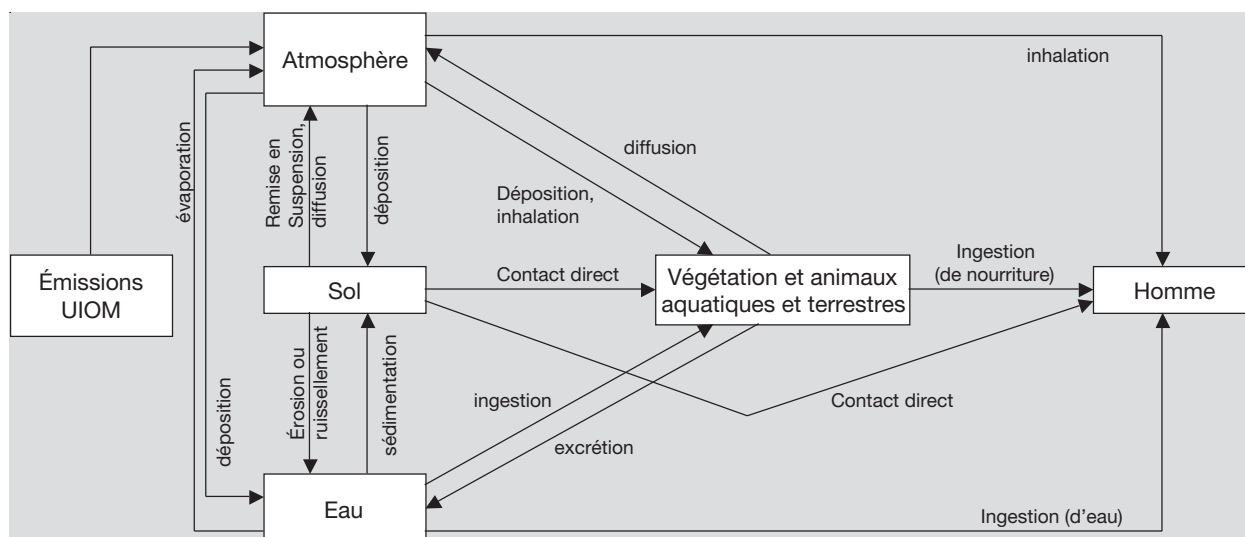
4.1.1. Dans l'air

La contribution des incinérateurs à la pollution atmosphérique locale est difficile à quantifier. En effet, les concentrations mesurées dans l'air ambiant intègrent les émissions provenant des différentes sources (connues ou non) présentes sur le site étudié. De plus, les conditions météorologiques ont une influence importante sur la quantité de substance retrouvée en un lieu donné.

Le type et la concentration des substances à l'émission dépendent essentiellement du procédé d'incinération, du type de déchets brûlés, des conditions de combustion et du dispositif de traitement des fumées. Les substances sont soit déjà présentes dans les déchets, soit formées lors de la combustion incomplète, soit lors du refroidissement des gaz. D'après le NRC (2000), les principales substances concernées hormis les PCDD/F et les PCB sont le CO, les NO_x et SO_x, l'HCl, le cadmium, le plomb, le mercure, le chrome, l'arsenic, le béryllium, les HAP et les poussières.

Les transferts des PCDD/F à partir d'une source industrielle atmosphérique telle qu'un incinérateur sont schématisés dans la figure 1.

FIGURE 1 : Substances émises à l'incinération : différentes voies d'exposition de l'homme [NRC 2000]



Les taux dans les émissions à la cheminée varient considérablement en fonction des conditions d'incinération et d'épuration des fumées. En France, une enquête menée par le Ministère de l'Environnement sur 183 incinérateurs en 1997-98 indiquait des valeurs de 0,1 à 170 ng TEQ/m³. La situation a fortement évolué depuis car, parmi les 120 incinérateurs encore en activité début 2003, les mesures effectuées sur les UIOMs de capacité supérieure à 6 t/h en 2001 indiquent une fourchette d'émission comprise entre 0,1 et 43 ng TEQ/m³.

(source : <http://www.environnement.gouv.fr/telch/mesures-dppr/2002/200208-tabdioxines.pdf>).

TABEAU 2 : Evolution des rejets en g-TEQ/an des incinérateurs de déchets municipaux (estimation CITEPA)

Années	UIOM de capacité supérieure à 6 tonnes/h	UIOM de capacité inférieure à 6 tonnes/h
1995	820	265
1997	500	210
1998	300	215
1999	200	165
2000	160	180
2001	145	110

Les actions engagées pour la mise en conformité des usines d'incinération d'ordures ménagères ont conduit à une forte diminution des rejets du parc concerné.

Dans l'air ambiant, les valeurs à l'immission sont bien entendu très variables : elles ont été estimées à environ 0,1 pg TEQ/m³ en zone urbaine et péri-urbaine et environ 6 fois moins en milieu rural (0,04 - 0,4 pg/m³) (Lorber et al, 1994). Des données européennes recueillies de 1991 à 1996 (Allemagne, Grande Bretagne) indiquent les valeurs suivantes :

TABEAU 3 : Concentrations de PCDD/F dans l'air, en fg I-TEQ/m³

	Milieu rural	Milieu urbain	Proche d'une source d'émission
PCDD/F	1-70	0-810	jusqu'à 2000

4.1.2 Dépôt sur le sol

Plusieurs études menées en Europe ou aux Etats-Unis sur des sédiments de lacs ou sur des herbiers montrent que les émissions anthropogéniques significatives de dioxines sont apparues vers 1940. Les échantillons correspondant à des périodes antérieures présentent de très faibles teneurs en dioxines, qui pourraient avoir pour origine des sources mineures telles que les feux de forêts, le chauffage domestique ou de petites activités industrielles.

A partir de 1940, une augmentation notable de la concentration en dioxines dans les sédiments et les herbiers est observée, avec un pic entre la fin des années 50 et le début des années 1970. Puis un déclin rapide est observé à partir de ce moment, qui correspond au premier choc pétrolier. Des échantillons de sédiments prélevés dans des lacs isolés, et donc représentatifs du bruit de fond, montrent que cette diminution pourrait atteindre 80 % entre 1970 et le milieu de la décennie 1990.

Phases gazeuse et particulaire

Les PCDD/F de l'atmosphère se déposent sur le sol et sur les végétaux en partie sous forme gazeuse ou vapeur, en partie sous forme solide adsorbée sur des particules ou poussières, dite phase particulaire ; le rapport entre ces deux formes, dit ratio V/P, dépend des caractéristiques physiques de chaque congénère (température de volatilisation..).

Le dépôt gazeux est la voie prédominante des congénères faiblement chlorés (tétra à hexa-), le dépôt particulaire celle des dérivés à 7 et 8 chlores (Mc Lachlan, 1997).

Distance des retombées

Globalement, la proportion de la phase particulaire semble plus importante, d'où **un dépôt relativement proche de la source d'émission**. Un « effet cheminée » s'observe néanmoins à proximité immédiate de

l'usine, les retombées sont souvent plus faibles qu'à quelques centaines de mètres. Les valeurs retrouvées en périphérie des incinérateurs d'OM tels que celui de Lille à Halluin correspondent à ces données (Bertrand, 1999).

On peut illustrer également la difficulté d'appréhender ces retombées par les études espagnoles où les concentrations en dioxines décroissent avec la distance par rapport à l'installation. Selon les cas, les concentrations les plus élevées sont enregistrées à des distances variables de la cheminée, à 250 ou 750 mètres (Schuhmacher 1997, 1998).

Dans une autre étude, en 1998 (Schuhmacher 2000) puis en 1999 (Domingo 2000), vingt quatre échantillons de sol et de végétaux (herbe) ont été prélevés à des distances variables (250 m à 3 km) au voisinage de l'ancienne UIOM de Adria del Besos en service depuis 1975 près de Barcelone. L'augmentation constatée des taux de PCDD/F exprimés en I-TEQ n'était pas significative et l'évolution des taux de PCDD/F en fonction de la distance n'était pas régulière, que ce soit dans le sol ou dans l'herbe ; en outre, elle n'était pas identique dans ces deux compartiments, ce qui pourrait indiquer des sources diffuses (autres que l'UIOM) de PCDD/F, tels que des feux en plein air ; ceux-ci influent nettement plus sur les teneurs dans les végétaux, indicateurs de pollution à court terme, alors que le sol reflète davantage la pollution à long terme. Le congénère le plus toxique, la 2,3,7,8-TCDD, a été identifié dans tous les échantillons de sols et dans 18 des 24 échantillons de végétaux. Treize valeurs d'échantillons de sols étaient supérieures à 10 ng I-TEQ/kg (dont 6 supérieures à 20 ng I-TEQ/kg). Les auteurs préconisent de poursuivre l'amélioration du traitement des fumées.

Profondeur de pollution

Les PCDD/F se déposent également directement sur le sol, en grande partie sous forme fixée aux particules, elles semblent peu migrer en profondeur, du fait de leur forte affinité pour les colloïdes du sol en relation avec leur Kow élevé ; elles sont retrouvées généralement à **95 % dans les 10 premiers cm au-dessous de la surface** dans les sols cultivés ou pâturés (Jones, 1997).

Teneurs dans les sols

Les conditions météorologiques et topographiques interviennent de façon importante dans le dépôt des PCDD/F par rapport à la source d'émission ; elles sont étudiées tant au niveau général (courants atmosphériques élevés..) qu'au niveau local (rose des vents, courants de vallée, précipitations..) pour expliquer et si possible prévoir les retombées sur le sol et la couverture végétale. Plusieurs modèles de dispersion existent à l'heure actuelle (cf. chap.5) et, même s'ils demandent encore à être affinés, ils s'avèrent d'une grande utilité pour estimer les retombées en fonction des données d'émission.

A proximité d'une source industrielle (incinérateur, sidérurgie...), les taux dans le sol peuvent augmenter jusqu'à des valeurs de **10 à 100 pg/g ps**. A Halluin, les sols exposés aux retombées de l'incinérateur de la communauté urbaine de Lille présentaient des teneurs de 15 à 64 pg/g ps (Vindel et Duhem, 1999) ; cette installation a été interdite d'exploitation en 1998 après la mise en évidence de taux élevés de dioxines dans le lait des vaches pâturant sur cette zone, qui ont servi de révélateur de la pollution.

En Allemagne, des sols situés à proximité d'une fonderie de cuivre et d'une fabrique de câbles présentaient des taux très élevés de 30 ng TEQ/ g ps ; l'étude de leur répartition a montré que 90 % se situaient dans les 10 cm supérieurs ; sur une période de 3 ans après la fermeture des usines, les taux ont très peu évolué.

Alors que certaines études mettent en évidence **l'importance d'un « effet cheminée », des conditions météorologiques** ou bien de **l'activité de l'incinérateur** sur les variations des teneurs en PCDD/F dans les sols et végétaux (Schuhmacher 1997, Domingo 1999), d'autres ne montrent aucune différence (Schuhmacher 2000). Les résultats des mesures de concentrations de PCDD/F dans les sols autour d'incinérateurs, largement étudiés en Espagne, sont donnés dans le tableau 4. Des teneurs en dioxines de 0,3 à 50 ng I-TEQ/kg de terre ont été mesurées au voisinage d'UIOM espagnoles. Pour indication, le tableau 5 recense les concentrations de PCDD/F dans les sols en France lors de la campagne de mesures réalisée en 1999 (INERIS 1999) et le tableau 6 recense les valeurs limites ou contraignantes disponibles en Europe pour les PCDD/F. Les données des tableaux 4 et 5 montrent que même si la France a davantage recours à l'incinération que l'Espagne, les valeurs de concentration de PCDD/F dans les sols sont équivalentes à celles retrouvées en Espagne.

Ces valeurs disparates montrent que les concentrations en PCDD/F aux alentours d'incinérateurs dépendent vraisemblablement de nombreux paramètres dont les performances de l'usine, sa capacité, mais aussi les phénomènes de dispersion liés aux caractéristiques du site ainsi que la présence possible d'autres émetteurs plus ou moins identifiables.

TABEAU 4 : Concentrations de PCDD/F dans des échantillons de sol et d'herbe au voisinage d'incinérateurs espagnols (en ng I-TEQ_{OTAN}/kg MS)

	Année échantillon	Nombre d'échantillons	Variation des concentrations	moyenne	médiane	Etude
Sol	1996	24	0,28-44,3	6,91	3,52	Domingo 1999
	1997	24	0,15-29,27	4,48	2,57	Domingo 1999
	1998	24	0,06-127	9,95	4,80	Domingo 2001
	1998	24	1,22-34,28	12,24	9,06	Schuhmacher 2000
	1999	24	1,33-54,23	14,41	11,85	Domingo 2000
Herbe	1996	23	1,07-3,05	1,90	1,89	Domingo 1999
	1997	23	0,75-1,95	1,30	1,27	Domingo 1999
	1998	23	0,40-1,94	0,95	0,86	Domingo 2001
	1998	24	0,33-1,98	0,70	0,58	Schuhmacher 2000
	1999	24	0,32-2,52	0,97	0,82	Domingo 2000

TABEAU 5 : Concentrations de dioxines mesurées dans les sols en France en 1999 (INERIS 1999)

Concentration en ng I-TEQ _{OTAN} /kg MS de sol	
Zones rurales	0,02-1
Zones urbaines	0,2-17
Zones industrielles	20-60

TABEAU 6 : Valeurs limites ou contraignantes disponibles en Europe pour les PCDD/F

	Concentration dans les sols en ng I-TEQ _{OTAN} / kg de matière sèche		
	France	Allemagne	Pays-Bas
PCDD/F	1 000	1 000	1 000

France : Valeurs de constat d'impact usage sensible (VCI) pour l'évaluation détaillée des risques.

Allemagne : valeurs réglementaires, teneurs maximales dans les sols destinés à un usage sensible.

Pays-Bas : proposition pour une nouvelle valeur d'intervention (2003), décontamination nécessaire.

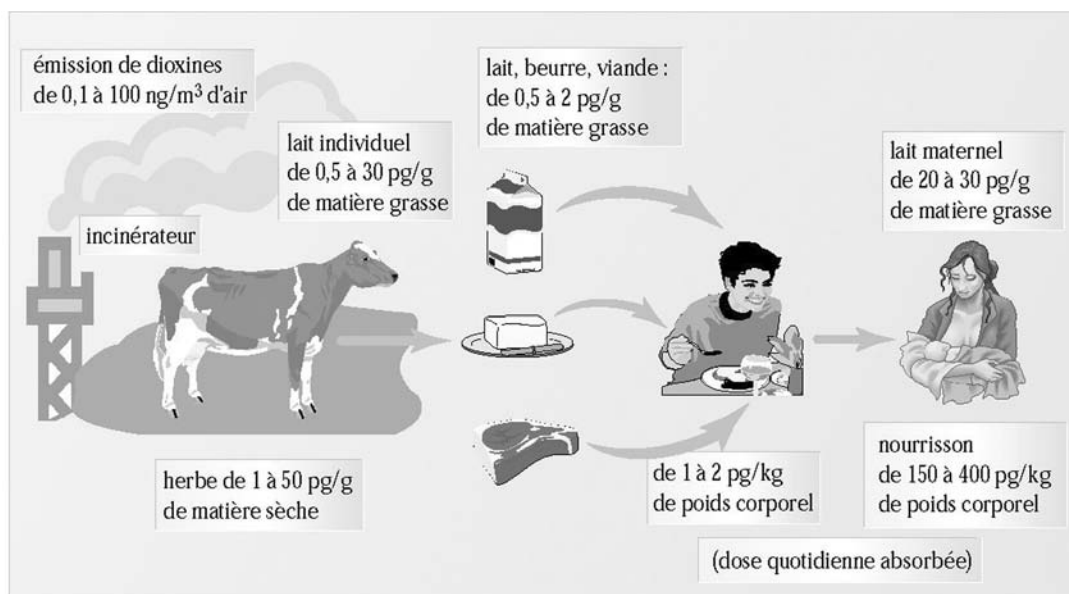
Persistance dans les sols

La persistance des PCDD/F dans les sols est très longue : la cinétique de **disparition** est très probablement bi-phasique avec une **première phase plus rapide et une seconde très lente**, ce qui permet d'estimer la demi-vie de la TCDD à **environ 10 ans**, les congénères plus chlorés persistant encore plus longtemps (Jones, 1997).

4.2 Dioxines et chaînes alimentaires

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. Les concentrations de dioxines dans les sols reflètent une contamination à long terme, alors que dans les végétaux, cela reflète plutôt une contamination de faible antériorité. Le transfert des dioxines dans la chaîne alimentaire est représenté dans la figure 2.

FIGURE 2 : Transfert de dioxines dans la chaîne alimentaire



4.2.1. Dioxines dans les végétaux

Du fait de la forme particulaire prédominante des dioxines, les retombées atmosphériques des substances contaminent de façon privilégiée les sols et les végétaux plutôt que l'air.

Les composés gazeux se fixent dans la couche cireuse qui recouvre les végétaux, mais semblent peu migrer à l'intérieur ; la phase particulaire reste en **superficie du végétal** et peut donc être facilement entraînée par les précipitations vers le sol ou par le vent.

Du fait de leur forte affinité pour les colloïdes du sol, le **transfert par voie racinaire des PCDD/F du sol vers les végétaux est très limité**, sauf semble-t-il certaines exceptions comme les cucurbitacées. En revanche, les végétaux peuvent être souillés par de la terre contaminée, non seulement au niveau des racines mais également des parties aériennes, notamment lorsque les pluies projettent des particules (phénomène dit de « splash over »). Une partie plus réduite peut se volatiliser à partir du sol et se fixer dans la couche cireuse des végétaux.

Les données de concentrations dans divers végétaux sont utiles pour juger de la pollution environnementale. Le tableau suivant présente des données françaises de dosages de PCDD/F dans divers végétaux issues du plan de surveillance de la DGAI réalisé en 1999.

TABLEAU 7 : Dosage de PCDD/F dans divers végétaux
(plan de surveillance 1999 de la DGAI, « panier de la ménagère »)

Végétaux	Dosages de PCDD/F (ng TEQ _{OMS} /kg de matière sèche)
Salade	0,10 à 2,97
Raisin	0,03
Pomme	0,02
Orange	0,01
Lentille	0,02
Tomate	0,03
Courgette	0,05
Poireau	0,10
Endive	0,07
Chou-fleur	0,02
Petits pois	0,01
Haricots verts	0,02

Certains auteurs considèrent que les plantes peuvent être de bons indicateurs des émissions atmosphériques de PCDD/F. En Espagne, une diminution de PCDD/F observée dans des échantillons de plantes prélevés en 1996 et 1997 semble refléter la diminution des émissions de dioxines d'une UIOM. Ainsi, vingt-quatre échantillons de plantes ont été recueillis en octobre 1997 dans des stations de prélèvements situées entre 100 m et 3 km du vieil incinérateur de Montcada (Barcelone ; Domingo 1999). Les teneurs des échantillons de plantes variaient de 0,75 à 1,95 ng I-TEQ/kg MS (matière sèche) (médiane : 1,27 ng I-TEQ/kg MS). La comparaison de ces résultats à ceux d'une précédente étude conduite en 1996 dans les mêmes stations de prélèvement montre une diminution moyenne d'environ 30 %, puisque les concentrations mesurées en 1996 étaient de 1,07 à 3,05 ng I-TEQ/kg MS (médiane : 1,88 ng I-TEQ/kg MS). Dans les deux études, les plus fortes concentrations en PCDD/F ont été mesurées à 100 m de l'incinérateur : 1,48 ng I-TEQ/kg MS et 2,33 ng I-TEQ/kg MS. Les plus fortes diminutions ont été observées à 250 et 1 500 m, suivies par les concentrations à 500 et 1000 m.

Une autre étude espagnole montre la différence d'exposition qu'il est possible d'observer dans les sols et la végétation. Afin d'étudier l'évolution des taux de PCDD/F dans le sol et l'herbe autour de l'UIOM de Tarragone, en service depuis 1991, après la mise en place en 1997 d'un dispositif de dépollution qui a permis d'abaisser les niveaux d'émission en PCDD/F de 2 à 0,003 ng TEQ/m³, des échantillons de sol et d'herbe ont été prélevés selon un protocole bien décrit autour de l'UIOM en 1996, 1997 et 1999 (Domingo 2001).

Les teneurs de PCDD/F dans le sol ne présentaient pas de gradient en fonction de la distance par rapport à l'UIOM ou de la rose des vents lors des 3 campagnes de mesures. En revanche, un gradient était observé dans la végétation en fonction de la distance.

Sur les 3 années d'étude, il n'a pas été enregistré de variations significatives des teneurs de PCDD/F dans le **sol** : les taux étaient de 0,15 à 4,89 ng TEQ/kg MS en 1999 (moyenne : 1,17 ng TEQ/kg), ils étaient de 0,22 à 5,8 TEQ/kg MS en 1996 (moyenne : 1,08 ng TEQ/kg). La stabilité dans le temps avec, dans certains points, une augmentation des teneurs, est expliquée par les auteurs par l'existence de sources de pollution diffuses autres que l'UIOM (trafic routier, feux...).

Dans la **végétation**, une baisse de 30 à 60 % a été notée entre 1996 et 1999 ; les taux moyens étaient de 0,1 ng TEQ/kg MS en 1999 ; en 1996, ils étaient nettement plus hétérogènes, allant de 0,1 à 60 ng TEQ/kg MS.

Différence de profils entre sols et végétaux

Dans cette même étude de Domingo, les profils de congénères de PCDD/F étaient différents entre le sol, nettement dominé par l'OCDD, et la végétation, dominé par les TCDD et TCDF (Figures 1 et 2). Ceci s'explique par les transformations des PCDD/F dans le sol, représentatif de la contamination à long terme. L'analyse statistique des valeurs des congénères de PCDD/F dans le sol et la végétation a montré que certains points s'écartaient fortement du nuage central, ce qui semblait indiquer d'autres sources de pollution que l'UIOM. Cet article montre que la contribution d'une UIOM à la contamination diffuse par les PCDD/F peut dans certains cas être assez limitée, en regard d'autres sources.

FIGURE 3 : Répartition des congénères de PCDD/F dans le sol au voisinage de l'UIOM de Tarragone (en ng I-TEQ/kg matière sèche)(Domingo 2001)

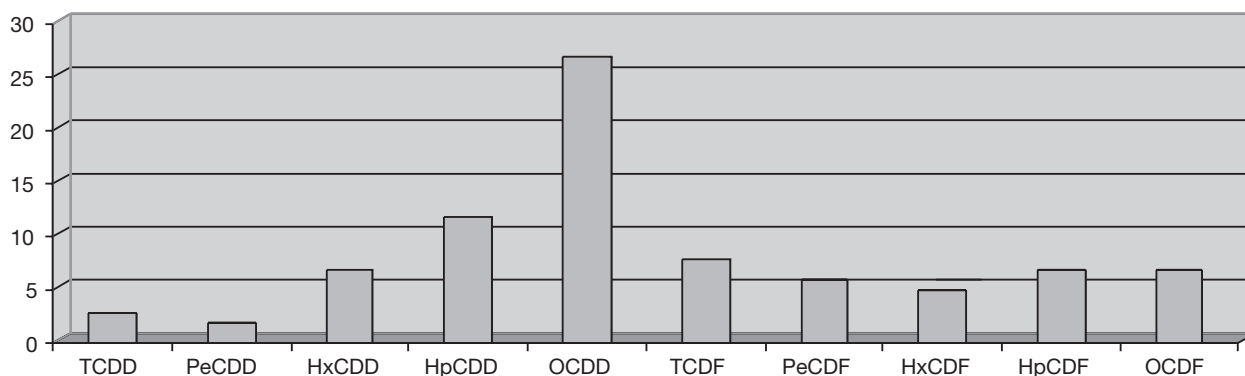
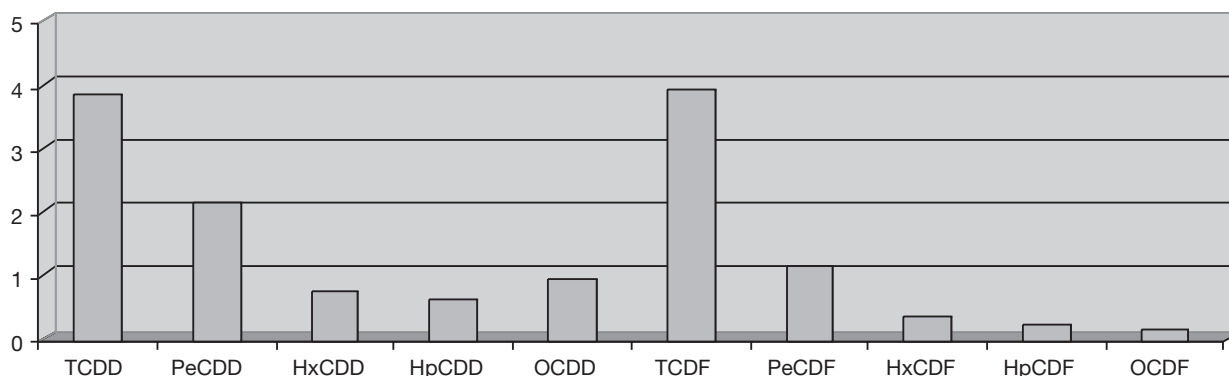


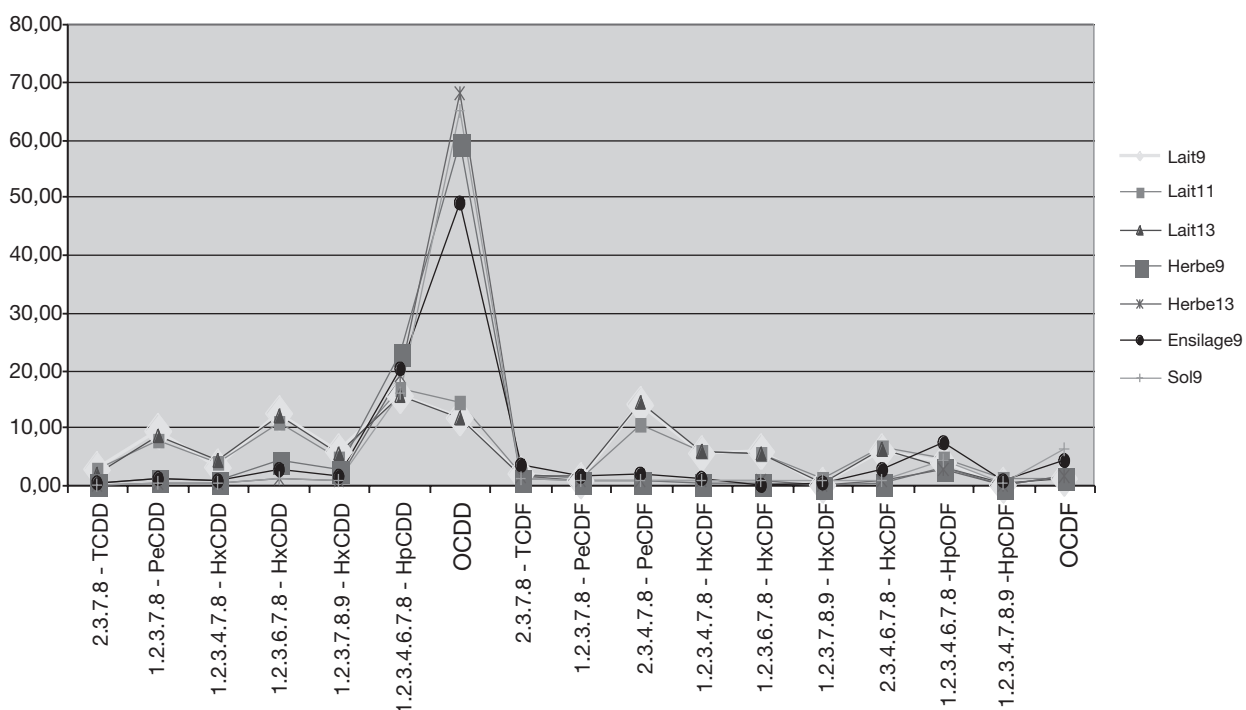
FIGURE 4 : Répartition des congénères de PCDD/F dans la végétation au voisinage de l'UIOM de Tarragone (en ng I-TEQ/kg matière sèche)



Une autre étude menée au Laberca montre une bonne similarité des profils pour l'herbe, l'ensilage et le sol (majorité d'hepta- et octa-CDD) provenant d'une exploitation sous le vent d'un incinérateur. Pour ces trois matrices, la majorité des congénères sont visibles ce qui n'est pas le cas pour le lait.

FIGURE 5 : Profils de PCDD/F sur des laits, herbes, ensilage de maïs et sols prélevés dans une exploitation sous les vents d'un incinérateur en France (Source Laberca)

Pourcentage relatif de chaque congénère dans les différentes matrices



4.2.2 Bio-accumulation

Dans l'étude de l'exposition de l'homme et des animaux aux dioxines, le comportement de ces contaminants dans les chaînes alimentaires joue un rôle majeur.

En effet, comme de nombreux polluants organo-chlorés, notamment les HAPC (Hydrocarbures Aromatiques Chlorés) dont font partie les PCDD/F mais également les PCB et les insecticides organo-chlorés (DDT, lindane...), les dioxines se caractérisent par une bio-accumulation importante entre le milieu et les êtres vivants mais aussi et surtout par une bio-concentration ou mieux une bio-amplification d'un niveau à l'autre d'une chaîne alimentaire, aboutissant à des taux élevés dans les niveaux terminaux, dont l'homme fait partie.

Comment expliquer ce phénomène de bio-amplification ?

1. Il tient d'une part à deux caractéristiques physico-chimiques des dioxines :

a) leur forte **stabilité** chimique et métabolique (c'est-à-dire vis-à-vis des enzymes), qui explique leur faible dégradation dans le milieu et les organismes vivants.

b) leur forte **liposolubilité** ou lipophilie, due à leur caractère peu polaire, ce que traduit un coefficient de partage octanol/eau (Kow) élevé ; elle entraîne un passage facile des dioxines par diffusion passive à travers les membranes biologiques des êtres vivants, donc entre le milieu et les organismes qui y habitent (par transfert cutané ou branchial par exemple), mais aussi lors d'ingestion d'un aliment végétal ou animal, à travers la muqueuse digestive. Ce passage facile des dioxines à travers les membranes biologiques correspond à la notion de bio-disponibilité élevée propre à ces contaminants dits « bio-cumulatifs ».

Soulignons que pour ces deux paramètres, stabilité et lipophilie, le nombre et la position des atomes de chlore sur les cycles benzéniques jouent un rôle important ; les comportements des divers congénères dans les chaînes alimentaires peuvent donc être relativement différents, comme nous le verrons plus loin.

2. La bio-amplification tient d'autre part au fait que, de façon schématique, toute chaîne alimentaire peut être représentée sous forme d'une pyramide, dite pyramide trophique. En effet, d'un niveau à l'autre, la bio-masse diminue fortement du fait des pertes énergétiques. Pour un contaminant stable et bio-cumulatif, les concentrations augmentent donc de façon inversement proportionnelle à la diminution de la biomasse, aboutissant à des teneurs élevées dans les niveaux supérieurs (animaux prédateurs, homme), qui seront les plus exposés aux effets toxiques à long terme. Cette représentation est certes approximative ; en réalité, les chaînes alimentaires sont reliées sous forme de « réseaux trophiques », ce qui complique singulièrement les transferts ; par ailleurs, les espèces omnivores telles que l'homme se situent en fonction de leur régime à divers niveaux des chaînes alimentaires.

Elle permet toutefois de rendre compte d'une réalité pouvant être étudiée soit sur le terrain, par l'analyse des taux de contamination à différents niveaux trophiques, soit au laboratoire dans des « écosystèmes simplifiés » ou mésocosmes, basés sur des chaînes alimentaires simples.

Ces approches s'appliquent aux chaînes alimentaires « naturelles » aquatiques ou terrestres ainsi qu'« artificielles », chaînes agro-alimentaires basées sur les espèces domestiques ; elles conduisent en particulier à déterminer les coefficients de transfert d'un niveau à l'autre, qui varient comme on l'a vu plus haut en fonction des divers congénères. Ceci se traduira par des profils chromatographiques différents entre l'herbe et le lait de vache par exemple ; comme les taux de contamination sont exprimés le plus souvent en TEQ (toxique-équivalent par rapport à la TCDD), ces différences n'apparaissent pas dans les résultats globaux.

En ce qui concerne les **PCB**, la capacité de chacun des organismes à métaboliser ou non le congénère considéré joue également un rôle important dans cette bioamplification le long de la chaîne trophique. Ainsi, les congénères 138 et 153, peu métabolisables quelle que soit l'espèce, seront de plus en plus concentrés au fur et à mesure que l'on s'approche du sommet de la chaîne. En revanche, les congénères 52 ou 110, facilement métabolisables, sont faiblement bioaccumulables. Pour les congénères fortement chlorés (7 à 10 atomes de chlore), le transfert est d'autant moins important que le nombre d'atomes de chlore augmente (Maruya et Lee, 1998). La chaîne alimentaire terrestre est susceptible de conduire à la présence de PCB dans le lait des ruminants. Les facteurs de bioconcentration (concentration en PCB dans le lait [pg/g de MG] par rapport à la concentration en PCB dans l'herbe [pg/g matière sèche]) sont compris entre 0,2 et 21,2 selon le classement suivant : 118 > 138 > 153 > 183 > 74 > 170 > 180 > 66 > 187 > 149 > 101 > 18 > 110 > 28 (Thomas et al. 1998). Les valeurs rapportées pour le lait sont proches de 4 ng/g de lipides et les congénères 138, 153 et 118 forment la majorité des résidus (Thomas et al. 1999a, 1999b).

Quelques travaux indiquent également que le transfert de l'aliment vers l'oeuf se produit pour les oiseaux exposés à des sites ou à une nourriture contaminée par les PCB (Lovett et al. 1998).

4.2.3. Taux de contamination dans diverses chaînes alimentaires

4.2.3.1 Milieux aquatiques

Les chaînes aquatiques sont généralement plus longues que les chaînes terrestres ; en outre, les animaux aquatiques présentent souvent une moindre aptitude à la dégradation des polluants ; d'où une accumulation importante des dioxines dans les maillons terminaux.

Les valeurs rapportées par diverses études de terrain considérées comme représentatives s'étagent comme suit :

- **eau** : taux généralement non détectables (inf. à 1 pg/l), sauf OCDD (1-100 pg/l) ;
- **sédiments** : très variables selon la distance à la source ; 1 à 100000 pg/g poids sec ;
- **plancton, invertébrés, poissons** : 1-100 pg/g poids frais.

En France, des résultats obtenus par la Direction générale de l'alimentation en 1998-99 font état de concentrations de 4 à 10 pg/g MG dans des truites de **pisciculture** (moyenne : 7,5 pg/g), les taux croissant avec l'âge des poissons.

Dans les poissons de mer, les teneurs vont de 1 à 9 pg/g MG avec une moyenne de 4,7 pg/g, les saumons ayant en général des taux un peu plus élevés que les espèces pêchées au large.

Les harengs de la mer Baltique présentent des teneurs de 10 à 270 pg/g MG, les poissons les plus âgés étant là aussi les plus contaminés, ce qui pose des problèmes pour la consommation humaine qui a fait l'objet de recommandations très strictes mais également pour leur distribution aux poissons d'élevage, notamment les saumons.

Bio-accumulation chez les mollusques et les crustacés

Les mollusques aquatiques présentent une aptitude particulière à la bio-accumulation des contaminants en raison des importants volumes d'eau filtrée et de leur relative richesse en lipides.

A ce titre, les moules sont souvent utilisées en tant qu'indicateurs de la qualité des milieux côtiers (« mussel watch ») ; elles accumulent plus facilement les dioxines faiblement chlorées de même que d'autres coquillages (huîtres, clams...). Haynes et al (1995) ont ainsi montré un impact très faible d'un effluent de papeterie sur les niveaux de dioxines dans des moules de la côte australienne.

Sur les côtes coréennes, les taux accumulés par les moules et les huîtres reflètent la pollution induite par des combustions industrielles. Au Japon, les taux de PCDD/F exprimés en TEQ ont régulièrement baissé dans les baies de Tokyo et d'Osaka entre 1989 (1,4 et 1,7 pg/g pf) et 1993 (0,1 et 0,007 pg/g) ; les travaux japonais soulignent toutefois les différences entre les valeurs exprimées en TEQ et en PCDD/F totaux en fonction des sites de prélèvement (Hashimoto et al, 1998).

En France, les taux retrouvés dans les moules en 1999 étaient de 50 pg/g MG environ ; les huîtres présentaient des taux légèrement inférieurs (env. 45 pg/g) (données DGAL).

Parmi les crustacés, les petites crevettes présentent des taux relativement faibles (0-4 pg/g MG) par rapport aux grandes espèces tels que les tourteaux (30-60 pg/g MG) ou les homards ; ceci est probablement en relation avec leur caractère fouisseur et leur âge relativement élevé au moment de la commercialisation, d'où une exposition plus importante au milieu contaminant. Ces données ne portent que sur les dioxines et furanes. Les produits de la mer sont par ailleurs contaminés par les PCB et notamment les PCB dioxin-like. Un plan de surveillance de la DGAL est en cours à ce sujet.

4.2.3.2 Milieux terrestres

Les chaînes agro-alimentaires basées sur l'élevage d'animaux domestiques herbivores sont généralement courtes mais fournissent des produits largement consommés par l'homme, d'où leur importance sur plan de la surveillance des taux de bio-accumulation de PCDD/F et de la compréhension des modalités de transfert.

Volailles

La poule pondeuse représente un modèle d'étude intéressant ; chez des poules élevées sur des sols contaminés par différents taux de PCDD/F (<0,5 - 42 - 460 pg TEQ/g), les congénères peu chlorés sont de loin les plus bio-disponibles (de l'ordre de 80 % pour les tétra-chlorés contre 10 % pour les octa-). La répartition dans les tissus dépend également des congénères : de 5 à 30 % des quantités ingérées sont excrétées dans les œufs qui contiennent des taux de 100 à 300 pg/g MG pour l'exposition élevée, 10 à 30 pour l'exposition moyenne et 2 à 3 pour l'exposition basse ; 7 à 54 % se fixent dans le tissu adipeux, moins de 1 % dans le foie.

Ces chiffres sont très différents de ceux observés chez les rongeurs de laboratoire. Ils indiquent que des poules élevées sur un sol contaminé aux taux envisagés constituent par leurs œufs et leur chair des apports importants de dioxines dans l'alimentation, estimés sur la base des consommations standards à 6000 pg/j avec le sol fortement contaminé, à 250 pg/j avec le sol moyennement contaminé et 17 pg/j avec le sol faiblement contaminé (Stephens et al, 1995).

Les poulets de chair et poules pondeuses élevés sur sol présentent de fait des taux de PCDD/F plus élevés que des volailles élevés en bâtiment ; cela tient d'une part à l'ingestion de sol d'autre part à la consommation de vers et insectes pouvant concentrer les contaminants. Dans une récente enquête DGAL en Alsace (1998), les œufs de poules élevées au sol présentent des taux de 1,5 à 5,5 pg/g MG contre 0,3 à 1 dans des œufs de poules élevées en bâtiments.

En France, les viandes de volaille présentent un taux moyen de 0,6 pg/g MG.

Bovins

La chaîne alimentaire passant par les bovins est certainement la plus importante à considérer pour plusieurs raisons :

- le lait et les produits laitiers occupent une place majeure et croissante dans la consommation, notamment chez les jeunes, de même que la viande bovine ; ce sont par ailleurs des produits riches en lipides, dans lesquels les PCDD/F s'accumulent facilement.
- les bovins sont élevés à l'extérieur pratiquement toute l'année et peuvent être exposés à des contaminations d'origine industrielle ou ponctuelle très diverses ;
- ils ont une durée de vie relativement longue, notamment pour les vaches laitières (jusqu'à 8-10 ans).

Contrairement aux espèces à cycle court, souvent élevées en bâtiments, telles que les poulets et les porcs, les bovins sont ainsi des indicateurs mais aussi des vecteurs importants de la pollution environnementale par les dioxines et d'autres contaminants lipophiles.

L'absorption des dioxines par les bovins se fait essentiellement par voie alimentaire : l'air et l'eau apparaissent négligeables. Des études de terrain en Allemagne montrent que l'herbe est la source la plus importante suivie par l'ensilage de maïs, les concentrés et autres aliments n'apportant qu'une contribution modeste (Mc Lachlan, 1997). Les fourrages verts fournissent en effet des surfaces d'adsorption des dioxines bien plus importantes que les grains de céréales dont sont constitués majoritairement les concentrés. La vitesse de croissance et le format du végétal intervient également.

A Halluin, l'herbe dans une périphérie de 5 km de l'incinérateur contenait 10 à 42 pg TEQ/g ms, et l'ensilage de maïs 2 à 8 pg/g.

L'ingestion de sol contaminé par les bovins constitue une source d'importance très variable et très discutée ; elle dépend largement des conditions climatiques et édaphiques ; dans les pays tempérés, on peut admettre qu'elle ne dépasse pas 1 à 2 % de l'ingéré alimentaire exprimé en MS (des pourcentages de 6 à 10 % sont parfois avancés) ; cette notion est relativement importante à prendre en compte, notamment dans le cas de sols industriels anciens ou d'épandage de boues. Une vache laitière ingère environ 15 kg de matière sèche par jour ; les quantités de sol ingérées peuvent donc représenter quelques centaines de grammes.

On sait par ailleurs que certains herbivores tels le cheval ou le mouton ingèrent des quantités de terre plus importantes que les bovins.

D'autres sources de contamination plus ponctuelles des animaux d'élevage méritent d'être citées.

Certains aliments préfabriqués peuvent être fortement contaminés. En 1997, des granulés à base de pulpes de Citrus fabriqués au Brésil contenaient des taux de 10 à 30 pg TEQ/g MS, du fait semble-t-il de l'emploi d'argile contaminée au cours du séchage (ou de carburants contaminés) ; le lait des vaches européennes ayant consommé ces aliments présentaient des taux de 7 pg/g MG, ce qui a conduit à l'interdiction d'importer ces pulpes et à la destruction des stocks, un seuil de 0,5 pg/g MS ayant été fixé.

Plus récemment, en 1999, des kaolins, utilisés comme additifs techniques dans la fabrication des aliments-granulés, ont montré des taux élevés de PCDD issus semble-t-il de contaminations naturelles.

Dans les bâtiments d'élevage, les animaux peuvent être exposés à une contamination permanente et relativement marquée par les PCDD/F relargués par les bois traités au pentachlorophénol, ce qui était la règle générale jusqu'en 1995, date de son interdiction. Ceci pourrait expliquer les taux élevés dans certaines exploitations laitières, à l'écart de toute source identifiée de pollution.

Biodisponibilité

La bio-disponibilité des PCDD/F à travers le tube digestif des bovins est très variable selon les congénères, mais également selon les conditions d'absorption : doses ingérées, support ou « matrice » des contaminants. Le pourcentage d'absorption digestive dépend essentiellement du Kow (coefficient de partage octanol/eau) des divers congénères : il est élevé (jusqu'à 80 %) jusqu'à un log Kow de 6,5 puis diminue brutalement à 20 % pour un log Kow >8, les composés trop hydrophobes traversant difficilement les membranes biologiques de la paroi digestive. Les congénères tétra- et penta- sont de ce fait beaucoup mieux absorbés que les hepta- et octa- (Mc Lachlan, 1997).

Le support ou matrice des PCDD/F influe également leur bio-disponibilité. Lors d'essais expérimentaux avec de l'herbe contaminée par des cendres d'incinérateur, les congénères octa- présentaient chez la vache laitière un passage dans le lait voisin de zéro, donc une biodisponibilité orale minime ; elle était de 15 % pour la TCDD et de 7 % pour l'ensemble des PCDD/F exprimés en TEQ. En pratique, dans ces conditions d'exposition assez réalistes, des valeurs de l'ordre de 10 pg TEQ/g de MS dans l'herbe conduisaient à des taux de 10 pg TEQ/g de MG dans le lait (Slob et al, 1995), ce qui correspond aux observations effectuées sur le terrain, par exemple à Halluin.

Distribution

La distribution des PCDD/F dans l'organisme des bovins s'effectue essentiellement en fonction de leur liposolubilité ; ils se fixent donc surtout dans le tissu adipeux où ils atteignent leur état d'équilibre en 40 à 60 jours d'ingestion (Fries et Paustenbach, 1990). Chez des bovins recevant une alimentation contaminée par 24 pg de TCDD/g MS, des taux de 95 pg/g sont observés dans le tissu adipeux, alors que la TCDD n'était pas détectable (<2 pg/g) dans le muscle contenant pourtant 2 % de MG (Roeder et al, 1998).

La viande de bovin est en effet riche en lipides intra- et inter-musculaire, la teneur en MG allant de 2 à 15 voire 20 %, ce qui explique leurs apports relativement importants de dioxines dans l'alimentation humaine.

Dans la viande bovine, les taux sont du même ordre que dans le lait, lorsqu'ils sont exprimés par rapport à la matière grasse, en général inférieurs à 1 pg/g MG ; six échantillons prélevés en 1998 par le CNIID dans divers points de vente en France indiquent des taux de 0,2 à 0,6 pg/g MG. Des analyses effectuées en Alsace par la DGAL en collaboration avec le Land de Bade-Wurtemberg en 1998 confirment ces données, les valeurs étant un peu supérieures à 1 pg/g dans la viande des animaux les plus âgés (taureau de plus de 2 ans, vache laitière de 8 ans).

Les analyses réalisées sur de la viande de veau dans le cadre du plan de surveillance dioxines de la DGAL 1999 (« panier de la ménagère ») révèlent des résultats entre 0,38 et 0,86 pg/g de MG.

Une enquête américaine de 1996 sur 63 échantillons va dans le même sens : les teneurs dans la viande de taureau (2,9 pg/g MG) s'avèrent nettement supérieures à celles des bœufs (0,3 pg/g), des génisses (0,5), des vaches à viande (0,3) et des vaches laitières (0,02). Les congénères prédominants étaient de loin les hepta-CDD (72 %) et hepta-CDF (20 %) (Winters et al, 1996).

Lors de pollution industrielle, les taux dans la viande peuvent augmenter fortement ; dans le Derbyshire, en 1991, en périphérie d'un incinérateur de déchets industriels, ils étaient de 70 à 300 pg/g MG dans la ferme la plus exposée ; dans le foie, ils atteignaient 700 à 1300 pg/g MG, ce qui atteste d'une concentration particulière au niveau hépatique, surtout semble-t-il chez les animaux les plus jeunes, alors que chez les plus âgés, les taux musculaires étaient plus proches des taux hépatiques, dans un rapport de 1 à 5, et augmentaient nettement en fonction de l'âge (Harrisson, communication personnelle).

Élimination

L'élimination des PCDD/F chez la vache laitière est beaucoup plus rapide que chez l'homme et la plupart des mammifères ; les demi-vies d'élimination globales sont comprises entre 30 et 60 jours (Mc Lachlan, 1997). Le mécanisme essentiel d'élimination est l'excrétion dans le lait ; il existe probablement, en particulier pour les congénères faiblement chlorés, des biotransformations notamment par hydroxylation ; mais leur importance, mal évaluée, reste très limitée.

La notion de « carry-over » a été développée par Mc Lachlan comme la quantité de **contaminant excrétée dans le lait** divisée par la quantité ingérée par une vache exposée à l'état d'équilibre (c'est-à-dire que les quantités stockées dans les tissus demeurent constantes, l'élimination compensant les quantités absorbées). Il s'agit en fait d'un coefficient de bio-disponibilité entre l'alimentation et lait. Ce coefficient est maximal pour la 2378-TCDD (0,34) puis pour la 12378-PCDD (0,15) et le 23478-PCDF (0,23) ; il est de l'ordre de 0,1 pour les congénères hexa- et <0,1 pour les hepta- et octa-.

La contamination par les dioxines du lait de vaches paissant près d'UIOM est plus ou moins importante. Des concentrations très hétérogènes ont été mesurées variant de 1,7 à 13,5 pg I-TEQ/g de matières grasses (Liem 1991, De Jong 1992, ECETOC 1992, Slob 1995).

Aux alentours de certaines usines d'incinération de déchets particulièrement polluantes, les taux de PCDD/F dans le lait de vaches atteignent exceptionnellement des niveaux de l'ordre de 10 à 30 pg/g de matières grasses (exprimés en I-TEQ équivalent par référence à la TCDD), ce qui dépasse largement le seuil adopté en France et dans la CEE.

A Halluin, les taux de contamination des laits de vache calculés à partir de ceux des végétaux (herbe et maïs) étaient en accord avec les valeurs mesurées.

Les études réalisées en France laissent apparaître en l'état actuel de l'interprétation que les corrélations entre émissions et concentrations dans le lait ne sont pas simples. Cela est confirmé par l'analyse des profils des congénères de dioxines qui sont différents entre la source d'émission et celui retrouvé dans le lait des vaches paissant à proximité de cette source. Cependant, on observe une décroissance nette de la concentration en dioxines dans le lait à partir du moment où la source d'émission a été stoppée (Vindel et Duhem 1999).

Chez les bovins à viande, les demi-vies sont nettement plus élevées, de l'ordre de plusieurs centaines de jours (Mc Lachlan, 1997) ; toutefois, la croissance rapide de ces animaux opère une certaine « dilution » des dioxines stockées.

Ainsi, le lait peut servir d'indicateur de contamination, soit au niveau général, soit au niveau local afin d'identifier ou d'effectuer le suivi d'une source de contamination.

Au niveau général, plusieurs enquêtes ont été effectuées en France, dans le cadre des plans de surveillance de la DGAL, depuis 1994. Les valeurs de référence dans le lait établies par le CSHPF en 1998 en fonction des données toxicologiques et de consommation alimentaire ont conduit à identifier des départements et des secteurs plus contaminés que d'autres et à mettre en évidence des sources de pollution entraînant des dépassements des seuils, telles que l'incinérateur de Lille à Halluin ; les teneurs dans le lait dépassaient la valeur-seuil de 5 pg/g MG dans la plupart des fermes situées dans un **rayon de 5 km autour de l'incinérateur**, atteignant 20 à 25 pg/g dans les exploitations situées sous les vents dominants ; par ailleurs, une grande partie de ces laits était consommée localement, par vente directe à la ferme (Vindel et Duhem, 1999). Outre la fermeture de l'incinérateur, des mesures de dépollution telles que l'apport de fourrage non contaminé, le labourage retournant des pâtures, ont permis un abaissement considérable des taux en 8 mois, au-dessous de 5 pg/g MG.

A contrario, dans le Connecticut (E-U), un suivi de la contamination du lait de 5 fermes situées à 5-15 km sous le vent d'un incinérateur moderne installé un an auparavant n'a pas montré de différence significative entre les taux de PCDD/F avant et après la mise en service (Eitzer, 1995).

Sur le plan qualitatif, la distribution des divers congénères dans le lait est généralement très différente de celle retrouvée dans les fumées, dans l'herbe ou le sol qui sont assez proches ; il est donc difficile d'identifier une source de pollution par rapport à une autre sur ce critère. Toutefois, selon les résultats du plan de surveillance DGAL de 1997 à proximité de sources de pollution relativement bien identifiées, la contamination des laits à partir des usines sidérurgiques montre une certaine dominance des congénères octa-chlorés ; à proximité des incinérateurs d'OM, on note la prédominance du 23478-PeCDF, du 12378-PeCDD et du 123678-HxCDD.

Dans une situation de contamination industrielle importante comme dans le cas d'Halluin, la consommation de lait contaminé à des taux aussi élevés que 15 pg/g MG conduit à elle seule à des quantités ingérées importantes ; pour une personne consommant l'équivalent d'un litre de lait par jour (en lait et dérivés) contenant 4 % de MG, la quantité de PCDD/F ingérée est de 600 pg TEQ par jour soit pour un poids corporel de 60 kg une dose journalière de 10 pg TEQ/kg pc/j.

A l'échelle nationale, le lait de consommation type UHT correspond à des grands mélanges au niveau des coopératives ; plusieurs campagnes d'analyses ont été réalisées en 1998, sous l'égide du Cniel (centre national interprofessionnel de l'économie laitière) sur 148 échantillons provenant des 33 principales usines françaises : la valeur moyenne était de 0,65 pg TEQ/g MG (Durand et al. 2000). Les teneurs retrouvées dans les fromages et autres produits laitiers sont du même ordre, lorsqu'elles sont exprimées par rapport à la matière grasse. Une diminution progressive des taux observés en France depuis 1994 semble se dessiner, ce qui correspond à la tendance générale, notamment en Allemagne (Wesp et al, 1996) et au Royaume-Uni (Alcock et Jones, 1996).

4.2.4 Valeurs réglementaires (viande, lait, oeufs, végétaux)

La limite maximale de résidus (LMR) dans la **viande de ruminants** (bovins, ovins) a été fixée par le Règlement Communautaire n° 2375/2001 du Conseil du 29 novembre 2001 modifiant le règlement (CE) n° 466/2001 de la commission portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires à **3 pg I-TEQ/g de MG**.

Pour les PCDD/F, chez l'animal, bien que les résultats ne soient pas strictement corrélés, les concentrations mesurées dans le **lait des vaches** paissant à proximité des incinérateurs fortement émetteurs traduisent une influence de cette source. Ainsi, en France, une surveillance réglementaire de l'impact environnemental d'un incinérateur repose actuellement sur cet indicateur (la circulaire du 9 octobre 2002 prévoit la réalisation de telles mesures, particulièrement si des élevages sont situés à moins de 4 km pour les nouvelles installations, et dès lors que le flux annuel de PCDD/F émis sur un site dépasse 0,5 g/an pour les installations existantes).

Le dispositif de retrait des productions laitières est également fondé sur cet indicateur. Les productions laitières sont retirées de la consommation lorsque leur teneur en PCDD/F dépasse 3 pg I-TEQ_{OMS}/g MG (seuil fixé par le Règlement CE n°2375/2001 du Conseil du 29 novembre 2001³, modifiant le Règlement CE n°466/2001 de la Commission portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires). Par ailleurs, la recommandation de la Commission du 4 mars 2002⁴ sur la réduction de la présence de dioxines et de furanes dans les aliments pour animaux et les denrées alimentaires a fixé des niveaux d'intervention à partir desquels les états membres doivent identifier la source de contamination et prendre des mesures pour réduire ou éliminer cette source. Pour le lait et les produits laitiers, le seuil d'intervention est fixé à 2 pg I-TEQ_{OMS}/g MG. La circulaire du 9 octobre 2002 prévoit la réalisation de mesures de PCDD/F dans le lait de vache, particulièrement si des élevages sont situés à moins de 4 km pour les nouvelles installations, et dès lors que le flux annuel de PCDD/F émis sur un site dépasse 0,5 g/an pour les installations existantes.

TABEAU 8 : Normes d'alerte et de retrait des productions laitières (Recommandation de la commission du 4 mars 2002 et Règlement n° 2375/2001 du Conseil du 29 novembre 2001)

	Seuil d'alerte	Seuil de retrait de la production
Concentration de PCDD/F dans le lait	2 pg I-TEQ _{OMS} /g MG	3 pg TEQ _{OMS} /g MG

Pour les **produits végétaux**, les seuils d'exclusion sont fixés pour les végétaux destinés à l'alimentation animale. Pour l'alimentation humaine, un seuil d'alerte défini par l'OMS et repris dans la recommandation de la commission du 4 mars 2002, est de **0,4 ng TEQ_{OMS}/kg** (soit 0,4 pg TEQ_{OMS}/g) de poids sec pour les fruits, légumes et céréales.

Les valeurs réglementaires pour les divers aliments sont résumées dans le tableau 9.

4.2.5 Contribution des différents types d'aliments à l'exposition de la population générale

En ce qui concerne la dose tolérable, elle a évolué au cours du temps : de dose journalière, elle est devenue une dose hebdomadaire tolérable (avis du Scientific Committee on Food au niveau de la commission européenne du 22 novembre 2000) de 14 pg TEQ_{OMS}/kg de poids corporel, puis aujourd'hui une dose mensuelle tolérable provisoire (DMTP) de 70 pg de PCDD/F et PCB dioxines-like/kg de poids corporel par mois. La plupart des études montrent que l'exposition humaine s'effectue à près de 95 % par les aliments d'origine animale.

En 1999, un groupe de travail du comité « contaminants » du CSHPF intégré à l'Afssa a calculé les quantités de dioxines ingérées en France à partir de divers aliments pour différentes tranches d'âge ; elles sont indiquées dans le tableau 10 et ne comprennent pas les PCB dioxin-like.

³ http://www.adrianor.com/Agroveille_%202002/agroveille1internetfichiers/470.pdf

⁴ http://europa.eu.int/eur-lex/pri/fr/oj/dat/2002/l_067/l_06720020309fr00690073.pdf

TABLEAU 9 : Récapitulatif des concentrations habituelles en France et des valeurs réglementaires dans les divers aliments

<i>Aliments</i>	<i>Concentrations habituelles</i>	<i>Valeurs réglementaires</i>
Eau	inf. à 1 pg/l, sauf OCDD (1-100 pg/l)	
Viande bovine et ovine	Inf. à 1 pg/g MG (0,2 à 0,6 pg/g MG)	3 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Volailles et gibier d'élevage	0,6 pg/g MG	2 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Porc	0,19 pg/g MG	1 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Lait	0,65 pg TEQ/g MG	3 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Œufs de poules et ovoproduits		
– poules au sol	1,5 à 5,5 pg/g MG	3 pg TEQ _{OMS} /g de graisses (excepté les œufs de poules en libre parcours ou d'élevage semi-intensif jusqu'au 1 ^{er} janvier 2004)
– poules en bâtiments	0,3 à 1 pg/g MG	
Poissons*		
– truites de pisciculture	4 à 10 pg/g MG (moy. 7,5 pg/g)	4 pg TEQ _{OMS} /g de Poids frais
– poissons de mer	1 à 9 pg/g MG (moy. 4,7 pg/g)	
– harengs de la Mer Baltique	10 à 270 pg/g MG	
– moules	50 pg/g MG environ	
– huîtres	45 pg/g MG environ	
– petites crevettes	0-4 pg/g MG	
– tourteaux, homards	30-60 pg/g MG	
Foie et produits dérivés	0,97 à 10,36 pg/g MG	6 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Huiles et graisses		
Graisses animales :		
– de ruminants		3 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
– de volailles et gibier d'élevage		2 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
– de porcs		1 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
– graisses d'animaux mixtes		2 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Huile végétale	Moy. 0,04 pg/g MG	0,75 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Huile de poisson destinée à l'alimentation humaine		2 pg TEQ _{OMS} /g de graisses

* taux croissant avec l'âge des poissons. Les valeurs de dioxines sont exprimées par rapport au poids frais ; la norme s'applique au poids frais et pas à la matière grasse.

La norme du règlement européen pour la « chair musculaire de poisson et produits de la pêche et produits dérivés » est de 4 pg TEQ_{OMS}/g de poids frais. A l'époque du premier plan de surveillance « panier de la ménagère », cette norme n'existait pas et le laboratoire exprimait les résultats par rapport à la matière grasse pour toutes les matrices.

TABLEAU 10 : Exposition moyenne de la population française aux dioxines (Afssa 2000)

	Population générale 2 à 65 ans n = 1161	Enfants 2 à 9 ans n = 139	Adolescents 10-14 ans n = 93
Exposition moyenne (pg TEQ/kg pc/j)	1,31	2,28	1,49
Exposition au 95 ^{ème} percentile	2,52	3,88	2,52
Contribution à l'exposition (%)			
Produits de la mer	26	18	26
Produits laitiers (hors ferme)	20	28	21
Beurre	19	20	20
Produits carnés	15	15	15
Fruits et légumes	9	8	7
Œufs et dérivés	6	6	6
Produits céréaliers	3	4	4
Matière grasse (hors beurre)	1	1	1

Les produits d'origine bovine constituent des apports prépondérants - **lait et dérivés env. 40 %** des apports totaux, **viande 10 à 20 %** - en raison d'une part de leur teneur relativement élevée en matières grasses (lait : 4 %, produits laitiers 10 à 50 % ; viande 3 à 20 %), d'autre part, de leur exposition aux sources de contamination en relation avec le mode d'élevage extérieur des bovins.

La viande de porc et de volaille représente des apports plus faibles, de l'ordre de **2 à 3 % chacun**, en raison notamment de leur mode d'élevage en bâtiments, ce qui les protège dans une large mesure des contaminations environnementales.

Des pollutions accidentelles ou frauduleuses des aliments distribués peuvent toutefois entraîner des contaminations de la viande ou des œufs, comme l'a montré l'épisode des poulets belges en 1998 ; la contamination par les PCDD/F était due à une introduction d'huile industrielle de transformateurs riche en PCB dans la graisse animale incorporée dans les aliments granulés distribués aux poulets. Les dioxines et surtout les furanes polychlorés étaient présents en tant qu'impuretés et produits de dégradation des PCB à des taux beaucoup plus faibles. A cette occasion, un groupe d'experts Afssa avait fixé un taux maximal admissible dans les aliments d'origine animale de 0,2 µg/g MG pour les PCB ; pour les PCDD/F, les taux fixés étaient de 5 pg/g MG dans les viandes et produits dérivés et de 20 pg/g MG dans les œufs et ovoproduits, les abats et les poissons. Ces valeurs ne sont plus applicables pour ce qui concerne les dioxines et furanes (réglementation communautaire applicable depuis le 1^{er} juillet 2002).

Les produits de la mer constituent des apports en PCDD/F majeurs (**20 à 30 %**) mais dont l'importance est très variable selon les espèces aquacoles considérées et leur origine géographique en fonction de la contamination du milieu de pêche ou d'élevage (voir plus haut).

Dans les pays nordiques, les proportions estimées sont plus élevées : 42 % en Suède, 63 % en Finlande (Hallikainen et Vartiainen, 1997).

Les œufs et dérivés représentent environ **6 %**.

La part des produits végétaux est plus importante dans l'estimation française que dans la majorité des autres études : **environ 10 % pour les fruits, légumes et graisses végétales ; 3,4 % pour les produits céréaliers**. Ces données élevées peuvent être liées à des prélèvements ciblés. Ces données convergent avec des études récentes en Espagne (Domingo, 2000).

En France, en 1999, les apports alimentaires totaux quotidiens moyens pour les seuls PCDD/F ont été estimés à 67 pg TEQ/ j soit une exposition moyenne de **1,3 pg TEQ_{OTAN}/kg poids corporel par jour chez l'adulte**. L'exposition du 95^{ème} percentile de la population a été évaluée à 2,5 pg/kg pc/j.

Les enfants de 2 à 9 ans ont une exposition plus élevée, du fait notamment d'une consommation plus importante de produits laitiers, estimée en moyenne à 2,3 pg TEQ/kg pc/j , avec une exposition du 95^e percentile à 3,9 pg/kg pc/j.

Ces estimations pour une personne adulte sont assez proches de celles effectuées dans d'autres pays (Hallikainen et Vartiainen, 1997). Depuis 1990, ces valeurs ont significativement diminué, d'environ un facteur 2. En 1998, une étude allemande très extensive portant sur 1414 échantillons d'aliments conclut à une quantité moyenne ingérée de 0,88 pg TEQ/kg pc/j, contre une valeur de 1,8 pg TEQ/ kg pc/j entre 1986 et 1991 (Malisch, 1998).

L'influence de la cuisson sur les taux de PCDD/F des aliments a été étudiée ; ces niveaux ont augmenté de 14 % dans les steacks hachés, de 29 % dans le bacon mais ont diminué dans diverses espèces de poissons (Zitko, 1995; Schecter et al,1998).

4.2.6 Modèles de transfert dans les chaînes alimentaires

Divers auteurs ont tenté de modéliser les transferts des dioxines, notamment dans la chaîne air-plante-bovin (lait notamment) (Lorber et al, 1994; Mc Lachlan, 1997). Ils se basent sur les paramètres physiques des PCDD/F, Kow, pression de vapeur, ratio V/P càd répartition des PCDD/F entre phase vapeur et phase particulaire, coefficients de biodisponibilité, etc. La comparaison des valeurs estimées par ces modèles avec les valeurs mesurées fait apparaître des divergences importantes : par exemple, dans le lait, les PCDD/F les plus chlorés sont généralement sous-estimés.

Des modèles d'exposition alimentaire tels que Caltox, développé par l'US-EPA pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux sols contaminés ont été appliqués par un groupe de travail sous l'égide de la Société française de santé publique pour estimer l'exposition des populations aux retombées d'un incinérateur dont les valeurs de PCDD/F à l'émission sont connues ; les taux de contamination des sols et des aliments peuvent être estimés à partir d'un logiciel de dispersion atmosphérique tel que Polair (gaussien de première génération), qui calcule les dépôts surfaciques à partir des valeurs d'émission et des données météorologiques et topographiques (SFSP, 1999).

Dans un scénario pessimiste portant sur un incinérateur polluant (valeur à l'émission : 38,5ng/m³), la quantité de dioxines théoriquement **ingérées** à partir d'aliments végétaux produits en périphérie s'élèverait à environ **25 pg TEQ/kg pc/j**. L'exposition par **inhalation** représenterait **0,02 à 0,2 pg/kg pc/j**.

Dans un scénario moyen à l'échelle du territoire français, en prenant en compte les valeurs d'émission des 70 incinérateurs les plus importants, l'exposition de la population générale par **ingestion** a été estimée selon ces modèles à environ **0,27 pg/kg pc/j**. Notons toutefois que le modèle Caltox correspond imparfaitement à la situation française : 66 % des quantités de dioxines ingérées sont attribuées à la viande et 5 % seulement au lait et produits laitiers ; par ailleurs, ce modèle est très maximisant, les transferts d'un niveau à l'autre de la chaîne étant considérés comme très élevés, ce qui ne correspond pas à la réalité, comme on l'a vu plus haut.

5. Identification et caractérisation de l'exposition atmosphérique par les 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, aliments produits localement, eau), 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 se fait souvent directement par inhalation des polluants transférés dans l'air. 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 ; Greim, 1990 ; Nessel *et al.*, 1991 ; Price *et al.*, 1996).

La distribution des expositions est conditionnée par la localisation relative du site et des populations par rapport à la direction des vents dominants, mais aussi par les caractéristiques d'urbanisation (zone d'habitat, de commerce ou industrielle, etc.).

L'exposition de la population aux effluents des incinérateurs peut être estimée par méthode directe ou indirecte. Les méthodes directes font appel aux dosages de polluants ou de bio-marqueurs dans les milieux biologiques des individus (sang, urine, cheveux, etc) ou aux mesures par capteurs individuels portatifs. Ces méthodes sont précises mais posent de nombreux problèmes en matière de coût (utilisation d'appareils spéciaux) et de méthodologie (qualité des mesures et représentativité des échantillons). Les méthodes indirectes consistent à déterminer, le plus souvent par modélisation, les concentrations des polluants dans les différents médias pour calculer les doses reçues par l'être humain. Quelle que soit la méthode utilisée, il est nécessaire de déterminer l'étendue de la zone de pollution.

Les données permettant d'**identifier une zone d'étude** peuvent reposer sur les données environnementales disponibles et/ou sur des résultats de modélisations de la dispersion des polluants émis par l'UIOM.

Il est alors nécessaire de recueillir des données liées à :

- la description de l'incinérateur et de ses émissions ;
- la description climatique (comprenant la description de la rose des vents : données de Météo France) ;
- la description géographique de l'environnement du site : relief, type de sol, utilisation des sols (maraîchers, forestiers, élevages...) et des espaces.

5.1 Les modèles de dispersion atmosphérique

5.1.1 Utilité des modèles de dispersion atmosphérique pour définir la zone d'étude

La première approche pour déterminer la zone exposée pourrait être de tracer un cercle de 2 km autour de l'incinérateur pour l'exposition par inhalation (SFSP, 1999) et un cercle de 5 km pour l'exposition par ingestion en supposant que les personnes les plus exposées sont celles qui vivent et mangent le plus les produits issus de cette zone. En effet, en moyenne, même dans le cas de dysfonctionnement des incinérateurs, les produits alimentaires terrestres sont en dessous des seuils réglementaires au-delà de cette distance (résultats issus de l'enquête nationale DGAJ sur les produits laitiers, sauf rare exception). De même le maximum de contamination des sols par modélisation est toujours à l'intérieur de ce cercle, voire encore dans le cercle des 3 km de rayon (ARIA technologies). Cette approche n'est cependant pas

satisfaisante, car la forme générale des retombées ne ressemble pas à un cercle et n'est pas uniformément répartie. Compte tenu de la diversité des situations topographiques et météorologiques, de façon générale, la modélisation de dispersion aérienne autour d'un incinérateur est faite, par précaution, sur un 1 carré d'au moins 15 km de côté. Comme un modèle de dispersion aérienne est toujours une simplification de la réalité, il est possible de se demander s'il n'est pas plus fiable de faire une cartographie des sols à partir des résultats de mesures dans les sols, à partir d'un échantillonnage représentatif de la zone autour de l'incinérateur et d'établir une carte d'isovaleurs par un modèle géostatistique classique de krigeage – interpolation (Elliot *et al.*, 2001). Mais dans ce cas, il ne sera pas forcément évident d'estimer la part attribuable à l'incinérateur, et ceci d'autant plus qu'on s'intéresse à une période de temps relativement longue. La modélisation est un outil de prédiction mais c'est aussi surtout un outil de compréhension des phénomènes observés, de façon complémentaire à des mesures des sols, et il semblerait à priori dommageable de ne pas l'inclure dans une étude d'exposition.

5.1.2 Les facteurs influençant les résultats de la dispersion atmosphérique des dioxines et furanes autour d'un incinérateur et leur impact sur la modélisation

La modélisation décrit, en la simplifiant, une réalité complexe qu'il n'est pas inutile de rappeler pour se rendre compte de l'importance des données d'entrée et de la diversité des modèles de dispersion.

Facteurs liés à l'émission et aux caractéristiques du polluant

La première question, une fois déterminé le fait que l'on s'intéresse à quelques kilomètres autour d'un incinérateur pour une période de temps de plusieurs années voir de dizaines d'années, est de savoir le nombre et la forme des sources de dioxines et furanes à considérer dans la zone étudiée. Seuls certains modèles sont capables de gérer différentes sources. L'émission à partir d'une source peut être continue ou discontinue, son régime de fonctionnement constant ou non. De façon générale, ces variations peuvent augmenter la pollution émise par rapport à un fonctionnement constant. Seuls certains modèles peuvent prendre en compte ces variations temporelles de l'émission.

Les caractéristiques du congénère de dioxine ou furanes déterminent son affinité intrinsèque pour la phase gazeuse ou particulaire (poussières). Différents paramètres thermodynamiques vont déterminer la part relative phase gazeuse / phase particulaire du congénère étudié à la sortie de la cheminée (pression de vapeur, surface de la particule, température de combustion). **En fonction des filtres à poussières**, certaines classes de taille de particules seront retenues ou non. A la sortie de la cheminée, le panache de fumée va d'abord s'élever, en fonction de différents paramètres et notamment de la **température** et du **débit** des gaz émis. Différentes formules (Briggs, Concawe, Holland) peuvent être appliquées en fonction du contexte, par exemple en fonction du **type d'installation** (taille de la cheminée, flux thermique) et de la **stabilité atmosphérique** pour calculer cette hauteur de surélévation ou effet de sur-hauteur. Cette hauteur effective d'émission est importante pour le calcul des concentrations maximales au sol. Ce choix peut donc expliquer des différences de résultats entre modèles.

Facteurs météorologiques

La dispersion des particules et des gaz sera ensuite fonction, entre autre, d'un certain nombre de paramètres météorologiques. Parmi les phénomènes météorologiques, il y a bien sûr, les phénomènes de convection par le vent, mais aussi l'estimation de la diffusion turbulente due à l'écoulement, de la stabilité atmosphérique, et de la stratification thermique.

- **Le vent** : la direction privilégiée de déplacement global des polluants est déterminée par le vent moyen, de composantes horizontale et verticale. La partie fluctuante de la vitesse du vent (vitesse de rafale) représente les fluctuations par rapport au vent moyen qui influent sur l'élargissement du panache. Le vent moyen est une quantité déterminée sur un intervalle de temps (10 mn -1 heure), tandis que les fluctuations sont décrites statistiquement (écart-type). Le nombre de classe de vents et le nombre de directions considérés peuvent différencier les modèles entre eux. L'existence de vents faibles (inférieurs à 1m/s) de façon fréquente dans une zone impose un traitement de modélisation spécifique. La modélisation utilise la **rose des vents** issue des résultats de la station météorologique la plus proche de la source d'émission.
- **La stabilité de l'atmosphère** : La stratification thermique de l'air est importante pour la compréhension de la dispersion des polluants. Si la température diminue de façon constante avec l'altitude, l'atmosphère est alors dite instable, le polluant se disperse davantage en hauteur. S'il se met en place

une **couche d'inversion**, c'est à dire que la température augmente de nouveau en altitude, l'atmosphère est dite stable. Si le polluant est émis en dessous de cette limite d'inversion, dans la couche limite atmosphérique, le polluant sera bloqué dans sa progression verticale, tandis que s'il est émis au dessus, sa dispersion vers le sol sera bloquée. L'épaisseur de cette couche limite varie de 100 m à 2 km et plus. Différents facteurs influent sur la stabilité de l'atmosphère, résultant de phénomènes atmosphériques à grande échelle et de phénomènes locaux, suivant l'heure du jour, la vitesse du vent, la topographie, etc.

Suivant le modèle considéré, la stabilité atmosphérique peut être décrite par des catégories (les catégories de Pasquill) ou par l'estimation de paramètres (longueur de Monin-Obukhov, épaisseur de la couche de mélange) estimées à partir des caractéristiques du sol, comme sa rugosité, son albédo (fraction de l'énergie lumineuse reçue que réfléchit ou diffuse un corps non lumineux) et de données météorologiques de bonne qualité, c'est à dire conformes aux recommandations de l'US-EPA notamment. La position et la hauteur de la station météorologique par rapport à la situation de la cheminée sont prises en compte dans certains modèles. Dans les modèles gaussiens, la direction du vent et la stabilité atmosphérique sont supposées constantes dans l'espace 3D de la zone d'étude. Seuls des modèles plus élaborés peuvent réellement prendre en compte l'existence d'une atmosphère non uniforme (verticalement et horizontalement) dans la zone d'étude considérée.

- La nébulosité et la pluviométrie : Les particules et les gaz peuvent être dilués dans l'eau en suspension dans le brouillard, les nuages. D'autre part, les précipitations ramènent les particules vers le sol, mais influent aussi sur le lessivage de ceux-ci.

Facteurs topographiques

Les bâtiments, le relief, l'existence de vallées ou d'une bordure maritime, l'occupation des sols ont une influence plus ou moins marquée sur la turbulence et sur la forme du panache. Seuls des modèles 3D sont réellement adaptés à ce type de prise en compte. Les modèles gaussiens récents en tiennent compte mais offrent des solutions approchées.

Gaz et particules vont se retrouver sur les sols de deux façons, par dépôt sec ou humide. Une partie des gaz ne sera pas comptabilisée si le dépôt est considéré comme négligeable dans la zone considérée.

Le dépôt des phases particulaires et gazeuses peut se faire de deux façons :

- Le dépôt sec se produit en l'absence de précipitations :
 - Pour les gaz par absorption sur le sol, les roches, la végétation ;
 - Pour les particules par gravité, déposées sur le sol ou retenues par la végétation.
- Le dépôt humide se produit en présence de chutes de pluies ou de neige, ou en présence de brouillard :
 - Pour les gaz par dissolution et pour les particules par entraînement.

Il semblerait que les petites particules (1µm) subiraient plutôt un phénomène de retombée humide alors que les plus grosses se déposeraient de façon sèche (Van Jaarveld *et al.*, 1992). Tous les modèles ne calculent pas forcément les deux types de dépôt.

Les concentrations sur les différents congénères et les concentrations en TEQ_{OMS} sont obtenues à partir du résultat sur un seul d'entre eux, en supposant un ratio constant et connu entre les différents congénères (source ARIA Technologie). Les données sont en général récupérables sur un système d'information géographique comme Arcview ou MAPINFO.

Les données nécessaires à la modélisation de la dispersion aérienne dépendent du modèle utilisé et de la finesse attendue des résultats. En absence de données, des approximations sont effectuées. Par exemple, à partir des caractéristiques de l'incinérateur, certains bureaux d'étude sont en mesure de faire des approximations sur les concentrations à l'émission.

Les données les plus souvent requises à la modélisation sont les suivantes :

- les caractéristiques de la source d'émission :
 - la hauteur et le diamètre intérieur de(s) cheminée(s) de l'usine d'incinération ;
 - la température et vitesse des gaz à l'émission ;
 - la distribution de taille des particules émises (taille, masse, densité) ;
 - la partition gaz / particules ;
 - le débit des fumées (Nm³/h) ;
 - les variations de fonctionnement au cours du temps ;
 - prise en compte d'autres différentes sources (possible ou non suivant modèles).

- les caractéristiques spécifiques au polluant :
 - les concentrations à l'émission (mg/Nm^3) ;
 - le débit massique (g/h) ;
 - processus de transformation chimique dans l'air et/ou le sol ;
 - taille, masse, caractéristiques d'affinité.
- les caractéristiques de la topographie :
 - détermination du domaine d'étude (par exemple un carré de 10-15 km de côté) ;
 - détermination du maillage souhaité (50-100-200-300 m) ;
 - relief du site (repris à partir d'un modèle numérique de terrain élaboré par l'IGN) ;
 - cartographie numérisée de l'occupation des sols et/ou des constructions humaines (IGN) ;
 - estimation de la rugosité des sols ;
 - présence d'une ligne de côte.
- les caractéristiques météorologiques :
 - choix d'une ou de stations représentatives du site ;
 - vitesse et direction des vents ;
 - nébulosité / ensoleillement ;
 - température ;
 - précipitations (pluviométrie pour calcul dépôt sec / humide) ;
 - avec une fréquence de mesures tri-horaire sur les 5 dernières années de fonctionnement (selon les recommandations de l'US-EPA) ;
 - caractéristiques de stabilité de l'atmosphère, instable, stable ou neutre (différentes mesures de la turbulence sont possibles, ainsi que la prise en compte d'une stratification verticale de la température de l'air) ;
 - Nébulosité/ensoleillement.

On ne dispose pas d'études de sensibilité sur l'impact de tel ou tel paramètre sur les concentrations estimées. La liste ci-dessus n'est qu'indicative, elle n'est pas exhaustive et n'est pas forcément requise pour tous les modèles présentés. Les plus récents (ADMS 3, AERMOD) permettent en général la prise en compte d'un plus grand nombre de facteurs (Hanna et al. 1999).

5.1.3 Caractéristiques générales des modèles de dispersion atmosphérique

Les modèles de dispersion atmosphériques détaillés ici sont des **modèles déterministes**. Ils établissent une chaîne de cause à effet entre le couple (émissions, météo) et les concentrations. Il est ainsi possible de tester l'effet de scénarios. Pour chaque scénario, on va obtenir pour une maille donnée du domaine, une concentration donnée. En l'absence de sources d'informations sur l'exposition d'une population à un polluant émis par une source fixe, la modélisation de la dispersion atmosphérique du polluant permet d'en estimer les concentrations moyennes, sur une période de durée variable, dans la zone d'étude concernée. Les modèles déterministes s'appuient sur des équations physiques de conservation (masse, chaleur, quantité de mouvement).

5.1.3.1 Le modèle gaussien (ou analytique gaussien)

Le modèle gaussien a été développé pour calculer la dispersion d'un panache à partir d'une source ponctuelle (Hanna, 1982). La dispersion verticale et latérale des polluants est approchée par une gaussienne. Les phénomènes sont décrits par des équations différentielles issues de la mécanique des fluides (Guzzo, 1998 ; ENSP, 2001 ; EPA, 1996). Les équations de diffusion sont dérivées, par exemple, de la loi de Fick. Les « écarts-type de la distribution » ou « coefficients de distributions empiriques » tiennent compte de la turbulence atmosphérique et de la topographie (zone rurale, urbaine) pour représenter le panache du polluant. Ce type de modèle permet de prédire des concentrations au sol de rejets gazeux non réactifs ou de particules solides. Le modèle gaussien est facile d'utilisation et demande peu de données d'entrée. Cependant, il n'est applicable que sur des rejets continus, **en terrain plat**, pour des caractéristiques météorologiques constantes dans l'espace. Ce modèle n'est pas non plus adapté en routine pour l'existence de vents faibles, et pour des concentrations du polluant évolutives dans le temps.

Parmi les modèles gaussiens les plus connus sont : les modèles ISCST3 (Industrial Source Complex Short Term) et ISCLT3 (Long Term) qui sont les modèles de référence de l'agence américaine de

l'environnement (USEPA). Ces modèles sont disponibles gratuitement sur Internet à l'adresse www.epa.gov/ttn/scram. Cependant, l'interface graphique n'étant pas disponible, leur utilisation peut s'avérer laborieuse. Ces modèles existent en version commerciale avec une interface graphique facilitant leur utilisation. En France, on peut citer le modèle POLAIR, ARIA-IMPACT (ou APC3) développé par Aria Technologies (www.aria.fr).

En ce qui concerne les modèles gaussiens dits de seconde génération, on peut citer le modèle AERMOD téléchargeable gratuitement sur le site de l'USEPA. Des versions commerciales de ce logiciel avec interface utilisateur ont été également développées par les sociétés SSG et Trinity Consultants. On peut également citer le modèle ADMS3 développé et commercialisé par le CERC (Cambridge Environmental Research Center) et qui est à la pointe des dernières mises à jour scientifiques en matière de modèle gaussien (www.cerc.co.uk).

Ces modèles d'utilisation limitée à des situations simples sont relativement faciles à mettre en œuvre, bien documentés, et ont fait l'objet de travaux publiés de validation ou d'inter-comparaison (cf paragraphe 5.1.4). Ils restent les modèles de référence recommandés par l'US-EPA dans les situations « simples ». Les modèles ADMS (US-EPA) et AERMOD (CERC) sont aussi des modèles gaussiens mais possèdent des modules supplémentaires qui leur permettent de prendre en compte des situations plus complexes, avec cependant les limites propres au modèle gaussien. Ces derniers modèles utilisent notamment des approches différentes de l'estimation de la turbulence et de l'écart type. Quand l'analyse doit être faite en 3 dimensions pour tenir compte de constructions ou d'un relief complexe, il vaut mieux comparer les résultats à ceux d'un modèle eulérien ou lagrangien.

5.1.3.2 Le modèle eulérien

Dans certaines situations complexes telles que des zones de fort relief, les modèles eulériens tridimensionnels (3D) constituent une alternative raisonnable des modèles gaussiens. Ces modèles sont cependant lourds à mettre en œuvre et ne peuvent être utilisés de manière pertinente que par des utilisateurs avisés. Pour ces raisons, leur usage est souvent limité à la simulation de situations ponctuelles, caractéristiques d'un type de condition météorologique, pour lesquelles le calcul est effectué. Le choix de ces situations est dicté par la prédominance de tel ou tel vent sur le site, la recherche de scénarios pénalisants du point de vue de la dispersion, etc. La performance de ces modèles peut être élevée si le domaine de calcul est suffisamment maillé. Cela implique cependant un coût élevé en temps de calcul et en difficultés numériques. Le problème est de trouver un bon équilibre entre le nombre de mailles et les difficultés qui en résultent.

Le modèle eulérien se caractérise entre autre par le fait que les phénomènes physiques sont étudiés par rapport à un repère fixe. Ce modèle permet de s'affranchir d'hypothèses simplificatrices, comme par exemple l'hypothèse d'une atmosphère constante dans l'espace d'étude à un moment donné, l'absence d'un relief ou de bâtiments influents sur la dispersion. Le domaine d'étude en 3D est découpé en volumes élémentaires (mailles) et pour chaque volume les équations de conservation qui régissent les phénomènes de la mécanique des fluides doivent être résolues. Le domaine de calcul d'une modélisation eulérienne est donc un maillage. Le modèle eulérien intègre un champ de vent calculé préalablement sur ce maillage. Puis pour chaque élément de la grille, la concentration de chaque espèce de polluant est calculée selon des équations différentielles (équations de Naviers Stokes), les lois de conservation de la masse et de la diffusion moléculaire. Sa mise en œuvre est plus ardue, les données en entrée peuvent être plus nombreuses, mais peuvent tenir compte de **situations plus complexes en termes de topographie et de météorologie**. Le modèle eulérien est préféré au modèle à particule (cf ci-dessous) en présence d'un plus grand nombre de sources.

La plupart de ces outils de modélisation ont été développés sur des stations de travail sous UNIX. Cependant, grâce aux progrès de l'informatique, un nombre de plus en plus important de ces outils fonctionne sur PC. Parmi les logiciels 3D orientés sur la dispersion atmosphérique et distribués en France, on peut citer ANSWER développé par la société ACRI (www.acri.fr), PANACHE ou FLUIDYN PANACH (commercialisé par TRANSOFT sous l'appellation FLUIDYN PANACHE et recensé par l'US-EPA) (www.fluidyn.com), ARIA Industrie (ARIA technologies). Quelques données de validation sont disponibles pour le logiciel PANACHE (Gryning, S.E. and Lyck, E., 1984 et Tripathi, S., 1994).

La société SIRIATECH (www.siriatech.com) propose un service en ligne d'utilisation de modèles gaussiens ou eulériens pour simuler la dispersion de polluants gazeux ou particuliers dans l'atmosphère.

5.1.3.3 Le modèle lagrangien

Le modèle Lagrangien se caractérise par le fait que le repère n'est plus fixe mais suit les particules étudiées. Les panaches sont discrétisés en particules, et sont décrits par le déplacement d'éléments, particules ou bouffées que l'on peut suivre dans leurs mouvements. Comme dans le cas précédent, il faut définir un maillage. Le modèle lagrangien permet de traiter des **émissions non stationnaires**, et de traiter le problème en tridimensionnel. Le modèle lagrangien est préféré au modèle eulérien lorsqu'on a affaire à une seule source. Là encore, les équations respectent les équations de la conservation de la masse. On distingue le modèle à Bouffées (puff models) et les modèles à particules.

Dans le modèle à particules, chaque particule est traitée comme un point, effectuant un déplacement élémentaire soumis à un mouvement aléatoire déduit de la turbulence locale (vent + mouvement stochastique). La résolution se fait par simulations de Monte Carlo. La concentration est définie comme la somme de tous les points se trouvant dans un volume donné. Plus le nombre de particules est grand, plus le calcul est lourd.

Le modèle à bouffées considère que le rejet peut être décrit comme une succession de bouffées émises les unes à la suite des autres. La diffusion de ces bouffées s'opère dans toutes les directions. Le champ de vent utilisé est préalablement obtenu par interpolation de mesures météorologiques observées. Chaque bouffée est transportée par le vent et subit une diffusion gaussienne dans les 3 dimensions. Le centre de masse de chaque bouffée suit la trajectoire du vent de la maille concernée. La concentration du polluant est obtenue en chaque point par calcul de la contribution de chaque bouffée de chaque source.

Les applications du modèle lagrangien sont grossièrement les mêmes que celles des modèles eulériens. Ses avantages sont la prise en compte du relief, la reproduction fidèle du champ de vent observé, la prise en compte d'une météorologie variable, de l'évolution spatio-temporelle de la concentration. Ses limitations sont l'occupation des sols estimée à partir de la rugosité, sa moindre adaptation à des polluants de masse volumique proches de l'air et les difficultés calculatoires en présence de plusieurs sources. ARIA Industry (ARIA Technologies) et FLUIDYN PANACHE sont des logiciels qui ont des modules eulériens et lagrangiens selon le type de problématique rencontrée. Le module ARIA Industry a notamment été utilisé pour l'étude d'impact de Gilly/Isère.

5.1.3.4 Le modèle météorologique

Dans tous ces modèles, un modèle météorologique (ex MINERVE, développé par EDF) est superposé à un modèle de dispersion. L'étude comparative de ces modèles météorologiques n'est pas faite dans le cadre de ce rapport.

5.1.4 Comparaison et validation des modèles de dispersion atmosphérique

Au minimum, l'évaluation d'un modèle relève de deux aspects différents ; d'une part sa construction scientifique et d'autre part sa validation avec des données de terrain.

Il y a peu de publications scientifiques sur la validation de modèles par rapport à des données atmosphériques ou de sols, ou de travaux comparant des résultats entre modèles, sauf quelques exemples particuliers comme la comparaison POLAIR/ ARIA IMPACT (SFSP, 1999) sur des données dioxines et une comparaison AERMOD/ICS3/ADMS/ sur des données SO₂ (Hanna *et al.* 1999). Les résultats montrent des différences importantes concernant l'estimation des concentrations maximales de dépôt sur les sols. La différence entre les résultats de modèles différents pour la valeur maximale est d'un facteur 10 pour les dioxines entre POLAIR /APC3 (SFSP, 1999). La différence pour la valeur maximale de contamination (sur des polluants autres que dioxines) entre résultats de modélisation et mesures au sol est d'un facteur 7 de surestimation pour ISC3, de 20 % de sous estimation pour ADMS ou AERMOD (Hanna *et al.*, 1999). Les résultats de modèles de dispersion et d'interpolations de mesures au sol peuvent donner des résultats discordants (Nouwen *et al.* 2001), et entre modèles de dispersion (POLAIR-APC3), il est possible d'observer des différences dans la situation du maximum de retombées de 1000 m (SFSP 1999).

Il s'agit d'ailleurs dans la plupart des cas de publications de modèles gaussiens, et il y a peu de comparaisons entre les modèles utilisés en France et les modèles anglo-saxons, mais il faut moduler cet argument par le fait que ces modèles sont parfois les mêmes à quelques nuances près ou fortement apparentés.

De plus un certain nombre de données mesurées sont parfois utilisées pour calibrer la modélisation, ce qui les exclut d'emblée d'une validation postérieure. Différents critères ont cependant été établis pour

permettre de comparer des modèles entre eux (intercomparaison de résultats de modèles) ou des résultats de modèles avec des données environnementales (Hanna et al, 1999, Carruthers et al., 1999, Cooper, 1999, Olesen, 1999). La validation de ce type de modélisation pose des questions spécifiques : en effet l'évaluation d'une méthode dépend largement du contexte d'application et des données disponibles (Olesen, 1999). Dans cet ordre d'idée, un logiciel a été créé permettant de regarder les résultats de chaque type de modélisation avec différents jeux de données issus de scénarios typiques et différents (C.A. Mc Hugh et al, 1999). Le critère utilisé par le logiciel MKV-BOOT (model validation kit-bootstrap) repose sur la comparaison entre la valeur maximale observée et la valeur maximale prédite à une distance donnée vis à vis de la source et sur un secteur angulaire (arc) donné. Différents paramètres de performances sont ensuite calculés sur l'ensemble des secteurs considérés (Hanna *et al.*, 1999). D'autres méthodes comparatives utilisant les données proches de cette valeur maximum sont en cours d'étude (Olesen, 1999). Il est de toute façon difficile de comparer des données issues de mesures aux résultats d'un modèle déterministe.

Il est aussi possible pour un même type de modèle d'obtenir des résultats différents suivant le modélisateur. En effet, pour un même modèle gaussien il est possible d'approximer la turbulence, la rugosité du sol, la surélévation par différentes formules. Plus le jeu de données disponibles est faible, plus il y aura d'approximations. Enfin, les analyses de sensibilité de ces modèles ne sont pas toujours bien documentées (Lohman et Seigneur, 2001). En général, les résultats des modèles de dispersion sont entachés d'**incertitude** dont la quantification est difficile. Cette incertitude est due aux données d'entrée du modèle (débit d'émission, hauteur d'émission, qualité des données météorologiques, etc.), mais aussi au modèle lui-même. Le faible coût et la rapidité de mise en œuvre en font pourtant un outil privilégié dans l'estimation de l'exposition. Enfin, les organismes privés chargés de la modélisation des données, (résultats malheureusement non publiés), font état d'une assez bonne concordance entre les résultats de modèles et les mesures de données atmosphériques. Par exemple une étude de simulation menée en « aveugle » par ARIA Technologie sur un polluant atmosphérique (autre que dioxine) sur 40 fois 24 mesures atmosphériques montrait que 85 % des valeurs avaient un écart aux mesures inférieures à 25 % (source ARIA Technologies).

5.1.5 Critères de choix et mise en œuvre d'une méthode de modélisation

Le choix d'un modèle, le recueil des données d'entrée, sa mise en œuvre et l'interprétation de ses résultats nécessitent cependant une bonne connaissance du modèle et des objectifs de l'étude. Il est également nécessaire de vérifier les résultats du modèle de dispersion par des mesures directes de l'exposition au niveau environnemental ou biologique. Dans la mesure où les différents congénères ont un tropisme particulière ou gazeux, et dans la partie particulière pour différentes tailles de particules, le modélisateur doit préciser s'il a pris en considération tout ou partie de la dispersion aérienne à partir du panache de fumées (en terme de tailles de particules, ratio phase particulière / phase gazeuse, distance prise en compte), ou mener des études de sensibilité du modèle pour tester l'influence de différents paramètres pris en compte ou non sur les résultats (Lohman et Seigneur, 2001).

La méconnaissance du bruit de fond du secteur, d'autres sources potentielles et des transformations possibles des congénères est un facteur limitant de la compréhension des phénomènes observés. L'expression des résultats en TEQ (Lorber *et al.*, 1998 ; Nouwen *et al.*, 2001) ne facilite ni l'interprétation des différences observées ni la comparaison des publications entre elles, dans la mesure où les définitions ont changé au cours du temps.

De ce constat, il faut envisager 3 stratégies possibles : soit une modélisation sur un congénère qui soit un bon indicateur, soit sur tous les congénères, soit sur une partie de ceux-ci. En absence d'information sur le sujet, le choix est surtout une question de temps de calcul et de coût pour la modélisation.

Avant utilisation, il faudrait disposer de la liste des **sources d'incertitude** du modèle, et dans les paramètres des modèles, justifier les choix et les approximations effectuées comme énumérées dans le cas du modèle ICST3 (Research, Triangle Institute, 1999). Comme il a été expliqué plus haut, il semble important de déterminer précisément l'expression des résultats recherchés afin de permettre une utilisation optimale ultérieure. Dans les études locales, il serait intéressant de disposer des cartes des résultats prédits non seulement en valeurs moyennes, mais aussi de connaître la variabilité et/ou l'incertitude associée à ces valeurs.

Après utilisation, il sera opportun de mener des **études de sensibilité** de ces modèles vis à vis des sources d'incertitudes détectées, de comparer éventuellement plusieurs modèles différents de dispersion aérienne, de comparer les résultats à des mesures environnementales. Cette dernière partie, de validation et

d'intercomparaison pourra apporter une certaine robustesse aux résultats présentés. Les caractéristiques des différents modèles sont rappelés ci-dessous.

Il est raisonnable de prévoir un modèle gaussien conforme aux recommandations de l'US-EPA, avec un ou plusieurs modes de calculs (classes de Pasquill ou non), et de le comparer à un modèle eulérien ou lagrangien, notamment en cas de présence d'un relief un peu compliqué ou de bâtiments d'une hauteur comparable à la cheminée. Dans tous les cas, il est important de chercher à valider ces données par quelques mesures de sols (si l'incinérateur est arrêté) ou dans l'air.

Description des modèles de dispersion atmosphérique applicables pour un cas de pollution chronique par une UIOM

1. Modèles gaussiens

- les plus utilisés dans les situations de sources fixes de pollution atmosphérique, recommandés par l'US-EPA, dont les avantages et les limites sont connus et publiés.
- phénomènes décrits par des équations différentielles issues des lois de la mécanique des fluides
- conviennent à des sources ponctuelles à fonctionnement constant qui ne sont pas entourées d'obstacles et de bâtiments.
- permettent de prédire les concentrations de polluants dans l'atmosphère d'une zone géographique donnée, compte tenu des caractéristiques de leur émission et selon une représentation mathématique de la cinétique de l'atmosphère et, pour certains, de la chimie de l'atmosphère.
- Faciles à mettre en œuvre mais nécessitant un certain savoir-faire dans le choix des paramètres ou de la formulation
- Ex : POLAIR, ISCST3 (Industrial Source Complex Short Term), ISCLT3 (Long Term), ISC-AERMOD (Scientific Software Group (SSG), ARIA-IMPACT (ou APC-3), AERMOD (US EPA), ADMS3 (CERC, Cambridge Environmental Research Center)

2. Modèles eulériens (3D)

- pour des situations relativement complexes telles que des zones de fort relief, ligne de côte, existence de plusieurs sources à estimer, présence de bâtiments, zone qui est difficile à rendre homogène dans ses caractéristiques, existence de vents faibles fréquents,
- A priori plus complet et plus conforme aux phénomènes réels mais peu de données publiées d'intercomparaison de modèles ou de validation
- plus lourds à mettre en œuvre, coût élevé en temps de calcul et en difficultés numériques,
- si possible données d'entrée météorologiques plus complètes,
- données topographiques à acheter sous forme numérisée à l'IGN (modèle numérique de terrain, occupation des sols)
- Ex : ANSWER développé par la société ACRI, MERCURE ou ARIA INDUSTRY distribué par Aria technologies ; FLUIDYN Panache, distribué par la société Transoft.
- à usage souvent limité à la simulation de situations ponctuelles, caractéristiques d'un type de condition météorologique, pour lesquelles le calcul est effectué.

3. Modèles Lagrangiens (3D)

- mêmes applications, limites et avantages, que dans le cas précédent ;
- mais n'est applicable que pour une seule source, pour des situations de fonctionnement variables ;
- dans ce cas, sa mise en œuvre est un peu plus aisée que le modèle Eulérien. Utilisable pour des situations un peu plus simples que dans le modèle précédent car la situation 3D est parfois approximée ; par exemple la forme du panache est simplifiée par hypothèse.
- Les logiciels disponibles sont les mêmes que ceux du modèle eulérien mais dans des modules distincts ; par exemple ARIA INDUSTRY intègre deux modules lagrangiens dont un module à particule et un module à bouffées gaussiennes.

5.2 Limite de la zone d'étude

Une fois la dispersion de pollution modélisée autour de chaque incinérateur, l'exposition des zones géographiques est considérée comme présente au-delà d'un seuil de concentration. Sur quels critères fixe-t-on la limite de la zone du panache qui va permettre de déterminer la zone dans laquelle l'enquête va être réalisée ? Certains modélisateurs retiennent une distance de dispersion de 5 km et valident cette approche en faisant tourner le modèle pour une distance de 10 km pour s'assurer qu'il est pertinent de se restreindre à une distance de 5 km.

Les répartitions spatiales des concentrations atmosphériques et terrestres obtenues par modélisation, en général, ne sont pas identiques, la position respective du maximum de concentrations est en général différente (de l'ordre de quelques centaines de mètres).

Dans le cas d'une étude d'impact sanitaire, on peut être amené à arrêter la zone d'étude selon quatre options :

1. quand la valeur prédite par le modèle ou mesurée sur les sols ou dans l'air (respectivement pour les milieux rural ou urbain) est revenue au bruit de fond du secteur (et donc l'éventuel impact en termes de surexposition des populations est nul) ;
2. quand la valeur prédite par le modèle ou mesurée sur les sols ou dans l'air (respectivement pour les milieux rural ou urbain) atteint un certain pourcentage de la valeur maximale de contamination (par exemple 1/10^{ème} ou d'autre critères : 10^{ème} percentile, etc, (SFDS, 1999)) ;
3. quand la valeur prédite ou mesurée sur les sols est inférieure à un seuil recommandé pour la culture ou l'alimentation animale. On peut s'interroger sur la confiance à accorder aux seuls modèles dans ce cas de figure. Les valeurs admises de bruit de fond en zone rurale (1 à 4 pg/g MS) sont très inférieures aux valeurs recommandées comme étant impropres à la pâture des animaux (40 pg/g Ms). Par exemple à Gilly sur Isère on ne les atteint jamais alors que la contamination des animaux et notamment du lait a dépassé les normes en vigueur.
4. quand la valeur prédite attachée à chaque maille du domaine par un modèle multimedia (type CalTOX) d'exposition devient négligeable comparée à la moyenne nationale. Cette dernière méthode, moins simple à mettre en œuvre que les précédentes, serait sans doute intéressante dans un objectif explicatif ou comparatif mais ne peut être réellement satisfaisante pour déterminer l'étendue de la zone exposée compte tenu de toutes les remarques sur les approximations et les limites de ce type de modélisation.

Dans le cas où l'on souhaite identifier une zone particulièrement polluée pour étudier la possible influence du panache sur l'alimentation locale, la sélection d'une zone avec des concentrations d'immission relativement forte doit être privilégiée. La volonté d'étudier une zone suffisamment polluée pour pouvoir induire une surexposition significative des populations nous conduit à privilégier la deuxième option.

6. Autres sources d'émission de dioxines

L'incinération à grande échelle des déchets municipaux et médicaux constitue une source importante de dioxines et de furanes. Mais il y en a d'autres, notamment :

- les procédés métallurgiques ;
- le brûlage de déchets domestiques, dans des conditions de combustion mal maîtrisées ;
- le chauffage au bois dans des conditions de combustion mal maîtrisées (surtout le bois traité) ;
- la combustion du mazout, du diesel, des combustibles agricoles et de l'huile à chauffage.

Le tableau suivant présente les estimations, réalisées par le Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (Citépa), des niveaux d'émissions de dioxines fréquemment rencontrés dans l'incinération en France, et la comparaison avec **d'autres catégories d'émetteurs**. Outre l'incinération de déchets ménagers, le principal émetteur industriel est la métallurgie. De nombreuses données sont disponibles sur les sites internet du Citépa⁵ ou du MEDD. Le Citépa attribue à la circulation routière moins de 1 % des émissions de dioxines totales.

TABEAU 11 : Evolution des émissions de dioxines des principaux secteurs émetteurs en France entre 1995 et 2001 (source Citépa)

ACTIVITES	EMISSIONS 1995 en g I-TEQ/an	EMISSIONS 2001 en g I-TEQ/an
Usines d'incinération d'ordures ménagères	1 090	255
Combustion résidentielle du bois	90	92
Brûlage de câbles	40	40
Agglomération du minerai de fer	298	36
Aciéries électriques	24	10
Aluminium de seconde fusion	13	8
Incineration de boues de STEP	6	6
Incineration de déchets industriels	3	3
Incineration de déchets hospitaliers	15	0,5
Recytech	205	0,1
Total	1 784	450

Il convient de noter que les connaissances sur les inventaires d'émissions de dioxines sont loin d'être stabilisées, d'une part en raison des dispositions prises sur les installations connues comme émettrices, mais aussi et surtout en raison de la part majeure que pourraient représenter les sources diffuses (combustion à l'air libre, incendies de forêts...).

En effet, l'inventaire français actuel ne tient pas ou peu compte des sources diffuses car les données sur ce type de sources sont, par nature, très difficiles à établir. Néanmoins, les émissions de ces sources diffuses sont de plus en plus considérées comme largement sous-estimées.

Certains auteurs font l'hypothèse que l'évolution irrégulière des concentrations de PCDD/F autour des incinérateurs en fonction de la distance, que ce soit dans le sol ou dans les végétaux, est due à des sources diffuses différentes des UIOM comme, par exemple, les **feux de plein air** (notamment les feux de matières plastiques ou de caoutchouc, responsables d'émissions importantes de dioxines) (Domingo 2000).

⁵ <http://www.citepa.org/pollution/sources.htm>

Outre les dépôts atmosphériques, **l'épandage de boues de stations d'épuration domestiques ou industrielles** peut représenter des apports non négligeables de PCDD/F sur les sols et les végétaux : les teneurs moyennes sont de l'ordre de 25 pg TEQ/g de MS mais peuvent aller dans le cas de boues industrielles jusqu'à 200 pg/g, d'après les données anglaises et allemandes (Jones, 1997) ; notons la carence de données françaises à cet égard. Des épandages à 12 tonnes/ha/an entraînent un incrément de 10 % par an dans un sol rural dont le taux de base est estimé à 2 pg/g ps pour une boue moyenne et de 80 % pour une boue à forte contamination (Jones, 1997). En Allemagne, le seuil fixé en 1993 pour les sols cultivables est de 5 pg TEQ/g ps.

Enfin, l'US EPA a revu récemment son inventaire suite à des travaux du début des années 2000 (Lemieux et al. 2000 ; Winters, 2002). Trois sources diffuses sont classées parmi les 10 premiers émetteurs de dioxines / furanes : le premier et de loin est désormais **l'incinération de fonds de jardin** (628 g TEQ / an contre 77 g TEQ / an pour le deuxième émetteur). L'incinération d'ordures ménagères apparaît au 10^e rang (12 g TEQ / an).

7. Conclusion

Caractéristiques de l'UIOM

Les émissions cumulatives de dioxines par les UIOM dépendent de leur durée d'exploitation et de l'historique des émissions. Cette dimension historique est essentielle à prendre en compte pour la préparation et la mise en œuvre d'une étude d'exposition. En effet, les dioxines pouvant s'accumuler dans les tissus biologiques, l'imprégnation des populations à un instant donné est liée à des expositions cumulées sur longue période (plusieurs années). Or les émissions des UIOM ont pu varier selon les années en fonction des modifications techniques et réglementaires. Ainsi, les incinérateurs mis en service après la circulaire du 24 février 1997 ont des émissions nettement moins importantes que la plupart de ceux qui avaient été mis en service auparavant. A un moment donné, les émissions des UIOM dépendent de la quantité et du type de déchets incinérés, du type de fonctionnement (continu ou non), des caractéristiques techniques du ou des fours, des caractéristiques de la combustion et de la présence ou non de moyens techniques permettant de réduire les émissions.

La mise en œuvre de techniques de réduction des émissions est trop coûteuse pour les petits incinérateurs (<6 t/h) dont beaucoup ont été arrêtés en 2002. Les gros incinérateurs les plus polluants ont été arrêtés, remplacés ou modifiés entre 1998 et 2001. On est passé ainsi rapidement d'environ 300 incinérateurs en fonctionnement dans les années 90 à moins de 130 début 2003.

Critères de choix des UIOM

Quatre catégories d'UIOM peuvent être sélectionnées pour l'étude : 1) les UIOM encore en activité d'usage ancien (10-30 ans) et ayant émis fortement des dioxines par le passé, de capacité supérieure (a) et inférieure (b) à 6 t/h, les derniers étant plus fréquents en zone rurale et 2) une catégorie d'UIOM récentes dont la mise en service industriel est postérieure à 1996 (donc respectant théoriquement le seuil de 0,1 ng/Nm³) et construites sur des sites vierges, pouvant ainsi servir de « référence ». Enfin, les UIOM inférieures à 6 t/h arrêtées ne doivent pas être exclues. Le caractère polluant des UIOM se basera sur les caractéristiques de fonctionnement de l'incinérateur et sur les données d'émission quand elles seront disponibles : le seuil inférieur à 2 ng de dioxines/Nm³ permettra de qualifier une UIOM de « peu polluante » et le seuil supérieur à 10 ng/Nm³ une UIOM « très polluante », le choix de ces seuils étant un choix pragmatique. Au sein de chaque catégorie d'UIOM, le niveau d'émission annuel combinant le caractère plus ou moins polluant et le débit des émissions par la ou les cheminées sera pris en compte ainsi que la durée de fonctionnement passé de l'UIOM.

Hormis ces critères liés à l'UIOM, d'autres informations sont indispensables à prendre en compte :

- présence ou non d'analyses de la DGAI dans les aliments et les sols pour les UIOM ;
- localisation de l'UIOM : en zone rurale ou urbaine, en plaine ou en montagne ;
- existence d'une production agricole autour de l'UIOM (végétaux, élevages) ;
- effectif de la population résidant dans un rayon de 5 km de l'UIOM ;
- présence ou non d'autres sources connues de dioxines.

Données environnementales

Les mesures environnementales peuvent porter sur l'air (concentration en fg I-TEQ/m³), le sol, les sédiments, les végétaux, la chaîne alimentaire.

Les teneurs dans les sols peuvent varier de moins de 1 en zone rurale non polluée à plus de 50 ng I-TEQ / kg MS dans des secteurs industriels. Les végétaux n'accumulent pas significativement les dioxines et furanes par leurs racines mais les recueillent sur leurs feuilles et parties aériennes, ce qui explique que l'arrêt ou la

baisse d'une émission a un impact plus rapide sur les teneurs dans les végétaux que sur les teneurs dans les sols. A partir des végétaux, les dioxines se transmettent aux animaux qui les consomment et les concentrent dans leurs lipides corporels au cours de leur vie. Ainsi, les déterminants de la concentration en dioxines des tissus animaux sont leur exposition à des émissions aériennes, leur position dans la chaîne trophique et leur âge. Au total, les bovins, le lait de vache et ses dérivés, les poissons de mer, les gros crustacés sont habituellement plus contaminés que par exemple les porcs qui ont des cycles de vie plus courts et vivent le plus souvent en bâtiment. Les produits de la mer, les produits laitiers et les viandes sont donc les principales catégories d'aliments vecteurs de dioxines et furanes.

Définition de la zone d'étude

La zone d'étude peut être définie, soit à partir de données environnementales, soit au moyen de modélisations de la dispersion atmosphérique en fonction de l'émission et des caractéristiques météorologiques et topographiques locales. Les données environnementales sont rarement disponibles en nombre suffisamment important pour définir des zones d'étude.

la modélisation du panache peut s'effectuer au moyen de différents types de modèles plus ou moins complexes à utiliser et plus ou moins précis. Parmi ceux-ci, les modèles gaussiens de deuxième génération (AERMOD, ADMS) constituent un compromis intéressant entre les modèles gaussiens de première génération, assez simples d'emplois mais peu précis et les modèles eulériens, précis mais complexes.

la détermination d'un seuil d'exposition pour limiter la zone d'étude peut s'effectuer en tenant compte d'un ratio fonction des émissions (par exemple, 1/10^{ème}). La prise en compte de valeurs environnementales réglementaires qui s'avèrent rarement atteintes ou la comparaison avec le « bruit de fond » environnemental risque de conduire à définir des zones trop larges pour une étude qui s'intéresse aux risques de sur-imprégnation des populations vivant autour des incinérateurs.

Les autres sources de dioxines à considérer

Il faut dans la mesure du possible qu'il n'y ait pas d'autres sources majeures d'émission connues à proximité de l'incinérateur et qui pourraient rendre ces résultats ininterprétables. Ces sources peuvent être des sources industrielles telles que la métallurgie ou des sources diffuses telles que les transports et les feux dont la combustion n'est pas maîtrisée : incinération de « fond de jardin », feux de forêts, brûlage artisanal de câbles électriques, etc.

Etant donné qu'il ne sera pas toujours possible d'éviter la présence de sources diffuses, il faudra au minimum les recenser lors de l'étude afin d'en tenir compte comme facteur de biais ou de confusion.

Par ailleurs, il est souhaitable de vérifier qu'il n'y a pas eu épandage de boues d'épuration qui peuvent constituer un apport non négligeable de PCDD/F sur les sols et les végétaux.

8. Bibliographie

- Afssa.** Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française. CSHPF section alimentation et nutrition, 2000, 45p.
- Alcock R.E., Jones K.C.** Dioxins in the environment : a review of trend data. Environ. Sci. Technol. 1996 ; 30 : 3133-3144.
- Bertrand M.** Dioxines : diagnostic d'une situation et protocoles de restauration sur les exploitations d'élevages contaminés. CR journées techniques ADEME « Dioxines : toute la vérité sur une grande peur » Angers, 8-9 juin 1999.
- De Jong A.P.JM, Van Der Heeft E., Marsman J.A., Liem A.K.D.** Investigation on the occurrence of polychlorinated (Br/Cl) dibenzodioxins and dibenzofurans in cows milk and fish tissue. Chemosphere. 1992; 25 (7-10) : 1551-1557.
- DGAL.** Bilan du plan de surveillance dioxines en Alsace réalisé en 1998. Direction générale de l'alimentation. Lettre-circulaire n° 1271 du 1er juillet 1999.
- DGAL.** Bilan du plan de surveillance dioxines réalisé en 1999 : "panier de la ménagère". Note de service de la Direction générale de l'alimentation, DGAL/SDHA/N2000-8087 du 21 juillet 2000.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Meneses M, Granero S, Llobet JM, De Kok Ham.** Monitoring dioxins and furans near an old municipal solid waste incinerator: temporal variation in vegetation. J. environ. Sci. Health A, 1999 ; 34(1) : 165-181.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Meneses M, Granero S, Llobet JM, De Kok Ham.** Monitoring dioxins and furans near an old municipal solid waste incinerator: temporal variation in soils. Arch Env Contam Toxicol. 1999 ; 36 : 377-382.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Müller L, Rivera J, Granero S, Llobet JM.** Evaluating the environmental impact of an old municipal waste incinerator: PCDD/F levels in soil and vegetation samples. J. hazard. Mater. A. 2000 ; 76:1-12.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Granero S, de Kok Ha.** Temporal variation of PCDD/F levels in environmental samples collected near an old municipal waste incinerator. Environ. Monit. Assess. 2001 ; 69 (2) : 175-193.
- Durand B., Dufour B., Vindel E., Fraisse D.** A survey of PCDD and PCDF in French long-life half -skimmed drinking milk. Chemosphere. 2000 ; 41 : 865-869.
- ECETOC** (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals). Exposure of man to dioxins: a perspective on industrial waste incineration. 1992. ECETOC, Bruxelles.
- Eitzer BD.** Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in raw milk samples from farms located near a new resource recovery incinerator. Chemosphere. 1995 ; 30 : 1237-1248.
- Fries G.F., Paustenbach D.J.** 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 :1-43.
- Hallikainen A., Vartiainen T.** Food control surveys of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans and intake estimates. Food Addit. Contam. 1997 ; 14 :355-366.
- Hashimoto S., Hyen-Seo C., Morita M.** Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in shellfishes from south coast of Korea. Chemosphere. 1998 ; 37 : 951-959.
- Haynes D., Mosse P., Oswald L.** The use of transplanted cultures mussels (*mytilus edulis*) to monitor

pollutants along the ninety mile beach, Victoria, Australia-II. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans. Mar. Pollut. Bull. 1995 ; 30 : 834-839.

Institut français de l'environnement (Ifen). L'environnement en France, 2002, La Découverte ed, 606p.

Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris). Méthodologie pour l'évaluation de la contamination par les dioxines au voisinage d'une source fixe, rapport d'étude Michel Nominé, ADEME convention 98-78-047, mars 1999, 62p.

Jones K.C., Sewart A.P. Dioxins and furans in sewage sludges : A review of their occurrence. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 1997 ; 27 : 1-85.

Lemieux P.M., Lutes C.L., Abbott J.A., Aldous K.M., Emissions of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorinated dibenzofurans from the open burning of household waste in barrels. Environ. Sci. Technol., 2000 ; 34 : 377-384.

Liem A.K.D., Hoogerbrugge R., Kootstra P.R., Van der Velde E.G., De Jong A.P.J.M. Occurrence of dioxins in cow's milk in the vicinity of municipal waste incinerators and a metal reclamation plant in the Netherlands. Chemosphere. 1991 ; 23 (11-12) : 1675-1684.

Lorber M., Cleverly D., Schaum J. Philips L., Schweer G. Leighton T. Development and validation of an air-to-beef food chain model for dioxin-like compounds. Sci. Total Environ. 1994 ; 156 : 39-65.

Lovett, A. A., C. D. Foxall, et al. 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.

Malisch R. Update of PCDD/PCDF-intake from food in Germany. Chemosphere. 1998 ; 37 : 1687-1698.

Maruya KA, Lee RF. Biota-sediment accumulation and trophic transfer factors for extremely hydrophobic polychlorinated biphenyls. Environ. Toxicol. Chem. 1998 ; 32 : 1069-1075.

Mc Lachlan MS. A simple model to predict accumulation of PCDD/Fs in an agricultural food chain. Chemosphere. 1997 ; 34 : 1263-1276.

National Research Council (NRC). Waste Incineration 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, 335p.

Roeder R.A., Garber M.J., Schelling G.T. Assessment of dioxins in foods from animal origins. J. Anima. Sci. 1998 ; 76 : 142-151.

Schechter A. A selective historical review of congener-specific human tissue measurements as sensitive and specific biomarkers of exposure to dioxins and related compounds, Commentary, Environmental Health Perspective. 1998 ; 106 (2) : 737-742.

Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Müller L, Jager J. Levels of PCDDs and PCDFs in grasses and weeds collected near a municipal solid waste incinerator. Sci. total Environ. 1997 ; 201 : 53-62.

Schuhmacher M, Meneses M, Granero S, Llobet JM, Domingo JL. Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator: human health risk. Bull. environ. Contam. Toxicol. 1997; 59 : 861-867.

Schuhmacher M, Xifro A, Llobet JM, De Kok Ham, Domingo JL. PCDD/Fs in soil samples collected in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: human health risks. Arch. environ. Contam. Toxicol. 1997; 33: 239-246.

Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Sunderhauf W, Müller L. Temporal variation of PCDD/F concentrations in vegetation samples collected in the vicinity of a municipal waste incinerator (1996-1997). Sci. total Environ. 1998 ; 218 (2-3) : 175-183.

Schuhmacher M, Granero S, Rivera J, Müller L, Llobet JM, Domingo JL. Atmospheric deposition of PCDD/Fs near an old municipal solid waste incinerator : levels in soil and vegetation. Chemosphere. 2000; 40 : 593-600.

Slob W., Olling M., Derks H.J., De Jong A.P. Congener-specific bioavailability of PCDD/Fs and coplanar PCBs in cows : laboratory and field measurements. Chemosphere. 1995 ; 31 : 3827-3838.

Société française de santé publique (SFSP). L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque, collection santé et société n°7, 1999, 368p.

- Stephens R.D., Petreas M.X., Hayward D.G.** Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil : chickens as model for foraging animals. *Sci. Total Environ.* 1995 ; 175 : 253-273.
- Vindel E., Duhem K.** Dioxines : pollution du lait et des produits laitiers : causes et conséquences. CR journées techniques ADEME « Dioxines : toute la vérité sur une grande peur » Angers, 8-9 juin 1999.
- Thomas GO, Sweetman AJ, Lohmann R, Jones KC.** Derivation and field testing of air-milk and feed-milk transfer factors for PCBs. *Environ. Sci. Technol.* 1998 ; 32 : 3522-3528.
- Thomas GO, Sweetman AJ, Jones KC.** Input-output balance of polychlorinated biphenyls in a long-term study of lactating dairy cows. *Environ. Sci. Technol.* 1999a ; 33 : 104-112.
- Thomas GO, Sweetman AJ, Jones KC.** Metabolism and body-burden of PCBs in lactating dairy cows. *Chemosphere.* 1999b ; 39 : 1533-1544.
- Wesp H.F., Rippen G., Fiedler H., Lau C., Hutzinger O. et al.** 1996 Dioxin mass balance for the city of Hambourg, Germany. Part 3 : Update of food consumption data and human exposure. *Organohalogen Compounds.* 1996 : 30 ; 37-42.
- Winters D., Cleverly D., Meier K., Dupuy A., Byrne C. et al.** A statistical survey of dioxin-like compounds in United States beef : a progress report. *Chemosphere.* 1996 ; 32 : 469-478.
- Winters D.,** Risk management of emerging dioxin science. *Organohalogen Compounds.* 2002 ; 57 : 261-264.

Modèles de dispersion

Document pédagogique. Formation études d'impact. ENSP-Ineris-InVS. 2001.

- CERC** (Cambridge Environmental Research Consultants) ADMS 3 User guide version 3.1, September 2001.
- Cooper N.S.** A review of the model validation kit (boot) and the draft astm validation procedures. Proc of Rouen Conference 11-14 October 1999, to be published in : *Int. J. Environment and Pollution.*
- Elliott P., Wakefield J., Best N., Briggs D.** Spatial Epidemiology, methods and Applications. Oxford Medical publications. 2001, 475 p.
- EPA.** Appendix W to Part 51 – Guideline on air quality models. 1996.
- Fries G.F.** 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 : 1-43.
- Greim H.** Toxicological evaluation of emissions from modern municipal waste incinerators. *Chemosphere.* 1990 ; 20 (3/4) : 317-331.
- Gryning S.E. and Lyck E.** Atmospheric dispersion from elevated sources in an urban area: comparison between tracer experiments and model calculations. *J of climate and Appl. Meteor.* 23, 651-660.
- Guzzo J.C.** Etude des effets sur la santé d'une source locale de pollution atmosphérique. Mesure de l'exposition et modélisation de la dispersion des polluants dans l'atmosphère. Réseau national de santé publique, santé-environnement, 1998.
- Hanna S.R., Egan B.A., Purdum J., Wagler J.** Evaluation of ISC3, AERMOD, and ADMS dispersion models with the optex, duke, forest, Kincaid, Indianapolis, and Lovett field data sets. Proc of Rouen Conference 11-14 October 1999, to be published in : *Int. J. Environment and Pollution.*
- Koblantz S.M., Teiger D.G., Kitto M.E., Dutkiewicz V.A., Matuszek J.M., Husain L.** Impact assessment of emissions from a municipal waste incinerator. *Environ Monit Assess.* 1997 ; 45 : 21-42.
- Leduc, R.** Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Direction du milieu atmosphérique. Ministère de l'environnement et de la faune. Quebec, 1998.
- Lohman K., Seigneur C.** Atmospheric fate and transport of dioxins : local impact. *Chemosphere.* 2001 ; 45: 161-171.
- Lorber M., Pinsky P., Gehring P., Braverman C., Winters D., Sovocool W.** Relationships between dioxins in soil, air, ash, and emissions from a municipal solid waste incinerator emitting large amounts of dioxins., *Chemosphere.* 1998 ; 37 (9-12) : 2173-2197.

- McHugues C.A., Carrutjers D.J., Higson H., Dyster S.J.** Comparison of Model Evaluation Methodologies With Application to ADMS 3 and US Models. Proc of Rouen Conference 11-14 October 1999, to be published in : Int. J. Environment and Pollution.
- Nessel C.S., Butler J.P., Post G.B., Held J.L., Gochfeld M., Gallo M.A.** 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 Fre R., Wevers M., Viaene P., Mensink C., Patyn J.** Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators : the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). Chemosphere. 2001 ; 43 (4-7) : 909-923.
- Price P.S., Su S.H., Harrington J.R., Keenan R.E.** Uncertainty and variation in indirect exposure assessments : an analysis of exposure to tetrachlorodibenzo-p-dioxin from a beef consumption pathway. Risk Anal. 1996 ; 16 (2) : 263-277.
- Research Triangle Institute.** Human health and Ecological Risk assessment Support to the development of technical standards for emissions from combustion units burning hazardous wastes : background document. U.S. Environmental Protection Agency. 1999, Report n° 68-W6-0053, 466 p.
- Roth A.J., Riggs K.B.** Ambient air PCDD/PCDF concentrations in Montgomery county, Ohio. Environ Eng Sci. 1998 ; 15 (2) : 181-189.
- SFSP.** L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. Collection santé et société n° 7, 1999.
- Tripathi, S.** Evaluation of Fluidyn-PANACHE on Heavy Gas Dispersion Test Case. Seminar on Evaluation of models of heavy gas dispersion organized by European commission, Mol, Belgium. 1994.

Partie 2. Estimation de l'exposition alimentaire

1. Contexte général - objectifs des études d'exposition alimentaire

Les études d'exposition forment une étape importante des démarches d'appréciation quantitative du risque alimentaire et leur utilisation de plus en plus fréquente dans les instances internationales chargées de l'évaluation des risques a encouragé les réflexions visant à harmoniser les méthodologies utilisées.

Comme dans tout domaine biologique où l'approche quantitative est utilisée, il existe un grand nombre de facteurs et d'hypothèses ayant un impact sur les estimations réalisées.

Ces facteurs portent d'abord sur la **définition** des données étudiées : molécules et contaminants pris en compte, aliments analysés, groupes de consommateurs exposés considérés. Les définitions doivent être cohérentes entre elles.

La **représentativité** des données par rapport aux définitions posées est un second facteur essentiel tant du point de vue des données analytiques sur les aliments que de celui des consommations et expositions. L'existence de biais peut conduire à une surestimation ou une sous-estimation des expositions. Le faible nombre de données peut conduire à une erreur d'échantillonnage parfois importante.

La **fiabilité** des données peut être évaluée par la validation des méthodes et leur reproductibilité. Là aussi, l'existence de biais que l'on pourrait qualifier de biais de mesure est possible.

Un quatrième facteur important est la prise en compte de la **variabilité** des données, aussi bien de la contamination des aliments que des habitudes alimentaires. Les études d'exposition ont pour objectif d'assurer la protection de l'ensemble des consommateurs et non seulement d'un hypothétique « consommateur moyen ».

Les ressources scientifiques étant limitées et les seuils toxicologiques auxquels les données d'exposition sont comparés étant eux aussi sujets à variation, la question de savoir jusqu'où tenter de préciser les expositions des consommateurs se pose en permanence.

1.1 Contexte des recommandations pour les études d'exposition alimentaire

1.1.1 Les réflexions au niveau international

Les organisations des Nations Unies pour la santé (OMS) et pour l'agriculture (FAO) organisent régulièrement des ateliers sur la méthodologie des études d'exposition aux contaminants et substances toxiques présentes dans les aliments. Ainsi, un atelier « Methodology for Exposure Assessment of Contaminants and Toxins in Food » s'est tenu à Genève les 7 et 8 juin 2000 et a émis un certain nombre de recommandations pour l'estimation des expositions aux contaminants relatives à la **qualité des données de contamination** (éviter les données analytiques issues de plans de contrôles ciblés, privilégier les données récentes, gérer de façon appropriée les échantillons dont la contamination est inconnue car en dessous de la limite de quantification (LOQ), disposer d'un nombre suffisant de données de contamination), à l'**utilisation de ces données de contamination** (utiliser de préférence la contamination médiane à la contamination moyenne dans le calcul d'exposition, utiliser de préférence les données empiriques de contamination quand elles sont en quantité suffisante, et par défaut, estimer les lois de contamination sur la base de distributions log-normales) et à l'**utilisation des données de consommation alimentaire** (utiliser des données de consommation alimentaire individuelles quand elles sont disponibles, ou à défaut les régimes alimentaires régionaux OMS GEMS-Food).

Ces préconisations sont en cours de discussion au sein des comités d'experts gérés conjointement par la FAO et l'OMS et en particulier au JECFA. Le comité du Codex Alimentarius sur les additifs et contaminants

(CCFAC) participe à cette réflexion en tant que gestionnaire du risque, notamment pour la prise en compte des données d'exposition, dans la procédure de fixation des limites maximales.

1.1.2 Les réflexions au niveau européen

Le Comité scientifique directeur (CSD) de l'Union Européenne a initié un groupe de travail visant à harmoniser les procédures d'analyse de risque entre les différents comités scientifiques européens. Un rapport a été publié en décembre 2000. Il émet de nombreuses préconisations dans le domaine de l'appréciation des expositions.

Ces préconisations portent aussi sur la définition, la représentativité, la qualité et la fiabilité, la prise en compte de la variabilité. Par rapport aux recommandations FAO-OMS précitées, un accent particulier est mis sur la définition des données étudiées.

1.1.3 Les réflexions au niveau français

Les Comités d'experts spécialisés (CES) de l'Afssa sont en charge de l'évaluation des risques alimentaires. La plupart de ces comités d'experts sont amenés à réaliser ou à faire réaliser par des pétitionnaires des études d'exposition. En juin 2000 par exemple, l'Afssa et le groupe « Contaminants » de la section alimentation du Conseil supérieur d'hygiène publique de France ont publié un rapport sur les données de contamination et d'exposition de la population française aux dioxines et furanes (Afssa, CSHPF, 2000).

Les différentes approches utilisées dans les comités d'experts au niveau français ne cherchent pas en général à estimer de façon précise les expositions mais à proposer des estimations maximalistes des expositions qui protègent l'ensemble des consommateurs.

2.1 Contexte des études d'exposition aux dioxines et furanes

En 2000, la direction générale santé consommation de la commission européenne a publié le rapport de la tâche de coopération scientifique sur l'exposition aux dioxines, furanes et polychlorobiphényles (PCB) dans les populations générales de l'Union Européenne (SCOOP 3.2.5, 2000).

Dans le cadre de cette coopération scientifique européenne entre les états membres, les données disponibles de consommation et d'exposition journalière de la population générale aux dioxines ont été collectées sur une période couvrant 1982 à 1999 dans l'ensemble des pays européens et analysées quant à leur représentativité. Les expositions moyennes aux dioxines et furanes se situent en général entre 1 et 2 pg/kg poids corporel/jour.

Pour la France, une étude nationale d'exposition a été pilotée en 1999-2000 par le groupe « Contaminants » du CSHPF et s'est basée sur les données de contamination des aliments issues des plans de surveillance et de contrôle mis en place par la Direction générale de l'alimentation (DGAL) et la Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF) depuis 1996, de la profession agroalimentaire, et de l'étude réalisée en partenariat par l'Institut national de veille sanitaire (InVS) et le Centre Rhône-Alpes d'épidémiologie et de prévention sanitaire (Careps) sur le lait maternel (InVS, 2000) d'une part, et sur les données de consommation alimentaire traitées par l'Observatoire des consommations alimentaires (OCA) d'autre part.

Cette étude d'exposition a révélé une exposition moyenne de 1,3 pg/kg pc/jour (hors PCB dioxin-like) chez les 3 ans et plus. Les principaux groupes d'aliments vecteurs sont les produits laitiers, les poissons et produits de la mer et les produits carnés. Les populations les plus exposées sont les forts consommateurs de produits de la mer ainsi que les enfants et adolescents en raison de leur plus faible poids et de leur consommation de produits laitiers.

L'exposition courante de la population générale aux dioxines et furanes est essentiellement d'origine alimentaire. On estime l'apport d'origine alimentaire à environ 90 % de l'apport global. Cependant, dans le cas d'une pollution localisée (proximité d'une UIOM), il est difficile d'estimer les expositions alimentaires et aériennes d'origine locale. Il est très probable que la consommation systématique d'aliments plus contaminés que la moyenne entraîne une sur-exposition des consommateurs les plus exposés.

La question générale à laquelle on cherche à répondre dans le groupe de travail est la suivante : « quels sont les facteurs prédictifs de l'imprégnation aux dioxines de la population, et en particulier autour des

incinérateurs d'ordures ménagères ? ». Le travail doit donc être autant centré sur la notion d'imprégnation que sur celle d'exposition, car la première est probablement plus corrélée au risque sanitaire. De plus, l'exposition peut varier fortement dans le temps selon les émissions polluantes et les pratiques alimentaires alors que l'imprégnation résulte du cumul des expositions.

Il est très important de mettre en relation la consommation alimentaire et l'imprégnation aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM. En particulier, l'impact de l'autoconsommation en cas d'exposition aiguë et donc de contamination systématique de tous les aliments peut se révéler très important. Il sera donc intéressant de mettre en relation l'imprégnation, l'exposition par biomarqueur et la consommation alimentaire et plus précisément l'autoconsommation. Les pratiques d'autoconsommation ou d'utilisation intensive des productions locales sont rares dans la population générale mais peuvent être très majoritaires dans certains ménages, notamment chez les agriculteurs.

3.1 Méthode de calcul de l'exposition d'origine alimentaire

3.1.1 Cas général pour les études nationales d'exposition

Les biomarqueurs permettent d'évaluer l'imprégnation globale à un contaminant, mais ne permettent pas de faire la part entre les différentes sources de l'exposition (aérienne, alimentaire, contact). Afin de connaître précisément l'exposition d'origine alimentaire, il faut nécessairement passer par la mesure de la consommation alimentaire.

L'exposition des individus à un contaminant est évaluée classiquement par le produit de la contamination des aliments et de la quantité consommée de ces aliments. Pour effectuer cette évaluation on a donc besoin de données de consommation alimentaire individuelle et de données de contamination des aliments.

Le principe du calcul de l'exposition est le suivant : soit m_i la moyenne de la contamination observée pour la catégorie de produit i . Soit c_{ij} la consommation quotidienne de la catégorie de produit i par l'individu j . L'estimation de la distribution de l'exposition dans la population est la distribution empirique obtenue en évaluant la somme :

$$C_j = \sum_i c_{ij} m_i$$

pour chaque individu j (C_j représentant donc l'exposition de l'individu j), d'où l'on infère les statistiques empiriques classiques (moyenne, écart-type, percentiles) d'exposition pour la population. Dans ce type de raisonnement, on ne prend en compte que la variabilité de la consommation et non la variabilité de la contamination.

3.1.2 Cas de l'exposition aux dioxines à proximité des UIOM

Dans le cas particulier où l'on cherche à estimer l'exposition d'origine alimentaire aux dioxines des populations vivant à proximité des UIOM, plusieurs problèmes spécifiques sont soulevés :

- Etant donné le caractère accumulatif des dioxines sur le long terme, on a besoin de connaître l'historique des habitudes de consommation. Dans l'idéal, il faudrait pouvoir connaître la consommation sur les 10 dernières années. Or, le recueil de la consommation alimentaire par les enquêtes (en particulier par carnet) se fait toujours sur des périodes assez courtes.
- La même remarque peut être faite pour les données de contamination. Il faudrait pouvoir disposer d'un historique de la contamination des aliments. Or, on dispose en général de données de contamination à un instant donné et non de mesures rétrospectives.
- Par ailleurs, compte tenu du caractère localisé circonscrit autour des UIOM, l'importance du phénomène d'autoconsommation est absolument à prendre en compte, ce qui est peu fréquent dans les enquêtes générales de consommation (cf partie suivante).

Pour toutes ces raisons, il est très difficile d'avoir une idée précise de l'exposition d'origine alimentaire aux dioxines sur longue période.

Il faut donc être bien conscient du fait que l'estimation de l'exposition d'origine alimentaire reposera sur des hypothèses fortes, notamment en raison de l'absence d'historique de la contamination des aliments.

2. Les méthodes d'enquêtes alimentaires

Compte tenu de la place centrale qu'occupe l'alimentation dans l'exposition globale aux dioxines, il paraît incontournable d'avoir à effectuer un recueil de la consommation alimentaire dans le cadre de l'étude sur les facteurs prédictifs de l'imprégnation aux dioxines de la population autour des UIOM. C'est pourquoi, nous proposons ici une rapide revue critique des différentes méthodes d'enquêtes alimentaires individuelles à notre disposition pour l'étude.

Les méthodes d'enquêtes alimentaires sont de deux ordres : **qualitatives ou quantitatives**. Les enquêtes purement qualitatives ne recueillent pas d'informations sur les quantités d'aliments consommées et ne répondent donc pas à nos objectifs. Les méthodes quantitatives ou semi-quantitatives que l'on détaillera ci-après sont classées dans deux grandes familles : les enquêtes basées sur la mémoire du consommateur (rappel de 24 heures, questionnaire de fréquence et histoire alimentaire) et celles basées sur l'enregistrement des consommations (carnet de consommation).

Les méthodes peuvent aussi se distinguer **en deux catégories selon la durée** sur laquelle elles se réfèrent (Biro et al, 2002). Les méthodes d'évaluation de la consommation sur le court terme recueillent l'information sur la consommation de la veille (**rappel de 24 heures**) ou par enregistrement des consommations sur quelques jours (**carnet de consommation**). Les méthodes d'évaluation de la consommation sur long terme ont vocation à recueillir l'information sur la consommation alimentaire dite « usuelle » sur les derniers mois ou dernières années (questionnaire de fréquence, histoire alimentaire). Ces 4 méthodes ont chacune leurs avantages et leurs inconvénients et il n'existe pas une seule méthode idéale. Le choix d'une méthode plutôt qu'une autre va dépendre essentiellement des objectifs poursuivis par l'enquête. Les 4 méthodes principales pour l'estimation des consommations alimentaires sont résumées ci-après. On pourra se référer aux descriptions détaillées suivantes (Bingham, 1987 ; Anderson, 1988 ; Thompson & Byers, 1994 ; Pao & Cypel, 1996, Willett, 1998).

2.1 Les méthodes évaluant la consommation sur le court terme

2.1.1 Le rappel de 24 heures

La méthode du rappel de 24 heures est attribuée à Whiel (1942). L'enquêté est interrogé par un enquêteur professionnel sur sa consommation des 24 heures précédentes. L'enquêté doit énumérer les aliments et boissons ingérés au cours des repas de la veille et indiquer les quantités consommées. Cette enquête peut se dérouler en face à face ou par téléphone. Cette méthode présente un certain nombre d'avantages. Il s'agit d'un questionnaire ouvert, dont l'administration est assez courte (15-30 mn). Le contact direct et le professionnalisme des enquêteurs contribuent grandement à la qualité du recueil. Au titre des inconvénients, on peut citer que les réponses dépendent de la mémoire des enquêtés, que la taille des portions est difficile à évaluer et nécessite des enquêteurs entraînés. Par ailleurs, la consommation d'un individu est variable d'un jour à l'autre, on ne peut donc déduire d'un seul rappel de 24 heures la consommation usuelle individuelle. Pour cette raison, certaines études utilisent cette méthode en répétant plusieurs recueils de rappel de 24 heures sur une année.

2.1.2 L'enregistrement dans un carnet de consommation

Avec cette méthode, les enquêtés notent au fur et à mesure tous les aliments et boissons consommés. Le relevé des consommations est effectué à l'aide d'un carnet de consommation sur plusieurs jours

consécutifs (le plus fréquemment 2, 3, 5, 7 jours, voire 14 jours). Chaque jour est décomposé en moments de consommation (repas : petit déjeuner, déjeuner, goûter, dîner et encas : toutes les prises entre les repas). Parallèlement, les quantités consommées sont estimées soit par la pesée des aliments, soit par l'utilisation d'un cahier photographique permettant d'identifier des tailles de portions. (cf cahier photo Suvimax, 1994).

Avec le rappel de 24 heures, cette méthode paraît la plus fiable pour une estimation précise des quantités consommées. Comme elle n'est pas basée sur la mémoire mais que les consommations sont relevées en temps réel, on minimise les oublis sur la prise des aliments. Le carnet se présente comme un questionnaire ouvert que les enquêtés remplissent au fur et à mesure. On y collecte également généralement des informations sur le repas (jour, date et heure du repas ainsi que le lieu et le contexte).

En revanche, cette méthode est coûteuse et lourde et nécessite beaucoup de bonne volonté de la part des enquêtés car elle est contraignante. Par ailleurs, on peut craindre certaines modifications dans le comportement de consommation du fait de l'enregistrement de ces consommations. Enfin, la qualité du recueil diminue avec le temps du fait de la lassitude de l'enquêté au bout de plusieurs jours.

2.2 Les méthodes évaluant la consommation sur le long terme

2.2.1 Le questionnaire de fréquences (FFQ)

Le principe du questionnaire de fréquence est de répondre sur la fréquence de consommation d'aliments au sein d'une liste prédéfinie d'un grand nombre de catégories d'aliments. Il existe **2 approches : semi-quantitative et quantitative**. Dans la première approche, pour chaque catégorie d'aliments, les enquêtés indiquent la fréquence moyenne des consommations durant une période précise (semaine, mois, année). Dans l'approche quantitative, on recueille en plus de la fréquence de consommation, la taille usuelle des portions qui est évaluée par tout un éventail de portions, poids, et volumes standards. L'établissement de la liste des aliments est crucial pour la qualité des données recueillies. Il n'est pas évident d'établir une liste d'aliments précise incluant suffisamment mais pas trop d'items qui puissent couvrir la variété des habitudes de consommation que l'on peut rencontrer. Dans l'idéal, il faudrait pouvoir adapter la liste des items selon la population concernée et les objectifs de l'étude. En général cette liste se situe dans une fourchette de 50 à 150 items.

Cet outil présente l'avantage d'être facile d'utilisation pour estimer la consommation des aliments fréquemment consommés. Il peut être auto-administré et nécessite peu de temps d'enquêteur. Enfin, il n'est par ailleurs pas très coûteux.

En revanche, cet outil fait appel à la mémoire et les consommations les plus récentes peuvent influencer le recueil des consommations passées. Il s'agit d'un questionnaire fermé et donc difficile à faire évoluer. Pour estimer les quantités consommées, on doit se référer à des tailles de portions standards. Cette méthode accroît les risques de sur ou sous estimation et doit être validée au préalable par une autre méthode.

2.2.2 L'histoire alimentaire

La méthode originelle (Burke, 1947) commence avec un entretien pour décrire la consommation habituelle, le plus souvent à partir d'un rappel de 24 heures. La deuxième étape est un questionnaire de fréquence et la troisième un carnet de consommation de 3 jours. Il s'agit donc d'une méthode combinant les différentes méthodes vues précédemment. Cela nécessite donc beaucoup de temps, de travail et de moyens. De nos jours, il existe des variantes de cette méthode, le plus souvent sans le carnet de 3 jours. Les individus sont interrogés sur leurs consommations sur le dernier mois, plusieurs mois ou l'année.

L'histoire alimentaire essaie donc d'évaluer la consommation habituelle dans le passé plus éloigné (6 à 12 mois antérieurs à l'enquête par exemple). Le plus souvent, le questionnement suit l'ordre des repas et est découpé en 2 parties : la première s'intéresse à la fréquence de consommation des différents aliments pour chaque repas ; la seconde permet l'évaluation des portions consommées par référence à un cahier photo. Les enquêtés ont parfois du mal à décrire leur consommation sur les 6 à 12 mois et ont tendance à décrire leur consommation des 15 derniers jours.

2.3 Le choix de la méthode la plus appropriée à l'étude d'exposition aux dioxines autour des UIOM

Pour l'étude d'exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM, on cherche à appréhender des habitudes de consommations sur le long terme.

Les méthodes mesurant la consommation sur le court terme (carnet de consommation ou rappel de 24 heures) apparaissent donc mal adaptées à notre problématique, car elles ne permettent pas de tenir compte des habitudes alimentaires sur le moyen-long terme et des éventuelles modifications qui ont pu intervenir.

Par ailleurs, le grand écho médiatique qu'il y a eu autour de la question des risques encourus par les populations vivant à proximité des incinérateurs (exemple de Gilly/Isère) peut avoir engendré d'éventuelles modifications importantes dans le comportement de consommation. Cet aspect constitue un biais considérable dans le cas d'un recueil utilisant la méthode du carnet de consommation.

Le rappel de 24 heures, même répété dans le temps, ne paraît pas non plus adapté à notre problématique car il correspond au reflet de la consommation à des moments ponctuels.

La méthode qui semblerait la plus pertinente afin de tenter de mesurer les habitudes de consommation sur longue période serait celle du questionnaire de fréquence. Cependant, il n'existe pas à l'heure actuelle de questionnaire validé élaboré pour la problématique de l'exposition aux dioxines, furanes et PCB dioxin-like. Il existe cependant un questionnaire validé pour l'estimation des apports en graisses animales, vecteur principal des dioxines : le questionnaire FLVS⁶.

2.4 Les grandes lignes directrices de l'étude alimentaire

2.4.1 Le questionnaire

A la lumière de l'état actuel des réflexions, le groupe de travail s'oriente donc vers une étude de consommation par **questionnaire de fréquence de type FLVS**. Cette solution permettra de faire un calcul de l'exposition habituelle aux dioxines par l'alimentation sans toutefois donner une estimation précise de l'exposition actuelle. L'enquête portera sur les habitudes de consommation et l'accent sera particulièrement mis sur les pratiques d'autoconsommation.

2.4.2 Le ciblage des populations

Afin de mettre l'accent sur les pratiques d'autoconsommation et de pouvoir comparer des groupes d'individus auto-consommateurs et non auto-consommateurs qui soient significatifs, il apparaît opportun de faire un ciblage précis des populations entrant dans la champ de l'étude. Si l'on retenait la population générale vivant dans le rayon choisi autour de l'UIOM pour procéder à l'enquête, on risquerait d'avoir trop peu d'auto-consommateurs. Le choix s'oriente donc vers un ciblage de 2 sous populations :

- **des agriculteurs faisant de l'élevage et/ou des individus non agriculteurs pratiquant l'autoconsommation ;**
- **Des témoins vivant à proximité de l'UIOM, mais n'ayant pas de pratiques d'autoconsommation.**

Il reste à savoir quel est l'effectif à retenir dans chacune de ces sous populations pour l'enquête, sachant que l'on risque d'avoir des difficultés pour trouver dans la zone d'étude un effectif suffisant en particulier pour les individus pratiquant l'autoconsommation.

⁶ Fleurbaix Laventie Ville Santé.

3. L'autoconsommation

3.1 L'autoconsommation des ménages en France : sources de données et méthodes de collecte

Cette partie propose un état des lieux des sources de données sur l'autoconsommation de produits alimentaires disponibles en France. Bien qu'il n'existe pas d'enquête spécifique sur l'autoconsommation, plusieurs sources comportent des informations y faisant référence. On ne retient ici que les enquêtes réalisées auprès d'échantillons représentatifs de la population française. Après une description des différentes enquêtes et un résumé des principaux résultats qui en sont tirés, on présente les questionnaires ayant permis d'obtenir les informations sur l'autoconsommation, les expériences étrangères connues et on tente de faire un bilan critique de l'ensemble des sources.

3.1.1 Sources de données disponibles en France

Les sources de données disponibles en France dans lesquelles on peut trouver des informations concernant l'autoconsommation de produits alimentaires sont les suivantes :

- L'enquête « **Consommation alimentaire** » de l'Insee réalisée tous les ans de 1969 à 1983 et tous les deux ans de 1983 à 1991. Les enquêtes sont réparties tout au long de l'année civile. Elles portent sur des échantillons de 6000 à 8000 ménages qui sont observés pendant sept jours consécutifs (CA).
- L'enquête « **Budgets de famille** » de l'Insee réalisée en 1965, 1972, 1978-79, 1984-85, 1989, 1995, 2000-2001. Les enquêtes sont réparties tout au long de l'année civile ou le cas échéant à cheval sur deux années. Elles portent sur des échantillons de 9000 à 11000 ménages qui sont observés pendant 14 jours consécutifs (BDF).
- L'enquête « **Permanente sur les conditions de vie des ménages** », plate-forme « Les pratiques environnementales et la sensibilité aux problèmes d'environnement » réalisée en janvier 1998 par l'Insee en collaboration avec l'Ifen sur un échantillon de 6000 ménages. Ceux-ci sont interviewés une seule fois (PCV).
- L'enquête « **Modes de vie** » de l'Insee réalisée entre novembre 1988 et novembre 1989. Elle porte sur un échantillon de 10000 ménages suivis pendant 8 à 10 jours (MDV).

L'enquête CA collecte des informations concernant la disposition d'un jardin ou d'un verger, la disposition d'un poulailler ou d'une basse-cour, la disposition d'un clapier ou d'une cabane à lapin, l'élevage d'autres animaux. Pour une centaine de produits de la nomenclature de publication, on connaît la quantité consommée par personne avec et sans l'autoconsommation.

L'enquête BDF relève à peu près les mêmes informations concernant les différentes possibilités d'autoconsommation. Cependant, les produits autoconsommés sont comptabilisés dans les achats totaux de produits alimentaires (en dépense uniquement) sans qu'il soit possible de les distinguer.

L'enquête PCV donne le pourcentage d'observations ayant consommé des produits alimentaires issus de la production du ménage au cours des 12 derniers mois. Les produits y sont classés par grands groupes : boissons, fruits et légumes, produits laitiers, viande, volaille, œufs, produits d'épicerie.

L'enquête MDV tient une place à part. En effet, c'est une enquête expérimentale qui a pour but de mesurer la production domestique des ménages. C'est pourquoi elle comporte des informations sur les diverses activités de jardinage (bêcher, semer, planter, récolter...) et sur les pratiques de chasse, pêche et cueillette.

3.1.2 Principaux résultats sur données françaises

Dans une analyse descriptive détaillée de la dernière enquête « Consommation alimentaire », Dubeaux (1994) montre qu'en moyenne le taux de possession de jardin potager est de 35 % en 1991 avec une différenciation importante selon la catégorie socio-professionnelle de la personne de référence du ménage : 85 % pour les agriculteurs, 48 % pour les retraités, 36 % pour les ouvriers.

Les régions où il y a le plus de jardins potagers sont l'Ouest (1 ménage sur 2 en possède un), l'Est, le Centre-Est et le bassin Parisien (2 ménages sur 5).

Les légumes frais provenant des jardins potagers représentent 26 % de la quantité totale de légumes frais consommés au domicile par tous les ménages. Ce pourcentage atteint 24 % pour les pommes de terre, 22 % pour les tomates, 27 % pour les salades, 25 % pour les carottes et des parts non négligeables pour les légumes quantitativement moins consommés (62 % pour les haricots verts, 57 % pour les petits pois, 45 % pour les poireaux).

L'autoconsommation des fruits est moins importante puisqu'elle représente 12 % de la consommation totale de fruits frais (hors agrumes et fruits exotiques). Ce sont principalement des pommes (9 %), des poires (11 %), des prunes (46 %) et des fruits rouges (33 à 38 %).

Les récoltes de fruits et légumes permettent également de préparer 21 % des confitures, 18 % des légumes surgelés et 10 % des légumes en conserve.

En 1991, 9 % des ménages déclarent détenir un poulailler et 6 % un clapier. Toutefois, ces « élevages » sont presque toujours associés à la possession d'un potager. La production qui en est issue représente 50 % des quantités consommées de lapins, 17 % des œufs et 16 % des volailles.

L'analyse de Dubeaux (1994) insiste également sur l'importance des dons ou échanges entre ménages, par exemple, 42 % des fruits autoproduits et 40 % des œufs sont donnés à des parents ou amis jardiniers ou non. Enfin, il apparaît que les ménages disposant d'un verger ou d'un potager consomment des quantités plus importantes de fruits et légumes que les ménages n'ayant pas de possibilités d'autoconsommation.

Selon l'enquête « Modes de Vie » 1988-1989 (Grimler et Roy (1990)), 36 % des ménages (au moins un membre) déclarent avoir semé ou planté des légumes, 26 % déclarent avoir pratiqué la cueillette, 14 % être allés à la pêche et 7 % être allés à la chasse, au cours des 12 mois précédant l'enquête.

Une exploitation simplifiée des données de l'enquête « Permanente sur les conditions de vie des ménages » indique qu'en 1998, 35,9 % des individus déclarent avoir consommé des fruits et légumes produits par leur ménage au cours des 12 derniers mois. Ce pourcentage est de 10,5 % pour les viandes, volailles et œufs et de 8,5 % pour les produits d'épicerie. Les taux de possession obtenus à partir de l'enquête sur la consommation alimentaire de 1991 semblent être confirmés par ces chiffres plus récents. Les résultats provisoires tirés de l'enquête « Budgets de famille » 2000-2001 montrent que 25 % des ménages déclarent disposer d'un jardin potager et 15 % d'un verger.

Ceci étant, la comparaison des résultats provenant de ces différentes sources nécessite une certaine prudence car la formulation des questions n'y est jamais identique.

3.1.3 Les différentes méthodes de collecte

3.1.3.1 L'enquête « Consommation alimentaire »

La méthode de collecte de l'enquête « Consommation alimentaire » repose sur un document de base qui est le carnet de compte. Les ménages enquêtés doivent le compléter au jour le jour, pendant sept jours consécutifs. Pour chaque jour d'enquête, le carnet de compte comprend quatre tableaux dont un est strictement réservé aux produits alimentaires non achetés définis comme suit :

- *produits de votre jardin, de votre poulailler, de la chasse, de la pêche, etc ;*
- *le cas échéant, produits de votre exploitation agricole, produits de votre commerce ;*
- *cadeaux reçus d'amis ou de parents ;*
- *produits de votre fabrication.*

Une ligne est prévue pour chaque produit et les informations requises sont la désignation du produit et la quantité correspondante. Les instructions aux enquêteurs soulignent que les produits obtenus gratuitement doivent être notés par le ménage le jour où celui-ci les consomme et non le jour où ils entrent dans le ménage comme c'est le cas des produits achetés. Cette règle, appelée règle de l'entame, a pour but d'éviter de trop gros aléas : par exemple le porc tué par le ménage, la récolte de pomme de terre entrant en cave.

Au préalable de la collecte quotidienne, l'enquêteur administre au ménage un questionnaire sur les possibilités d'autoconsommation rédigé de la manière suivante :

- *avez-vous un jardin, un verger ?* oui / non
- *si oui, s'agit-il*
 - *d'un jardin purement d'agrément ?* oui / non
 - *d'un jardin au moins partiellement potager ou verger ?* oui / non
- *avez-vous un poulailler, une basse-cour ?* oui / non
- *avez-vous un clapier, une cabane à lapins ?* oui / non
- *élevez-vous d'autres animaux ?* oui / non
- *si oui, précisez lesquels :*

A partir de 1983, ce questionnaire a été modifié comme suit :

- *cultivez-vous des légumes ?* oui / non
- *avez-vous un verger ou des arbres fruitiers ?* oui / non
- *avez-vous des ruches ?* oui / non
- *élevez-vous des volailles ?* oui / non
- *élevez-vous des lapins ?* oui / non
- *élevez-vous d'autres animaux pour votre consommation alimentaire ?* oui / non
- *si oui, lesquels :*
- *y a-t-il dans votre ménage au moins une personne qui va :*
 - *à la chasse ?* oui mais très exceptionnellement / oui assez fréquemment / non jamais
 - *à la pêche ?* oui mais très exceptionnellement / oui assez fréquemment à certaines périodes de l'année / oui assez fréquemment toute l'année / non jamais
- *vous arrive-t-il de cueillir ou de ramasser gratuitement des fruits, des légumes (marrons, champignons, mûres, pommes, etc...), des escargots ?*
oui mais très exceptionnellement / oui assez fréquemment à certaines périodes de l'année / oui assez fréquemment toute l'année / non jamais
- *si oui, de quels produits s'agit-il ?*
- *avez-vous dans votre voisinage, votre travail ou votre famille des personnes qui vous donnent des produits alimentaires ?* oui mais très exceptionnellement / oui assez fréquemment / non jamais
- *si oui, de quels produits s'agit-il ?*
- *vous arrive-t-il de faire des achats à la ferme, chez des producteurs ou grossistes ?* oui / non
- *si oui, quels produits achetez-vous ?*
 - *en achetez-vous :*
régulièrement toute l'année / seulement à certaines périodes, lesquelles ?

3.1.3.2 L'enquête « Budgets de famille »

La méthode de collecte de l'enquête « Budgets de famille » entre 1978-79 et 1995 est identique à celle de l'enquête « Consommation alimentaire » au détail près que les enquêtés doivent compléter le carnet de compte pendant 14 jours consécutifs. Le questionnaire préalable concernant les possibilités d'autoconsommation, qui n'est pas repris dans l'enquête de 1995, est légèrement différent. Il est rédigé de la manière suivante pour les éditions 1978-79, 1984-85 et 1989 :

- *avez-vous un jardin dont seule votre famille peut disposer ? (cocher la case correspondante)*
 1. *pas de jardin individuel*
 2. *jardin individuel attenant au logement, de moins de 400 m²*

3. *jardin individuel attenant au logement, de plus de 400 m²*
4. *jardin individuel séparé du logement (mais dans la même localité)*
5. *jardin en dehors de la localité*

– *nature du jardin (cocher la ou les cases correspondantes)*

1. *jardin d'agrément*
2. *jardin potager*
3. *verger*

– *disposez-vous d'(cocher la ou les cases correspondantes)*

1. *un poulailler, une basse-cour*
2. *un clapier, une cabane à lapins*
3. *un autre élevage d'animaux non domestiques.*

Une question sur l'approvisionnement auprès du producteur a été posée mais uniquement dans le questionnaire de l'enquête 1978-1979 comme suit :

– achats de produits alimentaires directement auprès du producteur

certaines personnes achètent directement auprès du producteur certains produits comme le vin, les œufs, les volailles... avez-vous eu au cours des 12 derniers mois, l'occasion de faire de tels achats ?

1. *oui, préciser pour quels produits :*

1. *viande*
2. *vin*
3. *huile*
4. *charcuterie, volailles, lapins*
5. *lait, œufs, fromage, beurre*
6. *fruits, légumes*
7. *poisson*
8. *autres :*

2. *non*

La méthode de collecte de l'autoconsommation dans l'enquête BDF a été complètement remaniée pour l'édition 2000-2001. Le nouveau module d'autoconsommation est sous forme de questionnaire informatisé de type CAPI en deux parties :

- *disposition d'un jardin potager, verger, poulailler, clapier, basse-cour, ressources de la chasse, pêche, cueillette de fruits, légumes...*
- *étude de l'autoconsommation proprement dite.*

L'autoconsommation y est définie comme précédemment à quelques détails près :

- *produits tirés de votre jardin, verger, exploitation familiale ;*
- *produits provenant de la chasse, de la pêche, de la cueillette ;*
- *préparations réalisées à partir de tels produits comme confitures, conserves et congelés (sont exclues les préparations alimentaires effectuées à partir de produits achetés ou de surgelés) ;*
- *cadeaux reçus de produits de ce type (provenant d'autres ménages : famille, voisins, amis).*

La première partie relative à la possibilité d'autoconsommation est rédigée de la manière suivante :

- *une personne de votre ménage dispose-t-elle d'un jardin potager dont elle tire des légumes pour la consommation du ménage (immédiate ou non) ou dont elle fait cadeau ? oui / non*
- *une personne de votre ménage dispose-t-elle d'un verger dont elle tire des fruits pour la consommation du ménage (immédiate ou non) ou dont elle fait cadeau ? oui / non*
- *une personne de votre ménage dispose-t-elle d'un poulailler, d'un clapier ou d'une basse-cour dont elle tire un certain nombre de produits pour la consommation du ménage (immédiate ou non) ou dont elle fait cadeau ? oui / non*
- *une personne de votre ménage va-t-elle à la chasse ou à la pêche ? oui / non*
- *une personne de votre ménage a-t-elle l'habitude de cueillir des fruits ou des légumes (châtaignes, champignons, mûres, pommes) gratuits ou de ramasser des escargots ? oui / non*

- vous avez une exploitation agricole. Prenez-vous des produits issus de cette exploitation pour votre consommation personnelle ? oui / non
- votre ménage reçoit-il des produits provenant de l'autoproduction d'un autre ménage qu'il consomme ? oui / non

La partie relative à l'étude de l'autoconsommation relève les quantités de produits consommées au cours des 14 derniers jours. Les informations portent uniquement sur les légumes et les fruits. Pour une liste de 10 légumes et de 9 fruits, les ménages sont questionnés sur l'unité de mesure et la quantité autoconsommée. Ils ont la possibilité de citer 5 autres légumes et/ou fruits qui ne feraient pas partie des listes préétablies par l'Insee.

3.1.3.3 L'enquête « Permanente sur les conditions de vie des ménages »

Cette enquête comporte une seule question liée aux comportements d'autoconsommation qui est rédigée de la façon suivante :

avez-vous au cours des 12 derniers mois, consommé les produits de votre propre production :

1. boissons (vin, cidre, jus de fruits,...) ? oui / non
2. produits laitiers (lait, fromages,...) ? oui / non
3. viande, volaille, œufs ? oui / non
4. fruits, légumes ? oui / non
5. épicerie (foie gras, confits,...) ? oui / non
6. autres produits ? oui / non

3.1.3.4 L'enquête « Modes de vie »

Lors d'une première visite, les ménages enquêtés doivent décrire de façon détaillée leur résidence principale et leur(s) éventuelle(s) résidence(s) secondaire(s). L'enquêteur leur demande notamment la surface des terrains situés autour de ces résidences (1. moins de 500 m², 2. de 500 à 999 m², 3. 1000 m² et plus). Puis vient la question suivante :

en dehors des terrains situés autour de votre résidence principale ou secondaire, disposez-vous d'un jardin pour votre usage propre ? oui / non

La première visite est également l'occasion de repérer les ménages (au moins un de leurs membres) qui pratiquent le jardinage et la chasse, la pêche ou la cueillette. L'enquêteur pose la question suivante à la personne de référence, à son conjoint et en ce qui concerne les enfants :

Est-il arrivé depuis la formation du foyer que (prénom de la personne de référence/du conjoint/vos enfants) pratique(nt) le jardinage ? oui, fréquemment/ oui, rarement/ non, jamais

Dans l'affirmative, l'enquêteur demande :

l'a-t-il pratiquée la semaine dernière ?

et pointe pour une liste de 5 activités de jardinage, le jour de la semaine où celle-ci a été réalisée par la personne en question.

Le même type de questionnaire est utilisé pour les activités : aller à la chasse, aller à la pêche, aller chercher des champignons, des mûres etc...

Ce repérage conditionne l'ouverture des deux sous-modules relatifs au jardinage et à la chasse, pêche, cueillette.

Ces sous-modules font l'objet d'une deuxième visite. En ce qui concerne le jardinage, l'enquêteur relève les temps passés en diverses activités et les caractéristiques de la récolte à savoir : la quantité récoltée pour une liste fermée de 29 légumes et 14 fruits et la destination de la récolte (trois réponses possibles parmi : consommée par le foyer, donnée, mise en conserve ou surgelée, vendue).

En ce qui concerne, la chasse, la pêche et la cueillette, l'enquêteur demande pour chacune des activités prises séparément le lieu où se déroule l'activité (deux réponses possibles parmi : commune du domicile, lieu de vacances, résidence secondaire, autre cas) et la fréquence de pratique de cette activité depuis un an. Puis, comme pour le jardinage, la désignation de ce qui a été chassé, pêché et/ou cueilli, la quantité correspondante et la destination.

3.1.4 Contexte international

Au niveau international, peu de pays réalisent des enquêtes spécialisées sur la consommation alimentaire portant sur l'autoconsommation. A notre connaissance, il en existe deux :

- la « Nationwide Food Consumption Study » (NFCS) aux Etats-Unis,
- la « National Food Survey » (NFS) en Grande-Bretagne.

Sept enquêtes périodiques NFCS ont été réalisées depuis 1936-37, les plus récentes étant 1977-78, 1987-88. Pour chaque produit d'une liste fermée très détaillée (environ 400 postes publiés), l'enquêteur note la quantité utilisée au cours des 7 derniers jours et l'origine du produit dont l'autoconsommation.

La NFS est annuelle depuis 1942. Dans un carnet de compte complété pendant sept jours consécutifs par les ménages, un tableau spécial est consacré aux produits obtenus gratuitement (unité de mesure, quantité, description du produit, origine (jardin, exploitation etc...)).

En Europe, plusieurs enquêtes sur les budgets des ménages sont prises en charge par les instituts statistiques nationaux. Elles doivent respecter certaines recommandations d'harmonisation fixées par Eurostat (périodicité, nomenclatures des produits,...). La plupart recueillent des informations relatives à l'autoconsommation. Celles-ci peuvent être collectées uniquement pour des sous-populations de ménages (agriculteurs, détenteurs d'un jardin potager), (Luxembourg, Grande Bretagne) ou si la valeur de l'autoconsommation dépasse un certain montant et si celle-ci est liée à l'activité professionnelle (Allemagne). Pour les enquêtes pour lesquelles nous disposons des questionnaires, les informations sont la plupart du temps consignées au jour le jour et au moment de la consommation dans un tableau spécial consacré aux produits obtenus gratuitement (description du produit, unité de mesure, quantité, origine (jardin, exploitation etc...)). Il faut garder à l'esprit que les quantités autoconsommées sont relevées pour ensuite être évaluées et incorporées aux achats des produits en question comme c'est le cas pour l'enquête « Budgets de famille » française.

3.1.5 Conclusion

Il semble y avoir un consensus dans la définition de l'autoconsommation de produits alimentaires telle qu'elle est collectée dans les principales sources de données françaises et britanniques⁷. L'autoconsommation y est définie au sens large ; elle concerne les produits alimentaires obtenus gratuitement du fait de la production du ménage (jardin, exploitation, chasse, pêche, cueillette...) ou de dons provenant d'autres ménages du moment que les produits donnés n'ont pas été achetés dans le commerce. Ces sources insistent sur le caractère gratuit de l'autoconsommation car ce sont avant tout des enquêtes de consommation comportant un volet d'achat de produits alimentaires. Les produits achetés doivent donc figurer dans le volet « achat » et non dans le volet « autoconsommation ». Par exemple, les préparations de plats confectionnés à partir de produits du commerce ne sont pas pris en compte dans l'autoconsommation même s'il relèvent d'une forme de production du ménage.

Pour ce qui intéresse notre groupe de travail, la gratuité des produits n'est certainement pas une condition à appliquer à la collecte que l'on pourrait mener. Il semble nécessaire d'élargir le champ aux achats faits à la ferme ou chez le producteur local.

Concernant les méthodes de collecte, on peut remarquer que le caractère saisonnier de la consommation et donc de l'autoconsommation de produits alimentaires est toujours pris en compte dans les enquêtes étudiées, la plupart se déroulant sur 12 mois.

De plus, on peut noter dans les enquêtes françaises et britanniques, la co-existence de deux parties dans les questionnaires : la possibilité d'autoconsommer et l'autoconsommation proprement dite. Exceptée dans la nouvelle version de l'enquête BDF, ces deux parties sont rarement mises en relation. Or, il peut être intéressant de définir d'abord le sous-ensemble de ménages ayant la possibilité d'avoir recours à l'autoconsommation, c'est-à-dire la population d'intérêt, pour ensuite approfondir les comportements de ces ménages en particulier.

L'objectif des enquêtes socio-économiques présentées nécessite le recueil des quantités autoconsommées. Dans ce cadre, la méthode du carnet de compte sur sept jours a déjà fait ses preuves. Il est peu probable que la méthode du rappel des 14 derniers jours adoptée dans la dernière enquête BDF, qui de plus ne considère pas l'ensemble des produits, puisse donner des résultats de même qualité.

⁷ Nous n'avons pas les spécifications précises sur lesquelles s'appuie l'enquête NFCS.

D'abord aucune « préparation » des enquêtés n'a été prévue comme c'est le cas pour l'enquête de consommation américaine dans laquelle il est demandé à la personne responsable des courses et des repas de conserver tous les éléments pouvant lui permettre de se remémorer les produits alimentaires utilisés pendant la période observée⁸. Ensuite, il semble que 14 jours soit une période trop longue pour être adaptée à la méthode du rappel.

Par conséquent, comme le recueil des quantités autoconsommées nécessite une méthode de collecte relativement lourde dont le résultat est encore insuffisant dans le cadre des objectifs de notre groupe de travail, il paraît préférable de réfléchir à un questionnaire détaillé sur les habitudes de consommation, les fréquences d'autoconsommation et de recours aux produits alimentaires locaux.

3.2 L'autoconsommation comme possible facteur de surexposition aux dioxines des personnes vivant autour des incinérateurs (UIOM)

3.2.1 Contexte

Comme il a été exposé plus haut, l'exposition aux dioxines et furanes est principalement d'origine alimentaire, y compris dans les études autour des incinérateurs (Schuhmacher, Meneses et al. 2001; Ma, Lai et al. 2002).

Les aliments produits autour des incinérateurs les plus polluants peuvent être plus contaminés que la moyenne, même si les sources d'émission peuvent être autres (autres industries, feux...)(Nouwen, Cornelis et al. 2001).

Les sujets consommant particulièrement ces aliments peuvent être :

- des agriculteurs consommant leur propre production (autoconsommation) ;
- des particuliers produisant dans leur jardin des aliments qu'ils consomment eux-mêmes ;
- des consommateurs s'approvisionnant plus particulièrement auprès d'agriculteurs ou bénéficiant de dons d'aliments produits par des particuliers dont la production est plus contaminée que la moyenne en raison de la proximité d'une source d'émission.

Une modélisation a indiqué que les seuls sujets significativement surexposés autour des incinérateurs étaient ceux qui pratiquent l'autoconsommation, (Nouwen, Cornelis et al. 2001).

Aux Etats-Unis, une étude auprès d'auto-consommateurs d'œufs et de viande de bœuf montre une imprégnation mesurée dans les lipides sanguins supérieure à celle de l'ensemble des consommateurs d'une même zone rurale dont la production agricole est plus contaminée que la moyenne (Goldman, Harnly et al. 2000).

3.2.2 L'autoconsommation des agriculteurs

En France, les agriculteurs sont parmi les pratiquants les plus importants de l'autoconsommation. En moyenne et en 1991, ils autoconsommaient 76 % des volailles, 70 % des œufs, 52 % du lait et 34 % de la viande qu'ils consomment à domicile (Bertrand 1993). L'autoconsommation des agriculteurs ne dépend pas forcément de la spécialisation des exploitations en raison de l'existence de production spécifique à côté de la production commercialisable sur laquelle des prélèvements peuvent aussi être effectués. Les productions spécifiques concernent notamment les animaux de basse-cour, les lapins et les volailles, les œufs et dans une moindre mesure le porc (Schlusselhuber 1988).

Pour le lait et la viande de bœuf en revanche, la consommation dépend de la production sur l'exploitation de lait et plus généralement de la spécialisation de l'exploitation en élevage qui permet des prélèvements (Schlusselhuber 1988). Il faut souligner que 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 and Gerbec 1988; Fries and Paustenbach 1990).

⁸ Par exemple, dans le cas de l'autoconsommation, avoir en tête les différents menus de la semaine pourrait permettre de réduire un certain nombre d'oublis de la part des ménages. Mais, on peut alors se demander, si la solution de noter les menus de tous les repas pendant une semaine est plus légère qu'un simple relevé des quantités de produits alimentaires autoconsommés.

En France, l'autoconsommation est plus forte dans le Sud-Ouest, le Centre-Est et l'Ouest (Bertrand 1993) mais on ne retrouve pas clairement de variations régionales quand on s'intéresse aux seuls agriculteurs (Zeman 2001).

3.2.3 L'autoconsommation des particuliers

Pour les particuliers, l'autoconsommation concerne principalement les fruits et les légumes du jardin et du potager. Les lapins, les volailles et les œufs peuvent aussi être autoconsommés mais plus rarement (Gojard 1995). A noter que les œufs ou les volailles sont souvent pris en compte comme aliments vecteurs significatifs dans les études d'exposition locale aux dioxines (Lovett, Foxall et al. 1998; Goldman, Harnly et al. 2000 ; Ma, Lai et al. 2002)

Les niveaux d'auto-consommation atteints par les particuliers peuvent être très forts pour certains fruits ou légumes comme les haricots verts, mais n'atteignent pas en général pour les produits d'origine animale les niveaux des agriculteurs.

L'autoconsommation dépend évidemment de la disponibilité d'un jardin, que celui-ci soit attenant à la maison ou bien qu'il s'agisse d'un jardin séparé comme dans le cas des jardins ouvriers. Elle est moins fréquente quand les revenus augmentent mais ce phénomène semble être davantage lié à des différences d'attitudes par rapport aux fonctions du jardin qu'à la contrainte de revenu au sens strict. L'autoconsommation est plus fréquente chez les ménages âgés, vivant en milieu rural ou semi-urbain et chez les familles avec enfant(s) (Caillavet 1999). L'autoconsommation étant habituellement mesurée au niveau « ménage » et non au niveau « individuel », il n'existe pas de données d'autoconsommation directement disponibles en population générale pour certains groupes d'individus comme les enfants ou les femmes enceintes. Ces groupes sont cependant pris en compte dans certaines études d'exposition aux dioxines ou d'autoconsommation par modélisation (Yoshida, Ikeda et al. 2000; Moya and Phillips 2001).

Enfin, il faut souligner que le mode de consommation des fruits et légumes autoconsommés a un impact important sur l'exposition, plus que pour les produits carnés. Le niveau d'exposition aux dioxines pour les auto-consommateurs de fruits et légumes peut être réduit de 38 % à 88 % par le lavage des fruits et légumes (Tsutsumi, Iida et al. 2002). L'épluchage des fruits produits autour d'incinérateurs réduit aussi significativement l'ingestion de dioxines (Lovett, Foxall et al. 1997).

3.2.4 L'approvisionnement systématique auprès d'agriculteurs ou de particuliers, la pêche et la chasse locales

Il existe manifestement beaucoup moins d'information sur l'utilisation de circuits courts ou locaux d'approvisionnement que sur l'autoconsommation. Ces pratiques peuvent être fréquentes quand une offre alimentaire locale présente un intérêt qualitatif ou économique important (Dufour 1998).

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, Soong et al. 1995). Dans ce cas, la pratique de la pêche localement peut être une source d'exposition.

3.2.5 La variation temporelle de l'auto-consommation et les conséquences sur l'exposition

Le recours à l'autoconsommation varie selon les saisons et peut aussi varier d'une année à l'autre selon la disponibilité des aliments produits. Par ailleurs, les émissions et la contamination des sols, de l'herbage et des aliments peut varier considérablement dans le temps (Domingo, Schuhmacher et al. 2001).

3.2.6 Conclusion

D'après l'étude bibliographique réalisée, les populations « cibles » susceptibles d'être surexposées, même modérément, par voie alimentaire et en raison de la proximité d'un incinérateur seraient les suivantes, sans prendre en compte les expositions professionnelles.

- Les agriculteurs et en particulier (mais pas uniquement) les éleveurs, producteurs laitiers ou de viande ;
- Les membres des ménages consommant leur production du potager ou du jardin, en particulier s'ils élèvent des volailles pour les œufs et la viande ;

- Dans des situations particulières comme celle d'un incinérateur situé au bord de la mer, d'un estuaire ou d'une rivière, les pêcheurs locaux pourraient être surexposés, sans qu'il y ait forcément un lien avec l'UIOM ;
- L'achat systématique de produits locaux pourrait être un facteur de surexposition mais ce facteur n'est pas en général pris en compte dans les études, sans doute en raison de la difficulté d'obtenir une information fiable ;
- La prise en compte d'autres sources d'émission (usines métallurgiques, feux de jardin ou de cheminée, circulation automobile) ne change pas les critères ci-dessus mais modifie le choix des localisations géographiques des sujets ;
- L'ancienneté de l'autoconsommation comme l'ancienneté de la résidence sont des critères essentiels à prendre en compte.

4. Conclusion

La question retenue par le groupe de travail était la suivante : « quels sont les facteurs prédictifs de l'imprégnation aux dioxines de la population, et en particulier autour des incinérateurs d'ordures ménagères ? ».

Pour répondre à cette question, le groupe de travail a retenu deux méthodes de quantification de l'exposition d'origine alimentaire et de l'imprégnation.

Pour estimer l'exposition d'origine alimentaire, il faut connaître les niveaux de contamination des aliments et les consommations alimentaires habituelles. Parmi ces consommations alimentaires, il faut pouvoir distinguer celles qui ont pu être contaminées par les émissions des UIOM et qui sont consommées localement (autoconsommation) et celles qui proviennent d'origines diversifiées par les circuits de commercialisation tels que la grande distribution. L'estimation de l'exposition d'origine alimentaire est difficile en raison du fait que les expositions les plus élevées ont été observées dans le passé, avant la mise aux normes ou l'abaissement des émissions des UIOM. Si les niveaux de contamination passés des aliments consommés ne sont pas connus, il n'est pas possible d'estimer de façon rétrospective les expositions passées. C'est la raison pour laquelle le groupe préconise de **privilégier des sites pour lesquels il existe déjà des données de contamination des productions agricoles ou des jardins familiaux**.

Pour l'estimation des consommations alimentaires, le groupe préconise d'utiliser un **questionnaire combinant fréquences de consommation des aliments et tailles de portion** tel que le questionnaire FLVS qui a été validé pour l'estimation des matières grasses d'origine animale, principal vecteur de dioxines et furanes (Cf. présentation de ce questionnaire en annexe). L'autoconsommation sera appréhendée par un questionnaire d'habitudes de ces pratiques. Ce questionnaire reste à construire à partir des différents questionnaires existants notamment à l'Insee et devra être testé avant application dans l'étude en vrai grandeur.

En raison de l'importance de l'**autoconsommation** comme facteur de surexposition des populations vivant à proximité des UIOM, le groupe propose d'étudier de façon particulière l'exposition des catégories de population suivantes : **agriculteurs, membre des ménages consommant leur production du potager ou du jardin**. L'ancienneté de ces pratiques est un facteur essentiel de l'exposition cumulée. Les utilisations de circuits courts de commercialisation tels que les ventes à la ferme sont considérées comme trop occasionnelles par rapport à l'autoconsommation au sens strict pour nécessiter une étude spécifique.

Enfin, en raison de la **difficulté à estimer de façon rétrospective les expositions d'origine alimentaire**, le groupe estime essentiel de mesurer par indicateur biologique **l'imprégnation des populations exposées**. Ce point fait l'objet de la partie suivante.

5. Bibliographie

- Afssa, CSHPF.** Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française. Afssa. 2000 juin, 45pp.
- Anderson SA.** Guidelines for use of dietary intake data. J. Am. Diet. Assoc. 1988 ; 88 : 1258-1260.
- Bertrand M.** Consommation et lieu d'achat des produits alimentaires en 1991. Insee Résultats, Consommation modes de vie. 1993 : 262-263.
- Bingham SA.** The dietary assessment of individuals : methods, accuracy, new techniques and recommandations. Nutr. Abstr. Rev. 1987 ; 57 : 705-742.
- Biro G., Hulshof K., Ovesen L., Amorim Cruz JA.** Selection of methodology to assess food intake. Eur. J. Clin Nutr. 2002 ; 56 (suppl 2) : S25-S32.
- Burke BS.** The dietary history as a tool in research. J. Am. Clin. Nutr. 1947 ; 59 : 164S-167S.
- Caillavet F., Nichele V.** Autoconsommation et jardin, arbitrage entre production domestique et achats de légumes. Economie rurale. 1999 ; 250 : 11-20.
- Clément L., Destandau S. et Eneau D.** Le budget des ménages en 1995. Insee, Division conditions de vie des ménages, Insee Résultats-consommation-modes de vie. Paris. 1997 ; 90, 118pp.
- Domingo J.L., Schuhmacher M. et al.** Temporal variation of PCDD/PCDF levels in environmental samples collected near an old municipal waste incinerator. Environ Monit Assess 2001 ; 69 (2) : 175-93.
- Dubeaux D.** Les français ont la main verte. Insee, Division conditions de vie des ménages, Insee première. 1994 août ; n° 338, 4pp.
- Dufour A.** Enquête « consommation alimentaire dans le Nord Cotentin ». Rapport Crédoc. 1998.
- Experts participating in SCOOP 3.2.5.** Assessment of dietary intake of dioxins and related PCBs by the population of EU Member States, Directorate General Health and Consumer Protection. 2000.
- EUROSTAT.** Les enquêtes sur le budget des ménages dans l'Union Européenne : méthodologie et recommandations pour l'harmonisation. Population et conditions sociales, série méthodes. 1997 ; 3 E, 216pp.
- Fries G.F. and Paustenbach D.J.** 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.
- Gojard S., Weber F.** Jardins, jardinage et autoconsommation alimentaire. INRA Sciences sociales. 1995. ; 2 : 1-4.
- Goldman L.R., Harnly M. et al.** 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.
- Grimler G. et Roy C.** Activités domestiques : faire, acheter, faire faire ou ne pas faire ? INSEE, Division Conditions de Vie des Ménages, INSEE Première. 1990 octobre ; 109, 4pp.
- InVS.** Les hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés dans le lait maternel, mai. 2000.
- Ling Y.C., Soong D.K., et al.** PCDD/DFs and coplanar PCBs in sediment and fish samples from the Er-Jen river in Taiwan. Chemosphere. 1995 ; 31 (3) : 2863-72.
- Lovett A.A., Foxall C.D., et al.** PCB and PCDD/DF congeners in locally grown fruit and vegetable samples in Wales and England. Chemosphere 1997 ; 34 (5-7) : 1421-36.

- Lovett A.A., Foxall C.D., et al.** 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 H.W., Lai Y.L., et al.** Transfer of dioxin risk between nine major municipal waste incinerators in Taiwan. *Environ Int* 2002 ; 28 (1-2) : 103-10.
- Moutardier M.** Les budgets des ménages en 1978-1979 d'après l'enquête « Budgets de famille » 1978-1979. Collections de l'Insee. 1982 ; série M : 97, 239 pp.
- Moutardier M.** Les budgets des ménages en 1984-1985. Collections de l'INSEE. 1989 ; série M : 136, 225 pp.
- Moutardier M.** Le budget des ménages en 1989. Insee, Division conditions de vie des ménages, Insee Résultats-consommation-modes de vie. Paris. 1991 : 21-22, 207pp.
- Moya J. and Phillips L.** Analysis of consumption of home-produced foods. *J Expo Anal Environ Epidemiol.* 2001 ; 11 (5) : 398-406.
- Nouwen J., Cornelis C., et al.** Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). *Chemosphere*. 2001 ; 43 (4-7): 909-23.
- Pao EM, Cypel YS.** Estimation of dietary intake. *Present Knowledge in Nutrition*, eds EE Ziegler & LJ Filer, 7th edn. Washington; DC : ILSI Press. 1996 ; pp 498-507.
- Schlusshuber.** La persistance des pratiques pour l'autoconsommation alimentaire dans les exploitations agricoles en France. B.T.I. 1988 ; 435 : 539-548.
- Schuhmacher M., Meneses M., et al.** The use of Monte-Carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator. *Chemosphere*. 2001 ; 43 (4-7): 787-99.
- Stevens J. B. and Gerbec E. N.** Dioxin in the agricultural food chain. *Risk Anal* 1988 ; 8(3): 329-35.
- Suvmix.** Portions alimentaires : manuel photos pour l'estimation des quantités . 1994
- Thompson FE & Byers T.** Dietary assessment resource manual. *J. Nutr.* 1994 ; 124 :2245S-2317S.
- Tsutsumi T., Iida T., et al.** Recent survey and effects of cooking processes on levels of PCDDs, PCDFs and Co-PCBs in leafy vegetables in Japan. *Chemosphere*. 2002 ; 46 (9-10): 1443-9.
- Wiehl DG.** Diets of a group of aircraft workers in southern California. *Milbank Mem. Fund Q.* 1942 ; 20 : 329-366.
- Willett W.** *Nutritional Epidemiology*. second edition, Oxford University Press.
- Yoshida, K., S. Ikeda, et al.** Assessment of human health risk of dioxins in Japan. *Chemosphere*. 2000 ; 40 (2) : 177-185.
- Zeman.** La ration alimentaire moyenne en France. Note technique IRSN SEGR/SAER 2001 ; 62, pp 97.

Partie 3. Indicateurs biologiques d'exposition aux dioxines et PCB



1. Introduction

L'exposition humaine aux dioxines peut être également estimée en déterminant les concentrations de certaines substances organochlorées dans divers milieux biologiques. Le choix des substances et du milieu biologique doit tenir compte de la cinétique et du métabolisme des substances, de la signification de l'indicateur retenu et de la faisabilité de son utilisation à l'échelle épidémiologique.

La détection de la contamination de l'environnement par les PCB est liée au développement de la chromatographie en phase gazeuse (CPG) dans les années soixante (Jensen 1966), utilisée pour la recherche des pesticides organochlorés. La détection et le dosage des dioxines sont liés à l'apparition des méthodes de spectrométrie haute résolution dans les années soixante-dix. Les premiers dosages de dioxines chez l'homme et dans l'alimentation ont été réalisés par Baughman (1973). Il dosa la 2,3,7,8-TCDD dans le lait maternel et des poissons provenant du Vietnam du Sud où avait été épandu l'agent orange, un mélange de phénoxyherbicides contaminée par la dioxine. Historiquement, les premières mesures de dioxines et PCB chez l'homme ont été réalisées dans le tissu adipeux et le lait, et plus tard dans le sang et d'autres tissus. Les niveaux dans les divers tissus ont ensuite été étudiés au regard d'autres données soit pour comparer des groupes de population soit pour rechercher des relations avec des effets adverses. Le concept qui sous-tend l'utilisation des concentrations de dioxines et PCB dans le lait ou le sang dans les enquêtes d'exposition est que ces concentrations traduisent la charge corporelle qui donne plusieurs types d'indications :

- En premier lieu, elle constitue un indicateur d'exposition pour les substances très rémanentes comme les dioxines et les PCB, puisque la charge corporelle est proportionnelle au cumul des expositions et représente donc un effet mémoire ;
- La charge corporelle peut être aussi interprétée comme dose interne, c'est à dire que la contamination des lipides circulants (dépendant de la charge des lipides de réserve) entraîne un niveau permanent d'exposition des tissus de l'organisme indépendamment de la dose externe variable en fonction des vecteurs d'exposition ;
- Cette dose interne devient donc la dose d'exposition pour le fœtus (via le sang du cordon) et du nouveau-né (via le lait).

Ces trois niveaux de signification sont d'une grande importance et placent donc l'évaluation de la charge corporelle comme la clef des études toxicologiques et épidémiologiques.

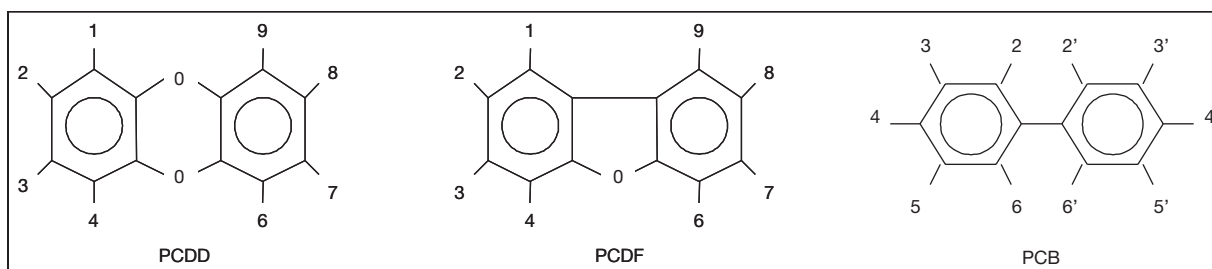
2. Identité des contaminants

2.1 Généralités

L'inclusion en 1998 par l'OMS des PCB dioxin-like (PCB-DL) dans la dose journalière tolérable (DJT) initialement affectée aux dioxines a entraîné une certaine confusion dans l'évaluation et la gestion des risques de ces deux familles de contaminants, d'ailleurs en partie à l'origine de la « crise Belge ». En fait ces deux familles d'HAPC diffèrent par leur historique et par la majeure partie des sources mais ont en commun certains mécanismes d'action et certaines sources mineures. Il s'agit donc de bien identifier les spécificités de ces deux familles de composés persistants.

La structure de base des dioxines, furanes et PCB se présente de la manière suivante.

FIGURE 6 : Structures de base des PCDD, PCDF et PCB



2.2 PCDD et PCDF

Les polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et dibenzofuranes (PCDF) sont deux familles de composés aromatiques formés de trois cycles dont les structures de base sont représentées sur la figure ci-dessus. Dans les deux cas, les 8 atomes d'hydrogène qui occupent les positions 1 à 4 et 6 à 9 peuvent être remplacés par un atome de chlore conduisant ainsi à la formation de 210 composés différents répartis en 75 PCDD et 135 PCDF.

Seuls les PCDD et PCDF ayant au moins quatre atomes de chlore en position 2, 3, 7 et 8 sont habituellement mesurés en raison de leur toxicité et de leur bio-accumulation dans les graisses. Cela concerne 17 substances qui sont les plus communément dosées, car les plus toxiques. On les étudie généralement grâce à un indice qui résume en une seule valeur (I-TEQ⁹: en anglais équivalent toxique international) la contamination du milieu par le mélange de ces 17 substances, pour chacune desquelles est appliqué un coefficient correspondant à sa toxicité (TEF : facteur de toxicité en anglais).

2.3 PCB

Les polychlorobiphényles (PCB) ont une formule de base représentée sur la figure ci-dessus, où chacun des dix atomes d'hydrogène peut être remplacé par un atome de chlore, constituant ainsi 209 PCB.

⁹ I-TEQ = Somme (Concentration_i x TEF_i)

Ces congénères sont différenciés en fonction du nombre et de la position des atomes de chlores positionnés sur les 10 sites disponibles en ortho (2,2' et 6,6') méta (3,3' et 5,5') ou para (4,4') des deux cycles phényles. Le nombre de substitutions chlorées déterminera les possibilités de biodégradation de la molécule (l'existence d'au moins deux positions libres côte à côte préférentiellement en méta-para sera déterminante), la présence de substitutions en ortho sera capable de gêner la rotation des noyaux phényles et donc de s'opposer à une configuration plane. La conformation tridimensionnelle des congénères de PCB ira donc d'une forme plane (congénères non ortho substitués) à une forme dite globulaire (congénères pluri-ortho-substitués) en passant par des formes intermédiaires (non-ortho-substitués). Ces caractéristiques de dégradabilité et de conformation vont introduire des différences sensibles dans les effets induits par les différents congénères et dans leur aptitude à être bioaccumulés et biomagnifiés dans les chaînes alimentaires.

Les PCB peuvent être divisés en 4 catégories :

- (1) Les congénères facilement dégradables (peu chlorés) pouvant donner des métabolites capables de faire des adduits en particulier aux protéines ;
- (2) les congénères peu dégradables majoritairement retrouvés dans les matrices alimentaires (et donc les plus facilement dosables) ;
- (3) les congénères de configuration plane, pouvant facilement se lier au récepteur Ah ;
- (4) les congénères de configuration globulaire pouvant se lier au récepteur CAR.

A l'heure actuelle **seules deux catégories servent de base à l'évaluation** et la gestion des risques : il s'agit d'une part des PCB dioxin-like et d'autre part des PCB indicateurs.

2.3.1 PCB – dioxin-like (PCB-DL)

Cette catégorie de congénères correspond aux PCB coplanaires (en anglais : coplanar PCB ou planar PCB). La configuration plane concerne les PCB ayant plusieurs atomes de chlore en position méta et para mais **sans substitution en ortho**.

Elle concerne un petit nombre de congénères qui sont structurellement proches de la 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxine et sont de ce fait des ligands très affines du récepteur Ah, tels que les PCB :

- 77 (3,3',4,4'-tétrachlorobiphényle),
- 81 (3,4,4',5-tétrachlorobiphényle),
- 126 (3,3',4,4',5-pentachlorobiphényle),
- 169 (3,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle).

Cette propriété se traduit par une certaine capacité d'induction du CYP1A (Safe, 1994). Les effets toxiques de ces congénères sont comparables à ceux de la dioxine et concernent des pertes de poids, apparition de chloracné, d'atrophie du thymus, d'immuno-déficience et d'hépatotoxicité avec signes de porphyrie. Ces manifestations toxiques n'apparaissent pas chez des souris qui n'expriment pas le récepteur Ah (Fernandez-Salguero et al., 1996). Cette catégorie de congénères fait donc partie de la famille des dioxine-like (PCB-DL) avec des facteurs d'équivalents toxiques relativement élevés de 0,1 à 0,0001.

La catégorie des PCB-DL comprend aussi les congénères **mono-ortho** substitués pour lesquels la présence de chlore en position ortho diminue la possibilité d'adopter une configuration totalement plane. Cependant, ces PCB gardent une certaine affinité pour le récepteur Ah. Les principaux représentants de ce groupe sont les PCB :

- 105 (2,3,3',4,4'-pentachlorobiphényle),
- 114 (2,3,4,4',5-pentachlorobiphényle),
- 118 (2,3',4,4',5-pentachlorobiphényle),
- 123 (2,3',4,4',5 hexachlorobiphényle),
- 156 (2,3,3',4,4',5-hexachlorobiphényle),
- 157 (2,3',4,4',5' hexachlorobiphényle),
- 167 (2,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle),
- 189 (2,3,3',4,4',5,5' heptachlorobiphényle).

Ces congénères ont des facteurs d'équivalent toxique de 0,0001 à 0,00001. L'ensemble des PCB-DL sont exprimés en I-TEQ_{OMS}.

2.3.2 PCB indicateurs

Depuis leur mise en évidence en 1966 dans les poissons, les PCBs sont exprimés en somme des pics mesurés en CPG (une quinzaine de pics après séparation sur colonne de verre remplie). Pour l'évaluation des risques, les profils chromatographiques obtenus étaient comparés aux profils obtenus avec les mélanges commerciaux (par exemple Aroclors ou Phénoclor) qui avaient été soumis aux protocoles d'évaluation toxicologiques au moment de leur mise sur le marché. La comparaison des profils obtenus dans les milieux biologiques différaient de ceux obtenus pour les mélanges commerciaux pour des raisons de toxicocinétique et de métabolisme. Seuls les congénères les plus chlorés (de 4 à 8 Cl par molécule) étaient retrouvés dans les matrices animales, du fait de leur faible métabolisation. La comparaison des profils de congénères présents dans les mélanges commerciaux et ceux retrouvés dans différentes matrices des compartiments biotiques ou abiotiques s'effectuait donc sur la base des congénères communs à l'ensemble des profils chromatographiques, c'est à dire très présents dans les mélanges commerciaux et les moins métabolisés au cours de leurs transferts dans les chaînes alimentaires. Les congénères retenus sont alors appelés indicateurs et varient suivant les auteurs de 3 à 8. Dans cette catégorie sont classés les congénères **mono ou di-ortho substitués** car présentant des chlores sur les positions bloquant la métabolisation, en particulier en ortho et en para. C'est ce caractère bioaccumulatif qui a été déterminant pour sélectionner ces congénères (et non leur mécanisme d'action) entraînant par là même des facilités analytiques. Il existe actuellement un consensus pour retenir 7 congénères dits indicateurs.

Ce groupe comprend les congénères :

- 28 (2,4,4' trichlorobiphényle),
- 52 (2,2',5,5'-tetrachlorobiphényle),
- 101 (2,2',4,5,5'-pentachlorobiphényle),
- 118 (4,3',4,4',5-pentachlorobiphényle),
- 138 (2,2',3,4,4',5' hexachlorobiphényle),
- 153 (2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle),
- 180 (2,2',3,4,4',5,5' heptachlorobiphényle).

Sur le plan toxicologique, ces congénères ne sont pas co-planaires et ne se fixent pas, ou avec une très faible affinité, au récepteur Ah. Ils n'induisent pas le CYP1A mais le CYP2B (Connor et al., 1995). Il a récemment été montré que cette induction impliquait la liaison à un récepteur nommé CAR (pour Constitutive Androstane Receptor) hautement exprimé dans le foie et qui est inactivé par la présence de stéroïdes à noyau androstane (Waxman, 1999). Ces PCB ont des effets toxiques différents de ceux que provoquent les congénères co-planaires (Giesy et Kannan, 1998). Ils présentent en général des effets antithyroïdiens, neurotoxiques et sont en général de puissants promoteurs de cancérogenèse. Cependant, les toxicités relatives des congénères non coplanaires ne sont pas suffisamment documentées pour établir des TEF spécifiques permettant d'exprimer la somme des congénères indicateurs en TEQ (par exemple équivalents de PCB 153, le plus actif de la série). Ils sont donc exprimés simplement en somme des 7 congénères. Sur le plan toxicologique ils sont exprimés en équivalents Aroclors, pour référence aux RfD ou DJT établies par l'OMS pour les mélanges commerciaux.

2.4 Indicateurs retenus par l'OMS

Les HAPC retenus par l'OMS présentés dans le tableau suivant sont les plus communément dosés car les plus toxiques.

En plus des dix-sept PCDD et PCDF, il y a divers PCB retenus par l'Organisation mondiale de la santé (WHO, Environmental Health in Europe, N°3).

On distingue :

- 12 PCB « dioxin-like » qui agissent sur les mêmes récepteurs que les dioxines et furanes ;
- 7 PCB marqueurs ou dits PCB indicateurs qui comprennent des congénères mono ou di-ortho substitués les plus présents dans les matrices environnementales et alimentaires, le PCB 118 étant à la fois dioxin-like et indicateur ;
- Certains auteurs expriment toujours les résultats des analyses en faisant la somme des congénères retrouvés de façon significative dans les matrices environnementales et alimentaires. Les résultats incluent donc des congénères supplémentaires dits autres PCB.

TABLEAU 12 : PCDD, PCDF et PCB* retenus par l'OMS

PCDD	PCDF	PCB Dioxin-like	PCB marqueurs ou dits indicateurs	Autres PCBs
2,3,7,8-TCDD**	2,3,7,8-TCDF	PCB 77 (non-ortho)	PCB 28	PCB 60
1,2,3,7,8-PeCDD	1,2,3,7,8,-PeCDF	PCB 81 (non-ortho)	PCB 52	PCB 66
1,2,3,4,7,8-HxCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	PCB 126 (non-ortho)	PCB 101	PCB 74
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,2,3,4,7,8-HxCDF	PCB 169 (non-ortho)	PCB 118	PCB 110
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1,2,3,6,7,8-HxCDF	PCB 105 (mono-ortho)	PCB 138	PCB 170
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,2,3,7,8,9-HxCDF	PCB 114 (mono-ortho)	PCB 153	PCB 183
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	2,3,4,6,7,8-HxCDF	PCB 118 (mono-ortho)	PCB 180	PCB 187
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	PCB 123 (mono-ortho)		
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	PCB 156 (mono-ortho)		
	1,2,4,6,7,8,9-OCDF	PCB 157 (mono-ortho)		
		PCB 167 (mono-ortho)		
		PCB 189 (mono-ortho)		

*PCB : composés identifiés par un numéro de la nomenclature internationale IUPAC (International Union for Pure and Applied Chemistry).

** 2,3,7,8- TCDD : dioxine la plus toxique, incriminée dans l'accident de Seveso.

Dioxines et PCB : I-TEQ_{OTAN} ou I-TEQ_{OMS}

Un outil a été proposé pour évaluer la toxicité du mélange des 17 congénères de PCDD/F, en exprimant celle de chaque congénère par rapport au composé le plus toxique, la 2,3,7,8-TCDD dite « dioxine SEVESO », grâce à un coefficient de pondération appelé TEF (« *toxic equivalent factor* » défini à partir d'observations animales). Ainsi, cette molécule de référence se voit attribuer un TEF égal à 1.

La teneur d'un mélange de dioxines est exprimée à l'aide d'un indice international de toxicité, le TEQ ou équivalent toxique, et obtenue en sommant les concentrations de chaque congénère pondérées par leur TEF respectif, soit : $C_x \text{ I-TEQ} = \sum (C_i \cdot \text{I-TEF}_i)$

Avec C_x I-TEQ : concentration du mélange x en toxiques équivalents internationaux,

C_i : concentration du congénère i,

I-TEF_i : facteur (international-) d'équivalence toxique du congénère i,

L'I-TEQ_{OTAN} est le résultat de la somme pondérée des TEF pour 7 congénères de PCDD (sur 75) et 10 de PCDF (sur 135) proposé par l'OTAN en 1988.

Dans la nomenclature OMS (I-TEQ_{OMS}) certains TEF ont été modifiés au vu de nouvelles données toxicologiques, et y sont ajoutés depuis 1997, 12 congénères de PCB assimilés aux dioxines (dits « dioxin-like »). Le tableau suivant présente les facteurs d'équivalence pour les 29 composés pris en compte pour le calcul du TEQ.

A titre d'exemple, on peut citer les résultats de l'étude InVS-Ademe sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France (2000). La concentration moyenne de dioxines a été calculée en tenant compte des équivalents toxiques OTAN et OMS, permettant une comparaison simple :

TABLEAU 13 : Concentrations moyennes de PCDD/F exprimées en I-TEQ_{OTAN} ou I-TEQ_{OMS} dans le lait maternel en France (InVS 2000)

Equivalent toxique utilisé	Concentrations dans le lait maternel moyenne arithmétique de PCDD/F
I-TEQ _{OTAN}	16,47 pg/g MG
I-TEQ _{OMS}	19,56 pg/g MG

Ainsi dans cette étude, on remarque une différence d'environ 20 % entre les teneurs en dioxines dans le lait maternel en fonction de l'équivalent toxique utilisé. Notons qu'il ne s'agit pas d'une généralité, puisque ce pourcentage varie en fonction des concentrations de chaque congénère (donc de ceux ayant un I-TEF_{OTAN} différent de l'I-TEF_{OMS}).

TABEAU 14 : Facteurs d'équivalent toxique proposés par l'Otan (1994) et l'OMS (1997) pour les mammifères, humains compris.

	Isomère ou groupe homologue (Numéro IUPAC pour les isomères de PCB)	I-TEF (OTAN 1994)	I-TEF (OMS 1997)
PCDD	2,3,7,8-tétraCDD	1	1
	1,2,3,7,8-pentaCDD	0,5	1
	1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0,01	0,01
	OCDD	0,001	0,001
PCDF	2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
	1,2,3,7,8-pentaCDF	0,05	0,05
	2,3,4,7,8-pentaCDF	0,5	0,5
	1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9-hexaCDF	0,1	0,1
	2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0,01	0,01
	1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	0,01	0,01
	OCDF	0,001	0,0001
PCB non ortho	3,3',4',5-TCB (81)	–	0,0001
	3,3',4,4'-TCB (77)	–	0,0001
	3,3',4,4',5-PeCB (126)	–	0,1
	3,3',4,4',5,5'-HxCB (169)	–	0,01
PCB mono-ortho	2,3,3',4,4'-PeCB (105)	–	0,0001
	2,3,4,4',5-PeCB (114)	–	0,0005
	2,3',4,4',5-PeCB (118)	–	0,0001
	2',3,4,4',5-PeCB (123)	–	0,0001
	2,3,3',4,4',5-HxCB (156)	–	0,0005
	2,3,3',4,4',5'-HxCB (157)	–	0,0005
	2,3',4,4',5,5'-HxCB (167)	–	0,00001
	2,3,3',4,4',5,5'-HpCB (189)	–	0,0001

2.5 Choix d'indicateurs dans des études récentes

PCB indicateurs chez l'Homme : Le dosage et l'expression des résultats pour les mesures de PCB a donc évolué en fonction du temps, des équipes de recherche et des sujets de recherches, allant de l'expression de la somme de l'ensemble des congénères détectés à la mesure comparative d'un seul congénère servant de référence (par exemple le 153). Chez l'homme les profils des congénères retrouvés dans les lipides corporels dépend des sources de contamination, des transferts relatifs des congénères (Kow, poids moléculaire, encombrement stérique), des séquestrations spécifiques (rétention particulière des congénères –DL par fixation sur le CYP 1A2 dans le foie), la susceptibilité à la métabolisation. En fait les CB 118, 138 et 153 ont les facteurs de bioconcentration les plus élevés et se retrouvent donc majoritairement chez les ruminants (donc le lait et la viande). D'autre part les CB 52, 101 et 110 sont facilement métabolisables et se retrouvent donc en quantités notables dans les aliments végétaux et le poisson. Dans l'alimentation on retrouve (étude italienne) en majorité (par ordre décroissant) : les CB 153, 138 et 163, puis les CB 28, 101 118, 149, 180 et 52. Dans les graisses humaines les CB 153, 138, 180 et 118 sont retrouvés majoritairement ainsi que le CB 28. Les CB 52 et 101 sont retrouvés significativement dans le cas de consommateurs de poissons. On voit donc que le choix des 7 congénères dits indicateurs est un choix optimal pour suivre les transferts des PCB vers l'homme et à l'intérieur de l'organisme humain.

Test CALUX : L'évaluation de la charge corporelle en composés dioxin-like nécessite donc le dosage de plusieurs familles de substances (PCDD, PCDF, PCB) susceptibles de se fixer sur le récepteur Ah. Cependant la signification biologique de ces dosages est limitée puisque le lien entre dose interne et saturation du récepteur Ah n'est pas établi. De plus certaines substances présentes dans l'environnement et dans l'organisme peuvent agir comme agonistes (HAP, composés polybromés, certains polyphénols) ou antagonistes (PCB-OS, autres polyphénols) de ce récepteur. Des bio-essais tels que le *Ah*-CALUX (*Ah*-Receptor dependent chemical activated luciferase gene expression) permettent d'apprécier le degré d'activation du récepteur Ah. Le DR-CALUX est basé sur une lignée cellulaire d'hépatocyte de rat H4IIE dans laquelle le gène de la luciférase a été introduit dans la région promotrice couplée à l'élément de réponse DRE. L'exposition de ces cellules à des composés dioxin-like entraîne une synthèse de protéine luciférase et une émission de lumière. La quantité de lumière produite est proportionnelle au niveau de liaison sur le DRE et donc aux TEQ présents dans le milieu. L'intérêt de ce test est d'évaluer directement le niveau de TEQ présent dans un milieu sans passer par les calculs à partir des analyses chimiques et des TEF. Il est aussi capable d'une part de détecter l'ensemble des molécules dioxin-like qui ne sont pas actuellement affectées d'un TEF et d'autre part d'intégrer les effets agonistes et antagonistes. Ce type de test est reconnu par l'UE et plusieurs pays européens et est déjà utilisé pour la surveillance des matrices alimentaires et des études d'imprégnation chez l'homme.



3. Toxicocinétique des PCDD/F et PCB

3.1 Absorption

L'exposition aux PCDD/F et PCB permet d'envisager plusieurs voies d'absorption : respiratoire, digestive, cutanée.

3.1.1 Voie respiratoire

PCDD/F

Si la biodisponibilité de la TCDD est faible quand elle est sous forme gazeuse, l'absorption transpulmonaire est de 95 à 100 % quand les dioxines sont adsorbées sur des particules inhalées. Cependant, du fait des très faibles concentrations des dioxines sous forme gazeuse et des faibles quantités de particules respirées même à proximité d'installations polluantes, la voie respiratoire est mineure (**moins de 5 %**), comparativement à l'exposition alimentaire pour la population générale. Du fait de l'adsorption des dioxines sur les particules (en particulier celles produites par incinération), la voie respiratoire peut devenir significative dans le cas d'ambiances très polluées pour les travailleurs exposés.

PCB

L'exposition par voie respiratoire aux PCB est comparable à celle observée pour les dioxines. Pour la population générale, l'exposition par voie aérienne en Grande Bretagne est évaluée à 3,4 % pour le PCB 28 et de 1,7 % pour le PCB 180 (Duarte-Davidson et Jones 1994).

Pour les risques professionnels aux PCB, Wolff (1985) considère que la voie respiratoire pourrait être à l'origine de près de 80 % des résidus mis en évidence dans le tissu adipeux chez les ouvriers ayant travaillé sur des transformateurs électriques. C'est généralement le congénère 28 qui est le plus abondamment détecté dans l'air. Les études menées chez l'animal semblent indiquer que le système olfactif joue un rôle prépondérant dans l'absorption par inhalation des PCB (Apfelbach, 1998). Les concentrations importantes retrouvées dans le bulbe olfactif suggèrent que ces composés pourraient pénétrer dans ce tissu *via* les neurones olfactifs.

3.1.2 Voie digestive

Pour la population générale, c'est majoritairement la voie alimentaire qui est à l'origine des résidus présents dans les tissus.

PCDD/F

En France, en 1999, les apports alimentaires totaux quotidiens moyens ont été estimés à **67 pg TEQ/ j** soit une exposition moyenne **de 1,3 pg TEQ/kg poids corporel par jour chez l'adulte**. Le pourcentage d'absorption est variable pour les différents congénères en fonction de la masse moléculaire (TCDD/F >> OCDD/F). L'absorption par voie digestive des dioxines est aussi fonction de la formulation, avec peu de différences interspécifiques. Chez le rat, en solution dans l'huile ou incorporés dans le régime, les congénères tétrachlorés sont absorbés de 47 à 93 %. Pour les congénères plus chlorés, la biodisponibilité diminue. Par exemple, l'absorption par voie orale est de 19 à 71 % pour le 1,2,3,7,8-PeCDD et de 2 à 15 % pour l'OCDD chez le rat en fonction de la dose. Chez l'homme, **l'absorption moyenne d'un mélange de PCDD et PCDF** (exprimé en TEQ) **est de l'ordre de 60 à 80 %**. Pour certains congénères (2,3,7,8-TCDF et 1,2,3,7,8-PeCDF) l'absorption peut être complète, pour d'autres (1,2,3,6,7,8-HxCDD et l'OCDD) les capacités d'excrétion peuvent être supérieures aux quantités absorbées.

L'ensemble des données d'absorption chez l'homme semblent indiquer un passage par diffusion passive à travers la paroi intestinale, dépendante du flux d'absorption des lipides (théorie « fat-flush ») et du segment du tube digestif concerné. La nature de la matrice ingérée peut aussi moduler la biodisponibilité des dioxines. Chez le rat, la disponibilité de la TCDD par ingestion de particules de sols contaminés a été mesurée largement inférieure à celle obtenue en solution dans de l'alcool à 50 % (l'absorption à partir de sols contaminés est à signaler pour les enfants sur les aires de jeu). Le mécanisme d'absorption de type fat-flush indique que l'absorption est dépendante de la richesse en lipides des matrices alimentaires. Un bol alimentaire riche en lipides augmente le passage des lipides dans les entérocytes et la formation des chylomicrons et donc par conséquence des PHAH. Par exemple, la biodisponibilité des ces composés est très forte dans le lait humain (>95 %)

PCB

Duarte-Davidson et Jones (1994) considèrent que la dose de PCB absorbée **quotidiennement** par la population britannique est **de 0,53 µg par personne dont 97 % provenant de la nourriture**. Les niveaux d'absorption digestive chez l'homme ont pu être estimés, de façon indirecte, au cours d'expositions à des denrées contaminées par les PCB. Quelques travaux font état de l'absorption de plusieurs congénères chez des nourrissons alimentés avec du lait maternel contenant des PCB (McLachlan, 1993, Dahl, 1995). Chez les nourrissons, les niveaux d'absorption apparente, basés sur la différence entre la quantité ingérée et celle excrétée dans les fèces, sont compris entre **60 à 98 %** qu'il s'agisse de structures co-planaires ou non, et ne varient pas en fonction de l'âge des **bébés** (compris entre 1 et 6 mois). Chez des **adultes**, un calcul analogue (Schlummer et al., 1998) montre une digestibilité apparente **proche de 100 %** pour les congénères 28, 52, 77, 101 et 126, plus modérée (environ 60 %) pour les congénères 105, 138, 153, 180 et limitée (<20 %) pour le congénère 202. Pour ces derniers congénères, l'absorption semble d'autant plus faible que les sujets sont âgés. L'exploration des mécanismes d'absorption intestinale des PCB montre qu'il s'agit d'un mécanisme passif et que la voie lymphatique est sans doute prépondérante, limitant l'absorption par la veine porte et donc le captage direct par les tissus gras (Hansen, 1999).

La contribution de la voie orale à l'exposition aux PCB chez les professionnels travaillant en milieu fortement pollué par des formes particulières n'excéderait pas 20 % (Wolff 1985).

3.1.3 Voie cutanée

PCDD/F

Les études chez l'animal montrent les possibilités d'adsorption par voie cutanée (de l'ordre de 49 % pour la TCDD) dépendantes de la dose et de la formulation utilisée. Cependant le stratum corneum semble jouer un rôle barrière et limite la pénétration à travers l'épiderme en séquestrant une partie de la dose au site d'exposition.

Chez l'homme la disponibilité des dioxines à partir de particules de sol ou en solution dans des milieux lipophiles paraît très faible (<15 %, Poiger et Schlatter 1980), alors qu'elle est **de l'ordre de 50 %** pour des solutions éthanoliques. Chez le singe et l'homme, la biodisponibilité de la TCDD semble très faible.

PCB

Les études concernant l'absorption cutanée chez l'animal (Wester et al., 1983) indiquent que chez le cobaye les taux varient de 33 à 56 %, alors qu'ils sont de 15 à 34 % chez le singe. Chez l'homme, des études in vitro utilisant de l'Aroclor 1 242 ou 1 254 marqués au ¹⁴C, indiquent dans les deux cas une absorption voisine de 45 % lorsque les PCB sont appliqués dans l'eau, alors qu'elle est inférieure ou égale à 10 % en cas de solubilisation dans une huile minérale (Wester et al., 1990, 1993). Ceci correspond au coefficient de partage huile/eau.

3.2 Métabolisme et distribution

PCDD/F

Après l'absorption digestive, le transport des PCDD/F s'effectue par la voie lymphatique, par les chylomicrons. Dans le sang chez l'homme, les PCDD sont associées aux lipoprotéines pour 70 %, aux autres protéines pour 20 % et aux chylomicrons pour 10 %. A l'intérieur des lipoprotéines la distribution de la TCDD se fait sur les LDL (Low Density Lipoproteins) (à 55 %), les HDL (High Density Lipoproteins)

(28 %) et les VLDL (Very Low Density Lipoproteins) (17 %). Le captage direct des PHAH à partir des chylomicrons par les tissus gras explique leur transfert rapide sans passage par le filtre hépatique. Cependant le foie est le site majeur de rétention des dioxines. Chez l'homme, le foie contient aussi des dioxines en quantité plus importante que le tissu adipeux (résultats exprimés/lipides). Chez la plupart des mammifères, le rapport foie/tissu adipeux est variable selon les congénères mais toujours inférieur à 10. En fait la répartition dans les organes se fait très rapidement après l'exposition et suit avec plus ou moins de décalage la cinétique sanguine en fonction des capacités de transferts à partir des fractions plasmatiques et du flux d'irrigation sanguine. En pourcentage de la dose d'exposition les sites majeurs d'accumulation chez le rat sont le foie, le tissu adipeux, la peau et la thyroïde.

Les profils des congénères dans les différents milieux biologiques accessibles sont fonction du type d'exposition et de ses caractéristiques. Pour la population générale on observe un certain profil d'accumulation : PCDD > PCDF, 1,2,3,4,6,7,8-octaCDD > 1,2,3,6,7,8-hexaCDD >> les autres ; alors que dans les furanes, c'est le penta 2,3,4,7,8 le plus fréquent.

PCB

Bien que les PCB aient été trouvés dans l'ensemble des tissus dans lesquels ils ont été recherchés, c'est dans le tissu adipeux et les matrices riches en lipides que les taux les plus importants ont pu être mesurés. Un suivi des résidus de mono-, di-, penta- et hexa-chlorobiphényle (Lutz et Dedrick, 1987) indique que ces composés sont localisés selon l'ordre suivant : gras > peau > foie > muscle > sang, quel que soit le nombre de substituants ou l'espèce étudiée (souris, rat, chien, singe). Les métabolites sont pour leur part principalement localisés dans le foie.

Les PCB sont distribués aux tissus via le sang. Dans le plasma humain (Noren et al, 1999) les congénères 153, 180, 138 et 170 sont les plus abondants, les métabolites sulfo-conjugués sont aussi présents mais à des grandeurs deux fois inférieures, les plus importants étant les MeSO₂-CB 149, 87, 101. Les transporteurs sont essentiellement les lipoprotéines (de 71 à 100 % et de 76 à 95 % pour les PCB et les MeSO₂-CB respectivement). 44 % des PCB sont fixés sur les LPDP (Lipoprotein deficient fractions). De 20 à 30 % des PCB sont transportés par les LDL, particulièrement les PCB les plus chlorés. Les HDL et les VLDL fixent de 10 à 20 % et de 6 à 18 % des PCB respectivement. Les MeSO₂-CB sont également distribués entre les fractions LDL et HDL.

Une étude récente (Dewailly et al., 1999) a déterminé les teneurs en PCB de tissus humains prélevé au cours d'autopsies pratiquées sur les populations Inuits du Groenland. Les résultats obtenus indiquent que les congénères 138, 153 et 180 représentent environ 65 % de la totalité des résidus tissulaires. Ces derniers sont respectivement 19, 21 et 16 fois plus abondants chez les Inuits que chez les habitants de la ville de Québec. Par ailleurs, bien que le tissu adipeux contienne les teneurs en résidus les plus élevées, celles-ci ne sont pas directement corrélées à la teneur en lipides des tissus. Ainsi, en dépit d'un taux moyen de lipides de 8,3 %, le cerveau est un organe faiblement atteint. Certains auteurs ont néanmoins remarqué une accumulation préférentielle des congénères ortho-substitués au niveau cérébral (Ness et al., 1994 ; Kodavanti et al., 1998). En fait cette accumulation préférentielle serait due à une rétention des congénères -DL au niveau du foie par séquestration dans le site enzymatique du CYP 1A1/2.

3.3 Transfert mère-enfant

PCDD/F/ PCB

L'exposition des fœtus et nouveau-nés aux PCB a été amplement démontrée chez l'animal. Chez la souris gravide, une injection ip de ¹⁴C-PCB 77 se traduit par une localisation importante de la radioactivité dans le fœtus (Darnerud et al., 1986, Klasson-Wehler et al. 1989). Une analyse plus fine des résidus a montré qu'ils étaient principalement localisés au niveau du fluide utérin et qu'ils étaient constitués de métabolites (composés hydroxylés et méthyl-sulfonés) et non du composé parental (Darnerud et al., 1986).

En revanche, seules des traces de radioactivité sont présentes dans les fœtus lorsque c'est le PCB 126 marqué qui est injecté. L'administration de PCB à des rats avant la gestation se traduit par un transfert au fœtus, via le placenta, d'une partie des résidus accumulés chez la mère (Takagi et al., 1986). Chez le singe, des études réalisées à partir de femelles exposées à des PCB pendant la lactation montrent que les teneurs sanguines chez la progéniture augmentent régulièrement jusqu'au sevrage (Mes et al., 1994, 1995c). Ces données sont en fait liées au métabolisme et au stockage des lipides chez le fœtus. L'organisme fœtal ne stocke pas les lipides mais les tissus sont exposés aux lipides sanguins (donc aux contaminants liposolubles) arrivant par le cordon. Par contre un peu avant et surtout après la naissance le

nouveau-né constitue rapidement son stock de lipides à partir des matières grasses du lait (gonflement des adipocytes et de cellules de Hito par exemple) et donc augmente fortement sa charge corporelle en contaminants liposolubles persistants. Chen et al. (2001) confirment cette estimation. Il est probable cependant que le fœtus soit plus sensible à l'effet toxique des PCB. Les taux de transfert mère-enfant doivent en outre être calculés sur la base d'expérimentations effectuées à très faible dose. En effet, ceux-ci dépendent non seulement du type de congénère, mais également de la quantité de PCB : le transfert étant plus efficace à faible dose, probablement en raison d'une métabolisation accrue dès que le niveau d'exposition provoque une induction des systèmes de biotransformation (Chen et al., 2001).

Afin de suivre et modéliser le transfert mère-enfant, Dekonig et Karmaus (2000) ont exprimé toutes les valeurs de résidus en fonction de la teneur en lipides des tissus ou fluides considérés. Il apparaît ainsi que le ratio concentration dans le placenta/concentration dans le sang maternel peut varier de 0,13 à 1,80. De même, les teneurs dans le sang du cordon ombilical ou dans le sang maternel sont proches de celles du lait (les ratios sont respectivement de 0,35-1,36 et de 0,60-1,79). Toutes ces valeurs indiquent que le transfert mère-enfant existe à la fois in utero et au cours de la lactation. Ces auteurs estiment que pour des nouveau-nés de 3,3 kg une charge en PCB totaux d'environ 270 µg est possible. Cette charge continuera de croître au cours de la lactation puisque 3 mois d'allaitement peuvent apporter plus de 1,5 mg de PCB au nourrisson. Il est probable que seule une partie de cette quantité sera retenue par l'enfant. En fait cette charge est liée au développement des adipocytes importante au cours des premières semaines après la naissance. De même les cellules de Hito se développent dans le foie au cours de cette période et se chargent en lipides et en vitamine A à partir du sang de la mère.

Shecter et al (1998) ont étudié le transfert des PCDD/F via le placenta et le sang du cordon. Chez 5 femmes américaines les teneurs exprimées en TEQ/g de matière grasse étaient très proches (de 10 à 12 pg/g) dans le tissu adipeux, le sang avant la naissance, le placenta, le sang après la naissance et le lait. La concentration dans le sang du cordon était inférieure de moitié (5,8 pg/g) à celle rapportée pour le sang maternel. Au cours de la gestation on note une diminution de la teneur en dioxines dans le sang maternel, en particulier entre le premier et le 3^{ème} trimestre de la grossesse (Ikezuki et al. 2000). De même, la concentration en dioxines et PCB diminue dans le sang et le lait de la mère en fonction du nombre d'enfant. Le lait est une voie d'excrétion des dioxines et PCB pour la femme et sa charge corporelle diminue avec le nombre de maternités. La modélisation effectuée par l'équipe de Jones (Alcock et al 1999) avec le CB-101 montre que la concentration dans les graisses corporelles est diminuée de moitié après le sevrage du 3^{ème} enfant.

3.4 Métabolisme

PCDD/F

Bien que des métabolites de la TCDD n'aient jamais été identifiés chez l'homme, des études avec des produits marqués suggèrent une capacité limitée d'excrétion de métabolites polaires de PCDD/F dans les fèces via la bile. Le métabolisme conduit à la substitution de chlore par des groupements OH et éventuellement à la formation de dichlorocatéchol (pour la TCDD). Il existe des différences spécifiques comme la faible capacité du rat à métaboliser l'OCDD. Le métabolisme est donc une voie très limitée d'excrétion des PCDD/F, l'autre voie étant l'excrétion intestinale directe du composé parent qui se retrouve dans les fèces.

PCBs

Les informations sur les biotransformations des PCB chez l'homme sont peu nombreuses. Les premières études in vitro effectuées avec des microsomes hépatiques montrent que le congénère 136 est métabolisé en 2,2',3,3',6,6'-hexachloro-4-biphénol et dans une moindre mesure en 2,2',3,3',6,6'-hexachloro-5-biphénol (Schnellmann et al., 1983). Ce résultat suggère que la première étape du métabolisme de ce PCB chez l'homme est la formation d'un arène oxyde. En revanche, dans la même étude, le congénère 153 s'est montré totalement réticent à toute métabolisation. En 1995, Ariyoshi et al. ont pu observer une biotransformation du congénère 153 en 3-hydroxy-2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphénol. Cette biotransformation est prise en charge par le CYP2B6 qui n'est présent que chez 75 % des sujets examinés pour lesquels il ne représente qu'un à deux % des CYP hépatiques (Mimura et al., 1993). D'autres études ont pu montrer que la déchloration des PCB, bien que limitée existait chez l'homme (Wolff et al., 1992 ; Brown, 1994).

La formation de métabolites méthyl-sulfonylés des PCB est très probable chez l'homme et ce type de résidus a pu être mis en évidence dans les tissus humains dès 1986 par Haraguchi et ses collaborateurs.

Cette présence a été confirmée par Norén et al. (1996) dans le lait des femmes suédoises. Toutefois, il n'est pas exclu que ces composés puissent avoir été apportés par une exposition des populations à ces métabolites. Les concentrations relevées chez l'homme, dans le foie, le tissu adipeux ou le lait sont habituellement inférieures à 30 ng/g.

La caractéristique des substances prises en charge par les cytochrome P450 est qu'elles peuvent induire ces enzymes et ainsi favoriser leur propre métabolisation ou celle de substrats endogènes, tels que les stéroïdes, pris en charge par ces systèmes.

3.5 Elimination

PCDD/F

Chez l'homme l'élimination de la TCDD se fait selon un processus du premier ordre et la demi-vie apparente dans l'organisme varie de 2 ans (chez l'enfant) à plus de 30 ans chez l'adulte âgé en fonction de facteurs individuels (adiposité, profil métabolique). Les estimations des demi-vies varient beaucoup, y compris pour une même cohorte suivie en épidémiologie. Par exemple pour la cohorte Ranch Hand, on note des demi-vies apparentes de 4,5 à 28 ans pour la TCDD. La seule étude sur un volontaire sain ingérant 105 ng de TCDD (Schlatter 1994) a donné une demi-vie estimée de 6 à 10 ans. Pour les congénères moins chlorés les demi-vies seraient de 2 à 7 ans, les congénères plus chlorés étant éliminés très lentement.

Chez les animaux de laboratoire la demi-vie de la TCDD est plus courte que chez l'homme (de 10 à 30 jours chez le rat, 1 an chez le singe). Plusieurs modèles mathématiques ont été proposés pour décrire la toxicocinétique de la TCDD et des autres congénères. Les modèles physiologiques PBPK sont considérés comme les plus proches de la réalité (Van der Molen et al. 1996).

PCB

La détermination de la demi-vie des PCB a fait l'objet de plusieurs travaux. Les plus anciens, en raison de moyens d'analyse limités, ne permettent pas de connaître avec précision la demi-vie des principaux congénères pris individuellement. Par ailleurs, les comparaisons entre les différentes études sont délicates en raison de protocoles hétérogènes en termes de voies et de durées d'administration. L'administration répétée de PCB au **rat**, par voie orale, conduit à proposer une demi-vie de 1 à 2 jours pour les PCB contenant 2 ou 3 atomes de chlore ; un deuxième groupe (4 atomes de chlore) a 2 constantes d'élimination : l'une comprise entre 2 et 10 jours, l'autre d'environ 90 jours. La demi-vie d'un troisième groupe (5 ou 6 atomes de chlore) est supérieure à 90 jours (Tanabe et al., 1981). Ces résultats sont conformes à la connaissance que nous avons du métabolisme des PCB.

Une étude plus récente a été réalisée chez des **singes** auxquels il a été administré un mélange de PCB (Aroclor 1254) à différentes doses (0,005, 0,02, 0,04 et 0,08 mg/kg/j) pendant plus de 6 ans (Mes et al., 1995a). Les concentrations sanguines ont été suivies pendant 2 ans après l'arrêt du traitement. Dans ces conditions, l'état d'équilibre, estimé à partir des résidus présents dans le tissu adipeux est atteint à partir de 3 ans d'exposition et les demi-vies s'échelonnent de 0,3 à 7,6 ans en fonction de la chloration des congénères. Ces dernières sont indépendantes de la dose administrée.

Les demi-vies des PCB ont également été évaluées à partir d'expositions **humaines** aux PCB (accidentelles ou professionnelles). Plusieurs publications doivent néanmoins être considérées avec beaucoup de prudence en raison des conditions d'exposition, des durées parfois limitées de prélèvement après l'exposition, ou d'un nombre faible d'individus faisant l'objet d'analyses. La publication la plus récente (Ryan et al., 1993) porte sur 3 victimes de l'accident de Yu-Cheng (ingestion de PCB en 1979 à Taïwan) pour lesquelles le suivi de la concentration sanguine de 8 congénères (66, 118, 138, 153, 156, 169, 170, 180) s'est étalé sur 9 ans. Le congénère le plus persistant est le PCB 180, avec une demi-vie comprise entre 3,7 et 5,7 années. Le moins persistant est le PCB 118 (1,1 à 1,3 années).

4. Pertinence et signification des indicateurs sériques, du lait, du tissu adipeux par rapport à l'exposition

De bonnes corrélations ont été observées entre le sérum et le tissu adipeux, le sang total et le plasma et le sang total et le lait maternel pour la 2,3,7,8 TCDD et autres PCDD/F (Patterson et al. 1988, Schechter et al. 1991 et Pöpke 1998). On observe d'assez bons résultats pour les valeurs exprimées en I-TEQ, mais un peu moins bons pour les congénères hepta et octa-chlorés (Pöpke 1998). Van den Berg et al. (1994) signalent qu'exprimées par g de matière grasse, les teneurs en TCDD mesurées dans le sang et les tissus est proche de 1 et augmentent légèrement pour les congénères plus chlorés.

Un rapport récent de l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA, 2000), indique que sur la base lipidique, les niveaux sont similaires dans les trois types de tissus chez l'Homme (tissus adipeux, sang, lait) et qu'on peut considérer que ces niveaux sont représentatifs de la charge corporelle.

L'ensemble des données rapportées indique chez l'homme, un état d'équilibre entre les teneurs en PHAH dans les lipides sanguins et dans le tissu adipeux (et éventuellement le lait) constituant l'essentiel de la charge corporelle. Le mécanisme « fat-flush » déterminant le transfert des congénères depuis les lipides alimentaires aux chylomicrons puis aux lipoprotéines via le pool lipidique des entérocytes par gradients successifs de diffusion passive, il faut évidemment effectuer les mesures hors périodes post-prandiales, c'est à dire chez des individus à jeun.

FIGURE 7 : Comparaison des PCDD/F dans le sang et le lait maternel (source Olaf Pöpke 2001)

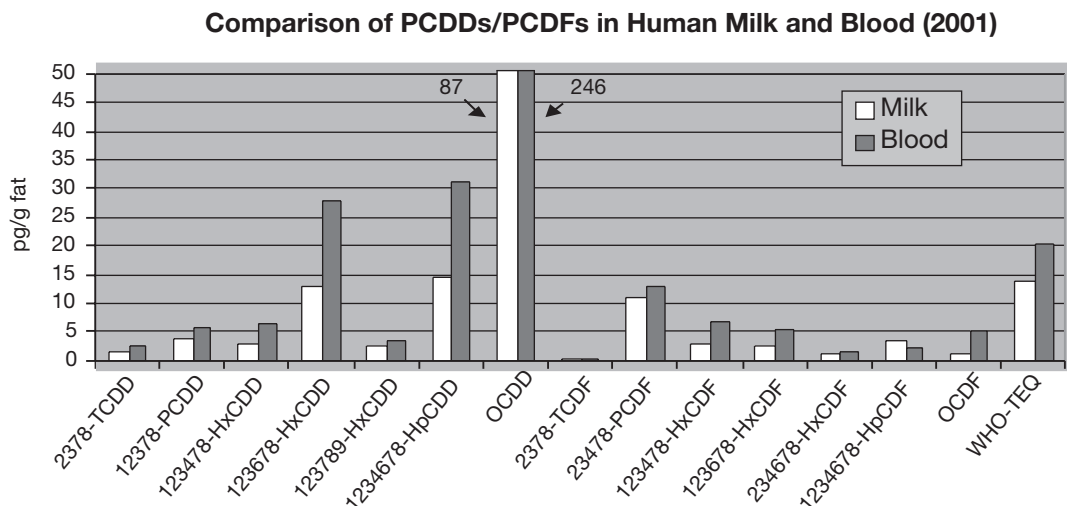
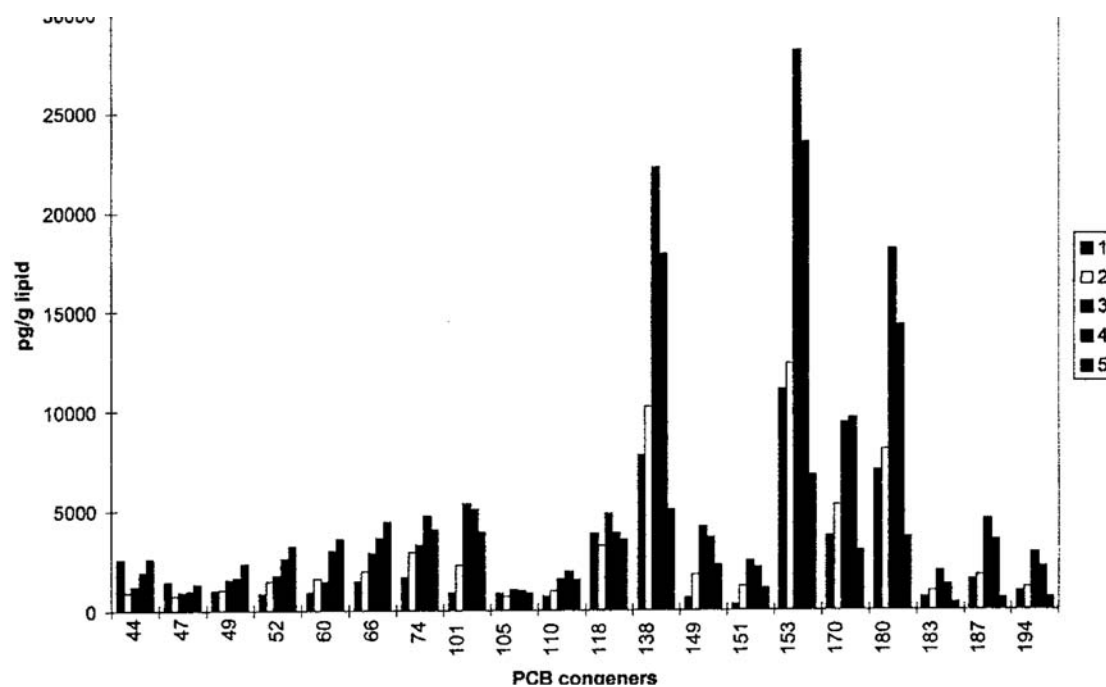


FIGURE 8 : Concentrations en PCB dans le sang de 5 volontaires âgés de 24 à 30 ans
 (source Juan et al. 2000)





5. Prélèvement

5.1 Milieux biologiques retenus : sérum, lait, tissu adipeux

3

Plusieurs types de prélèvement biologique peuvent être utilisés pour mesurer l'exposition aux dioxines et aux PCB. En effet, les dioxines et PCB étant lipophiles, ils se concentrent dans les lipides qu'on retrouve dans le **tissu adipeux, le sang ou le lait**. Nous venons de citer les milieux les plus adaptés biologiquement à notre étude. Les autres milieux biologiques habituellement proposés, tels l'urine, ne sont pas adaptés car ils ne contiennent que très peu de dioxines ou PCB.

De façon plus anecdotique, la sueur a été proposée comme milieu biologique dans une seule étude (Iida et al. 1999). De même, les dents de lait ont été utilisées lors d'une étude portant sur l'exposition aux dioxines et PCB au cours de la vie pré- et post-natale, jusqu'à la date de la chute naturelle des dents de lait. Cependant, le recueil reste délicat et la date de la chute peut varier d'un enfant à l'autre (Alaluusua et al. 1999). Enfin, récemment au Japon, les dioxines et PCB ont été dosés dans des cheveux ; les résultats obtenus représentent alors l'exposition durant la période de pousse du cheveu (Nakao et al. 2002).

Le **tissu adipeux** est le plus concentré en dioxines et PCB, du fait de sa composition riche en lipides et de son turn-over lent permettant une accumulation de ces contaminants. En effet, chez l'homme, le tissu adipeux sert de réserve pour la majorité des substances organochlorées et la quantité trouvée dans ce tissu définit la charge corporelle.

Il suffit de quelques grammes (<10 g) pour mesurer les biomarqueurs. Cependant, l'accessibilité au milieu biologique doit intervenir dans notre choix ; en effet, c'est le moins aisé à prélever puisque son recueil nécessite un acte invasif, une biopsie, du fait de sa localisation sous-cutanée au mieux.

Le **sang** contient des dioxines et PCB associés à la fraction lipidique. Le sérum correspond au liquide dans lequel baignent les cellules du sang prélevé sans anticoagulant ; le sang prélevé avec anticoagulant va donner le plasma qui va donc contenir les protéines de la coagulation, contrairement au sérum ; plasma et sérum représentent environ la moitié du sang. La fraction lipidique du sang ne représente que 0,3 à 0,6 %, ce qui implique un important volume à prélever. Le sang peut être prélevé par ponction veineuse sur tout un chacun, quelque soit l'âge du sujet, bien que le volume à prélever puisse être rédhibitoire chez les enfants. De plus, il faut noter que la fraction lipidique n'est pas constante au cours du temps ; ainsi, elle est inférieure dans le sang du cordon à celle du sang de la mère (Koopman-Esseboom et al. 1994), et elle augmente après un repas.

Le sang en tant que milieu biologique n'est pas un lieu de stockage comme le tissu adipeux mais un lieu de passage de nombreuses substances, dont les dioxines et PCB. Les valeurs observées sont donc le reflet des entrées et des sorties mais aussi de l'équilibre avec le tissu adipeux.

Le **lait maternel** qui contient une fraction lipidique importante (en moyenne 3 %) peut servir de milieu biologique au dosage des dioxines et PCB. Il est cependant limité aux femmes allaitant, par définition, soit un sous-groupe de la population seulement.

Le lait maternel a cet avantage de pouvoir être recueilli de façon non invasive et donc de pouvoir être utilisé à l'échelle épidémiologique. Cependant, son utilisation nécessite une certaine rigueur. En effet, la distribution et l'exportation de xénobiotiques dans le lait sont en relation avec le stade de la lactation, l'état nutritionnel de la mère, le moment de la journée, voire le début ou la fin d'un allaitement. Il a été montré que la teneur en protéines et en lipides du lait varie en sens inverse au cours de la lactation, le colostrum étant plus riche en protéines mais plus pauvre en lipides que le lait mature, avec une progression du lait de transition au lait mature (Martinet et Houdebine 1989, Sim et Mac Neil 1992). Ainsi la concentration de lipides varie de 2,9 % dans le colostrum à 4,2 % dans le lait mature. Pendant l'allaitement, la quantité de lait excrétée par jour est d'environ 600 à 800 ml.

En pratique, nous nous intéresserons au sang et au lait maternel, ces milieux étant les plus accessibles dans le cadre d'une étude épidémiologique. De plus, les résultats peuvent être comparés à un nombre important de données publiées dans la littérature scientifique provenant de nombreux pays et dans diverses situations environnementales.

5.2 Modalités de prélèvement

Comme pour tout prélèvement biologique, les précautions d'usage, en terme de risque biologique s'imposent : tout prélèvement est potentiellement infectant et il faut appliquer la sécurité maximale de protection des personnes manipulant les prélèvements (protection des yeux, port de gants et de blouse, pas d'alimentation ou de tabagisme pendant la manipulation, etc).

Lait

Le prélèvement peut être obtenu en utilisant un tire-lait ou par pression manuelle directe du sein. Le tire-lait utilisé ne doit pas avoir été stérilisé avec des pastilles de chlore et doit être rincé abondamment à l'eau claire. Les règles d'hygiène habituelles doivent être respectées en évitant si possible l'utilisation de savon. Le rinçage à l'eau claire du buste et des mains est recommandé. Le lait est recueilli dans un flacon de verre préalablement rincé par des solvants organiques de type acétone ou hexane. La quantité de lait recommandée est de 350 ml en une ou plusieurs fois (elle peut néanmoins être plus faible). Le lait est congelé à -20°C jusqu'à l'analyse.

Sérum

Le prélèvement de sang est effectué par ponction veineuse, chez le sujet à jeun, sans anticoagulant (formation du caillot pendant 1 à 2 heures à température ambiante, puis centrifugation) (Evans et al. 2000), ou bien sur EDTA (centrifugation) (Koopman-Esseboom, et al. 1994). Le surnageant de centrifugation (sérum ou plasma) est ensuite recueilli et conservé à -20°C jusqu'à l'analyse. Le volume de sang est généralement de 100 ml. Il est même préférable de doubler le volume, afin de ne pas être limité en cas de redosage.

TABLEAU 15 : Modalités de prélèvement dans les divers milieux biologiques

	Sang	Lait maternel	Tissu adipeux
Volume/poids	– sujet à jeun ; – 70-100 ml sang total sur tube sec ou sur EDTA ; – centrifugé ; – récupération de 20-40 ml sérum/plasma.	30-40 ml	3-5 g
Contenant	– Flacon en verre lavé à l’hexane puis séché, sans anticoagulant. – Poche utilisé en transfusion sanguine.	Flacon en verre lavé à l'hexane puis séché	
Conservation	Plusieurs mois après congélation à –20°C		
Transport	Rapide et maintenant la congélation		

Les volumes de sang restent élevés. Cependant, beaucoup d'études contournent l'inconvénient du volume important de sang à prélever en poolant les sangs (Schechter et al. 1992). Récemment, une adaptation du dosage des dioxines sur sang total a été rapportée (Wittsiepe et al. 2000).

5.3 Transport

Lors du transport, la qualité de milieu biologique doit apparaître sur le paquet, ainsi que toutes les informations réglementaires demandées dans le cadre du risque biologique. De plus, la chaîne du froid doit être respectée.

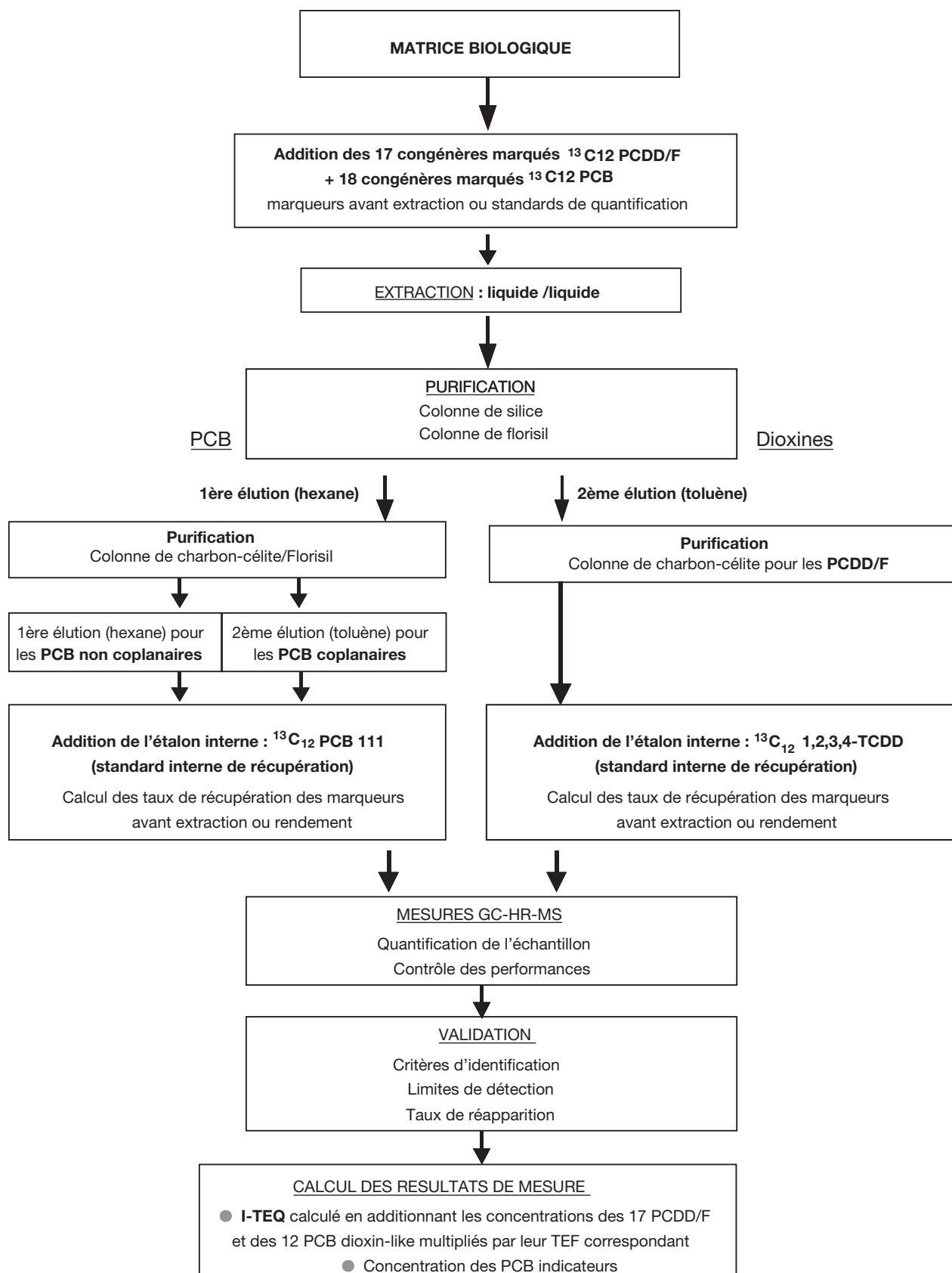


6. Dosages des indicateurs biologiques d'exposition

3

En raison des faibles concentrations de dioxines dans les échantillons biologiques, il est indispensable de disposer de méthodes d'analyses fiables, spécifiques et sensibles, capables de déterminer les différents congénères. Leurs dosages nécessitent dans un premier temps l'obtention d'extraits suffisamment concentrés et purifiés. La seule technique appropriée actuellement pour bien doser dans un second temps les dioxines est la chromatographie en phase gazeuse haute résolution couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (HRCG/SMHR). C'est une technique difficile, coûteuse et pratiquée par peu de laboratoires.

FIGURE 9 : Schéma analytique des PCDD/F et PCB en milieu biologique



6.1 Etape préanalytique

La méthodologie de mesure ne diffère pas fondamentalement selon le milieu biologique, sang ou lait maternel, seul le volume de départ est différent.

La mesure des dioxines, d'une part et des PCB, d'autre part, débute de la même façon. Les différences peuvent apparaître lors du dosage proprement dit.

Extraction

Le but de cette première étape est d'éliminer la matrice et d'isoler la fraction contenant les composés d'intérêt, PCDD et PCDF, qui en raison de leur caractère lipophile se retrouvent dans la matière grasse. L'extraction se fait par séparation liquide/liquide avec des solvants organiques. La matière grasse extraite est pesée puis conservée au congélateur à -20°C. L'extraction donne un extrait brut qu'il est nécessaire de purifier pour éliminer la matière grasse et les autres composés extraits conjointement avec les PCDD et des PCDF. Ceci est obtenu lors de différentes étapes de chromatographie qui se font sur colonne ouverte avec différents réactifs. Cette dernière fraction est évaporée puis dissoute dans un solvant compatible avec la mesure par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (HRGC-HRMS).

Une partie est mélangée à des quantités connues d'homologues PCDD/F marqués au ^{13}C afin d'obtenir une courbe d'étalonnage (« étalons internes de quantification »). Un ou deux étalons internes (taux de réapparition) sont introduits dans l'extrait, juste avant la mesure par HRGC/HRMS.

La quantification par dilution isotopique est certainement la méthode de choix pour quantifier les PCDD et PCDF. A cette fin, une quantité connue d'homologues marqués au carbone-13 est ajoutée à la portion de matière grasse pour seize des dix-sept congénères toxiques. Le dix-septième congénère, 1,2,3,7,8,9-HxCDD est quantifié par étalonnage interne par rapport aux deux autres homologues toxiques marqués au ^{13}C , 1,2,3,6,7,8-HxCDD et 1,2,3,4,7,8-HxCDD.

Les extraits purifiés reçoivent un ou plusieurs étalons internes marqués au ^{13}C également appelés « étalons internes de sensibilité ». Ils permettent de mesurer les taux de réapparition des étalons internes de quantification introduits dans la portion de matière grasse utilisée pour l'analyse.

Ces étalons de sensibilité sont ^{13}C -1,2,3,4-TCDD et ^{13}C -1,2,3,7,8,9-HxCDD.

La matière grasse peut être déterminée parallèlement par des techniques usuelles de la biochimie clinique plutôt que par gravimétrie (valeur obtenue plus précise). La concentration sérique en lipides totaux peut être dosée dans le sérum par méthode enzymatique (Orloff et al. 2001).

L'élimination des impuretés de l'extrait s'effectue par différents traitements (charbon actif, l'hexane/acide sulfurique, Florisil). Cette étape est essentielle, car elle conditionne la qualité des résultats en terme de spécificité de mesure et de seuil de sensibilité de la quantification. Plusieurs procédures d'extraction sont mises au point afin d'en améliorer les performances (et donc de réduire les volumes de prélèvement et d'abaisser les seuils de détection), dont la chromatographie d'affinité : elle passe par la préparation d'anticorps dirigés contre les dioxines (Huwe et al. 2001), extraction basée sur des systèmes automatisés alliant colonne d'extraction en phase solide et purification sur gel de silice (Focant et al. 2002).

6.2 Dosages

PCDD, PCDF et PCB coplanaires

Les dioxines et leurs congénères sont mesurés sur l'extrait par chromatographie en phase gazeuse haute résolution couplée pour la détection, à une spectrométrie de masse haute résolution (HRGC/HRMS) avec la spectrométrie de masse fonctionnant en mode impact électronique/enregistrement ionique sélectif (EI/SIM) (résolution 5000-10000) (Koopman-Esseboom et al. 1994; Schuhmacher et al. 1999). Cette technique est considérée actuellement comme la méthode de référence, du fait de sa bonne sensibilité et spécificité (Focant et al. 2001).

L'analyse par HRGC/HRMS des PCDD et PCDF comprend la séparation des congénères sur une colonne non polaire suivie de la mesure quantitative de chaque congénère par spectrométrie de masse à une résolution 10000 (ou 100 ppm). Chaque série d'analyses peut également comporter outre les solutions d'étalonnage encadrant les échantillons réels, un blanc de procédure et un échantillon de contrôle qui peut être un matériau certifié ou un composé régulièrement analysé.

6.3 Assurance qualité et contrôle de qualité intralaboratoire

Pour l'assurance qualité de l'analyse des PCDD/F, les critères de spécificité de chacun des congénères toxiques sont contrôlés pour chaque échantillon. Dans la limite du possible, un blanc de protocole ou un blanc d'instrumentation (CGHR/SMHR) et un échantillon de contrôle seront inclus dans chaque série d'analyses et ceci en plus des solutions d'étalonnage qui sont systématiquement introduites. De plus, les taux de réapparition des étalons internes de quantification ajoutés avant traitement de la matière grasse seront mesurés par rapport aux deux étalons internes de sensibilité.

PCDD/F ou PCB coplanaires

La limite de détection fait intervenir le type de détecteur choisi parmi les spectromètres de masse et la qualité de l'extrait (allant de 0,1 à 19 pg/g lipides totaux selon le congénère PCDD/F ou PCB coplaire) (Focant et al. 2002). Le détecteur spectromètre de masse en tandem (MS/MS) ou hybride n'est pas le plus sensible mais permet une bonne résolution des PCDD et PCDF malgré la présence de PCB.

Les données de reproductibilité, d'exactitude et de recouvrement lors de surcharge varient selon les techniques et les milieux biologiques (Focant, 2001).

La chromatographie liquide haute performance est aussi utilisée avec succès en terme de limite de détection (Urano et al. 2001).

Il n'existe pas de mélange ou de congénère commerciaux. Cependant, les PCDD et PCDF peuvent être synthétisés pour un usage réservé aux laboratoires.

PCB non planaires (Koopman-Esseboom et al. 1994)

Les congénères PCB non-planaires sont dosés sur l'extrait après purification, par chromatographie en phase gazeuse haute résolution suivie d'une détection par capture d'électrons (Koopman-Esseboom et al. 1994) ou d'une spectrométrie de masse (Skerfving et al. 1994) ou encore par chromatographie liquide haute performance, qui demande alors des volumes de sang plus élevés (Skerfving et al. 1994). Pour les différents congénères des PCB, la limite de détection varie entre 1 et 10 pg/g MG (Kiviranta et al. 1999) ou encore 10 ng/L plasma (Koopman-Esseboom et al. 1994).

La mise en jeu de chromatographie en phase gazeuse bidimensionnelle suivie d'une détection par microcapture d'électrons permet de bien séparer les différents PCB, même en présence de PCDD/PCDF (grâce à la meilleure séparation des pics), en abaissant la limite de détection d'un facteur multiplicatif de 3-4 (Korytar et al. 2002).

6.4 Contrôle de qualité interlaboratoire

Un contrôle qualité est organisé pour le dosage des dioxines au niveau mondial par l'OMS sur le **lait maternel**. En effet, il s'agit de pouvoir comparer des résultats provenant de laboratoires différents effectuant des analyses très spécialisées et délicates. Aussi, un seul même échantillon est dosé par les laboratoires dont les résultats sont comparés. Actuellement l'OMS n'a pas encore mis en place de contrôle sur le sang, malgré le nombre croissant de laboratoire ayant développé une expertise sur ce milieu biologique.

6.5 Expression des résultats

Parmi les nombreux congénères, les résultats sont rapportés seulement pour ceux dont la présence est considérée comme significative pour la santé humaine. Ils sont le plus souvent exprimés par rapport aux lipides totaux extraits du milieu biologique.

Les unités de mesures utilisées sont le **ppt** (partie par trillion) équivalent à des **ng/kg** ou encore en unités internationales, des **pg/g de lipides totaux**. Le **ppq** équivaut à des **pg/kg** ou des **fg/g de lipides totaux**.

Plusieurs modes d'expression des résultats sont retrouvés :

- concentrations des congénères des dioxines et des PCB et leurs sommes, rapportées aux lipides totaux ;
- concentrations des congénères et leur somme, rapportés en tenant compte du Facteur Equivalent Toxique (FEQ ou TEF en anglais, OMS 1997) international pour les dioxines et pour les PCB.

Ces deux modes d'expression se justifient : en effet, l'expression pondérale permet de répondre à la question « combien » ; celle exprimée en TEQ donne une idée de la toxicité et non plus simplement du poids. Cependant, le problème vient du fait que la toxicité est évaluée par rapport à la TCDD, dont le TEF est égal à 1, les autres congénères, moins toxiques, ayant un TEF inférieur à 1. La toxicité des congénères est testée sur animal et extrapolée à l'homme. Il en résulte une incertitude sur les valeurs des TEF chez l'homme. De plus, la précision des TEF est relative. On peut alors se poser la question de la valeur des TEQ des congénères représentant une proportion importante des dioxines en poids, mais négligeable lorsqu'ils sont exprimés en TEQ.

Il arrive que dans certains prélèvements biologiques, les concentrations en congénères soient inférieures aux limites de détection. La question se pose alors de savoir quelle valeur donner à ces congénères lorsqu'on fait leur somme. La valeur utilisée alors est soit la valeur de la limite de détection elle-même, ou la valeur zéro, ou encore la moitié de la limite de détection.

6.6 Coût des analyses

Les analyses sont effectuées par des laboratoires privés. Les coûts des analyses sont élevés : en effet, elles nécessitent du matériel sophistiqué et du temps de main d'œuvre. Le dosage des différents congénères de PCDD, PCDF et PCB contenus dans un liquide biologique comme le sang ou le lait s'élève à plus de 500 euros. Cependant, ces prix sont à négocier en fonction du nombre de dosages demandés.

7. Niveaux d'exposition et facteurs de variation (cf. tableaux 24-27)

7.1 Niveaux moyens rencontrés et variabilité (I-TEQ et congénères)

7.1.1 En population générale (différentes matrices)

Les concentrations de PCDD/F basées sur les dosages des lipides dans le tissu adipeux, le sang et le lait sont assez semblables (Päpke, 1998 ; Matsueda et al., 1999). Les études ayant servi de référence sont présentées dans le **tableau 24**.

La **charge corporelle en dioxines** estimée par l'EPA (2000) est de **16 ppt** (partie par trillion). Elle est basée sur une estimation actuelle de l'apport alimentaire en dioxines et un modèle pharmacocinétique. Sans qu'il soit identifié de facteur d'exposition particulier, il est observé, dans la population générale, une variabilité des taux et de la nature des congénères en lien avec le niveau d'industrialisation des pays. Plusieurs études (Schechter, 1991 ; Enquête OMS) s'accordent sur le fait que les pays industrialisés présenteraient des niveaux en PCDD/F relativement élevés. Ainsi, l'étude de l'OMS menée en 1989 montrait des niveaux dans le lait maternel qui variaient de 3 pg I-TEQ/g de MG en Thaïlande et au Cambodge, à 20 pg/g aux E-U et à 26-27 pg/g au Canada et en Allemagne.

Les 10 dernières années montreraient, d'après Wittsiepe et al. (2000), une réduction de moitié des I-TEQ, pour la plupart des congénères.

En ce qui concerne la nature des congénères, on observe dans la population générale une prédominance des PCDD par rapport aux PCDF (Ryan et al. 1997). Les dioxines relevées dans les publications comme présentant les plus fortes concentrations ou la plus forte toxicité (I-TEQ) sont rappelées dans le tableau suivant.

TABEAU 16 : Congénères les plus toxiques ou présentant les concentrations les plus fortes

PCDD	PCDF	PCB
TCDD	1,2,3,7,8-PeCDF	PCB 126
1,2,3,7,8-PeCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	PCB : 156, 114, 118, 170, 169
2,3,4,7,8-PeCDD	1,2,3,7,8,9-HxCDF	
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	
1,2,3,6,7,8-HxCDD	OCDF	
1,2,3,7,8,9-HxCDD		
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD		
OCDD		

les composés notés en gras sont ceux les plus fréquemment cités dans la littérature.

Parmi les PCDD, la 1,2,3,7,8-PeCDD et la 1,2,3,6,7,8-HxCDD ont été retrouvées citées le plus fréquemment dans différentes publications, ainsi que l'OCDD et la TCDD dans une moindre mesure, sans que leur forte concentration ou toxicité puisse être associée à un facteur particulier d'exposition. Ces composés ont été retrouvés de manière plus importante quelle que soit la matrice d'étude (sang, lait ou tissu adipeux).

Parmi les PCDF les plus fortement concentrés/toxiques, le 2,3,4,7,8-PeCDF est le composé le plus fréquemment cité dans les publications et dans une moindre mesure l'OCDF (écrits en gras). Le 2,3,4,7,8-PeCDF présenterait en France des concentrations supérieures à celles relevées en Espagne. Gonzalez et al. (1996) avancent l'hypothèse que l'utilisation plus importante d'essence sans plomb et d'incinérateurs de déchets, en France, seraient à l'origine d'une production plus importante de 2,3,4,7,8-PeCDF.

Enfin, pour les PCB, c'est le PCB 126 le plus fréquemment cité dans les publications. D'après Becher et al. (1995), la nature des PCB serait variable d'un pays à l'autre, en lien avec les différentes natures de sources d'émission.

En fonction des pays et certainement en lien avec le niveau d'industrialisation, les profils des congénères sont variables. En Allemagne, par exemple, le profil des PCDD/F dans le sang montre une prédominance des OCDD et le PeCDF, qui a un facteur de toxicité de 0,5, contribue à 40 % de l'I-TEQ (Päpke 1998).

La variabilité des taux et de la nature des dioxines est certainement plus à rapprocher des différentes sources de pollution que de limites géographiques qui n'ont aucune valeur sur le plan chimique. Ainsi, on peut comprendre l'absence de variations parfois relevée entre deux pays industrialisés, comme par exemple cela a été constaté par Koopman-Esseboom et al. (1994) pour les Pays-Bas comparés aux autres pays européens. Pour la même raison, des régions différemment industrialisées d'un même pays peuvent présenter des valeurs différentes, comme c'est le cas au sein de la Finlande dont les taux dans le sud sont plus élevés que dans le reste du pays (Kiviranta 1999).

Il paraît donc justifié que de nombreux auteurs s'accordent sur le fait que les concentrations en zone urbaine soient supérieures aux concentrations en zone rurale (Shin et al. 1999 ; Vartiainen et al. 1998). Néanmoins, certains auteurs ne trouvent pas de différence de concentration en dioxines entre les personnes résidant en zone rurale et en zone urbaine ; c'est le cas de Tuinstra (1994) qui n'observait pas de différence de concentrations dans le lait maternel de 200 mères hollandaises résidant à Groningen et à Rotterdam ; précisons toutefois, que dans cette étude les dosages portaient sur les PCB. De même, Koppen et al. (2001) n'ont pas observé de différence significative en dioxines entre des populations vivant en milieu rural à 15-25 km de sources de pollution identifiées (PCDD et PCDF : 47,9 pg TEQ_{OMS}/g MG) et des populations urbaines vivant à 11-13 km d'un complexe pétrochimique (49,2 pg TEQ_{OMS}/g MG). En effet, ces résultats ont été obtenus en dosant les concentrations sanguines de dioxines de 200 femmes Belges (Flandres) âgées de 50 à 65 ans, sélectionnées comme non fumeuses, résidant depuis au moins 10 ans dans la zone d'étude, travaillant dans la zone d'étude et ayant une activité ne présentant pas de risque spécifique d'exposition. Les explications sont peut-être à rechercher parmi la nature, l'importance des sources d'émissions des zones urbaines et rurales et la direction des panaches de pollution. En revanche, il est à noter que dans l'étude de Koppen (2001), par exemple, la comparaison pour les PCB est significativement différente d'une région à l'autre (PCB rural : 498,6 pg TEQ_{OMS}/g MG ; PCB urbain : 600,8 pg TEQ_{OMS}/g MG).

Les concentrations dans les différents tissus de prélèvement (graisses, sang et lait) sont maintenant précisées dans les paragraphes suivants, pour les populations non soumises à un facteur d'exposition identifié. Les lipides sanguins contiennent généralement les niveaux les plus élevés de dioxines et furanes, suivi par le tissu adipeux et les lipides du lait (Schechter 1998).

Tissu adipeux

Le tissu adipeux a été le premier milieu biologique exploré, du fait de sa grande teneur en graisse et donc de la facilité relative de doser les dioxines sans avoir besoin de se soucier de la quantité de prélèvement. Cependant, c'est un milieu peu accessible dont l'utilisation a été très restreinte au profit du sang depuis que des progrès techniques ont permis d'abaisser le seuil de détection.

Les moyennes des valeurs observées chez des adultes non exposés professionnellement vivant dans les pays industrialisés, sont comprises entre 6 et 120 pg I-TEQ/g MG (extrêmes : 4-222) et celles de 2,3,7,8 TCDD, entre 2,5 et 10 pg I-TEQ/g MG (Schuhmacher et al. 1999; Seta et al. 2000; Arfi et al. 2001). Cependant, ces valeurs mesurées il y a plus de cinq ans ne sont plus représentatives de la situation actuelle. En effet, l'exposition ayant été réduite ces dernières années, les valeurs diminuent, même s'il s'agit d'un milieu biologique de stockage comme le tissu adipeux. Ainsi, Choi et al. ont comparé les résultats obtenus au Japon à trois périodes différentes (1970, 1995, 2000) : ils ont observé une diminution constante des PCDD, PCDF et PCB (Choi et al. 2002).

Sérum

Les concentrations sériques moyennes de **PCDD/F** observées dans la population générale se situent entre **13 et 43 pg TEQ/g MG en Europe** (Gonzalez, 1998 ; Schechter, 1991 ; Päpke, 1998 ; Johansen, 1996), entre 19 et 41 pg TEQ/g MG en Amérique du Nord (Tepper 1997, Schechter, Päpke, Fürst 1997, Schechter, Fürst 1994) et entre 20 et 22 pg TEQ/g MG au Japon (Iida, 1999 ; Matsueda et al., 1999). Il importe de tenir compte des dates de collecte des échantillons. Une étude réalisée de 1991 à 1996 (Wittsiepe et al., 2000) sur des échantillons de sang provenant d'une population d'hommes de 10 à 80 ans montre une diminution des concentrations de dioxines sur la période étudiée d'environ 50 % (12 % par an).

Les données les plus complètes sur le dosage des dioxines circulantes concernent l'Allemagne où les concentrations en dioxines dans le sérum font l'objet d'un suivi régulier depuis 1988. Les concentrations relevées sont généralement comprises entre 20 et 40 pg TEQ/g de MG. Ces valeurs sont très proches de celles mesurées dans le lait maternel.

Les tableaux ci-dessous présentent les concentrations moyennes de PCDD/F et de PCB observées dans le sang, dans divers pays.

TABLEAU 17 : Concentrations moyennes en dioxines (PCDD/F) et en 2,3,7,8-TCDD dans le sang de la population générale de différents pays (pg/g MG)
(I-TEQ_{OTAN} dans publications antérieures à 1997 ; NP = non précisé)

Pays	Nombre d'échantillons	PCDD/F (I-TEQ) (valeurs min-max)	2, 3, 7, 8 TCDD	Référence
Allemagne (TEQ _{OTAN})	139	16,1	2,3	(Papke 1998)
	39	17 (5,2-34,5)	1,3	(Demi et al. 1996)
Belgique (TEQ _{OMS})	63	23,9 (5,0-71)		(Fierens et al. 2002)
Chine	2 pools (100)	5,7 (4,8-6,4)	ND	(Schechter et al. 1994)
Espagne :				
– Mataro (TEQ _{OTAN})	10 pools (total : 198)	13	1,9	(Gonzalez et al. 1998)
– Tarragona (TEQ NP)	20	27 (14,8-48,9)	1,9	(Schuhmacher et al. 1999)
Guam	1 pool (10)	32	4,1	(Schechter et al. 1994)
Japon (TEQ _{OTAN})	10	22,9	2,2	(Kumagai et al. 2000)
	10	24,5	2,0	
	10	23,6	2,0	
		(11,3-48,7)		
Russie (TEQ _{OTAN}) :	68	17	4,4	(Schechter et al. 1994)
– Baikalsk (TEQ _{OTAN})	1 pool (8)	18	3,7	(Schechter et al. 1994)
– St Petersburg (TEQ _{OTAN})	1 pool (50)	17	4,5	(Schechter et al. 1994)
– Usolye-Sibirskoe (TEQ _{OMS})	11	28,5	3,6	(Schechter et al. 1999)
USA :	1 pool (100)	41	5,2	(Schechter et al. 1994)
– Arkansas (TEQ NP)	70	20,4	2,8	(Anderson et al. 1998)
– Binghamton	100	26,7		(Schechter et al. 1997)
Viet Nam (Hanoi)	1 pool (32)	12	1,2	(Schechter et al. 1994)

Les nombres entre parenthèse correspondent au nombre d'échantillons ayant constitué le pool

ND : non déterminé

En ce qui concerne les PCB dans le plasma humain (Noren et al, 1999), les congénères 153, 180, 138 et 170 sont les plus abondants, les métabolites sulfo-conjugués sont aussi présents mais à des grandeurs deux fois inférieures, les plus importants étant les MeSO₂-CB 149, 87, 101.

TABLEAU 18 : Niveaux de PCB dans le sérum de la population générale de divers pays

Pays	Taille de l'échantillon	Congénères concernés	Niveau d'exposition	Remarques	Auteurs
Espagne (Mataro, ville)	N = 198	total PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180	homme : 2,02 mg/L femme : 1,58 mg/L	Détails par congénère, par classe d'âge, dans la publication	Gonzalez <i>et al.</i> , 1998
		PCB 28	nd		
		PCB 52	nd		
		PCB 101	0,04 mg/L de sang		
		PCB 138	0,49 mg/L de sang		
		PCB 153	0,67 mg/L de sang		
		PCB 180	0,59 mg/L de sang		
Allemagne du sud (Baden Württemberg) (urbain et rural)	N = 15	PCB 28	3,4 ng/g MG	Minimum, maximum et médiane dans la publication	Wuthe <i>et al.</i> , 1996
		PCB 52	0,6 ng/g MG		
		PCB 101	2,6 ng/g MG		
		PCB 138	190 ng/g MG		
		PCB 153	272 ng/g MG		
		PCB 180	198 ng/g MG		
		PCB mono-ortho substitués			
		PCB 105	6,2 ng/g MG		
		PCB 118	34,2 ng/g MG		
		PCB 156	32,5 ng/g MG		
		PCB coplanaires = non orthosubstitués			
		PCB 77	23,2 pg/g MG		
		PCB 126	67,3 pg/g MG		
		PCB 169	116,2 pg/g MG		
Belgique (milieu urbain et rural)	N = 200	<i>PCB mono-ortho* substitués</i>	<i>12,9 pg TEQ_{OMS}/g MG</i>	Valeurs extrêmes indiquées sur la publication	Koppen <i>et al.</i> , 2001
		<i>PCB non-ortho** substitués</i>	<i>12,6 pg TEQ_{OMS}/g MG</i>		
		PCB total	550,6 ng/g MG		
		PCB indicateurs***	365,4 ng/g MG		
Etats-Unis (Missouri)	N = 150 (18 à 68 ans)	PCB 77	< 3,8 pg/g MG	Ecart type, minimum, maximum et Percentiles dans la publication	Shadel <i>et al.</i> , 2001
		PCB 81	< 3,8 pg/g MG		
		PCB 126	10,8 pg/g MG		
		PCB 169	15,7 pg/g MG		
Japon	N = 50	<i>PCB non-ortho substitués</i>	<i>4,9 pg I-TEQ/g MG</i>		Iida <i>et al.</i> , 1999
Japon (Fukuoka)	N = 94	<i>PCB coplanaires</i>	<i>8,8 pg-TEQ/g MG</i>		Matsueda <i>et al.</i> , 1999
		PCB 77	18,3 pg/g MG		
		PCB 126	83,8 pg/g MG		
		PCB 169	43,2 pg/g MG		

Les valeurs en italiques sont associées à un ensemble de composés et pondérées par la toxicité (TEF) de chacun des composés alors que les autres valeurs sont des concentrations par congénère.

* : PCB 105, 118, 156, 157, 167

** : PCB 77, 88, 126, 169

*** : PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180

Lait

Les principales données permettant une comparaison de l'imprégnation par les dioxines de la population générale des divers pays européens concernent le lait maternel. Ces données sont essentiellement issues d'une vaste étude de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) dont la première campagne de dosages fût réalisée en 1986-1988, la seconde en 1992-1993 et la troisième après 1998. Indépendamment des campagnes OMS, les concentrations en dioxines dans le lait maternel ont été documentées dans le cadre d'autres études pour différents pays (France, Italie).

Dans le cadre de la campagne OMS, les dosages ont été réalisés sur des pools d'échantillons et suivant un protocole standardisé autorisant certaines comparaisons (Stephens et al., 1992). Les données internationales concernant la dernière enquête OMS menée dans divers pays sont présentées dans le tableau ci-dessous. Elles indiquent des variations dans les pays d'Europe allant de 6,1 à 18,8 pg TEQ_{OMS}/g MG, ce qui atteste de la bio-amplification par les chaînes alimentaires. Il importe de signaler que le nombre de sujets sur lesquels ont porté les dosages et l'année de collecte ne sont pas indiqués et peuvent influencer grandement les résultats, ainsi que l'âge et la période de collecte au cours de l'allaitement.

Une diminution importante de l'imprégnation a été observée pendant la période étudiée. Cette diminution est comprise entre 8 % et 10 % par an (Becher et al., 1995 ; Lunden et al., 1998).

Les concentrations mesurées dans le lait en Europe ne diffèrent pas de celles documentées dans d'autres pays industrialisés (Japon, Canada) (Ryan et al., 1993 ; Hashimoto et al., 1995). En Allemagne, une étude pluriannuelle (1990-1996) portant sur 106 échantillons de lait humain montre une diminution de 50 % pour les dioxines (moyenne en 1996 de 13 pg/g MG) et de 63 % pour les PCB indicateurs (moyenne en 1996 de 300 ng/g MG).

En France l'étude InVS-Ademe-Careps réalisée sur 244 échantillons de laits prélevés en 1998 chez des femmes primipares dans 19 lactariums répartis sur le territoire indiquait une variation de 6,5 à 34,3 pg I-TEQ_{OTAN} PCDD/F/g de MG et une moyenne de 16,5 pg I-TEQ_{OTAN}/g MG (médiane de 18,8 pg I-TEQ_{OMS}/g MG). Les résultats de l'étude française (données de 1998) exprimés en pg I-TEQ de l'OTAN par g de MG indiquent que les PCDD représentent en moyenne 49 % des PCDD/F et les congénères contribuant le plus à l'exposition sont les suivants : 2,3,7,8 TCDD (en moyenne 10,6 %), 1,2,3,7,8 PCDD (19,7 %), 1,2,3,6,7,8 HCDD (12,5 %) et 2,3,4,7,8 PCDF (44,9 %), chacun des autres congénères contribuant en moyenne à moins de 2,5 %.

TABLEAU 19 : Teneurs en PCDD/F dans le lait maternel (données poolées) dans différents pays européens (Etude OMS, 2001/2002)

Pays	PCDD/F en pg TEQ _{OMS} /g MG		PCB en pg TEQ _{OMS} /g MG		Nombre de pools
	Médiane	Min – Max	Médiane	Min – Max	
Australie	5,65	5,50 – 5,79	3,09	2,48 – 3,69	2
Brésil	3,93	2,73 – 5,34	1,81	1,30 – 12,30	9
Bulgarie	6,14	5,08 – 7,11	4,21	3,74 – 4,70	3
Croatie	6,4	5,99 – 6,80	7,17	6,82 – 7,52	2
Egypte	22,79	17,16 – 51,50	6,01	4,43 – 8,26	7
Espagne	11,9	10,41 – 18,32	11,65	9,96 – 16,97	3
Finlande	9,44	9,35 – 9,52	5,85	5,66 – 6,03	2
France*	18,8	7,82 – 41,10**	***		
Hongrie	6,79	5,26 – 7,46	2,87	2,38 – 4,24	3
Irlande	6,91	6,19 – 8,54	4,66	2,72 – 5,19	3
Italie	12,66	9,40 – 14,83	16,29	11,02 – 19,33	4
Nouvelle Zélande	6,86	6,08 – 7,00	3,92	3,50 – 4,71	3
Norvège	7,3	7,16 – 7,43	8,08	6,56 – 9,61	2
Pays Bas	18,27	17,09 – 21,29	11,57	10,90 – 13,08	3
République tchèque	7,78	7,44 – 10,73	15,24	14,32 – 28,48	3
République slovaque	9,07	7,84 – 9,87	12,6	10,72 – 19,49	4
Roumanie	8,86	8,37 – 12,00	8,06	8,05 – 8,11	3
Russie	8,88	7,46 – 12,93	15,68	13,38 – 22,95	4
Suède	9,58	–	9,71	–	1
Ukraine	10,04	8,38 – 10,16	19,95	14,10 – 22,00	3

* médiane et min-max des données françaises en I-TEQ_{OMS} sur 244 échantillons individuels en 1998

** Il est normal d'observer des valeurs extrêmes plus importantes que dans l'étude OMS, car ce sont des données individuelles

*** : des données françaises non publiées de PCB coplanaires (77, 81, 105, 114, 118, 123, 126) obtenues auprès de 243 femmes indiquent une moyenne de 10,4 TEQ_{OTAN} pg/g MG avec un minimum et maximum de 0,1 et 26,3 (InVS-Careps-Ademe).

Après la naissance, le nouveau-né est également exposé aux **PCB** *via* le lait qu'il reçoit. Greizerstein et al (1999) ont comparé les niveaux circulant de PCB avec ceux présents dans le lait chez 7 femmes allaitantes de l'état de New York. Les résultats montrent que les teneurs sériques varient de 2,6 à 5,8 ng/g alors que les concentrations dans le lait sont comprises entre 0,18 et 1,66 ng/g. Si l'on ajuste ces valeurs en fonction de la concentration en lipides, on obtient des valeurs qui sont pour le sérum de 320-728 ng/g de MG et pour le lait de 239-428 ng/g de MG. Pour les deux matrices, environ la moitié de cette teneur est due à 4 congénères, qui sont par ordre décroissant : 153 > 138 > 180 > 118.

Le rapport UNEP sur les substances toxiques persistantes dans la région méditerranéenne (Novembre 2002) donne les teneurs moyennes en PCB-DL et une somme de 6 congénères indicateurs mesurées en France et dans d'autres pays européens.

TABLEAU 20 : Moyennes de concentrations des PCB dans le lait humain en France et dans divers pays européens (1987-1990)

Pays	Somme des congénères PCB Indicateurs (ng/g MG) : 28, 52 101, 153, 180	PCB coplanaires 77, 126, 169 (pg TEQ/ g MG)
Albanie	54,3	1,14
Croatie	219	4,62
France	411	4,79
Italie	290	10,3
Espagne	458	7,93

(Source : UNEP/WHO 2002 (OMS 1996 ; Bordet et al. 1993 ; Larsen et al. 1994)

<http://www.chem.unep.ch/pts/regreports/Mediterranean.pdf>

7.1.2. Population environnementalement et professionnellement exposée aux usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM)

Dans la mesure où les UIOM sont productrices de dioxines, voire fortement jusqu'à un passé proche, plusieurs études ont porté sur des populations potentiellement exposées, soit les populations environnantes, soit les travailleurs des usines en question. Ces études ont été menées dans plusieurs pays et permettent de comparer les résultats des dosages de marqueurs d'exposition. Les études ayant été consultées à ce sujet sont présentées dans les **tableaux 25 et 26**. Au vu de ces résultats relativement contrastés, il semble que le fait d'habiter à proximité ou de travailler dans une UIOM puisse être un facteur d'exposition aux dioxines, selon le type d'UIOM, sa localisation et ses rejets, ainsi que le mode de vie associé dont l'autoconsommation.

En Allemagne, une étude publiée il y a plus de 10 ans, ne montrait pas de différence entre les concentrations moyennes en PCDD/PCDF totaux dans divers milieux biologiques de 12 personnes résidant à proximité d'un incinérateur de déchets industriels spéciaux et celles de la population générale allemande du moment, bien que quelques sujets faisant de l'autoconsommation aient eu des valeurs plus élevées : n=12, 13,2 à 63,7 pg I-TEQ/g de MG dans le sang, 2,2 à 70 ng I-TEQ/g MG dans le lait maternel, 10 à 62 ng I-TEQ/g MG dans le tissu adipeux (Wuthe et al. 1992). Par ailleurs, dans une étude publiée en 1996, les concentrations en dioxines mesurées chez 46 habitants vivant à proximité d'une UIOM (300 mètres à 14 kilomètres) variaient de 5,2 à 34,5 pg I-TEQ/g de MG dans le sang (n=39, concentration moyenne de 17,0 ± 7,1 pg I-TEQ/ g de MG) et de 6,5 à 18,6 pg I-TEQ/g de MG dans le lait maternel (n=7, concentration moyenne de 12,4 ± 4,6 pg I-TEQ/ g de MG ; Deml et al. 1996). Ces teneurs n'étaient pas différentes de celles de la population générale (10-48 pg I-TEQ/g MG dans le sang) et donc ne semblaient pas mettre en évidence d'augmentation de la charge corporelle en PCDD/F au voisinage de cette UIOM. Par ailleurs, il a été constaté que les fumeurs avaient des concentrations sanguines plus faibles que les non fumeurs. En revanche, les habitudes d'autoconsommation identifiées n'étaient pas associées avec les concentrations en dioxines.

De même, **en Espagne** dans la région catalane, deux études rapportent des résultats similaires. A Tarragone, les valeurs sanguines de PCDD/PCDF observées dans un échantillon de 20 sujets vivant soit à moins d'1 km, soit entre 3 et 5 km d'un incinérateur de déchets dangereux nouvellement construit, ne différaient pas selon le lieu de résidence, et étaient comparables à celles obtenues dans une population non exposée (14,8-48,9 pg I-TEQ/ g MG ; moyenne : 27,0 pg I-TEQ/ g MG) (Schuhmacher et al. 1999).

Près de la nouvelle UIOM de Mataro (Espagne), les concentrations sanguines en PCDD/F, PCB et métaux ont été mesurées chez 104 résidents (de 18 à 69 ans) habitant entre 0,5 à 1,5 km de l'usine, 94 résidents éloignés (de 3,5 à 4 km de l'UIOM) et 17 salariés de l'incinérateur. Elles ont été mesurées au moment du démarrage en 1995 (Gonzalez et al. 1998) et après deux années de fonctionnement de l'installation en 1997. Les émissions de dioxines étaient plutôt basses : 2,5 ng I-TEQ/m³ et 0,98 ng I-TEQ/m³ pour chacune des deux cheminées. Les concentrations sanguines en dioxines étaient basses lors du démarrage de l'installation chez tous les résidents, proches ou éloignés de l'installation (13,5 et 13,4 ng I-TEQ/kg MG respectivement). Une légère augmentation a été observée après deux années de fonctionnement, mais celle-ci était similaire chez les résidents proches et éloignés de l'installation (concentrations de 16,7 ng I-TEQ/kg MG dans les deux groupes). Elle était plus élevée chez les résidents (25 %) que chez les travailleurs (13 %). Les concentrations sanguines en PCB étaient très proches dans les deux groupes de résidents au démarrage et après deux années de fonctionnement (1,93 et 1,76 puis 2,11 et 1,99 µg/l). Une troisième campagne de mesures des concentrations sanguines en PCDD/F a été conduite en 1999 sur le même échantillon de population auquel fut ajouté un groupe de sujets résidant dans une commune située à 20 km de l'UIOM de Mataro prise comme population témoin (Gonzalez 2001). Une augmentation comparable des concentrations en dioxines a été observée au cours des quatre années dans les trois groupes de population (résidents, résidents éloignés et témoins). Les niveaux en 1999 à Mataro étaient voisins de ceux de la population témoin. Selon les auteurs, l'augmentation observée ne serait pas due à l'incinérateur mais au moins en partie plutôt au vieillissement de la population. Cette augmentation pourrait résulter également d'un apport alimentaire en dioxine plus important en Espagne que dans les pays du nord de l'Europe par les céréales, les légumes et les fruits. En effet, le niveau observé de 20 pg I-TEQ/g MG serait relativement bas mais cependant supérieur au niveau de 15 pg I-TEQ/g MG mesuré dans la population générale des autres pays développés. L'augmentation constatée peut apparaître un peu surprenante si on considère que la concentration en dioxine a plutôt baissé dans le sang de la population en Allemagne et dans les autres pays industrialisés (Päpke 1998). Des mesures de dioxines dans le sang des populations vivant à proximité d'une UIOM avant et un an après son ouverture n'ont pas montré d'augmentation des teneurs (Gonzalez et al. 1998).

Au Japon, Kitamura et al (2001, tableau 24) ont comparé les teneurs de PCDD/PCDF mesurées dans le sang de deux groupes de sujets, l'un vivant à plus de 5 km de toute UIOM (23,8 ± 12,3 pg TEQ_{OMS}/g MG) et l'autre (25,6 ± 11,6 pg TEQ_{OMS}/g MG) à moins de 2 km d'une UIOM rejetant des quantités « moyennes » de dioxines (>80 ng/Nm³), à des sujets soit vivant à moins de 2 km (39,1 ± 18,8 pg TEQ_{OMS}/g MG) ou travaillant (100,7 ± 127,4 pg TEQ_{OMS}/g MG) dans une UIOM rejetant de grandes quantités de dioxines ; les concentrations moyennes sont croissantes avec la proximité du site. Les valeurs de PCB coplanaires ne variaient pas significativement parmi ces 4 groupes. A partir des dosages obtenus auprès des 316 personnes de l'étude selon la méthode classique par CPG-MS, les auteurs ont effectué des corrélations entre les divers congénères analysés (Kitamura et al. 2001). Ils en concluaient que la quantification de 8 congénères fournissait à 90 % les mêmes résultats que celle des 20 habituellement mesurés. Ils ont comparé les taux moyens de contamination par les PCDD/F et PCB de différents groupes. Les PCB représentaient environ 15 % de la valeur en TEQ. Ces résultats sont intéressants dans la mesure où ils apportent des informations sur l'imprégnation par les PCDD/F et les PCB (qui interviennent pour 1/5^e environ dans la valeur TEQ) de groupes de personnes différemment exposées à des UIOM fortement émettrices.

Dans une étude menée au Japon dans une autre région, les valeurs sanguines de PCDD/PCDF totaux ne différaient pas entre 30 ouvriers travaillant dans 3 UIOM différentes et 30 autres travaillant dans des usines sans relation avec les dioxines. Cependant, on observait une augmentation de la concentration en un des congénères, le 1,2,3,4,6,7,8 hepta-CDF (Kumagai et al. 2000). Les auteurs concluaient que malgré le port de masques, les ouvriers des UIOM devaient respirer de la poussière produite sur place et contenant ce même congénère. De même, Schechter (1997) avait signalé une augmentation des concentrations sériques d'HpCDF chez des personnes travaillant dans un vieil incinérateur.

Watanabe (1999) a signalé une augmentation des niveaux sanguins de 2,3,4,7,8 PeCDF et de 2,3,4,6,7,8 HCDF chez des travailleurs exposés de façon chronique aux émissions polluantes d'un incinérateur d'ordures ménagères.

Le tableau 25 présente quelques études supplémentaires relatives à l'exposition de travailleurs à des émissions d'usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM). Les valeurs en dioxines relevées vont de 19,2 pg I-TEQ/g MG (Kumagai et al. 2000) à 100,7 pg I-TEQ/g MG (Kitamura et al., 2001). Les valeurs de l'étude de Watanabe et al. (1999) sont plus proches de celles de Kumagai et al. (39,7 pg I-TEQ/g MG).

Aux **USA**, récemment à l'occasion de l'incinération d'huile contenant de la TCDD, Evans et al (Evans et al. 2000) ont mesuré les taux de TCDD et de PCDD/PCDF dans le sang de sujets habitant dans un rayon de 4 km de l'UIOM, par rapport à des sujets vivant à plus de 15 km, et ce avant le début, puis 4 mois après le début et enfin, à la fin de l'incinération. Aucune différence n'était observée quelle que soient la période ou la distance (valeurs moyennes de l'ordre de 10 pg -TEQ g MG).

Par ailleurs, chez des travailleurs d'UIOM, les valeurs de PCDD/PCDF totaux étaient plus élevées chez ceux de l'ancienne UIOM, comparé à celles des travailleurs de la nouvelle UIOM et de sujets contrôles, ces deux derniers groupes ne différant pas. De plus, le profil des congénères de PCDD et de PCDF sanguins étaient comparables à celui produit par l'UIOM chez les travailleurs de l'ancienne UIOM (Schecter et al. 1995).

Enfin, les taux de PCB (n=122, moyenne : 320 ng/g MG) étaient augmentés dans le lait maternel de mères vivant à proximité d'une usine d'électronique, mais sans relation avec une quelconque UIOM (Korrick et al. 1998).

En Belgique, une campagne de mesure de dioxines et PCB a été réalisée en 1999 auprès de 200 femmes âgées de 50 à 65 ans et résidant dans deux régions flamandes (FLESH, Flemish Environment and Health Study, Koppen et al. 2001). A partir des 47 pools d'échantillons sériques constitués, les auteurs ont observé une légère différence entre ceux issus de zones rurales (n=22, 47,9 (43,6-52,7) pg PCDD/F TEQ_{OMS}/g MG et 70,9 (65,3-76,9) pg PCDD/F + PCB TEQ_{OMS}/g MG) et ceux issus de zones urbaines (n=25, 49,2 (45,0-53,9) pg PCDD/F TEQ_{OMS}/g MG et 78,9 (72,7-85,6) pg PCDD/F + PCB TEQ_{OMS}/g MG). Dans ce même article, Koppen cite une étude où les concentrations en PCDD et PCDF ont été mesurées dans le sérum de 54 femmes et hommes belges, âgés de 10 à 80 ans (moyenne de 50 ans) résidant autour d'un incinérateur de déchets ménagers. La concentration moyenne de PCDD/F s'élevait à 36,7 pg I-TEQ/g MG, ce qui était 34 % supérieur à celle observée dans une population rurale témoin (n=32, PCDD/F : 27,2 pg I-TEQ/g MG).

Fierens et al. (2002) ont réalisé une étude en Wallonie sur les concentrations sériques de PCDD/F et PCB auprès de 257 personnes ayant vécu au moins 20 ans dans le même endroit à partir desquelles fut identifié un groupe de 194 sujets répartis en 4 groupes de personnes : 1) résidant dans une banlieue industrielle, 2) résidant à moins d'1 km d'une décharge, 3) résidant à moins de 2 km d'une UIOM dans une zone industrielle et 4) résidant à moins de 2 km d'une UIOM dans une zone rurale. Les concentrations dans les divers groupes sont présentées ci-dessous.

TABLEAU 21 : Concentrations sériques de dioxines et PCB chez des sujets belges potentiellement exposés et des sujets sans exposition particulière (moyennes géométriques en pg TEQ_{OMS}/g MG)

	N	PCDD/F	PCB	PCDD/F + PCB
1) Banlieue industrielle	58	23,8 (2,2-57)	6,3 (1,2-37)	30,7 (7,6-84)
2) < 1 km d'une décharge	52	21,8 (4,1-58)	6,7 (1,1-35)	29,5 (7,9-86)
3) UIOM dans zone industrielle	33	24,1 (11-113)	5,7 (0,2-20)	30,1 (13-133)
4) UIOM dans une zone rurale	51	37,9 (9,2-101)	10,3 (0,2-44)	48,7 (9,4-145)
5) Zone non polluée	63	23,9 (5,0-71)	7,0 (1,5-29)	31,3 (6,7-100)
Population totale	257	25,7 (4,1-113)	7,1 (0,2-44)	32,8 (6,7-145)
Population totale sans groupe 4	206	23,4 (4,1-113)	6,5 (0,2-37)	30,49 (6,7-133)

(Source : Fierens et al. 2002)

Les composés les plus fortement impliqués en terme de concentration ou de toxicité chez les populations exposées à des émissions d'incinérateurs sont présentés dans le tableau suivant.

TABLEAU 22 : Congénères les plus impliqués au niveau biologique chez les personnes résidant autour d'UIOM

PCDD	PCDF	PCB
TCDD	2,3,7,8-TCDF	PCB 126
1,2,3,7,8-PeCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,2,3,4,7,8-HxCDF	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,2,3,6,7,8-HxCDF	
OCDD	2,3,4,6,7,8-HxCDF	
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	
	OCDF	

Les composés qui étaient les plus cités dans les publications portant sur l'exposition de la population générale sont retrouvés pour les populations exposées aux incinérateurs d'ordures ménagères. Dans l'étude de Gonzalez (1998) menée en Espagne chez 200 adultes de 18 à 69 ans résidant ou non autour d'une UIOM à Mataro, les PCDD représentaient 95 % du total de PCDD et de PCDF et contribuaient à 68,5 % du total en I-TEQ. Les isomères les plus importants relevés dans cette étude sont les 1,2,3,7,8,9-HxCDD, les 1,2,3,7,8-PeCDD et les 2,3,4,7,8-PeCDF.

Il paraît donc important de prendre en compte la distance entre l'usine et les populations enquêtées, mais peut-être aussi la nature des déchets incinérés qui doit influencer la nature et le taux des dioxines rejetées. D'autres paramètres à considérer concernent la vétusté des procédés utilisés et l'emplacement des populations résidentes enquêtées par rapport à la direction du panache d'émission des usines, et vraisemblablement la consommation de produits locaux.

7.1.3 Forts consommateurs de produits animaux (cf. tableau 27)

Les produits animaux répertoriés dans les études sont essentiellement des **produits marins** (poissons, baleine, œufs d'oiseaux marins). Il a été constaté, chez les personnes pour lesquelles cela constitue la base de leur alimentation, des valeurs en dioxines supérieures à celles constatées dans la population générale. Par exemple, dans une étude menée en 1991, Svensson et al. montrent une nette influence de la consommation de **poissons** sur les niveaux sériques de **PCDD/F** observés parmi trois groupes de consommateurs suédois de poissons (groupe 1 : pas de consommation car allergie ; groupe 2 consommation d'environ 50 g/j ; groupe 3 : forts consommateurs (> 100 g/j)). Les niveaux sériques correspondants aux groupes 1, 2 et 3 sont respectivement de 17,5, 25,8 et 63,5 pg I-TEQ/g de MG.

Les concentrations en **PCB** chez les consommateurs de produits marins sont également plus élevées que dans le reste de la population. Dans une étude de 1991, Jensen et Slorach indiquaient que les concentrations en PCB dans le lait de femmes mangeant de la viande et de la graisse de **baleine** sur une île du Danemark (Ile Faroe) étaient 7 à 12 fois supérieures aux valeurs de la population du reste de l'Europe. Ces chiffres sont confirmés par l'étude de Ayotte *et al.* (1997) qui relèvent, chez 499 adultes hommes et femmes de Nunavik (Arctique) de 18 à 60 ans, des concentrations sanguines moyennes en dioxines, furanes et PCB 7 fois supérieures à celles relevées dans le sud du Québec (184 ng I-TEQ/kg MG versus 26 ng I-TEQ/kg MG).

Quelques études ont porté sur les populations vivant à proximité de l'embouchure du Saint-Laurent en Amérique du nord en raison de concentrations élevées (> 5700 ppm) mesurées dans les sédiments de ce fleuve. Fitzgerald et al. (1998) font état de teneurs dans le lait de l'ordre de 600 ng/g de MG pour les femmes Mohawk, population autochtone consommant des **poissons** pêchés dans le St Laurent (PCB principalement présents : 138 > 153 > 118 > 99 > 180). En comparaison, la teneur moyenne en PCB dans la population rurale de cette partie de l'Amérique du nord est de 375 ng/g de MG, avec un profil similaire.

Les dioxines et PCB les plus fortement impliqués en concentration ou en toxicité chez les mangeurs de poisson sont présentés dans le tableau suivant.

TABLEAU 23 : Congénères les plus impliqués au niveau biologique chez les personnes consommatrices de poissons

PCDD	PCDF	PCB
TCDD	TCDF	PCB 138, 180, 153
1,2,3,7,8-PeCDD	1,2,3,7,8-PeCDF	PCB : 187, 146, 99, 156, 118
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	

Les PCB 138 (mono-ortho substitué), 180 et 153 (di-ortho substitués) présentent des valeurs supérieures aux données européennes de la population pour laquelle il n'a pas été identifiée de source d'exposition particulière.

7.1.4 Exposition in utero

PCB

L'exposition des enfants *in utero* a été estimée à partir d'échantillons de **sang** prélevés dans le **cordon ombilical** au moment de la naissance. Altshul et al. (1999) et Korrick et al. (2000) ont effectué ces mesures sur plus de 750 échantillons provenant de localités du Massachusetts (USA) proches d'un port pollué par les PCB. Dans les deux cas, la concentration totale était en moyenne d'environ 0,55 ng/g de sérum et seulement une dizaine de congénères étaient présents à un seuil > 0,01 ng/g (PCB 28, 74, 118, 138, 153, 156, 170, 180, 187, 199) alors que l'analyse portait sur plus de 50 congénères. Le profil obtenu était cohérent avec celui des résidus présents sur le site. Une étude analogue a comparé au moment de l'accouchement des femmes consommatrices de poissons provenant du lac Ontario à des femmes n'ayant jamais consommé ces poissons (Stewart et al. 1999). Dans cette étude, les teneurs en PCB totaux dans le sang des cordons ombilicaux étaient d'environ 1 ng/g pour les deux groupes. En revanche, les concentrations en PCB fortement chlorés (7 à 9 atomes de chlore, c'est-à-dire caractéristiques des résidus présents dans les poissons du lac Ontario) étaient significativement plus élevées dans les cordons ombilicaux provenant des consommatrices de poissons.

De rares travaux mentionnent des résidus de PCB dans le **placenta** (Schlebuss et al. 1994, Bosse et al. 1996). Les résultats rapportés sont dans le premier cas une valeur médiane de 3,7 ng/g de tissu frais (soit environ 370 ng/g de lipides placentaires) et dans le deuxième cas 950 ng/g de lipides. Des travaux portant sur des **foetus** humains (Bosse et al. 1996, Lanting et al. 1998) font état de résidus de PCB dans le **tissu adipeux** compris entre 97 et 768 ng/g.

PCDD/F

Tout comme pour les PCB, les nouveau-nés sont exposés aux PCDD/PCDF par l'allaitement mais aussi au cours de la grossesse, comme le montrent les résultats des dosages de dioxines effectués dans le foie (6,17-8,83 ng I-TEQ/kg MG ou pg/g) et le tissu adipeux (9,70-10,83 ng I-TEQ/kg MG) de 3 enfants mort-nés (Kreuzer et al. 1997) par exemple, ce qui implique un passage transplacentaire.

7.1.5 Population professionnelle autre que celle de l'incinération

Les expositions les plus étudiées, de part le mode de formation des dioxines, sont celles liées aux émissions d'UIOM. Mais certaines industries utilisent des procédés de fabrication qui émettent également des dioxines. Il peut être cité l'exemple d'une usine de câble en Allemagne (Wuthe et al. 1992) dont le système de pyrolyse a été impliqué dans des valeurs en PCDD et PCDF de 8,8 à 70 pg I-TEQ/g MG dans le lait et de 13,2 à 63,7 pg I-TEQ/g MG dans le sang. Les composés ayant subi la plus forte hausse de concentration sont les PeCDD, HxCDD et HpCDD (pas de différence de moyenne mais présence de valeurs extrêmes élevées).

Parmi les populations professionnellement exposées, on retrouve des données aussi bien pour des travailleurs de l'industrie correspondant à une exposition chronique, que pour les pompiers ayant éteint des feux au cours desquels il y avait dégagement de dioxines, pour lesquels l'exposition a été aiguë.

Ainsi, aux E-U chez un **chimiste** travaillant sur les dioxines, la valeur observée dans le sang était de 48 pg I-TEQ PCDD/F/g MG par rapport à la population générale (41 pg I-TEQ/g MG), mais de 625 pg I-TEQ

PBDD/g MG (Schechter 1992). Dans une usine chimique près d'UFA (Russie), les valeurs de PCDD/F dans le sang des travailleurs chargés de la production supérieures à 72 pg/g MG, à comparer aux 17 pg/g MG de la population générale russe (Schechter et al. 1994).

Dans la région d'Irkoutsk (Russie), les valeurs de PCDD et PCDF observées chez les travailleurs d'une usine chimique étaient 1,5 fois supérieures à celles de la population résidant aux alentours, à laquelle les pompiers étaient comparables (Schechter et al. 2002). Celles des PCB coplanaires (77,126,169) étaient 3 fois supérieures chez les ouvriers, comparées à la population générale locale et 5 fois supérieures à celles observées lors d'études en population générale aux E-U (Schechter et al. 2002).

7.1.6 Population accidentellement exposée

Plusieurs accidents ont conduit à une exposition importante des ouvriers des usines concernées ou de la population générale environnante.

- **Seveso** (Italie, 1976) : l'explosion d'un réacteur d'une usine produisant du trichlorophénol a été l'occasion de la dispersion d'une trentaine de kg de TCDD dans la campagne environnante, contaminant les populations sur le moment, mais aussi le sol et les fourrages consommés par les animaux de ferme (Needham et al. 1997).
- Lors d'une explosion dans une usine **BASF** à Ludwigshafen en Allemagne produisant du trichlorophénol, en 1953, les dangers des dioxines n'étaient pas connus. Aussi, le suivi des ouvriers présents à l'époque ne s'est fait que beaucoup plus tard, 33 ans après. Les valeurs sériques recalculées en fonction de la demi-vie de TCDD auraient alors été comprises entre 3 et 12 206 pg/g MG (Zober et al. 1997).
- Lors de la guerre du **VietNam**, dans le but de repérer les troupes ennemies cachées dans les forêts (Sud-Vietnam), les Américains ont épandu par avion un exfoliant entre les années 1962 et 1970. Cette substance appelée l'Agent orange ou phenoxyherbicide, contenait aussi de la TCDD, substance apparue au cours de la production du phenoxyherbicide (Schechter et al. 1992) : le maximum observé en TCDD dans le sang a été de 1450 pg/g MG.
- A **Binghamton** (NY, E-U) en 1981, suite à l'incendie d'un transformateur contenant des PCB et des polychlorobenzènes, les valeurs en dioxines auprès du personnel d'intervention (pompiers et ouvriers) immédiatement après l'accident étaient élevées dans le tissu adipeux (Schechter et al. 1994).
- Enfin, on peut rappeler les accidents de **Yusho** (1968, Japon) et de **Yu-Cheng** (1979, Taiwan), au cours desquels la population générale avait été contaminée à l'occasion de la consommation de riz cuit dans de l'huile contenant des PCB, PCDD et PCDF (Iida et al. 1999) : les valeurs de ces composés dans le tissu adipeux étaient toujours élevées, 26 et 17 ans après les accidents.
- Toujours en population générale, une étude a porté sur les personnes vivant en milieu rural dans une région de **Californie** (E-U) où a eu lieu l'incendie d'une usine produisant du pentachlorophénol et consommant des œufs et du bœuf produits localement : les taux sanguins moyens étaient de 63 pg I-TEQ/g MG, donc plus élevés en comparaison avec les personnes vivant dans la même région mais ne consommant pas de produits locaux (7 pg I-TEQ/g MG ; Goldman et al. 2000).

7.2 Facteurs de variation

Les facteurs intervenant sur les niveaux de dioxines et PCB sont les suivants :

➤ Communs aux dioxines et PCB:

- Age ;
- Sexe ;
- amaigrissement, corpulence ;
- allaitement et durée pour le contenu en lait et les concentrations chez l'enfant ;
- durée d'exposition ;
- alimentation (poisson, volaille) ;
- niveau d'industrialisation du pays d'habitation ;
- caractère urbain ou rural du lieu d'habitation.

- Spécifiques des PCDD, PCDF :
 - exposition spécifique aux dioxines (accident, professionnel) ;
 - exposition à l'hexachlorobenzène ;
 - tabagisme (qui augmente l'élimination et réduit la demi-vie).
- Spécifiques des PCB :
 - exposition spécifique (accident, professionnel).

7.2.1 Facteurs physiologiques : âge, sexe, poids, amaigrissement, grossesse, allaitements précédents

Lait

Certains facteurs influencent les teneurs de PCDD, PCDF et PCB dans le lait, en particulier : la teneur lipidique du lait, le poids maternel, la durée de lactation, la parité, l'âge maternel, les grossesses multiples et d'autres facteurs socio-économiques et saisonniers. Plus la durée de lactation est longue, la parité élevée, la mère jeune, plus faibles sont les teneurs observées (InVS 2000).

➤ Age

L'âge maternel est souvent retrouvé comme étant le facteur le plus déterminant des niveaux d'HAPC dans le lait. Ces substances très lipophiles et peu biodégradables, en raison d'une lente métabolisation et élimination, s'accumulent au cours du temps dans les graisses animales (demi-vie dans l'organisme d'environ 7 ans). Elles se retrouvent dans les tissus humains et les liquides biologiques tels que le lait, milieu riche en lipides qui constitue la voie majeure d'excrétion et peut par conséquent être utilisé comme un indicateur biologique de la charge corporelle, c'est à dire d'une accumulation au cours de plusieurs années. Cette relation avec l'âge est un fait désormais bien établi (Dewailly 1996, Cuijpers 1997, InVS 2000).

➤ Corpulence (Indice de Quételet ou BMI)

L'association négative observée entre la corpulence exprimée par l'indice de Quételet et les concentrations d'HAPC dans le lait a été signalée dans la plupart des études (Jensen 1991, Dewailly 1996, Albers 1996, Cuijpers 1997, InVS 2000). Elle est plus marquée avec la corpulence après la grossesse (InVS 2000). Ce résultat est en accord avec la théorie de Vollebregt (1990) qui prétend qu'une forte corpulence facilite la dilution des substances toxiques dans le tissu adipeux.

➤ Lipides du lait

De façon analogue, plus le pourcentage de lipides dans le lait est élevé, plus le niveau d'HAPC est bas. Les HAPC sont dosés dans la fraction lipidique du lait et on assiste donc également à un effet de dilution. Les lipides représentent environ 3 % de la quantité de lait dans les échantillons pour des prélèvements entre la 4^{ème} et la 8^{ème} semaine après la naissance : France (InVS, 2000), Pays-Bas (Tuinstra 1994) Finlande (Vartiainen 1997).

Selon Jensen (1992), les lipides du lait maternel sont susceptibles d'être influencés par divers facteurs tels que la période d'allaitement et l'alimentation entre autres.

Ainsi, la quantité de lipides augmenterait durant l'allaitement. Elle passerait de 3,98 % à 12 semaines à 5,50 % à 16 semaines. La quantité de graisse et le taux de sécrétion (g/jour) augmenteraient durant la lactogénèse (1 à 8 jours) et diminueraient au moment du sevrage. En fait, les résultats observés dans les diverses études sont contradictoires.

En général, les quantités de lipides, protéines et de lactose sont peu modifiées par des variations alimentaires. Ainsi, Nommsen (1991) n'observe aucune relation entre la consommation et le pourcentage de lipides du lait, alors qu'Hachey (1989) observe 2,5 % de lipides dans le lait de 5 femmes ayant une alimentation pauvre en graisse (5 %), contre 3,3 % chez de fortes consommatrices (40 % de graisses).

➤ Allaitement

D'autres facteurs qui influencent de façon notable les niveaux de dioxines dans le lait maternel sont la durée totale de l'allaitement, la période d'allaitement et le nombre d'enfants allaités. Les niveaux de dioxines dans le lait diminuent avec le nombre d'enfants allaités et la durée de la période d'allaitement. La baisse moyenne par semaine d'allaitement est estimée par Fürst (1992) à 0,1 pg I-TEQ.

Sérum

➤ Age

L'association positive entre l'âge et les TEQs de PCDD et PCDF est bien connue (Jimenez 1996, Devine 1990, Tepper 1997). Les concentrations de dioxines sériques augmentent avec l'âge, vraisemblablement car les dioxines s'accumulent dans l'organisme du fait de leurs lents métabolismes.

Une étude réalisée de 1991 à 1996 (Wittsiepe et coll., 2000) sur des échantillons de sang provenant d'une population d'hommes de 10 à 80 ans confirme l'augmentation des concentrations de dioxines en fonction de l'âge (pente moyenne de 0,5 pg TEQ/g MG par an). Une étude semblable en Espagne dans les régions de Tarragone et de Madrid montre un accroissement annuel de 0,565 et 0,790 pg TEQ/g MG respectivement (Shumacher et al 1998). Des augmentations en dioxines très semblables ont été documentées pour différentes matrices dans divers pays industrialisés avec des augmentations allant de 0,4 à 0,8 pg I-TEQ par année d'âge (Patterson et coll. 1994, Pöpke 1998, Iida et coll. 1999a).

On sait par ailleurs que la TCDD a une demi-vie d'environ 8 ans (Michalek et Tripathi 1999) et nécessite une durée d'exposition de 4 demi-vie pour atteindre un niveau d'équilibre (Benet et al. 1996).

➤ Sexe

L'exposition de fond aux dioxines est considérée comme étant similaire chez les hommes et les femmes (US EPA 1994). Toutefois, Gonzalez (1998) en Espagne, observe des concentrations sériques de PCDD et de PCDF légèrement plus élevées chez les femmes que chez les hommes, alors qu'Ayotte au Québec (1997) observe des teneurs plus faibles chez les femmes qu'il attribue à l'allaitement. Il faut préciser que dans ces deux études des échantillons poolés ont été utilisés, ce qui limite la possibilité de bien ajuster, même si un effort particulier a permis de constituer des groupes relativement homogènes en fonction de l'âge et du sexe. En Allemagne, la comparaison de concentrations sériques d'hommes et de femmes obtenues en 1996 montre une moyenne d'I-TEQ légèrement plus élevée chez les femmes (mais non statistiquement significative), bien que ces dernières soient plus jeunes en moyenne de 7 ans (Pöpke 1998).

➤ Amaigrissement, corpulence (Indice de Quételet ou BMI)

Une forte influence de la perte de poids sur les concentrations sériques de dioxines a été rapportée dans le cas de personnes cancéreuses, qui après une perte de 20 à 25 kg en quelques mois, avaient des concentrations sériques environ 14 fois plus élevées qu'avant la période d'amaigrissement (avec des variations de 4 à 25 selon les congénères (Pöpke 1998).

Néanmoins, certaines études concluent à une association positive entre le BMI et les concentrations sériques de dioxines. C'est le cas de l'étude de Guo (2001) où la TCDD sérique augmente avec le BMI. Kumagai (2000) observe également une association positive entre le BMI et les concentrations sériques (TEQ) de PCDD, de TCDD, et l'HpCDD après prise en compte de l'âge, de la consommation tabagique, du lieu de résidence, de la durée d'emploi dans l'entreprise. Ces relations ont également été observées dans les études de Tepper (1997) et de Devine (1990).

➤ Allaitement

La comparaison des concentrations sanguines de PCDD/F chez des enfants de 11 mois allaités et non allaités montre des niveaux 10 à 15 fois plus élevés pour la plupart des congénères chez les enfants allaités par rapport aux enfants non allaités (Abraham 1994).

7.2.2 Comportements : alcool, tabac

➤ Tabagisme

Lait

Un résultat un peu surprenant est celui des niveaux plus élevés de plusieurs congénères (tendance avec les PCDD/F) chez les non fumeuses en comparaison à celui observé chez les fumeuses et ex-fumeuses, pourtant susceptibles d'inhaler des HAPC (InVS 2000). En fait, cette observation a déjà été rapportée par Fürst (1992) et Cuijpers (1997). L'explication actuelle repose sur la théorie selon laquelle le tabagisme favoriserait un métabolisme particulier des congénères et donc leur excrétion.

Sérum

Cette relation paradoxale (puisque la fumée de tabac contient des PCDD/F) a été observée dans d'autres études et également au niveau sérique. Ainsi Guo (2001) relève des niveaux sériques de TCDD plus faibles chez les fumeurs que chez les non-fumeurs. Kumagai (2000) observe une corrélation négative entre l'index de Brinkman et les concentrations sériques d'HpCDD. Rappelons que l'index de Brinkman correspond à la consommation cumulée de cigarettes (fumeur = cigarettes/jour x années, non fumeur = 0). Il est à noter que l'étude de Guo est relative à une exposition particulière par rapport aux autres études référencées dans ce rapport puisqu'il s'agit d'une exposition à l'Agent Orange.

➤ Consommation d'alcool

Aucune relation n'a été citée entre la consommation d'alcool et les concentrations de dioxines et PCB dans le sérum ou dans le lait.

7.2.3 Consommation de produits animaux

Habituellement, on reconnaît que plus de 90 % de l'apport quotidien de dioxines et PCB proviennent de l'alimentation. Ainsi, l'exposition par diverses voies, – telles que l'inhalation, l'ingestion de particules aériennes, l'ingestion de sol contaminé et l'absorption cutanée, – ne contribuent habituellement qu'à moins de 10 % de cet apport (Päpke 1998). Parce que l'homme se situe à la fin de la chaîne alimentaire et que les organochlorés sont des substances lipophiles, l'apport par des aliments d'origine animale est particulièrement important. En Allemagne, les grandes enquêtes alimentaires qui ont été menées indiquent que pour un apport total quotidien d'environ 130 pg I-TEQ PCDD/F par jour et par personne (estimé plus tard à environ 60 pg dans une enquête avec repas dupliqué), on peut considérer qu'environ 1/3 provient du lait et de ses dérivés, 1/3 de la viande, de ses dérivés et des œufs et 1/4 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.

Les études utilisant des indicateurs biologiques obtiennent des résultats assez contradictoires en partie pour des raisons méthodologiques liées à la difficulté de bien appréhender l'exposition alimentaire.

7.2.4 Végétariens

Alors que l'on pouvait s'attendre à observer des concentrations sériques plus faibles chez les végétariens en raison de la non consommation de viande, poisson et produits dérivés, l'étude de Welge en 1993 ne conclut pas en ce sens. Il tente d'expliquer cette absence de différence entre les végétariens et les non végétariens par une alimentation d'un autre type, par exemple riche en produits laitiers pour compenser l'absence de viande et de poisson.

Globalement, Guo n'observe pas de relation entre les niveaux de TCDD sériques et l'apport alimentaire (viande, poulet, œufs, graisses saturées et animales, poisson et également protides, glucides, beurre). Cependant, il observe une contribution de la consommation de poulet et de poisson pour les plus jeunes. Pour les hommes de moins de 55 ans, la consommation de poulet est associée à une augmentation de TCDD ; chez un homme de 42 ans, cette augmentation est de 1,4 pg TCDD/kg de sérum pour chaque repas consommé par semaine. Et pour les hommes de moins de 50 ans, on observe une relation avec la consommation de poisson ; chez un homme de 42 ans, cette augmentation est de 0,94 pg TCDD/kg de sérum pour chaque repas consommé par semaine. La part de la variance de la TCDD sérique expliquée par l'apport alimentaire est faible (Guo 2001, Huisman et al. 1995). La contribution relative d'un apport alimentaire récent peut être plus importante chez les jeunes que chez les plus âgés. La consommation de poisson n'était pas associée aux niveaux de TCDD dans l'étude de Nakagawa (1999).

Kumagai (2000) dans sa population de travailleurs n'observe pas de relation avec la consommation de poisson, de viande ou de lait (appréhendée par le nombre de repas par semaine). L'auteur reconnaît qu'une information plus détaillée serait nécessaire pour clarifier la relation, notamment avec la consommation de poisson.

Dans l'étude de Ryan (1997) menée au Québec, une corrélation est retrouvée entre les PCB sériques et la consommation d'œufs d'oiseaux migrateurs ($r=0,27$, $p<0,01$).

7.2.5 Autres

➤ Apport calorique

Aucune association n'est observée entre la TCDD sérique et l'apport calorique (Guo 2001).

➤ Lipides

Les niveaux de TCDD sériques augmentent avec les concentrations sériques de triglycérides (Guo 2001). Dans l'étude d'Orloff (2001), les sujets inclus ont reçu la recommandation de ne pas consommer de repas gras avant le prélèvement sanguin. Kumagai (2000) recommande aux sujets de l'étude d'être à jeun pour le prélèvement sanguin.

➤ Zones rurales et zones urbaines

Il est souvent difficile de déceler l'origine d'une contamination et de l'attribuer à une source unique bien identifiée. Le rapport de l'Union Européenne sur les dioxines, bien que prudent quant à de possibles différences entre les zones rurales et urbaines - car les données étaient agrégées (laits poolés) - présentait des taux croissants dans le lait entre les zones rurales, urbaines et industrielles. Les zones rurales éloignées des centres urbains et industriels sont généralement moins polluées, notamment par les contaminants industriels. En effet, l'atmosphère en milieu urbain et industriel contiendrait des valeurs de PCDD/F de l'ordre de 5 à 10 fois plus élevées qu'en région rurale (étude en Suède, Vainio, 1989).

D'ailleurs Vartanen en Finlande (1997) a observé une contamination du lait par les PCDD/F plus importante en zone urbaine qu'en zone rurale.

Au Pays-Bas, des résultats de dosages de lait maternel réalisés dans trois zones, une hautement industrialisée (Rotterdam), une zone hautement industrialisée avec des incinérateurs de déchets, des raffineries et des industries chimiques et une autre zone semi-urbaine (Groningen) indiquent les niveaux les plus faibles pour la zone semi-urbaine. Certains composés présentent des niveaux particulièrement différents selon les zones : 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF, PCB 66 (Koopman-Esseboom *et al.*, 1994).

➤ Exposition professionnelle autres qu'UIOM (cf. § 7.1.5)

D'autres sources d'émission de dioxines doivent être prises en compte telles que d'anciennes usines de pâtes à papier, des usines métallurgiques, chimiques, la proximité d'une autoroute ou diverses activités de brûlages.

TABEAU 24 : Etudes des PCDD/F et PCB dans les milieux biologiques (sans facteur d'exposition identifié)
(Résultats exprimés en I-TEQ ou TEQ OMS (WHO) si précisé dans la publication)

Auteurs	Lieux	Matrices analysées	Population étudiée	PCDD pg TEQ/g mat grasse	PCDF pg TEQ/g mat grasse	PCB* pg TEQ/g mat grasse sauf précision autre	Congénères les plus impliqués en concentration et/ou en toxicité (TEQ)	Conclusions/Observations
Fürst <i>et al.</i> , 1992	Allemagne	lait maternel	n=526	29,3 (I-TEQ) (5,6 à 87,1)		-	-	- Facteurs influents : âge, nombre d'allaitement, durée de l'allaitement, régime végétarien et laitier le tabagisme ferait baisser le taux et laitier de dioxines ! - Facteurs non influents : lieu d'habitation, (z. rurale ou urbaine) - OCDD diminue d'un facteur 2 dans les 5 premières semaines d'allaitement
Wittsiepe <i>et al.</i> , 2000	Allemagne	sang	population allemande pendant 10 ans	1989 : 43,7 (I-TEQ) (médiane = 42,2) 1996-1998 : 20,7 (I-TEQ) (médiane = 19,4)		-	-	- En 10 ans, réduction des I-TEQ de moitié pour la plupart des congénères - Modélisation de la concentration sanguine en fonction de l'année d'observation et de l'âge - Corrélation entre l'âge et les concentrations en PCDD et le 2,3,4,7,8-PeCDF
Päpke, 1998	Allemagne	sang	Total : n=139 de 18 à 71 ans - Groupe de 18-30 ans : n=47 - Groupe de 31-42 ans : n=48 - Groupe de 43-71 ans : n=44	Total : 16,1 (I-TEQ) - Groupe de 18-30 ans : 13,1 - Groupe de 31-42 ans : 16,3 - Groupe de 43-71 ans : 19,1		-	Concentration : HpCDD, OCDD, PeCDF, HxCDD	- Baisse des I-TEQ dans le temps avec la baisse des émissions - Facteurs influençant la charge corporelle : poids de l'individu, âge - Facteurs influençant la teneur du lait maternel : nombre d'allaitements, durée de l'allaitement - Forte corrélation entre niveaux de TCDD dans le sang et dans les tissus adipeux → mesure sanguine en TCDD est représentative de la charge corporelle en TCDD - HpCDD/HpCDF et OCDD/OCDF sont plus élevés dans le sang que dans le lait
INVS- ADEME- CAREPS, 2000	France	lait maternel	femmes primipares : n=244 femmes de 38,6 ans en moyenne : n=113 Femmes de 31,6 ans en moyenne : n=29	8,03 (3,28 à 15,49)	8,44 (2,92 à 19,20)	-	2,3,7,8 TCDD 1,2,3,7,8-PeCDD 1,2,3,6,7,8-HxCDD 2,3,4,7,8-PeCDF	-

Gonzalez <i>et al.</i> , 1996	- Paris, France - Madrid, Espagne	lait maternel femmes de 25 à 40 ans quel que soit le nombre d'enfants • Paris n=15 • Madrid n=13	• Paris : 20,1 (I-TEQ) • Madrid : 13,31	–	Dioxines (concentration) : • Madrid : 1,2,3,7,8,9-pays industrialisés HxCDF, 1,2,3,6,7,8- HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8- HpCDD, OCDF, OCDD (composés le plus fréquemment retrouvés : 2,3,4,6,7,8- HxCDF, 123678- HxCDD, 1234678- HpCDD, OCDD) • Paris : 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, OCDF, OCDD	• Pas de différence entre les deux pays (concentration) : • Pas de différence avec les autres pays industrialisés • 23478-P ₅ CDF : TEQ France > TEQ Espagne dû à l'utilisation plus importante en France qu'en Espagne d'essence sans plomb et d'incinérateurs de déchets ? • Différences entre Paris et Madrid dues à PeCDF, HpCDD, OCDD issues des usines d'incinération de déchets ménagers (nombre à Paris > nombre à Madrid)
Gonzalez <i>et al.</i> , 1998	Mataro, Espagne	sang • Hommes n=99 • Femmes : n=99	• Hommes : 12,5 • Femmes : 14,7	PCB indicateurs : • Hommes : 2,02 mg/L • Femmes : 1,58 mg/L	Toxicité : HxCDD (1,2,3,4,7,8 ; 1,2,3,6,7,8 ; 1,2,3,7,8,9), 1,2,3,7,8-PeCDD, PeCDF (12 378 ; 23 478)	• Augmentation des TEQ avec l'âge • Méditerranéens ont les taux les plus bas des pays industrialisés
Koistinen <i>et al.</i> , 1995	• Finlande • Norvège	• foie • tissus adipeux hommes post mortem : n=3 • Tissus adipeux (I-TEQ) : 35 ans : 76 44 ans : 65 47 ans : 84	• Foie (I-TEQ) : 35 ans : 200 44 ans : 120 47 ans : 120 • Tissus adipeux (I-TEQ) : 35 ans : 76 44 ans : 65 47 ans : 84	–	–	Faible échantillonnage
Vartiainen <i>et al.</i> , 1998	Finlande	lait maternel • Helsinki (zone urbaine) : n=77 • Kuopio (zone rurale) : n=90	• Zone urbaine : Parité 1 : 26,3 ± 11,8 (14,7 à 96,3) Parité 2 : 16,8 ± 5,8 (6,0 à 28,8) Parité 3 : 16,2 ± 8,5 (6,1 à 33,1) Parité 4 : 4,46 • Zone rurale : Parité 1 : 20,1 ± 6,5 (10,8 à 37,4) Parité 2 : 18,1 ± 6,2 (8,0 à 33,9) Parité 3 : 16,5 ± 6,3 (6,92 à 30,9) Parité 4 : 15,8 ± 4,39 (8,78 à 20,2) Parité 5 : 10,2 Parité 8 : 3,86 Parité 10 : 5,42	PCB non-ortho, mono-ortho (+114 +156 +157), di-ortho (170+180) : • Zone urbaine : Parité 1 : 37,0 ± 24,8 (8,86 à 162) Parité 2 : 27,6 ± 11,8 (10,1 à 60,6) Parité 3 : 21,5 ± 18,7 (5,01 à 65,4) Parité 4 : 4,01 • Zone rurale : Parité 1 : 26,5 ± 9,90 (10,0 à 50,9) Parité 2 : 26,7 ± 14,8 (8,70 à 95,3) Parité 3 : 19,4 ± 12,6 (7,48 à 52,4) Parité 4 : 22,0 ± 7,38 (13,0 à 31,3) Parité 5 : 16,7 Parité 8 : 3,71 Parité 10 : 14,1	–	• Facteurs influents : zone urbaine ou rurale consommation de poisson • Le poids à la naissance baisse avec l'augmentation en dioxines sauf pour les primipares • Baisse du poids des enfants corrélée avec la concentration en 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,7,8-PeCDD, TCDD

Suite

Auteurs	Lieux	Matrices analysées	Population étudiée	PCDD pg TEQ/g mat grasse	PCDF pg TEQ/g mat grasse	PCB` pg TEQ/g mat grasse sauf précision autre	Congénères les plus impliqués en concentration et/ou en toxicité (TEQ)	Conclusions/Observations
Kiviranta <i>et al.</i> , 1999	Finlande	lait maternel	• Zone urbaine : n=20 (dont 14 primipares) • Zone rurale : n=64 (dont 28 primipares)	En zone urbaine (I-TEQ) • Parité 1 : (n=14) : 19,9 ±7,42 (7,7 à 34,4) • Parité 2 : (n=3) : 11,8 ±2,95 (8,92 à 14,8) • Parité 3 : (n=2) : 18,7 (16,6 à 20,7) • Parité 4 : (n=1) : 8,31		PCB non-ortho, mono-ortho (+114+156+157), di-ortho (28+74+99+153+138+180+170+187+183+194) En zone rurale (I-TEQ) • Parité 1 : (n=28) : 11,6 ±5,03 (3,86 à 26,3) • Parité 2 : (n=19) : 9,37 ±3,77 (2,37 à 17,9) • Parité 3 : (n=11) : 11,1 ± 4,06 (4,54 à 19,1) • Parité 4 : (n=4) : 8,24 ±1,27 (7,24 à 10,1) • Parité 6 : (n=1) : 5,72 • Parité 13 : (n=1) : 6,41	• TEQ sud > TEQ est Finlande • Baisse des TEQ de 1987 à 1994 • Baisse des TEQ avec l'augmentation de la parité	
Koppen <i>et al.</i> , 2001	Belgique	sang	femmes de 50 à 65 ans n= 200	• milieu rural : 24,8 (22,5-27,5) (WHO-TEQ) • milieu rural : 26,4 (24,0-29,1)	• milieu rural : 23,2 (20,2-26,6) (WHO-TEQ) • milieu rural : 23,1 (20,8-25,7)	• milieu rural : 22,5 (20,3-24,9) (WHO-TEQ) • milieu rural : 29,1 (26,1-32,4)	-	Pas de variations en terme de toxicité entre les deux régions rurales et urbaines
Iida <i>et al.</i> , 1999	Japon	sang	femmes d'environ 20 ans, nullipares n=50	9,3 ± 2,9 (4,4 à 17)	7,1 ± 1,9 (2,9 à 11)	PCB non ortho : 4,9 ± 2,6 (0,92 à 10)	-	
Iida <i>et al.</i> , 1999	Japon	lait maternel de 2-3 mois après la naissance	• femmes primipares : n=51 • femmes multipares : n=44	• Primipares : 10 ± 2,9 • Multipares : 7,1 ± 3,3	• Primipares : 7,8 ± 2,8 • Multipares : 5,8 ± 3,2	PCB non-ortho : • Primipares : 9,8 ± 4,4 • Multipares : 7,3 ± 3,2	• PCB (toxicité) : PCB 126 • Dioxines (concentration) : PCDD : OCDD • PCDF : 2,3,4,7,8-PeCDF	• Baisse des TEQ entre 1994 et 1996 en particulier pour les PCB • TEQ primipares>TEQ multipares • Différences entre les femmes primipares et multipares dues à 1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 2,3,4,7,8-PeCDF, 3,3',4,4',5,5'-HxCB
Matsueda <i>et al.</i> , 1999	Japon	• lait maternel • sang • tissus adipeux • lipides de la peau	• lait : n=125 • sang : n=94 • tissus adipeux : n=38 • lipides de la peau : n=44	• lait : 8,9 • sang : 10,4 • tissus adipeux : 17,7 • lipides de la peau : 8,9	• lait : 7,1 • sang : 8,5 • tissus adipeux : 13,8 • lipides de la peau : 7,9	• lait : 8,9 • sang : 8,8 • tissus adipeux : 26,8 • lipides de la peau : 14,1	Toxicité : 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 2,3,4,7,8-PeCDF, PCB 126	• Les 5 congénères cités contribuent à 80 % du TEQ total • TEQ peut-être prédit par mesure du 2,3,4,7,8-PeCDF ou du PCB 126

Shin <i>et al.</i> , 1999	Corée	lait maternel	Femmes de 24 à 48 ans • Seoul (zone urbaine) : n=11 • Incheon (zone industrielle) : n=13	- Zone urbaine : Primipares : 24,06 ±18,30 Multipares : - - Zone industrielle : Primipares : 24,06 ±18,30 Multipares : 24,06 ±18,30	PCB non-ortho et mono-ortho (non listés) : - Zone urbaine : Primipares : 7,79 ±1,95 Multipares : 3,72 ± 2,75 - Zone industrielle : Primipares : 7,79 ±1,95 Multipares : 7,79 ±1,95	- Dioxines (concentration) : 2,3,4,7,8-PeCDD - PCB (concentration) : dioxines PCB 126 - TEQ zone urbaine > TEQ zone rurale - TEQ primipare > TEQ multipare 2,3,4,7,8-PeCDD = 40 % du TEQ - PCB-126 = 75 % du TEQ PCB
Becher <i>et al.</i> , 1995	Norvège Lituanie	lait maternel	n=10-12	- Norvège : 10,4 (I-TEQ) - Lituanie : 14,8 (I-TEQ)	PCB non-ortho (WHO-TEQ) : - Norvège : 10,1 Lituanie : 12,4 PCB mono-ortho (+114, 156, 157, 189) (WHO-TEQ) : - Norvège : 13,6 Lituanie : 17,7 PCB di-ortho (170 +180) (WHO-TEQ) : - Norvège : 2,8 Lituanie : 1,9	- PCB (toxicité) : 126, 156, 114, 118, 170, 169 - TEQ que les PCDD et PCDF - TEQ mono-ortho > TEQ non-ortho PCB, car si TEF des mono-ortho < TEF des non-ortho, en fait leurs concentrations sont supérieures. - Les PCB contribuent 2-3 fois plus au TEQ que les PCDD et PCDF - Les PCB ne sont pas les mêmes d'un pays à l'autre. Ils signent des sources de pollution différentes
Koopman- Esseboom <i>et al.</i> , 1994	Pays-Bas	lait maternel de la 2 ^{ème} semaine après la naissance	Rotterdam (hautement industrialisé) n=207 Groningen (région semi-urbaine) n=211	30,2 (n=176)	PCB non-ortho : 16,0 (n=194) PCB mono-ortho (+156) : 15,0 (n=195) PCB di-ortho (170+180) : 4,5 (n=195)	- TEQ du même ordre de grandeur que les autres pays industrialisés - Corrélation entre TEQ plasma et TEQ cordon ou lait maternel pour PCB 118, 138, 153 et 180 - faible TEF
Koopman- Esseboom <i>et al.</i> , 1994	Pays-Bas	lait maternel de la 2 ^{ème} semaine après la naissance	Rotterdam (hautement industrialisé) : n=38 Vlaardingen/Schiedam (zone hautement industrialisée avec des incinérateurs de déchets, des raffineries et des industries chimiques) : n=26 Spijkenisse (zone hautement industrialisée avec des incinérateurs de déchets, des raffineries et des industries chimiques) : n=15 Groningen (zone semi-urbaine) : n=93	Rotterdam : 30,8 ±9,3 (11,1 à 56,5) Vlaardingen/Schiedam : 30,3 ±13,2 (13,8 à 76,4) Spijkenisse : 34,3 ±12,1 (15,8 à 56,7) Groningen : 28,9 ± 9,7 (12,2 à 58,6)	PCB non-ortho : - Rotterdam : 16,4 ±5,9 - Vlaardingen/Schiedam : 15,2 ±8,3 - Spijkenisse : 18,0 ±9,7 - Groningen : 15,8 ±7,6 PCB mono-ortho (+156) : - Rotterdam : 13,7 ±4,4 - Vlaardingen/Schiedam : 14,1 ±5,9 - Spijkenisse : 15,0 ±5,5 - Groningen : 15,5 ±5,5 PCB di-ortho (170+180) : - Rotterdam : 4,0 ±1,4 - Vlaardingen/Schiedam : 4,0 ±1,6 - Spijkenisse : 4,3 ±1,8 - Groningen : 4,6 ±1,7	Existence de différences significatives entre les TEQ de zones rurales et de zones urbaines. Composés marquant ces différences : 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF, PCB 66

Suite

Auteurs	Lieux	Matrices analysées	Population étudiée	PCDD pg TEQ/g mat grasse	PCDF pg TEQ/g mat grasse	PCB* pg TEQ/g mat grasse sauf précision autre	Congénères les plus impliqués en concentration et/ou en toxicité (TEQ)	Conclusions/Observations
Tuinstra <i>et al.</i> , 1994	Pays-Bas	lait maternel de 10 à 42 jours	n=200 • Groningen (zone rurale) • Rotterdam (zone industrielle)	Zone urbaine+rurale : • 10 jours : dioxines (17) : 30,5 ±11,2 (11,0 à 76,4) • 42 jours : dioxines (17) : 30,7 ±9,4 (11,7 à 52,2)		Zone urbaine+rurale : • 10 jours : non-ortho PCB : 15,7 ±7,5 (4,3 à 45,3) mono-ortho (+156) : 65,9 ±25,1 (15,2 à 153,8) autres PCB (?) : 565,4 ±216,5 (?) • 42 jours : non-ortho PCB : 16,0 ±7,0 (3,8 à 36,0) mono-ortho (+156) : 61,4 ±22,2 (22,3 à 140,4) autres PCB (?) : 509,1 ±193,9 (?)	• Pas de différence entre les 2 aires géographiques • Pas de différence avec des résultats de 1988 • Pas de différence avec les résultats des pays voisins	
Patandin <i>et al.</i> , 1999	Rotterdam Pays-Bas	• lait des mères • plasma des enfants	n=207 paires mères-enfants	17 PCDD et PCDF : Lait (n= 83) : 30,6 (111 à 76,4)		PCB non-ortho : Lait (n=95) : 14,8 (4,4 à 45,7)	-	Etude du régime alimentaire
SCOOP 2000	9 pays européens	lait maternel	En fonction des études Non précisé ici	• Par pays : BE : 24,8 (années 1990-1994) DE : 13,8 (années 1995-1999) DK : 16,7 (années 1990-1994) FI : 13,2 (années 1990-1994) FR : 16,4 (années 1995-1999) IT : 25,0 (années < 1990) NL : 23,5 (années 1990-1994) NO : 10,4 (années 1990-1994) SV : 7,90 (années 1995-1999) • Dans le temps : < 1990 : 18-34 1990-1994 : 10-25 1995-1999 : 8-16	• Par pays : BE : 6,63 (années 1990-1994) DE : - DK : 18,0 (années 1990-1994) FI : 12,0 (années 1990-1994) FR : - IT : - NL : 20,9 (années 1990-1994) NO : 29,1 (années 1990-1994) SV : 19,4 (années 1990-1994) • Dans le temps : < 1990 : 25 1990-1994 : 7-29 1995-1999 : pas de données	-	-	-

WHO-TEQ = TEQ_{OMS}

*D'après les données OMS :

PCB non-ortho = n° 77, 126, 169

PCB mono-ortho = n° 105, 118

PCB "indicateurs" = n°28, 52, 101, 138, 153, 180

TABEAU 25 : Etudes des PCDD/F et PCB dans les milieux biologiques de populations exposées à des émissions d'incinérateurs (Résultats exprimés en I-TEQ ou TEQ OMS (WHO) si précisé dans la publication)

Auteurs	Lieux	Facteurs environ- nementaux	Matrices analysées	Population étudiée	PCDD pg TEQ/g mat grasse	PCDF pg TEQ/g mat grasse	PCB* pg TEQ/g mat grasse sauf précision autre	Congénères les plus impliqués en concentration et/ou en toxicité (TEQ)	Conclusions/Observations
Deml et al., 1996	Allemagne	Incinérateurs de déchets municipaux	• sang • lait maternel	habitants proches (< 14 km) • sang n=39 • lait n=7 <i>(population de référence : bruit de fond dans la population allemande)</i>	• sang : 17,0 $\pm$ 7,1 (5,2 à 34,5) (I-TEQ) • lait : 12,4 $\pm$ 4,6 (6,5 à 18,6) (I-TEQ)		-	Concentration : 1,2,3,4,6,7,8- HpCDD, OCDD, 2,3,7,8-TCDF, OCDF	• Pas de corrélation mise en évidence entre les émissions et les analyses de dioxines dans le sang ou le lait • Corrélation entre la teneur en OCDD de la nourriture et de la charge corporelle • Taille de l'échantillon faible pour les analyses de lait
Schuhmacher et al., 1999	Tarragona Espagne	Incinérateur de déchets dangereux	lait maternel	femmes primipares de 25-35 ans vivant au voisinage du site : n=15 (distance non précisée)	11,8 (I-TEQ) (5,9 à 17,1)		-	• Concentration PCDD : Baisse avec la baisse du degré de chloration • Concentration PCDF 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF	TEQ non significativement différentes des autres zones industrialisées (sauf le 1,2,3,7,8,9-HxCDD)
Schuhmacher et al., 1999	Tarragona Espagne	Incinérateur de déchets dangereux	sang	population proche du site : n=20 (distance non précisée)	• En fonction du sexe : Hommes : 26,7 (I-TEQ) (14,8 à 49) Femmes : 27,8 (I-TEQ) (14,9 à 34,7) • En fonction de la distance à la source : < 1 km : 25,5 (I-TEQ) (14,8 à 34,3) 3-5 km : 28,3 (I-TEQ) (16,5 à 48,9)		-		• TEQ femmes>TEQ hommes non significatif • Pas de corrélation avec les distances choisies • Corrélation avec l'âge croissant
Kitamura et al., 2001	Japon	Incinérateur	sang	population vivant à > 5 km d'un incinérateur : n=80 population vivant à < 2 km d'un incinérateur émettant 80 ng/Nm ³ de dioxines : n=95 population vivant à < 2 km d'un incinérateur émettant de fortes concentrations de dioxines ($>> 80$ ng/Nm ³) : n=50 travailleurs d'une usine d'incinération : n=91	23,8 $\pm$ 12,3 25,6 $\pm$ 11,6 39,1 $\pm$ 18,8 100,7 $\pm$ 127,4			Toxicité : 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD, 90 % des TEQ 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 2,3,4,7,8-PeCDF, PCB 126, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF	• Les 8 dioxines citées représentent 90 % des TEQ • Les PCB mesurés sont non-ortho

Suite

Auteurs	Lieux	Facteurs environ- nementaux	Matrices analysées	Population étudiée	PCDD pg TEQ/g mat grasse	PCDF pg TEQ/g mat grasse	PCB* pg TEQ/g mat grasse sauf précision autre	Congénères les plus impliqués en concentration et/ou en toxicité (TEQ)	Conclusions/Observations
Evans et al., 2000	Missouri, USA	Incinérateur de déchets dangereux	sang	habitants proches : n=427 (population de référence : habitants du même état : n=518)	Décroissance de la pré-incinération à la post- incinération : TCDD = 11,8-8,21 (10,82-9,05)	-	-	-	Exposition à l'incinération de TCDD n'est pas révélée par les analyses de sang
Shadel et al., 2000	Missouri, USA	Incinérateur Mais pas de mise en évidence d'une exposition supérieure au bruit de fond	sang n=128	population sur une aire de 15 km autour de l'incinérateur avant incinération population sur une aire de 15 km autour de l'incinérateur pendant 4 mois d'incinération population sur une aire de 15 km autour de l'incinérateur 11 mois après l'incinération	TCDD = 11,33 ±5,45 TCDD = 10,58 ±5,42 TCDD = 8,61 ±4,75	-	-	-	-

*D'après les données OMS :

PCB non-ortho = n° 77, 126, 169

PCB mono-ortho = n° 105, 118

PCB "indicateurs" = n°28, 52, 101, 138, 153, 180

TABEAU 26 : Etudes des PCDD/F et PCB dans le sang de populations professionnelles exposées à des émissions d'incinérateurs (Résultats exprimés en I-TEQ ou TEQ OMS (WHO) si précisé dans la publication)

Auteurs	Lieux	Facteurs environnementaux	Matrices analysées	Population étudiée	PCDD pg TEQ/g mat grasse	PCDF pg TEQ/g mat grasse	PCB* pg TEQ/g mat grasse sauf précision autre	Congénères les plus impliqués en concentration et/ou en toxicité (TEQ)	Conclusions/Observations
Kim et al., 2001	Corée	Incinérateur	sang	15 travailleurs UIOM (14F, 1H) (population de référence : I-TEQ 15 résidents (14H, 1F))	42,60 fg/ml WHO-TEQ (29,72) ou : 2,02 pg/ml I-TEQ (0,70)	113,74 fg/ml WHO-TEQ (33,21) ou 3,28 pg/ml I-TEQ (0,70)	–	1,2,3,6,7,8- et 1,2,3,7,8,9-HxCDD 1,2,3,7,8-PeCDF, 1,2,3,6,7,8- et 1,2,3,7,8,9-HxCDF détectés chez les travailleurs mais pas chez les résidents	Niveaux plus élevés chez les travailleurs
Kumagai et al., 2000	Japon	Incinérateurs(3) de déchets municipaux	• sang • poussières	travailleurs d'usine d'incinération municipale : n=30 (population de référence : employés municipaux exerçant d'autres métiers : n=30)	• Poussières : 4,8.10 ³ -1,0.10 ³ -6,4.10 ³ • Sang (zones A, B, C) : A : 19,2 (22,9) – B : 28,8 (24,5) C : 23,4 (23,6)	–	–	Concentration : 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	• Dioxines chez travailleurs significativement non élevées par rapport aux témoins sauf pour la 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF • 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF corrélée avec la teneur dans les poussières et la durée de service • OCDF augmente avec la durée de service à partir de 21 ans de service
Watanabe et al., 1999	Japon	Incinérateurs de déchets municipaux	sang	travailleurs : n=94	• Σ dioxines = 39,7 (I-TEQ) (13,3 à 831,19) • 2,3,7,8-TCDD = 3,9 (I-TEQ) (<1 à 13,4)	10,8 (I-TEQ) (3,1 à 54,2)	–	–	Teneurs en 2,3,4,7,8-PeCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF des boues d'incinérateurs reflètent les niveaux dans le sang
Kitamura et al., 2001	Japon	Incinérateur	sang	travailleurs d'une usine d'incinération : n=91	100,7 ±127,4 en comparaison à 23,8 chez 80 habitants résidant à plus de 5 km d'une UIOM (cf. tableau 23)	–	–	Toxicité : 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 2,3,4,7,8-PeCDF, PCB 126, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF	• Les 8 dioxines citées représentent 90 % des TEQ • Les PCB mesurés sont non-ortho

TABLEAU 27 : Etudes des PCDD/F et PCB dans des milieux biologiques de sous-groupes de populations ayant des habitudes alimentaires particulières (Résultats exprimés en I-TEQ ou TEQ OMS (WHO) si précisé dans la publication)

Auteurs	Lieux	Matrices analysées	Population étudiée	PCDD pg TEQ/g mat grasse	PCDF pg TEQ/g mat grasse	PCB ¹ pg TEQ/g mat grasse sauf précision autre	Congénères les plus impliqués en concentration et/ou en toxicité (TEQ)	Conclusions/Observations
Ayotte et al., 1997	Nunavik, Arctique	sang	Mangeurs de mammifères marins : n=499 (20 pools selon âge et sexe) (Québec sud : n= 10 pour Québec et ? pour Montréal ; 3 pools)	TEQ PCDD/F 39,6 (17,1 à 81,8)		- PCB non-ortho : 26,3 (6,4 à 58,9) (5,2 (2,7 à 8,0)) - PCB mono (+114 +156 +157) et di-ortho (170 et 180) : 118,2 (26,7 à 336,3) (6,3 (5,2 à 7,8))	- Concentrations en dioxines et PCB corrélées avec l'âge croissant - Concentrations en dioxines et PCB hommes > femmes - TEQ de Nunavik 7 fois supérieures aux TEQ de Québec - PCB mono et di-ortho = 64 % total TEQ (PCDD/F, pPCB, mono diorthoPCB) - PCB non-ortho = 14 % TEQ (20 %) - PCDD/PCDF = 20 % TEQ (56 %) - PCB (TEQ) élevés caractéristiques des mangeurs de produits de la mer	
Humphrey et al., 2000	Lake Michigan, USA	sang	mangeurs de poissons : n=101 (population de référence : non mangeurs de poissons : n=78)	-	-	14,26 ppb (4,56)	Concentration : 138/163, 180, 153	Les 4 congénères PCB représentent 55-64 % du total des PCB
Ryan et al., 1997	St. Lawrence River, Québec	sang	mangeurs de produits marins : n=25 (population de référence : résidents urbains de Montréal n=30)	37,4 (I-TEQ) (14,9)	19,3 (I-TEQ) (5,8)	242,1 WHO-TEQ (15,7) (11 congénères)	Concentration : congénères di-ortho chlorés : 138, 153, 180	- Concentrations en dioxines-like incombées aux œufs d'oiseaux marins - Principal PCB (quantité) = congénère di-ortho chloré
Grandjean et al., 1995	Iles Faroe, Danemark après la sortie de l'hôpital	lait de 4-5 jours	femmes mangeuses de baleine (viande et graisse) : n=88 (population de référence : n=934)	17,8	13,9	PCB non ortho (+81) : 1,9 à 3,5 µg/g de matière grasse	- Dioxines (concentration) : OCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD - Dioxines (toxicité) : 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD, 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,7,8-PeCDF, 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDD - PCB indicateurs (concentrations décroissantes) : 153, 180, 138 Puis : 187, 146, 99, 156, 118	- Concentrations en dioxines idem données européennes - Concentrations en PBC 7-12 fois supérieures au reste de l'Europe (Jensen and Siorach, 1991) - Concentration en PCB 180 par rapport au 138, très supérieure aux données Européennes

*D'après les données OMS : PCB non-ortho = n° 77, 126, 169 - PCB mono-ortho = n° 105, 118 - PCB "indicateurs" = n°28, 52, 101, 138, 153, 180

8. Conclusion

L'ensemble des données bibliographiques analysées dans ce chapitre permet de choisir l'indicateur biologique d'exposition optimal dans le cadre épidémiologique qui nous intéresse.

1. L'indicateur biologique d'exposition doit pouvoir traduire l'exposition aux dioxines et PCB par différents vecteurs (inhalation et voie alimentaire), reflet fidèle de l'exposition au cours de la vie de la population cible. Vu que la population cible correspond aux personnes résidant à proximité d'incinérateurs, il importe que le recrutement ne présente pas de critères d'inclusion trop drastiques (par exemple femmes allaitantes primipares).
2. L'indicateur biologique doit avoir une bonne faisabilité épidémiologique, c'est à dire être accessible dans des conditions relativement peu contraignantes en terme de prélèvement (techniques pas ou peu invasives et ayant une bonne acceptabilité par les volontaires) pour s'adapter à une étude impliquant un nombre d'individus sur une large tranche d'âge.
3. Enfin, il est important que l'indicateur d'exposition puisse être relié aux observations épidémiologiques sur les effets sanitaire éventuels.

Parmi les divers indicateurs disponibles (matrices telles que le lait, le sang, le tissu adipeux), l'indicateur biologique retenu par le groupe de travail repose sur la mesure des **teneurs en dioxines (PCDD/F) et PCB dans les lipides sanguins chez l'Homme**. Les congénères sélectionnés correspondent à ceux de l'OMS, soit les 17 PCDD/F, les 12 PCB dioxines-like et les 7 PCB indicateurs. En effet, cet indicateur reflète assez bien la charge corporelle de l'individu et permet d'étudier des individus d'âge et de sexe différents. Son recueil dans le cadre d'une étude épidémiologique est réaliste comme l'attestent diverses études européennes. Néanmoins, il nécessite un acte invasif (obtention d'environ 100 ml de sang) qui peut limiter la participation des sujets à l'étude. Par ailleurs, il nécessite des techniques de dosages très performantes, qui font que ce savoir faire est encore partagé par un très petit nombre de laboratoires actuellement. Quant à son lien avec les effets sanitaires, il reste encore problématique. En effet, si des premières relations dose-réponse ont été estimées avec cet indicateur dans le cadre de cohortes professionnelles où les expositions ont été fortes (Crump et al. 2003), il est difficile, aujourd'hui, de le relier à un effet sanitaire particulier aux niveaux d'exposition retrouvés dans l'environnement général.

Niveaux et variations

Les concentrations sériques moyennes de PCDD/F observées dans la population générale se situent entre 13 et 43 pg TEQ/g MG en Europe. Pour les PCB, la variation est plus difficile à établir vue la grande hétérogénéité dans l'expression des résultats (d'un seul congénère à la somme de tous les congénères).

Ces concentrations varient en fonction de divers facteurs physiologiques, comme l'âge, la masse corporelle, un récent amaigrissement, et pour les femmes, en fonction du nombre et de la période d'allaitement et de la parité. Actuellement, il semblerait qu'en Europe, l'augmentation moyenne de cet indicateur soit d'environ 0,5 pg TEQ/g de lipide par année d'âge, variant de 0,25 à 1 pg TEQ/g/année. La valeur inférieure correspond à une exposition au bruit de fond naturel, la valeur supérieure correspond aux résidents en milieu urbain industriel. Des individus plus fortement exposés peuvent présenter des valeurs très supérieures. Les concentrations varient également en fonction de facteurs comportementaux, et en particulier du type d'alimentation où des concentrations plus élevées sont observées chez les forts consommateurs de produits animaux. Par ailleurs, le prélèvement doit être réalisé à distance d'un repas riche en lipides, puisque les dosages sont effectués dans les lipides sanguins. De plus, une exposition professionnelle peut également favoriser une surexposition.

Les études internationales utilisant cet indicateur pour étudier l'exposition de population résidant autour

d'incinérateurs ne sont pas très nombreuses et présentent des résultats assez contradictoires. Cependant, il importe de noter qu'aucune d'entre elles ne s'est intéressée de façon spécifique à la consommation de produits locaux.

Le choix de cet indicateur devrait permettre de répondre à l'objectif fixé dans le protocole d'étude exposé dans le chapitre 4.



9. Bibliographie

- Abraham K., Pöpke O., Ball M., Lis A., Helge H.** Concentrations of PCDDs, PCDFs and coplanar PCBs in blood fat of a breastfed and a formula-fed infant. *Organohalogen Compounds*. 1994 ; 21 : 163-165.
- Alaluusua, S., Lukinmaa, P. L., Torppa, J., Tuomisto, J., and Vartiainen, T.** Developing teeth as biomarker of dioxin exposure. *Lancet*. 1999 ; 353 : 206. **Albers J.M.C., Kreis I.A., Liem A.K.D., Van Zoonen P.** Factors that influence the level of contamination of human milk with polychlorinated organic compounds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19996 ; 30 : 285-291.
- Alcock RE, Gemmill R, Jones KC.** Improvements to the UK PCDD/F and PCB atmospheric emission inventory following an emission measurement programme. *Chemosphere*. 1999 Feb ; 38 (4) : 759-70.
- Altshul L, Korrick S, Tolbert P, et al.** Cord blood levels of PCBs, p,p'-DDE and HCB in infants born in communities adjacent to a PCB-contaminated hazardous waste site. *Organohalogen Compounds*. 1999 ; 44 : 67-70.
- Anderson H, Falk C, Hanrahan L.** Profiles of great lakes pollutants : a sentinel analysis of human blood and urine. *Environ. Health Perspect.* 1998 ; 106 : 279-289.
- Apfelbach R, Engelhart A, Behnisch P.** The olfactory system as a portal of entry for airborne polychlorinated biphenyls to the brain ? *Arch. Toxicol.* 72, 314-317.
- Arfi C., Seta N., Fraisse D., Revel A., Escande J-P., Momas I.** Dioxins in adipose tissue of non-occupationally exposed persons in France : correlation with individual food exposure. *Chemosphere*. 2001 ; 44 : 1347-1352.
- Ariyoshi N, Oguri K, Koga N, Yoshimura H, Funae Y.,** 1995. Metabolism of highly persistent PCB congener, 2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphenyl, by human CYP2B6. *Biochem. Biophys. Res. Comm.* 1998; 212 : 455-460.
- Ayotte P., Dewailly E., Ryan J.J., Bruneau S., Lebel G.** PCB and dioxin-like compounds in plasma of adult inuit living in Nunavik (Arctic Quebec). *Chemosphere*. 1997 ; 34 (5-7) : 1459-1468.
- Baughman R.W., Meselson M.** An analytical method for detecting TCDD (dioxin) : levels of TCDD in samples from Vietnam. *Environ. Health Persp.* 1973 ; 5 : 27-35.
- Becher, G., Skaare, J.U., Polder, A., Sletten, B., Rossland, O.J., Hansen, H.K., and Ptashekas, J.** PCDDs, PCDFs, and PCBs in human milk from different parts of Norway and Lithuania. *J.Toxicol.Environ.Health.* 1995 ; 46 (2) :133-148.
- Benet L., Kroetz D.L., Sheinet L.B.** Pharmacokinetics : the dynamics of drug absorption, distribution and elimination. In Goodman and Gilman's *The pharmacologic basis of therapeutics*. 9^{ème} Ed. J.G. Hardman, Goodman Gilman A., Limbird L.E. New-York, McGraw-Hill. 1996. p.23.
- Bosse U, Bannert N, Niessen KH, Teufel M, Rose I,** Gehalt fetaler und kindlicher organe und gewebe an chlorierten kohlenwasserstoffen [Fetal organ and tissue content of organohalogens and polychlorinated biphenyl]. *Zbl. Hyg.* 1996 ; 96 : 331-339.
- Brown JF.** Determination of PCB metabolic, excretion and accumulation rates for use as indicators of biological responses and relative risk. *Environ. Sci. Technol.* 1994 ; 28 : 2295-2305.
- Chen C-Y, Hamm JT, Hass R, Birnbaum LS.** Disposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and non-ortho polychlorinated biphenyls in pregnant Long Evans rats and the transfer to offspring. *Tox. Appl. Pharmacol.* 2001 ; 173, 65-88.
- Choi D, Hu S, Jeong J, Won K, Song I.** Determining dioxin-like compounds in selected Korean food. *Chemosphere*. 2002 ; 46 (9-10) :1423-1427.

- Connor K, Safe S, Jefcoate CR, Larsen M.** Structure-dependent induction of CYP2B by polychlorinated biphenyl congeners in female Sprague-Dawley rats. *Biochem. Pharmacol.* 1995 ; 50 : 1913-1920.
- Crump K.S., Canady R., Kogevinas M.** Meta-analysis of dioxin cancer dose response for three occupational cohorts. *Env. Health Persp.* 2003 ; 111 (5) : 681-687.
- Cuijpers C.E.J., Liem D.A.K., Albers M.J.C.** Determinants influencing levels of polychlorinated organic compounds in human milk. *Organohalogen Compounds.* 1996 ; 30: 43-48.
- Dahl P, Lindstrom G, Wiberg K. et al.** Absorption of polychlorinated biphenyls, dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans by breast-fed infants. *Chemosphere.* 1995 ; 30 : 2297-2306.
- Darnerud PO, Brandt I, Klasson-Wehler E, Bergman A, D'Argy R, Dencker L, Sperber GO.** 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl [¹⁴C]biphenyl in pregnant mice : enrichment of phenol and methyl sulphone metabolites in late gestational fetuses. *Xenobiotica.* 1986 ; 16 : 295-306.
- Dekoning EP, Karmaus W.** PCB exposure in utero and via breast milk. A review. *J. Exp. Anal. Environ. Epidemiol.* 2000 ; 10 : 285-293.
- 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(10) :1941-1950.
- Devine O.J., Karon J.M., Flanders W.D. et al.** Relationships between concentrations of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in serum and personal characteristics in US Army Vietnam veterans. *Chemosphere.* 1990 ; 20 : 681-691.
- Dewailly E, Ayotte P, Bruneau S, Laliberte C, Muir DCG, Norstrom RJ.** Inuit exposure to organochlorines through the aquatic food chain in Arctic Quebec. *Environ. Health Perspect.* 1993 ; 101 : 618-620.
- Dewailly E, Ayotte P, Laliberte C, Xeber P., Gingras S., Nantel A.** Polychlorinated biphenyl (PCB) and dichlorophenyl dichloroethylene (DDE) concentrations in the breast milk of women in Quebec. *Am. J. Public Health.* 1996 ; 86 (9) : 1241-1246.
- Dewailly E, Mulvad G, Pedersen HS, Ayotte P, Demers A, Weber JP, Hansen JC.** Concentration of organochlorines in human brain, liver, and adipose tissue autopsy samples from Greenland. *Environ Health Perspect.* 1999 ;107 (10) : 823-828.
- Dewailly E, Ayotte P, Bruneau S, Gingras S, Belles-Isles M, Roy R.** Susceptibility to infections and immune status in Inuit infants exposed to organochlorines. *Environ. Health Perspect.* 2000 ; 108 : 205-211.2000.
- Duarte-Davidson R, Jones KC.** Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the UK population : estimated intake, exposure and body burden. *Sci. Tot. Environ.* 1994 ; 151 : 131-152.
- Evans RG, Shadel BN, Roberts DW, Clardy S, Jordan-Izaguirre D, Patterson DG, Needham LL.** Dioxin incinerator emissions exposure study Times Beach, Missouri. *Chemosphere*, 2000; 40 : 1063-1074.
- Fernandez-Salguero PM, Hilbert DM, Rudikoff S, Ward JM, Gonzalez FJ.** Aryl-hydrocarbon receptor-deficient mice are resistant to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin-induced toxicity. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1996 ; 140 : 173-179.
- Fierens, S., Mairesse. H., Focant J-F, Eppe G., De Pauw E, Bernard A.** (2002). PCDD/F and non-ortho PCB body burden of the general population in Wallonia, Belgium : impact of different sources of environmental pollution.Communication au congrès "dioxines 2002". Barcelone, août.
- Fitzgerald EF, Hwang SA, Bush B, Cook K, Worswick P.** Fish consumption and breast milk PCB concentrations among Mohawk women at Akwesame. *Am. J. Epidemiol.* 1998 ; 148 : 164-172.
- Focant JF, De Pauw E.** Fast automated extraction and clean-up of biological fluids for polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and coplanar polychlorinated biphenyls analysis. *J Chromatogr B Analyt Technol Biomed Life Sci.* 2002 ; 776 (2) : 199-212.
- Focant JF, Pirard C, Thielen C, De Pauw E.** Levels and profiles of PCDDs, PCDFs and cPCBs in Belgian breast milk. Estimation of infant intake. *Chemosphere.* 2002 ; 48 (8) : 763-770.
- Fürst P., Fürst C. Wilmers K.** PCDDs and PCDFs in human milk – statistical evaluation of a 6-year survey. *Chemosphere.* 1992 ; 25 : 1029-1038.

- Giesy JP, Kannan K.** Dioxin-like and non-dioxin-like toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs) : Implication for risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.* 1998 ; 28 : 511-569.
- Goldman, L.R., Harnly M., Flattery J., Patterson D.G., 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 M.J., Jimenez B., Hernandez L.M., Gonnord M.F.** Levels of PCDDs and PCDFs in human milk from populations in Madrid and Paris. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 1996 ; 56 : 197-204.
- Gonzalez CA, Kogevinas M, Huici A, Gadea E, Ladona M, Bosch A, et al.** Blood levels of polychlorinated dibenzodioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in the general population of a Spanish Mediterranean city. *Chemosphere* 1998; 36:419-26.
- Grandjean P, Weihe P, Needham LL, Burse VW, Patterson DG Jr, Sampson EJ, Jorgensen PJ, Vahter M.** Relation of a seafood diet to mercury, selenium, arsenic, and polychlorinated biphenyl and other organochlorine concentrations in human milk. *Environ Res.* 1995 ; 71 (1) : 29-38.
- Greizerstein HB, Stinson C, Mendola P, Buck GM, Kostyniak PJ, Vena JE.** Comparison of PCB congeners and pesticide levels between serum and milk from lactating women. *Environ. Res.* 1999 ; 80 : 280-286.
- Guo X., Longnecker M.P., Michalek J.E.** Relation of serum tetrachlorodibenzo-p-dioxin concentration to diet among veterans in the air force health study with background-level exposure. *J. Toxicol. Environ. Health.* 2001 ; Part A, 63 : 159-172.
- Hachey DL, Silber GH, Wong WW, Garza C.** Human lactation. II: Endogenous fatty acid synthesis by the mammary gland. *Pediatr Res.* 1989 ; 25 (1) : 63-68.
- Hansen LG.** The ortho side of PCBs : Occurrence and disposition. Boston, MA. Kluwer Academic Publishers. 1999.
- Haraguchi K, Kuroki H, Masuda Y.** Capillary gas chromatographic analysis of methylsulfone metabolites of polychlorinated biphenyls retained in human tissues. *J. Chromatogr.* 1986 ; 361 : 239-252.
- Huisman M. Eerenstein S.E.J. Koopman-Esseboom C., Brouwer M. Fidler V. Muskiet F.A.J., Sauer P.J.J., Boersma E.R.** Perinatal exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins through dietary intake. *Chemosphere.* 1995 ; 31 : 4273-4287.
- Humphrey HE et al.** PCB congener profile in the serum of humans consuming Great Lakes fish. *Environ. Health Perspect.* 2000 ; 108 : 167-172.
- Huwe J.K., Shelver W.L., Stanker L., Patterson D.J.G., Turner W.E.** On the isolation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans from serum samples using immunoaffinity chromatography prior to high-resolution gas chromatography-mass spectrometry. *J. Chromatography.* 2001 ; 757 : 285-293.
- Iida, T., et al.,** Recent trend of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and their related compounds in the blood and sebum of Yusho and Yu Cheng patients. *Chemosphere*, 1999. 38(5): p. 981-93.
- Institut de veille sanitaire (InVS) / Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe).** Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France, 2000, InVS ed, 175p.
- Ikezuki Y., Tsutsumi O., Kamei Y., Morita Y., Takai Y., Osuga Y., Fujiwara T., Momoeda M., Fujii T., Yano T. and Taketani Y.** Evaluation of dioxin contamination in maternal and fetal serum to study fetomaternal dynamics of environmental endocrine disruptors. *Organohalogen compounds.* 2000 ; 48 : 324-326.
- Jensen S.** Report of a new chemical hazard. *New Scientist*, 1966 ; 32 : 612
- Jensen A.A., Slorach S.A.,** Factors affecting the levels of residues in human milk. In Jensen A.A., Slorach S.A., eds. *Chemical contaminants in human milk.* Boca Raton Fla. CRC Press. 1991 ; 199-207.
- Jimenez B et al.** Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soils near a clinical waste incinerator in Madrid, Spain. Chemometric comparison with other pollution sources and soils. *Chemosphere.* 1996 ; 32 : 1327-48.
- Johansen H.R., Alexander J., Rossland O.J., Planting S., Lovik M., Gaarder P.I., Gdynia W., Bjerve K.S., Becher G.** PCDDs, PCDFs and PCBs in human blood in relationship to consumption of crabs from a contaminated Fjord area in Norway. *Environ. Health Persp.* 1996 ; 104 (7) : 756-764.

- Juan, C.Y, Thomas G.O. and Jones K.C.** The net absorption of PCBs in humans at background concentrations. *Organohalogen compounds*. 2000 ; 48 : 338-341.
- Kim Y., Yang S.H., Kim M., Shin D.C.** PCDD and PCDF exposures in workers and control living near an industrial waste incinerator. *Chemosphere*. 2001 ; 43 : 985-987.
- Kitamura K, Kikuchi Y, Watanabe S, Waechter G, Sakurai H, Takada T.** Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCB (co-PCB) of municipal waste incinerator workers. *J. Epidemiol.* 2000 ; 10 : 262-270.
- Kitamura K, Yoshikawa K, Iwawa M, Nagao M.** Justification of measurement of eight congeners levels instead of twenty congeners of dioxins for mass screening of human exposure. *J. toxicol. Sci.* 2001 ; 26 (3) : 163-168.
- Klasson-Wehler E, Jönsson CJ, Bergman A, Brandt I, Darnerud PO.** 3,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl and 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl : Tissue localization and metabolic fate in the mouse. *Chemosphere*. 1989 ; 19 : 809-812.
- Kodavanti PRS, Ward TR, Derr-Yellin EC, Mundy WR, Casey AC, Bush B, Tilson HA.** Congener-specific distribution of polychlorinated biphenyls in brain regions, blood, liver, and fat of adult rats following repeated exposure to Aroclor 1254. *Tox. Appl. Pharmacol.* 1998 ; 153 : 199-210.
- Koistinen J, Mussalo-Rauhamaa H, Paasivirta J.** Polychlorinated diphenyl ethers, dibenzo-P-dioxins and dibenzofurans in Finnish human tissues compared to environmental samples. *Chemosphere* 1995; 31 : 4259-4271.
- Koopman-Esseboom C., Huisman M., Weisglas-Kuperus N., Van der Paauw C.G., Tiunstra L.G.M., Boersma E.R., Sauer P.J.J.** PCB and dioxin levels in plasma and human milk of 418 Dutch women and their infants. Predictive value of PCB congener levels in maternal plasma for fetal and infant's exposure to PCBs and dioxins. *Chemosphere*. 1994 ; 28 (9) : 1721-1732.
- Koppen G., Covaci A., Van Cleuvenbergen R., Schepens P., Winneke G., Nelen V., Schoeters G.** Comparison of CALUX-TEQ values with PCB and PCDD/F measurements in human serum of the Flanders Environmental and Health Study (FLEHS). *Toxicol. Letters*. 2001 ; 123 : 59-67.
- Korrick SA, Altshul LM, Tolbert PE, Burse VW, Needham LL, Moson RR.** Measurement of PCBs, DDE and hexachlorobenzene in cord blood from infants born in towns adjacent to a PCB-contaminated waste site. *J. Exp. Analysis Environ. Epidemiol.* 2000 ; 10 : 743-754.
- Korytar P, Leonards PE, de Boer J, Brinkman UA.** High-resolution separation of polychlorinated biphenyls by comprehensive two-dimensional gas chromatography. *J Chromatogr A*. 2002 7 ; 958 (1-2) : 203-218.
- Kreutzer P.E., Csanady Gy.A., Baur C., Kessler W., Pâpke O., Greim H., Filser J.G.** 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and congeners in infants. A toxicokinetic model of human lifetime body burden by TCDD with special emphasis on its uptake by nutrition. *Arch. Toxicol.* 1997 ; 71 : 383-400.
- Kumagai S, Koda S, Miyakita T, Yamaguchi H, Katagi K, Yasuda N.** Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in the serum samples of workers at continuously burning municipal incinerators in Japan. *Occup. environ. Med.* 2000 ; 57 : 204-210.
- Lanting CI, Huisman M, Muskiety FAJ, Van der Paauw CG, Essed CE, Boersma ER.** Polychlorinated biphenyls in adipose tissue, liver, and brain from nine stillborns of varying gestational ages. *Pediatr. Res.* 1998 ; 44 : 222-225.
- Liem AK, Furst R, Rappe C.** Exposure of populations to dioxins and related compounds, *Food Addit Contam.* 2000 ; 17 (4) : 241-259.
- Lunden A, Noren K.** Polychlorinated naphthalenes and other organochlorine contaminants in Swedish human milk, 1972-1992. *Arch Environ Contam Toxicol.* 1998 ; 34 (4) : 414-423.
- Lutz RJ, Dedrick RL.** Physiologic pharmacokinetic modeling of polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol.* 1987 ; Series 1 : 111-131.
- Martinet J., Houdebine L-M.** *Biologie de la lactation*. Ed. Inserm-Inra. 1989.
- Matsueda T., Iida T., Hirakawa H., Nagayama J.** Correlation of concentration of PCDDs, PCDFs and non-ortho coplanar PCBs in human samples. *Organohalogen compounds*. 1999; 44 : 185-188.

- McLachlan MS.** Digestive tract absorption of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in a nursing infant. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1993 ;123 : 68-72.
- Mes J, Arnold DL, Bryce F.** Determination of polychlorinated biphenyls in postpartum blood, adipose tissue, and milk from female Rhesus monkeys and their offspring after prolonged dosing with Aroclor 1254. *J. Anal. Toxicol.* 1994 ; 18 : 29-35.
- Mes J, Arnold DL, Bryce F.** The elimination and estimated half-lives of specific polychlorinated biphenyl congeners from the blood of female monkeys after discontinuation of daily dosing with Aroclor 1254. *Chemosphere.* 1995 ; 30 : 789-800.
- Mes J, Arnold DL, Bryce F.** Female Rhesus monkeys dosed with Aroclor 1254 : Analysis of polychlorinated biphenyl congeners in dam's milk and in the blood of dams and their offspring before, during and after gestation. *J. Anal. Toxicol.* 1995 ; 19 : 209-217.
- Michalek J.G., Tripathi R.C.** Pharmacokinetics of TCDD in veterans of Operation Ranch Hand : 15-Year follow-up. *J. Toxicol. Environ. Health.* 1999 ; 57 : 369-378.
- Mimura M, Baba T, Yamazaki H, Ohmori S, Inui Y, Gonzalez FJ, Guengerich FP, Shimada T.** Characterization of cytochrome P-450 2B6 in human liver microsomes. *Drug Metab. Dispos.* 1993 ; 21 : 1048-1056.
- Nagakawa R., Hirakawa H., Lida T. Matsueda T., Nagayama J.** Maternal body burden of organochlorine pesticides and dioxins. *J. AOAC Int.* 1999 ; 82 : 716-724.
- Nakao T., et al.,** Assessment of human exposure to PCDDs, PCDFs and Co-PCBs using hair as a human pollution indicator sample I: Development of analytical method for human hair and evaluation for exposure assessment. *Chemosphere*, 2002. 48(8): p. 885-96.
- Needham LL et al.** Serum dioxin levels in Seveso, Italy, population in 1976. *Teratog.Carcinog.Mutagen.* 1997 ; 17 : 225-240.
- Nommsen L.A., Lovelady C.A., Heinig, Lonnerdal B., Dewey K.G.** Determinants of energy, protein, lipid, and lactose concentrations in human milk during the first 12 mo of lactation : the Darling study. *Am. J. Clin. Nutr.* 1991 ; 53 : 457-465.
- Ness DK, Schantz SL, Hansen LG.** PCB congeners in the brain : selective accumulation and lack of regionalization. *J. Toxicol. Environ. Health.* 1994 ; 43 : 453-468.
- Norén K, Lunden A, Pettersson E. Bergman A.** Methylsulfonyl metabolites of PCBs and DDE in human milk in Sweden, 1972-1992. *Environ. Health Perspect.* 1996 ; 104 : 766-772.
- Orloff KG, Hewitt D, Metcalf S, Kathman S, Lewin M, Turner W.** Dioxin exposure in a residential community. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2001; 11:352-8.
- Papke O.** PCDD/PCDF: human background data for Germany, a 10-year experience. *Environ Health Perspect.* 1998 ; 106 Suppl 2 : 723-31.
- Patandin S et al.** Effects of environmental exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins on cognitive abilities in Dutch children at 42 months of age. *J.Pediatr.* 1999 ; 134 : 33-41.
- Patterson D.G., Needham L.L., Pirkle J.L., Robert D.W., Bagby J.R., Garrett W.A., Falk H., Bernert J.T., Sampson E.J. et al.** Correlation between serum and adipose tissue levels of 2,3,7,8-tetrabenzodioxin in 50 persons from Missouri. *Arch. Environ. Toxicol.* 1988 ; 17 : 139-143.
- Patterson Jr D.G., Fürst P., Henderson L.O., Asaacs S.G., Alexander L.R., Turner W.E., Needham L.L., Hannon H.** Partitioning of in vivo bound PCDD/Fs among various compartments in whole blood. *Chemosphere.* 1989 ; 19 : 135-142.
- Ryan JJ, Levesque D, Panopio LG, Sun WF, Masuda Y, Kuroki H.** Elimination of polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) from human blood in the Yusho and Yu-Cheng rice oil poisonings. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1993 ; 24 : 504-512.

- Ryan J.J., Mills P.** Lipid extraction from blood and biological samples and concentrations of dioxin-like compounds. *Chemosphere*. 1997 ; 14 (5-7) : 999-1009.
- Safe SH.** 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs) : Environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.*, 24 : 87-149.
- Schechter A.** Dioxins and related chemicals in humans and the environment. In : MGallo, RJ Scheuplein, KA Vander-Heijden, eds. *Biological basis for risk assessment of dioxins and related compounds*. Cold Spring Harbor, NY. 1991 : 169-213. (Banbury report 35).
- Schechter, A., et al.,** Dioxin and dibenzofuran levels in human blood samples from Guam, Russia, Vietnam and the USA. *Chemosphere*, 1992. 25(7-10): p. 1129-1134.
- Schechter A, Ryan JJ, Masuda Y, Brandt-Rauf P, Constable J, Hoang DC, Le CD, Hoang TQ, Nguyen TN, Pham HP.** Chlorinated and brominated dioxins and dibenzofurans in human tissue following exposure. *Environ Health Perspect.* 1994 ; 102 Suppl 1 : 135-147. Review.
- Schechter A.** Elevated dioxin blood levels in British chemical workers. *J Occup Med.* 1994 ; 36 (12) : 1283-4, 1286-7.
- Schechter, A., Jiang K., Papke O., Furst P. and Furst C..** Comparison of dibenzodioxin levels in blood and milk in agricultural workers and others following pentachlorophenol exposure in China. *Chemosphere* 1994 ; 29 (9-11) : 2371-2380.
- Schechter A, Fürst P, Fürst C, Pöpke A, Ball M, Ryan JJ, Hoang DC, Le CD, Hoang TQ, Cuong HQ.** Chlorinated dioxins and dibenzofurans in human tissue from general populations: a selective review, *Env. Health Persp.* 1994 ;102 (1) :159-170.
- Schechter A, Pöpke O, Ball M, Lis A, Brandt-Rauf P.** Dioxin concentrations in the blood of workers at municipal incinerators. *Occup. environ. Med.*, 1995;52:385-387.
- Schechter A., Pöpke O., Fürst P.** Temporal changes in dioxin and dibenzofuran levels in general population human blood and milk from Germany and the United States. *Organohalogen compounds*. 1997 ; 33 : 473-478.
- Schechter A., Kassis I., Pöpke O.** Partitioning of dioxins, dibenzofurans and coplanar PCBs in blood, milk, adipose tissue, placenta and cord blood from five American women. *Chemosphere*. 1998 ; 37 (9): 1817-1823.
- Schechter A.** A selective historical review of congener-specific human tissue measurements as sensitive and specific biomarkers of exposure to dioxines and related compounds. *Env. Health Presp.* 1998 ; 106, suppl. 2 : 737-742.
- Schechter A., Grosheva E., Matorova N., Ryan J.J., Fürst P., Pöpke O., Silver A.** Levels of dioxins and dibenzofurans in breast milk of women residing in two towns in the Irkutsk region of Russian Siberia. *Organohalogen Compounds*. 1999 ; 44 : 251-254.
- Schechter, A., Pavuk M., Amirova D.A., Grosheva E.I., Papke O., Ryan J. J., Adibi J. and Piskac A. L..** Characterization of dioxin exposure in firefighters, residents, and chemical workers in the Irkutsk Region of Russian Siberia. *Chemosphere* 2002 ; 47 (2) : 147-156.
- SCOOP** (Reports on tasks for scientific cooperation). Report of experts participating in Task 3.2.5. Assessment of dietary intake of dioxins and related PCBs by the population of EU Member States, Directorate-General Health And Consumer Protection, Final Report. 20 april 2000. 115 p.
- Schlatter C.** Chlorinated dibenzo-p-dioxins and -furans: problems in analysis of biomarkers. *Clin Chem. Review.* 1994 ; 40 (7 Pt 2) :1405-1408.
- Schlebusch H, Wagner U, Schneider C, Paffenholz I.** Placental transfer of chlorinated hydrocarbons in humans. *Clin. Chem.* 1994 ; 40 : 1084-1085.
- Schlummer M, Moser GA, McLachlan MS.** Digestive tract absorption of PCDD/Fs, PCBs, and HCB in humans : Mass balances and mechanistic considerations. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1998 ; 152 : 128-137.
- Schnellmann RG, Putnam CW, Sipes IG.** Metabolism of 2,2',3,3',6,6'-hexachlorobiphenyl and 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl by human hepatic microsomes. *Biochem. Pharmacol.* 1983; 32 : 3233-3239.

- Schuhmacher M, Domingo, Llobet JM, Lindstrom G, Wingfors H.** Dioxin and dibenzofuran concentrations in blood of a general population from Tarragona, Spain. *Chemosphere*. 1999;38(5):1123-1133.
- Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Kiviranta H, Vartiainen T.** PCDD/F concentrations in milk of nonoccupationally exposed women living in Southern Catalonia, Spain. *Chemosphere*, 1999;38(5):995-1004.
- Seta N, Arfi C, Momas I.** Exposition de la population générale aux dioxines, contaminants ubiquitaires. *Rev. Epidemiol. Sante publ.* 2000 ; 48 (3) : 281-291.
- Shin D., Yang J., Park S., Jang Y.** PCDDs, PCDFs, and PCBs concentrations in breast milk from two areas in Korea : Body burden of mothers and implications for infant feeding. *Organohalogen Compounds*. 1999 ; 44 : 259262.
- Sim M.R., Mac Neil J.** Monitoring chemical exposure using breast milk : a methodological review. *Am. J. Epidemiol.* 1992 ; 136 (1) : 1-11.
- Skerving S., Svensson B-G., Asplund L., Hagmar L.** Exposure to mixtures and congeners of polychlorinated biphenyls. *Clin. Chem.* 1994 ; 40 (7) : 1409-1415.
- Stephens RD, Rappe C, Hayward DG, Nygren M, Startin J, Esboll A, Carle J, Yrjanheikki EJ.** World Health Organization international intercalibration study on dioxins and furans in human milk and blood. *Anal Chem.* 1992 ; 64 (24) : 3109-3117.
- Stewart P, Darvill T, Lonky E, Reihman J, Pagano J, Bush B.** Assessment of prenatal exposure to PCBs from maternal consumption of Great Lakes fish : An analysis of PCB pattern and concentration. *Environ. Res.* 1999 ; 80 : S87-S96.
- Svensson B-G., Nielsson A., Hansson M., Rappe C., Akesson B., Skerfving L.** Exposure to dioxins and dibenzofurans through the consumption of fish. *N. Engl. J. Med.* 1991 ; 324 ; 8-12.
- Tanabe S, Nakagawa Y, Tatsukawa R.** Absorption efficiency and biological half-life of individual chlorobiphenyls in rats treated with Kanechlor products. *Agric. Biol. Chem.* 1981 ; 45 : 717-726.
- Takagi Y, Aburada S, Hashimoto K, Kitaura T.** Transfer and distribution of accumulated (¹⁴C) polychlorinated biphenyls from maternal to fetal and suckling rats. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1986 ; 15 : 709-715.
- Thomas GO, Sweetman AJ, Lohmann R, Jones KC.** Derivation and field testing of air-milk and feed-milk transfer factors for PCBs. *Environ. Sci. Technol.* 1998 ; 32 : 3522-3528.
- Thomas GO, Sweetman AJ, Jones KC.** Input-output balance of polychlorinated biphenyls in a long-term study of lactating dairy cows. *Environ. Sci. Technol.* 1999a ; 33 : 104-112.
- Thomas GO, Sweetman AJ, Jones KC.** Metabolism and body-burden of PCBs in lactating dairy cows. *Chemosphere*. 1999b ; 39 : 1533-1544.
- Tepper A., Burt S., Piacitelli L. et al.** Serum levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in pulp and paper mill workers. *Chemosphere*. 1997 ; 34 : 1587-1603.
- Tuinstra, T. G., Huisman, M., and Boersma, E. R.** The Dutch PCB/Dioxin Study. Contents of dioxins, planar and other PCBs in human milk from the Rotterdam and Groningen area. *Chemosphere*. 1994 ; 29 (9-11) : 2267-2277.
- Urano K, Kato M, Nagayanagi Y, Saito Y, Aono A, Nagata J, Syudo H.** Convenient dioxin measuring method using an efficient sampling train, an efficient HPLC system and a highly sensitive HRGC/LRMS with a PTV injector. *Chemosphere*. 2001 ; 43 (4-7) : 425-431.
- US EPA, Office of research and Development.** Health assessment Document for of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo -p- dioxin TCDD and related compounds. Volume III of III. Washington, DC, : US Government Printing Office, Report n° EPA/600/BP-92/001c. 1994.
- U.S. EPA.** Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo -p- dioxin TCDD and related compounds ; Part III. Integrated summary and risk characterization for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo -p- dioxin TCDD and related compounds. Washington, DC, EPA/600/P-00/001Ag, June 2000 ; 57-59.

- Vainio H, Hesso A, Jappinen P.** Chlorinated dioxins and dibenzofurans in the environment -a hazard to public health ? *Scand J Work Environ Health.* 1989 ; 15 (6) :377-382.
- Van den Berg M., De Joung J., Poiger H., Olson J.R.** The toxicokinetics and metabolism of polychlorinated dibenzo-p-dioxin (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) and their relevance for toxicity. *Clin. Rev. Toxicol.* 1994 ; 24 (1) : 1-74.
- Van der Molen GW, Kooijman SA, Slob W.** A generic toxicokinetic model for persistent lipophilic compounds in humans: an application to TCDD. *Fundam Appl Toxicol.* 1996 May ; 31 (1) : 83-94.
- Van der Molen, G. W., Kooijman, S. A. L. M, Michalek, J. E., and Slob, W.** The estimation of elimination rates of persistent compounds: a re-analysis of 2,3,7,8,-tetrachlorodibenzo-p-dioxin levels in vietnam veterans. *Chemosphere.* 1998 ; 37(9-12) : 1833-1844.
- Vartiainen, T., Jaakkola, J.J., Saarikoski, S., and Tuomisto, J.** Birth weight and sex of children and the correlation to the body burden of PCDDs/PCDFs and PCBs of the mother. *Environ. Health Perspect.* 1998 ; 106 (2) : 61-66.
- Vollebregt L.H.M.** Dioxins and fat metabolism. Study report, Interfaculty Environ. Science, Univ. of Utrecht. 1990.
- Watanabe S. Kitamura K., Nagahashi M., Waechter G., Takada T.,** Research Committee on the Dioxin Problem at the Toyono-Bika Center. Health effects of chronic exposure of municipal waste incinerator workers to PCDD, PCDF, and CO-PCB. *Organohalogen Compounds.* 1999 ; 44 : 55-58.
- Watanabe S. Kitamura K., Kitushi Y., Sunaga M., Iida T., Waechter G., Yamamoto F.** Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and coplanar PCB around municipal waste incinerators. *Organohalogen Compounds.* 1999 ; 44 : 198-202.
- Waxman DJ.** P450 gene induction by structurally diverse xenochemicals : central role of nuclear receptors CAR, PXR, and PPAR. *Arch. Biochem. Biophys.* 1999 ; 369, 11-23.
- Welge P., Wittsiepe J, Schrey P., Ewers U., Exner M., Slenka F.** PCDD/F-levels in human blood of vegetarians compared to those of non-vegetarians. *Organohalogen Compounds.* 1993 ; 13 : 13-17.
- Wester RC, Bucks DAW, Mailbach HI.** Polychlorinated biphenyls (PCBs) : Dermal absorption, systemic elimination, and dermal wash efficiency. *J. Toxicol. Environ. Health.* 1983 ; 12 : 511-519.
- Wester RC, Mailbach HI, Bucks DW et al.** Percutaneous absorption and skin decontamination of PCBs : In vitro studies with human skin and in vivo studies in the Rhesus monkey. *J. Toxicol. Environ. Health.* 1990 ; 31 : 235-246.
- Wester RC, Mailbach HI, Sedik L, et al.** Percutaneous absorption of PCBs from soil : In vivo rhesus monkey, in vitro human skin, and binding to powdered human stratum corneum. *J. Toxicol. Environ. Health.* 1993 ; 39 : 375-382.
- WHO/EURO.** Levels of PCB, PCDD, PCDF in human milk. *Environmental health in Europe n°3.*
- Wittsiepe, J., et al.,** Decrease of PCDD/F levels in human blood from Germany over the past ten years (1989-1998). *Chemosphere*, 2000. 40(9-11): p. 1103-9.
- Wolff MS.** Occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs). *Environ. Health Perspect.* 1985; 60 : 133-138.
- Wolff MS, Fischbein A, Selikoff IJ.** Changes in PCB serum concentrations among capacitor manufacturing workers. *Environ. Res.* 1992 ; 59 : 202-216.
- Wuthe, J., Hagenmaier, H., Papke, O, Kettmann, C., Frommberger, R., and Lillich, W.** Dioxin and furan (PCDD/PCDF) levels in human blood and human milk of people living in a PCDD/PCDF contaminated area. *Chemosphere.* 1992 ; 25 (7-10) :1135-1140.
- Zober A., Pöpke O.** Concentrations of PCDDs and PCDFs in human tissue 36 years after accidental dioxin exposure. *Chemosphere.* 1993 ; 27 : 413-418.

Partie 4. Protocole général

**Etude sur l'imprégnation et l'exposition aux dioxines
des populations résidant autour des UIOM**

1. Contexte et objectifs

Contexte

Le 5 mars 2002, l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments et l'Institut de Veille Sanitaire ont rendu conjointement un avis se prononçant négativement sur la possibilité de fixer une valeur limite de précaution dans le lait maternel concernant les dioxines. Dans cet avis était recommandé de mettre en place une enquête épidémiologique nationale d'imprégnation aux dioxines dans le lait maternel et éventuellement dans les lipides sanguins chez l'homme, afin d'étudier les facteurs contributifs de l'exposition des populations aux dioxines.

Afin de répondre à cette recommandation, la Direction Générale de la Santé a demandé à l'InVS conjointement avec l'Afssa de définir et de proposer un programme d'études en précisant les besoins de financement.

En avril 2002 et en réponse à cette demande, l'Invs et l'Afssa ont proposé une enquête multicentrique portant sur plusieurs sites d'incinérateurs à identifier, qui comporterait :

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

Le 30 mai 2002, l'InVS a pris l'initiative de mettre en place trois groupes de travail :

- le premier porte sur la conduite à tenir au plan local pour les investigations ;
- le second copiloté par l'InVS et l'Afssa porte sur l'imprégnation et l'exposition de la population et la définition du présent protocole d'étude ;
- le troisième doit déterminer des recommandations sur les différentes études épidémiologiques nécessaires au plan national.

Le présent protocole d'étude porte ainsi précisément sur le projet commun Afssa-InVS d'enquête multicentrique d'imprégnation et d'exposition aux dioxines autour des incinérateurs. Il est le fruit de la réflexion du groupe de travail n°2 susmentionné.

Objectifs

Ce projet d'étude a pour objectif de mieux connaître **la variabilité de l'imprégnation aux dioxines des populations vivant autour des incinérateurs d'ordures ménagères et ses déterminants**. L'étude a particulièrement pour objectif de mieux connaître le rôle des comportements alimentaires sur cette exposition et notamment de la consommation de produits locaux.

En effet, la très grande majorité de l'exposition aux dioxines étant d'origine alimentaire, la mise en relation entre l'imprégnation et l'exposition, notamment alimentaire, est essentielle. Plusieurs alertes sanitaires qui ont eu lieu ces dernières années à ce sujet, comme celles de Gilly sur Isère ou dans le Nord-Pas de Calais, ont utilisé les informations sur les contaminations des aliments produits par les exploitations agricoles autour des UIOM.

Parmi ces facteurs, le comportement et la consommation alimentaire ne sont pas les seuls. Les corrélations entre l'imprégnation et des indicateurs d'exposition par voie aérienne aux émissions d'UIOM, mais aussi d'autres sources, devront être étudiées.

Cet objectif est donc à la fois de nature interprétative et descriptive. De ce fait l'étude a deux types de contraintes.

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 biais trop importants d'auto-sélection. Néanmoins, du point de vue de la causalité (i.e. l'origine) les relations observées sont généralement loin d'être simples car l'origine de l'exposition est souvent multifactorielle. Ainsi, c'est de la répétition d'enquêtes sur des populations différentes qu'est confirmé le fait que la relation observée a bien un caractère général. Ce premier objectif nécessite donc de disposer de plusieurs lieux d'enquête avec des populations différentes.

On doit également considérer que le cadre de cette enquête se situe dans une perspective descriptive mais pragmatique puisque l'on cherche à déterminer des facteurs de risque d'une plus forte imprégnation afin de prendre des mesures de prévention dans les populations « à plus haut risque » (objectif de santé publique). On cherche donc à identifier les déterminants d'une surimprégnation et à comparer les expositions de différentes populations, plus ou moins exposées vivant autour des UIOM présentant des caractéristiques de pollution contrastées et extrapolables à des situations d'expositions similaires.

Il est nécessaire de réaliser l'enquête sur la population visée ou sur un échantillon représentatif de celui-ci. C'est indispensable quand les facteurs de risque ont une composante socio-culturelle importante qui varie selon la population comme par exemple l'alimentation. Dans la mesure du possible, nous essaierons d'atteindre l'objectif de santé publique (évaluer les expositions et les imprégnations des personnes les plus exposées) qui devrait également permettre de répondre à l'objectif d'interprétation ou d'explication.

2. Méthodes

Il s'agit d'une **étude transversale multicentrique** d'estimation de l'exposition aux dioxines et de l'identification de ses déterminants de la population résidant autour d'UIOM. Cette estimation sera effectuée au moyen d'indicateurs directs, c'est-à-dire indicateurs biologiques d'exposition, et d'indicateurs indirects d'exposition, en particulier alimentaires.

Etude d'autres contaminants que les dioxines

En tant qu'objectif secondaire, l'exposition à d'autres contaminants tels que les métaux lourds pourra être explorée. Elle nécessitera la mise en œuvre de prélèvements particuliers supplémentaires et de compléments au questionnaire initialement prévu pour les dioxines.

Rattachement d'études locales au protocole national

Si le protocole d'étude décrit dans ce document constitue la réponse centrale aux objectifs cités ci-dessus, la possibilité de raccorder à l'étude nationale multicentrique des projets d'études locales ou régionales (tels que dans le Nord, en Bretagne, à Bordeaux) doit être considérée. Cette possibilité sera envisageable si les études locales sont entreprises selon le protocole décrit ci-dessous. Néanmoins, certains sites risquent de ne pas remplir complètement les critères d'inclusion cités dans le paragraphe suivant. Il ne sera donc pas possible dans tous les cas de rattacher ces études locales au protocole national et d'en interpréter les résultats de façon commune.

2.1 Choix des sites et des UIOM

Le choix des sites retenus n'est actuellement pas finalisé. Il doit répondre, cependant, à différents critères.

1. Contraste d'exposition

Le groupe de travail recommande d'étudier des contrastes d'exposition, c'est à dire des situations avec des UIOM très, moyennement et peu polluantes.

Les UIOM seront sélectionnées pour l'étude à partir de quatre catégories :

- 1) les UIOM encore en activité et d'usage ancien (10-30 ans), de capacité :
 - a) supérieure à 6 t/h ;
 - b) inférieure à 6 t/h, ces derniers étant plus fréquents en zone rurale ;
- 2) une catégorie d'UIOM récentes dont la mise en service industriel est postérieure à 1996 (donc respectant théoriquement le seuil de 0,1 ng/Nm³), construits sur un site non pollué et pouvant ainsi servir de « référence ».
- 3) une catégorie d'incinérateurs arrêtés de capacité inférieure à 6 t/h ayant pu avoir dans le passé des émissions élevées.

2. Pouvoir caractériser le caractère polluant de l'UIOM

Cette notion d'UIOM plus ou moins polluante* est fonction de l'historique de fonctionnement (ancienneté, fonctionnement discontinu ou non, traitement des fumées ou non, tonnage, mise en conformité...), des valeurs à l'émission complétées éventuellement par des valeurs observées dans l'environnement et la chaîne alimentaire aux alentours de l'UIOM.

Rappel : des mesures de dioxines en cheminée sont demandées par voie réglementaire aux UIOM > 6 t/h depuis 1997. A contrario, il existe peu de données sur les émissions de dioxines pour les UIOM < 6 t/h, et encore moins par le passé.

Les UIOM pour lesquels des données d'émission environnementales sont disponibles seront privilégiées. Une durée longue d'émission de dioxines est un critère important pour sélectionner notamment les UIOM très polluantes.

a) Les informations sur **l'historique de fonctionnement** de l'incinérateur comprennent :

- **les caractéristiques de l'incinérateur** : sa date d'ouverture et, s'il n'est plus en activité, sa date de fermeture ; sa capacité horaire et annuelle en t/h et en t/an ; la nature des déchets incinérés ; son type de fonctionnement (continu, journalier, hebdomadaire,...) et l'historique de son fonctionnement (notamment les arrêts et leurs causes) ;
- **les caractéristiques techniques des fours** : le type, la date de mise en route, le nombre et la capacité de chaque four ;
- **les caractéristiques de la combustion** : stabilité, température, taux d'oxygène et temps de séjour... ;
- **la présence ou non de moyens techniques permettant de réduire les émissions toxiques** : dépoussiérage et type, traitement des fumées et type, réduction des dioxines..., date de la mise en place des techniques de traitement ;
- **la disponibilité de mesures à l'émission** : les indiquer si elles existent.

Les caractéristiques qui influencent particulièrement les émissions de dioxines sont résumées dans le **tableau 28**.

TABEAU 28 : Caractéristiques de l'incinérateur influençant les émissions de dioxines

Caractéristiques de l'UIOM	Influence directe sur les émissions	
	faible	forte
Capacité	x	
Récupération d'énergie	x	
Conduite du four (caractéristiques de combustion)		x
Fonctionnement discontinu		x
Dispositif de traitement de fumées (dépoussiérage, laveur humide, etc...)		x
Traitement spécifique pour les dioxines		x (teneur < 0.1 ng/m ³)
Type de déchets (OM, DIB, DH, boues)	x	
Conformité / arrêté de 1991		x (1 à 15 ng/m ³)

b) Le caractère polluant des UIOM se basera sur les caractéristiques de fonctionnement de l'incinérateur et sur les **données d'émission** quand elles seront disponibles :

- le seuil **inférieur à 2 ng** de dioxines/Nm³ permettra de qualifier une UIOM de « **peu polluante** »,
- et le seuil **supérieur à 10 ng/Nm³** une UIOM « **très polluante** » (le choix de ces seuils étant un choix pragmatique).

Notons en effet que l'on dispose de données d'émission annuelles (1 mesure de 6h/an) de 1997 à 2002 pour les UIOM de capacité supérieure à 6 t/h. Ces mesures pourraient être retenues pour appréhender l'historique de fonctionnement des installations dans la mesure où les résultats obtenus sont relativement stable d'une année sur l'autre. Dans le cas contraire, il n'est pas possible de juger de la représentativité des résultats obtenus, les mesures ayant pu être effectuées lors de période de fonctionnement particulière de l'installation (après le démarrage du four par exemple). Les mesures environnementales disponibles pourront alors compléter et remplacer utilement les données d'émission.

Hormis ces critères liés à l'UIOM, d'autres informations sont indispensables à prendre en compte :

- présence ou non d'analyses de la DGAI dans les aliments et les sols pour les UIOM ;
- localisation de l'UIOM : en zone rurale ou urbaine ? Plaine, montagne ?
- production agricole autour de l'UIOM (végétaux, élevages) ;
- effectif de la population résidant dans un rayon de 5 km de l'UIOM ;
- présence ou non d'autres sources connues de dioxines.

c) Pour juger du caractère contaminé des **données environnementales** disponibles, voici un rappel des valeurs usuelles observées dans différents milieux.

TABLEAU 29 : Récapitulatif des concentrations habituelles et des valeurs réglementaires dans les divers aliments

Aliments	Concentrations habituelles	Valeurs réglementaires
Eau	inf. à 1 pg/l, sauf OCDD (1-100 pg/l)	
Viande bovine et ovine	Inf. à 1 pg/g MG (0,2 à 0,6 pg/g MG)	3 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Volailles et gibier d'élevage	0,6 pg/g MG	2 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Porc	0,19 pg/g MG	1 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Lait	0,65 pg TEQ/g MG	3 pg TEQ _{OMS} /g de graisses
Œufs de poules et ovoproduits		
– poules au sol	1,5 à 5,5 pg/g MG	3 pg TEQ _{OMS} /g de graisses (excepté les œufs de poules en libre parcours ou d'élevage semi-intensif jusqu'au 1 ^{er} janvier 2004)
– poules en bâtiments	0,3 à 1 pg/g MG	
Végétaux*		
Salade	0,10 à 2,97	0,4 pg TEQ _{OMS} /g de poids sec pour les fruits, légumes et céréales
Raisin	0,03	
Pomme	0,02	
Orange	0,01	
Lentille	0,02	
Tomate	0,03	
Courgette	0,05	
Poireau	0,10	
Endive	0,07	
Chou-fleur	0,02	
Petits pois	0,01	
Haricots verts	0,02	

* résultats exprimés en ng TEQ_{OMS}/kg de matière sèche (panier de la ménagère, DGA 1999)

TABLEAU 30 : Concentrations de dioxines (PCDD/F) mesurées dans les sols en France en 1999 (INERIS 1999) et dans l'air (données européennes)

	Concentration en ng I-TEQ_{OTAN}/kg MS de sol	Concentrations de PCDD/F dans l'air, en fg I-TEQ/m³
Zones rurales	0,02-1	1-70
Zones urbaines	0,2-17	0-810
Zones industrielles	20-60	jusqu'à 2000 (Proche d'une source d'émission)

3. Pas d'autres sources d'émission de dioxines connues que celles de l'UIOM

Il faut dans la mesure du possible qu'il n'y ait pas d'autres sources majeures d'émission connues à proximité de l'incinérateur et qui pourraient rendre ces résultats ininterprétables (selon l'objectif de l'étude). Ces sources peuvent être des sources industrielles telles que la métallurgie ou des sources diffuses telles que les transports et les feux dont la combustion n'est pas maîtrisée : incinération de « fond de jardin », feux de forêts, brûlage « artisanal » de câbles électriques, etc... Par ailleurs, il est souhaitable de vérifier qu'il n'y a pas eu épandage de boues d'épuration qui peuvent constituer un apport non négligeable de PCDD/F sur les sols et les végétaux.

4. Présence de populations consommatrices de produits locaux dans la zone du panache de l'UIOM

Il faut également que l'effectif de la population résidant autour de l'UIOM soit suffisant (cf. § 6.2.) et qu'on puisse étudier une population pouvant consommer des aliments produits localement (animaux, végétaux), notamment des agriculteurs.

5. Adhésion des instances locales à l'étude

Enfin, l'adhésion des instances locales à l'étude est également un critère de choix essentiel pour faciliter la réalisation de l'étude sur le terrain.

Ainsi, pour savoir si l'UIOM de telle commune peut être retenue dans l'étude, il faudrait disposer d'une connaissance sur les critères disponibles mentionnés ci-dessus, à savoir :

- les données de fonctionnement de l'UIOM et d'émission de dioxines disponibles et si possible des données environnementales (sols, lait,...) ;
- la taille de la population résidant aux alentours de l'UIOM et l'effectif (même approximatif) du nombre d'agriculteurs et de personnes consommant des aliments éventuellement produits localement (produits animaux, végétaux). Cet effectif doit être bien supérieur à 100 (cf.2.6.2.). En effet, il importe de préciser que l'analyse des dioxines, furanes et des PCBs se fera sur des échantillons de sang prélevés dans la population. Cette analyse nécessite pour chaque individu inclus un échantillon de sang de 100 ml, ce qui sera un critère limitant pour la participation à l'étude.

Dans le cas où l'effectif des autoconsommateurs résidant autour d'un incinérateur sera trop faible, on pourra augmenter le nombre de sites étudiés.

2.2 Evaluation de l' «exposition alimentaire »

L'exposition aux dioxines étant majoritairement d'origine alimentaire, il convient de pouvoir évaluer l'importance de cette exposition, en particulier celle associée à la consommation de produits locaux.

2.2.1 Deux options

Deux choix peuvent être faits :

- **Soit on cherche à quantifier l'exposition d'origine alimentaire** et il faut disposer de données de contamination locale des aliments et de données quantitatives de consommation alimentaire. Cette option est **difficile à mettre en œuvre** compte tenu de la rareté des données de contamination disponibles.
- **Soit on cherche seulement à expliquer la variabilité de l'imprégnation** mesurée biologiquement et l'on n'a besoin que d'un questionnaire sur les habitudes d'approvisionnement, les pratiques d'autoconsommation et les habitudes de consommation alimentaire. Des **questionnaires semi-quantitatifs sont alors suffisants**, par exemple un questionnaire de fréquence de consommation avec détermination simplifiée des tailles de portion et des quantités.

2.2.2 Quantification de l'exposition d'origine alimentaire

Les données de contamination locale des aliments produits autour des UIOM au moment où ceux-ci ont rejeté des fumées contenant des dioxines sont actuellement peu nombreuses. Les données de la Direction Générale de l'Alimentation concernent principalement les sites de Halluin (jusqu'en 1998), Albertville (2001-2002) et de façon limitée Maubeuge et Cluny.

La plupart des incinérateurs polluants étant aujourd'hui fermés, il sera difficile d'obtenir des nouvelles données de contamination des aliments qui puissent refléter les pollutions passées.

Dans le cas où l'on souhaiterait tenter d'estimer cette exposition pour un nombre limité de sites, il faudrait recueillir non seulement les habitudes de consommation alimentaire mais aussi les quantités consommées.

Or ce ne sont pas les consommations alimentaires actuelles qui nous intéressent mais les consommations alimentaires passées au moment de la contamination des aliments. Dans le cas courant d'une médiatisation de la pollution passée les consommateurs locaux ont pu modifier parfois considérablement leurs habitudes alimentaires.

2.2.3 Autoconsommation

Pour qualifier des personnes pratiquant une autoconsommation de façon plus ou moins importante, il importe de connaître cette autoconsommation dans la population générale ainsi que chez les agriculteurs. Celle-ci est présentée dans le tableau suivant

TABEAU 31 : Part moyenne de l'auto-consommation dans l'ensemble de l'alimentation à domicile

	Population générale	Agriculteurs
Légumes frais	26 %	66 %
Fruits	12 %	32 %
Œufs	17 %	70 %
Volailles	16 %	76 %
Lait	7 %	52 %
Viandes (bœuf, porc, mouton)	4 %	34 %

Source : INSEE 1991

Toutes les raisons citées ci-dessus nous incitent à préconiser un questionnaire d'habitudes alimentaires sous forme de fréquences (food frequency questionnaire ou FFQ) qui soit suffisamment détaillé pour les aliments vecteurs de lipides animaux qui sont aussi les aliments vecteurs de dioxines. Il existe actuellement en France un **questionnaire de fréquence** validé pour estimer les quantités de lipides consommés (**FLVS** : cf. annexe). Pour aboutir à une quantification, il comprend des questions sur les **tailles de portions usuelles**. Il permettra d'identifier les principaux aliments dont la consommation est corrélée à l'imprégnation aux dioxines.

Ce questionnaire de consommation serait complété par des questions portant sur les **modes d'approvisionnement locaux** et sur l'**autoconsommation** (cf. § Partie 2 du rapport et annexe). Ainsi, on pourra distinguer la part de l'exposition liée à l'éventuelle consommation de produits locaux plus fortement contaminés que la moyenne, notamment en raison de rejets aériens de dioxines en provenance des UIOM.

2.3 Autres facteurs d'exposition

De nombreux autres facteurs d'imprégnation que les comportements alimentaires sont à recueillir 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'exposition aérienne aux émissions provenant des UIOM pourra être appréciée à travers différents indicateurs de proximité et de situation du domicile et du lieu de travail éventuel des sujets.

Il s'agira aussi d'identifier et de caractériser l'exposition à d'autres sources d'émission locales de dioxines telles que les **industries**, notamment **métallurgiques**, la proximité d'**axes routiers**, les pratiques de **feux** dans les jardins et l'**épandage de boues** d'épuration.

La consommation de **tabac** est aussi habituellement recueillie dans les études sur les expositions aux dioxines, il faudra également la mesurer.

Les **activités professionnelles** pouvant expliquer une exposition particulière seront aussi recensées.

2.4 Imprégnation des populations

L'exposition humaine aux dioxines peut être également estimée en déterminant les concentrations de certaines substances organochlorées dans divers milieux biologiques. Le choix des substances et du milieu biologique doit tenir compte de la cinétique et du métabolisme des substances, de la signification de l'indicateur retenu et de la faisabilité de son utilisation à l'échelle épidémiologique.

2.4.1 Identité des substances retenues (cf. tableau 32)

PCDD et PCDF

Le choix des substances s'est porté sur les 7 polychlorodibenzodioxines (PCDD) et 10 dibenzofuranes (PCDF) classiquement retenus au niveau international.

PCB

La question de prendre en compte les polychlorobiphényles (PCB) s'est posée. Du fait de leur présence retrouvée autour des UIOM, bien qu'à un moindre degré que pour les PCDD et PCDF, et de leur utilisation au niveau international dans le calcul de l'I-TEQ*, il a été convenu de les retenir également.

On distingue plusieurs familles de PCBs :

- les PCB « dioxin-like » qui agissent sur les mêmes récepteurs que les dioxines et furanes ;
- les PCB marqueurs ou dits PCB indicateurs qui comprennent entre autres des PCB non ortho et mono-substitués ;
- et d'autres PCB indiqués par l'OMS.

Ceux qui sont retenus classiquement au niveau international figurent dans le tableau ci-dessous.

Dans notre étude nous retiendrons les 17 PCDD/F ainsi que les 12 PCB dioxine-like et les 7 PCB indicateurs (sachant que le PCB 118 est déjà compris dans les PCB D-L).

TABLEAU 32 : PCDD, PCDF et PCB* retenus par l'OMS

PCDD	PCDF	PCB Dioxin-like	PCB marqueurs ou dits indicateurs	Autres PCBs
2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-TCDF	PCB 77 (non-ortho)	PCB 28	PCB 60
1,2,3,7,8-PeCDD	1,2,3,7,8,-PeCDF	PCB 81 (ortho)	PCB 52	PCB 66
1,2,3,4,7,8-HxCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	PCB 126 (non-ortho)	PCB 101	PCB 74
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,2,3,4,7,8-HxCDF	PCB 169 (non-ortho)	PCB 118	PCB 110
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1,2,3,6,7,8-HxCDF	PCB 105 (ortho)	PCB 138	PCB 170
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,2,3,7,8,9-HxCDF	PCB 118 (ortho)	PCB 153	PCB 183
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	2,3,4,6,7,8-HxCDF	PCB 114 (ortho)	PCB 180	PCB 187
	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)		

* I-TEQ_{OMS} (Van den Berg et al., 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).

2.4.2 Milieu biologique retenu

Les PCDD, les PCDF et les 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 (pg I-TEQ/ g de matière grasse).

Le **tissu adipeux** est le plus concentré en dioxines et PCB, du fait de sa composition riche en lipides et de son turn-over lent permettant une accumulation de ces contaminants. En effet, chez l'homme, le tissu adipeux sert de réserve pour la majorité des substances organochlorées et la quantité trouvée dans ce tissu définit la charge corporelle. Cependant, ce type de prélèvement semble peu réaliste dans le cadre d'une étude épidémiologique auprès de personnes résidant autour d'incinérateurs.

Le **lait maternel** qui contient une fraction lipidique importante (en moyenne 3 %) peut servir de milieu biologique au dosage des dioxines et PCB et a l'avantage de pouvoir être recueilli de façon non invasive et donc de pouvoir être utilisé à l'échelle épidémiologique. On dispose d'ailleurs de données de référence au sein de cette population depuis l'étude InVS-CAREPS-ADEME. Il est cependant limité à un sous-groupe de la population, les femmes allaitantes, ce qui rend un recrutement difficile à large échelle.

Le **sang** contient des dioxines et PCB associés à la fraction lipidique. La fraction lipidique du sang ne représente que 0,3 à 0,6 %, ce qui implique un important volume à prélever, de l'ordre de 100 ml.

Le sang peut être prélevé par ponction veineuse sur tout un chacun, quel que soit l'âge du sujet, bien que le volume à prélever puisse être réducteur chez les enfants. Il faut noter que la fraction lipidique n'est pas constante au cours du temps ; ainsi, elle est inférieure dans le sang du cordon, à celle du sang de la mère, pour ne donner qu'un exemple (Koopman-Esseboom, 1994) ; ou encore, elle augmente après un repas.

Le sang en tant que milieu biologique n'est pas un lieu de stockage comme le tissu adipeux mais un lieu de passage de nombreuses substances, dont les dioxines et PCB. Les valeurs observées sont donc le reflet des entrées et des sorties mais aussi de l'équilibre avec le tissu adipeux.

Néanmoins, de bonnes corrélations ont été observées entre le sérum et le tissu adipeux, le sang total et le plasma et le sang total et le lait maternel pour la 2,3,7,8 TCDD et autres PCDD/F (Patterson et al. 1988, Schecter et al. 1991 et Pöpke 1998). On observe d'assez bons résultats pour les valeurs exprimées en I-TEQ, mais un peu moins bons pour les congénères hepta et octa-chlorés (Pöpke 1999).

Un rapport récent de l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA, 2000), indique que sur la base lipidique, les niveaux sont similaires dans les trois types de tissus chez l'Homme (tissus adipeux, sang, lait) et qu'on peut considérer que ces niveaux sont représentatifs de la charge corporelle.

Dans le cadre de cette étude, il semble donc pertinent de retenir le **sang** – en fait le sérum le plus souvent utilisé – comme milieu biologique dans lequel seront dosés les dioxines, les furanes et les PCB. Cependant, la grande quantité de sang nécessaire conduit à ne retenir que la population adulte comme population d'étude.

2.4.3 Modalités de prélèvement

Comme pour tout prélèvement biologique, les précautions d'usage, en terme de risque biologique s'imposent car tout prélèvement est potentiellement infectant.

Sérum

Le prélèvement sanguin est effectué par **ponction veineuse** (environ 100 ml), chez le **sujet à jeun depuis 12h**, dans un flacon en verre lavé à l'hexane puis séché ou dans une poche utilisée en transfusion sanguine. Il peut être réalisé sans anticoagulant (formation du caillot pendant 1 à 2 heures à température ambiante, puis centrifugation) ou bien sur EDTA (centrifugation) (Koopman-Esseboom, 1994). Le surnageant de centrifugation (sérum ou plasma) est ensuite recueilli et conservé à -20° jusqu'à l'analyse.

Lait

Même si les indicateurs biologiques dans le lait ne semblent pas être privilégiés dans cette étude, les modalités de prélèvements de lait maternel sont rappelés.

Le prélèvement peut être obtenu en utilisant un tire-lait ou par pression manuelle directe du sein. Le tire-lait utilisé ne doit pas avoir été stérilisé avec des pastilles de chlore et doit être rincé abondamment à l'eau claire. Les règles d'hygiène habituelles doivent être respectées en évitant si possible l'utilisation de savon. Le rinçage à l'eau claire du buste et des mains est recommandé. Le lait est recueilli dans un flacon de verre. La quantité de lait recommandée est de 350 ml en une ou plusieurs fois (elle peut néanmoins être plus faible). Le lait est congelé à -20°C jusqu'à l'analyse.

Autres métaux et contaminants

Il faut prévoir des prélèvements biologiques spécifiques pour le dosage de certains contaminants autres que les dioxines, tels que les métaux lourds (Pb, Cd, Hg, As) ou d'autres contaminants non identifiés à ce jour.

Ainsi par exemple, pour les dosages de métaux suivants il faut prévoir :

- plomb : 1 ml de sang ;
- cadmium, arsenic (Asi + DMA + MMA) et mercure inorganique : 20 ml dans les urines (rapportés à la créatinine urinaire) ;
- mercure organique : dans les cheveux (1 mèche de 3 cm à partir de la racine).

Certaines recommandations alimentaires ou d'hygiène sont à prendre en considération avant l'obtention des prélèvements nécessaires à certains dosages.

Il est possible d'envisager la constitution d'une hémathèque ou sérothèque pour doser des contaminants dans le futur. Néanmoins, le devenir de ces prélèvements doit être relativement bien défini pour le CCPPRB.

2.4.4. Dosages des indicateurs biologiques d'exposition

En raison de la forte toxicité et des faibles concentrations de dioxines dans les échantillons biologiques, il est indispensable de disposer de méthodes d'analyses fiables, spécifiques et sensibles, capables de déterminer les différents congénères.

Leurs dosages nécessitent dans un premier temps l'obtention d'extraits suffisamment concentrés et purifiés. La seule technique appropriée actuellement pour bien doser dans un second temps les dioxines est la chromatographie en phase gazeuse haute résolution couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (HRCG/SMHR). C'est une technique difficile, coûteuse et pratiquée par peu de laboratoires.

Les résultats exprimés en équivalents toxiques sont généralement présentés selon deux cas de figure : a) les valeurs non détectées sont prises égales à zéro, b) les valeurs non détectées sont prises égales à la limite de détection.

En France, à ce jour, il n'existe pas de laboratoire accrédité pour le dosage des dioxines dans le sang.

N.B. : Pour le dosage des dioxines dans les lipides sanguins, des premiers résultats obtenus auprès du LABERCA indiquent qu'une quantité de 20 ml de sang serait suffisante au lieu des 100 ml habituellement utilisés. Il reste à valider cette méthodologie nouvelle sur un plus grand nombre de sujets et auprès de laboratoires dits « référents ». L'application de cette approche pour l'étude multicentrique d'exposition aux dioxines autour des incinérateurs permettrait d'obtenir une meilleure acceptation, mais aussi d'envisager le prélèvement d'une faible quantité de sang pour doser d'autres contaminants (plomb, ...).

2.4.5 Niveaux moyens rencontrés et facteurs de variations des dioxines et PCB

Les concentrations sériques moyennes de PCDD/F observées dans la population générale se situent entre 13 et 43 pg TEQ/g MG en Europe (Gonzales, 1998 ; Schecter, 1991 ; Pöpke, 1998 ; Ball et coll., 1995 ; Johansen, 1996). On ne dispose pas à ce jour de données françaises concernant les concentrations sériques.

En France l'étude InVS-ADEME-CAREPS sur 244 échantillons de laits prélevés en 1998 chez des femmes primipares dans 19 lactariums répartis sur le territoire indiquait une variation de 6,5 à 34,3 pg I-TEQ_{OTAN}/g de MG et une moyenne de 16,5 pg I-TEQ_{OTAN}/g MG (médiane de 18,8 pg I-TEQ_{OMS}/g MG). Ce résultat n'inclut pas les PCB dioxin-like.

L'âge

Plusieurs auteurs ont observé l'influence de l'âge sur la charge corporelle en PCDD/F. Cette dépendance avec l'âge a été retrouvée pour le tissu adipeux, le lait maternel et le sang. Ces résultats indiquent selon les auteurs une augmentation de 0,4 à 0,8 pg I-TEQ/g de matière grasse par année d'âge.

D'autres facteurs sont à prendre en compte :

- des facteurs physiologiques : sexe, poids, amaigrissement, le nombre de grossesses et d'allaitements précédents pour les femmes (Cf. 2.5.1. critères d'inclusion) ;
- la consommation tabagique ;
- la prise récente d'un repas riche en lipides ;
- l'importance de la consommation de produits animaux dans l'alimentation habituelle.

Bien évidemment, un effort tout particulier sera orienté pour étudier l'impact de la consommation de produits locaux.

Quant à l'exposition professionnelle à une UIOM, elle ne devrait pas faire l'objet de cette étude.

2.4.6 Coût des dosages

Pour un prélèvement, le coût du dosage des différents congénères de PCDD, PCDF et PCB contenus dans un liquide biologique comme le sang ou le lait s'élève à **plus de 500 euros**. Cependant, ces prix sont à négocier en fonction du nombre de dosages demandé.

2.5 Définition de la population d'étude

Au vu des quantités de sang nécessaires pour le dosage biologique des dioxines et PCB, l'étude ne sera réalisée **qu'auprès des adultes**.

Trois types de population sont retenues : une population exposée, une population témoin locale et une population témoin générale.

La majorité de l'exposition aux dioxines provenant de l'alimentation produite autour des UIOM (lait et produits laitiers, œufs, viandes et volailles...), les catégories cibles de l'étude sont les suivantes pour chaque site étudié :

- **Population 1** : les **agriculteurs** qui consomment des aliments d'origine animale ou végétale produits par leur exploitation. Cette cible ne comprend pas uniquement des agriculteurs dont les exploitations sont spécialisées en production animale. En effet, d'autres agriculteurs comme des céréaliers peuvent avoir une production domestique de produits animaux. Cependant, cette population pourra pour certains sites être trop peu nombreuse pour constituer une population d'étude à part entière. Elle sera alors étudiée conjointement à la population des **particuliers produisant à titre non commercial des produits animaux ou végétaux dans leur jardin** (œufs, poulets ou lapins, légumes feuilles ou tiges pouvant accumuler les dioxines sur leur partie aérienne) ;
- **Population 2** : une **population témoin locale** ne consommant pas fréquemment des aliments produits localement mais qui peut être exposée par voie aérienne. Il ne s'agit donc pas d'une population témoin au sens strict mais d'une population exposée par voie aérienne essentiellement.

Les populations 1 et 2 doivent résider dans la zone du panache de l'UIOM.

La discussion a également porté sur la prise en compte ou non de la clientèle particulière achetant des productions locales. La difficulté d'identifier cette population avec les circuits de distribution et de quantifier la part alimentaire de produits locaux provenant de zones exposées aux dioxines a conduit à ne pas retenir cette population dans le cadre de l'étude.

Une **population témoin générale** ne résidant pas à proximité d'une UIOM sera incluse.

Elle permettra de comparer les expositions et les imprégnations des différents sites à un référentiel (**Population 3**). Cette population sera choisie de façon à rester proche en termes de structure par âge des populations exposées par voie alimentaire et aérienne et par voie aérienne uniquement.

On distinguera deux populations témoins générales (d'effectifs équivalents) :

- l'une auto-consommant ;
- l'autre n'auto-consommant pas.

2.5.1 Critères d'inclusion

Pour tous

- Age

Un âge minimal pourra être défini afin de sélectionner des sujets ayant un niveau d'imprégnation minimal. Seuls des adultes (>18 ans) seront enquêtés, également en raison des facilités d'obtention des prélèvements.

- Sexe

Inclusion d'hommes adultes et de femmes nullipares ou n'ayant jamais allaité (cf. critères d'exclusion).

- Temps de résidence minimal : 5 ans.

Ce choix repose à la fois sur la nécessité d'avoir un temps d'exposition suffisamment important pour qu'il y ait un retentissement visible au niveau de l'imprégnation, mais également sur une limite de résidence qui ne soit pas trop restrictive afin de pouvoir limiter les difficultés d'inclusion.

Pour les sujets témoins, cette condition est retenue pour prendre en considération des comportements de vie similaires à ceux de la population exposée. Pour les témoins nationaux, un assouplissement de ce critère sera peut-être à envisager en fonction de la participation.

Pour la sous-population 1 (*agriculteurs et autoconsommateurs des productions des jardins et d'élevages locaux*)

- Ancienneté d'activité agricole sur le site, ancienneté de résidence sur le site ;
- Pratique significative de l'autoconsommation.

Pour les sous-populations 1 et 2 (*agriculteurs et autoconsommateurs des productions des jardins et d'élevages locaux et témoins locaux*)

- Résider dans la zone du panache de l'UIOM.

Pour les sous-populations 2 et 3 (*témoins locaux pour l'autoconsommation et témoins nationaux*)

- Ajustement sur les caractéristiques socio-démographiques de la sous-population 1.

2.5.2 Critères d'exclusion

- Pour la population 2, pas de consommation de produits locaux.
- Exclusion des femmes allaitantes ou ayant allaité.

En effet, leur imprégnation n'est pas interprétable simplement : elle varie en fonction du nombre et de la durée d'allaitement. Environ un quart à un tiers des femmes adultes seront ainsi exclues de l'échantillon.

- Exclusion des professionnels de l'incinération, de la métallurgie et des fonderies.

L'exposition d'origine professionnelle est une information à obtenir de façon détaillée.

- Pour la population témoin générale : exclusion des sujets vivant à proximité d'une source d'émission de dioxines connue (usine métallurgique, proximité immédiate d'autoroute ou voie routière à gros trafic...) afin de limiter les biais.

Ceci nécessitera :

- l'identification préalable de zones sans émission connue de dioxines ;
- l'exclusion pour les témoins de sujets résidant à moins de 20 km d'une UIOM ;
- et de choisir les témoins dans des zones géographiques diversifiées (environ une dizaine).

Trois types de population sont retenues : une population exposée (1), une population témoin locale (2) et une population témoin générale (3). La population exposée comprend des agriculteurs et des particuliers produisant à titre non commercial des produits animaux ou végétaux dans leur jardin et résidant dans la zone du panache de l'UIOM. Cette population a une pratique significative de l'autoconsommation (c'est-à-dire au moins la moyenne nationale pour les produits d'origine animale pour les agriculteurs et la population générale, cf. tableau 5). La population témoin locale ne consomme pas fréquemment des aliments produits localement (consommation de produits animaux inférieure au 1^{er} quartile de la consommation nationale) et réside dans la zone de retombée du panache de l'UIOM. La population témoin générale ne réside pas à proximité d'une UIOM (au delà de 20 km d'une UIOM) et est proche en termes de structure par âge et sexe des populations exposées et témoins locales ; elle comprend des effectifs équivalents de personnes qui consomment et d'autres qui ne consomment pas de produits locaux. L'étude ne sera réalisée qu'auprès des adultes (> 18 ans). Ne seront inclus que des hommes et des femmes nullipares ou n'ayant jamais allaité et résidant autour de l'UIOM depuis au moins 5 ans. Seront exclus de l'étude les professionnels de l'incinération, de la métallurgie et des fonderies et pour la population témoin générale, les sujets vivant à proximité d'une source d'émission de dioxines connue (usine métallurgique, proximité immédiate d'autoroute ou voie routière à gros trafic...).

2.6 Plan d'échantillonnage

2.6.1. Méthode d'échantillonnage

2.6.1.1 Définition de la zone d'étude

– Panache et/ou données environnementales

Afin de déterminer la zone d'étude et celle au delà de laquelle la contamination environnementale peut être considérée comme négligeable, il est recommandé d'adopter une méthode permettant de **modéliser au mieux les émissions** (passées de préférence) des UIOM. En effet, plutôt que de définir les zones exposées autour d'incinérateurs par des zones concentriques autour de la source, il semble préférable de se reposer sur la modélisation de panaches d'émissions et de s'aider si possibles de **données environnementales disponibles**, notamment sur la contamination des sols (cf. tableau 2).

La dispersion est évaluée par un modèle de transport et de diffusion atmosphérique de polluant, mettant en relation différents paramètres d'émission caractérisant la source, et des paramètres météorologiques et géographiques locaux. Il existe trois types de modèles de dispersion atmosphérique : les modèles gaussiens (de première ou deuxième génération), les modèles eulériens 3D et les modèles lagrangiens adaptés à certaines situations complexes telles que des zones de fort relief.

On essaiera de privilégier dans la mesure du possible des modèles gaussiens de deuxième génération, tels qu'AERMOD développé par l'USEPA (téléchargeable gratuitement sur le site de l'USEPA) et ADMS3 développé par le CERC (Cambridge Environmental Research Center, www.cerc.co.uk), ce dernier étant à la pointe des dernières mises à jour scientifiques en matière de modèle gaussien.

Ces deux modèles sont relativement simples d'utilisation, contrairement aux modèles eulériens lourds à mettre en œuvre et qui nécessitent des utilisateurs avisés. Par ailleurs, ils permettent de prendre en compte une certaine complexité du terrain (turbulences atmosphériques) que ne permettent pas les modèles gaussiens de première génération.

Les données d'entrée nécessaires à ces deux modèles sont les suivantes :

- la hauteur de cheminée de l'usine d'incinération ;
- le débit de pollution à la source pour les dioxines ;
- la rose des vents centrée au-dessus de la source, décrite par le pourcentage de vent selon 3 vitesses et 18 directions estimées sur un an.

Le modèle permet d'estimer en chaque point d'un quadrillage recouvrant la région autour de la source, la concentration du polluant en rejet chronique (en postulant une loi de dispersion gaussienne dans un repère à trois dimensions). On retient généralement une maille de 200 mètres qui permet de mieux cerner les concentrations ambiantes et les zones de dépôt et donc d'avoir des données plus précises, en particulier si l'on a un point sensible dans la zone.

– Seuil d'exposition

Une fois la dispersion de pollution modélisée autour de chaque incinérateur, l'exposition des zones géographiques est considérée comme présente au-delà d'un seuil de concentration.

Sur quels critères fixe-t-on la limite de la zone du panache qui va permettre de déterminer la zone dans laquelle l'enquête va être menée ?

Certains modélisateurs retiennent une distance de dispersion de 5 km et valident cette approche en faisant fonctionner le modèle pour une distance de 10 km pour s'assurer qu'il est pertinent de se restreindre à une distance de 5 km.

Dans le cas d'une étude d'impact sanitaire, on peut être amené à arrêter la zone d'étude selon trois options :

1. quand la valeur prédite par le modèle sur les sols ou dans l'air (respectivement pour les milieux rural ou urbain) est revenue au bruit de fond du secteur (et donc l'éventuel impact en termes de surexposition des populations est nul) ;
2. quand on atteint un certain pourcentage de la valeur maximale de contamination (par exemple 1/10^{ème} ou d'autre critères : 10^{ème} percentile, etc) ;
3. quand la valeur est inférieure à un seuil recommandé pour la culture ou l'alimentation animale. On peut s'interroger sur la confiance à accorder aux seuls modèles dans ce cas de figure. Les valeurs admises de bruit de fonds en zone rurale (1 à 4 pg/g MS) sont très inférieures aux valeurs recommandées comme étant impropres à la pâture des animaux (40 pg/g Ms). Par exemple à Gilly sur Isère on ne les atteint jamais alors que la contamination des animaux et notamment du lait a dépassé les normes en vigueur.

Dans le cas où l'on souhaite identifier une zone particulièrement polluée pour étudier la possible influence du panache sur l'alimentation locale, la sélection d'une zone avec des concentrations d'immission relativement forte doit être privilégiée. La volonté d'étudier une zone suffisamment polluée nous conduit à privilégier la deuxième option.

2.6.1.2 Inclusion des sujets de l'étude

Pour la sélection des sujets à inclure dans l'étude, on peut utiliser le sondage aléatoire ou la méthode reposant sur un choix raisonné. Cette dernière très empirique, employée lorsque la réalisation d'un sondage s'avère difficile, se justifie dans les enquêtes explicatives en s'appuyant sur la stabilité des résultats. Cependant, elle aboutit à un échantillon non représentatif, qui peut être gênant dans une optique pragmatique.

Dans la présente étude, la représentativité des sujets exposés et des témoins risque d'être difficilement atteignable en raison des non-réponses probables dans le cas de prélèvements sanguins. Si la représentativité n'est pas l'objectif premier dans le cadre d'une recherche explicative, dans la mesure où on focalise l'étude sur les déterminants de l'exposition et notamment le facteur alimentaire, il est néanmoins préférable de privilégier le sondage aléatoire pour atteindre l'objectif pragmatique de santé publique. Un **sondage aléatoire** favorisant la représentativité devrait permettre d'extrapoler les résultats observés pour des situations d'expositions comparables (types d'UIOM et de consommation de produits locaux).

Ainsi, l'utilisation de la méthode de sondage ACSF basée sur l'annuaire téléphonique et incluant les listes rouges permet d'obtenir une bonne représentativité des populations surtout au delà de 25 ans (Warszawski, 2003). Compte tenu du fait que l'imprégnation aux dioxines augmente avec l'âge, cette méthode apparaît adaptée à notre problématique. On cherchera donc à choisir les sujets de façon aléatoire selon cette méthode ou selon une méthode géographique locale (cf. base de sondage).

Type d'échantillonnage

Une fois les zones d'études définies, on constituera aléatoirement des **échantillons** de chacune des deux sous-populations locales à étudier. Dans certains cas de faible densité de peuplement ou de pratiques locales d'autoconsommation rares dans la zone d'étude, on pourra être amené à recruter l'**exhaustivité** des participants entrant dans le champ de l'étude (cas des auto-consommateurs).

Base de sondage

Une fois la liste des communes concernées définie, l'échantillon sera **stratifié selon le niveau de pollution** considéré (cf § « panache » ci-dessus) et selon la **présence d'activité agricole ou de jardins** familiaux. Le recours à des photographies aériennes pour identifier des zones de jardins potagers ou d'élevage peut être envisagé. Le tirage aléatoire se fera soit à partir de l'annuaire téléphonique (méthode ACSF) soit en sélectionnant des voies ou rues et des logements aléatoirement (méthode « random route »).

Un filtrage téléphonique visant à identifier les populations d'intérêt, c'est à dire consommant de façon significative des aliments produits localement devra être réalisé pour les groupes considérés (groupe 1 autoconsommateurs et témoins locaux non-autoconsommateurs).

Inclusion progressive autoconsommateurs / voisinage

On inclura ainsi les sujets tirés au sort en commençant dans la zone autour de l'UIOM la plus contaminée (selon le panache ou les données environnementales) avec des autoconsommateurs et on cherchera à inclure des personnes tirés au sort dans le voisinage non-autoconsommatrices, puis on poursuivra de la même façon dans le sens du panache.

On sélectionnera ainsi les populations résidant dans des communes sous le panache des émissions et soumises aux valeurs de contamination de l'environnement (air, sols,...) les plus élevées et en tout état de cause supérieures à des seuils minimaux définis préalablement.

Un tirage au sort à partir de l'annuaire téléphonique sera également réalisé pour les témoins nationaux (effectifs équivalents de consommateurs et de non-consommateurs de produits locaux).

2.6.2 Nombre de sujets nécessaire

2.6.2.1 Stratégie (2 options)

Les tailles de chacune des deux sous-populations pour chacun des sites choisis et de la population témoin générale peuvent être calculées à partir de l'écart du niveau d'exposition entre population exposée et non exposée que l'on souhaite mettre en évidence, des erreurs d'échantillonnage de première et seconde espèce acceptées et de la variabilité de l'exposition aux dioxines dans les populations.

Nous ne connaissons pas bien la variabilité de l'exposition aux dioxines dans les populations vivant près des incinérateurs mais nous connaissons bien la variabilité de l'exposition de la population générale (Afssa-Cshpf 2000) et de l'imprégnation des femmes allaitantes (InVS-CAREPS 2000). Nous pouvons donc calculer les tailles d'échantillon minimales. Pour l'imprégnation mesurée à partir d'un prélèvement sanguin, il faut faire appel aux publications internationales.

La plupart des études d'exposition ou d'imprégnation autour d'incinérateurs ou d'autres sites locaux récemment publiées sont basées sur des tailles d'échantillon de quelques sujets (Goldman, Harnly et al. 2000) à quelques dizaines de sujets (Fierens, H. et al. 2002) par site.

Les différences significatives d'imprégnation qui ont pu être mises en évidence entre groupes de population plus ou moins exposés sont de l'ordre d'une ou plusieurs dizaines de pg par g de lipides sanguins : 12 pg/g mg (Fierens, H. et al. 2002), entre 10 et 47 pg/g mg (Goldman, Harnly et al. 2000). Il faut néanmoins préciser que ces différences ont été observées sans ajustement, c'est à dire sans la prise en compte de facteurs de variation des dioxines et qu'il est donc vraisemblable que ces différences après ajustement soient plus faibles.

Souvent, aucune différence significative d'imprégnation n'est démontrée pour la population résidente autour des incinérateurs quand le comportement alimentaire n'est pas un critère de sélection (Watanabe, Kitamura et al. 2000).

De façon plus théorique, l'autoconsommation peut conduire à doubler l'exposition d'origine alimentaire ou plus (Nouwen, Cornelis et al. 2001).

Compte tenu de ces données bibliographiques, où la différence observée concerne surtout des données brutes (non ajustées), un objectif maximaliste que l'on pourrait donc se fixer serait de mettre en évidence des **différences d'exposition alimentaire de l'ordre de 10 pg / jour /personne et d'imprégnation de 5 pg/g lipide**.

Pour effectuer le calcul de la taille d'échantillon nous nous basons sur l'**hypothèse d'un test bilatéral**. Le test utilisé doit avoir une puissance élevée. En effet, la conclusion erronée d'une absence de différence d'exposition significative est à éviter autant que l'erreur de conclure à tort à une différence significative.

Nous préconisons donc un risque de première espèce $\alpha = 5 \%$ et une puissance de test $1 - \beta = 95 \%$.

La taille de l'échantillon total dépend des objectifs prioritaires de l'étude.

- soit l'on vise à mettre en évidence des **différences d'exposition au niveau géographique local et au niveau général de l'ensemble des sites choisis** ;
- soit l'on veut identifier et estimer des différences d'exposition **au niveau général uniquement**.

Dans la première option, nous voulons comparer les sous-populations auto-consommatrices et témoins deux à deux pour chaque site et pour l'ensemble des sites.

Dans la seconde option, nous voulons comparer les sous-populations entre elles deux à deux mais pour l'ensemble des sites uniquement.

On ne cherche donc pas à obtenir des résultats site par site mais globalement entre les trois catégories d'exposés et les témoins, ce qui rend cette dernière option nettement moins intéressante. En effet, elle ne permet pas d'étudier les possibles résultats contrastés d'exposition et d'imprégnation en fonction de l'importance de la pollution issue de chacune des UIOM. Le choix des UIOM sera fait précisément pour mettre en évidence une relation émission-exposition-imprégnation. Une analyse site par site est donc nécessaire. C'est pourquoi, le groupe de travail a choisi **la première option**, bien qu'elle ait pour conséquence une augmentation de l'effectif de la population d'étude.

2.6.2.2 Estimation des effectifs nécessaires pour l'estimation de l'exposition alimentaire aux dioxines

Pour chacune des deux options, les tailles d'échantillon dépendent de la différence d'exposition que l'on souhaite mettre en évidence entre chaque groupe (tableaux suivants).

Les calculs d'effectifs réalisés ici sont **basés sur l'hypothèse que l'on retient quatre sites pour l'étude multicentrique**. Les effectifs pourront être adaptés selon la révision de cette hypothèse.

On fait également le choix de retenir les mêmes effectifs pour chacune des deux sous-populations (1 et 2) dans chaque site. Cette hypothèse pourra être adaptée selon les effectifs réels de ces sous-populations pour chacun des sites, avant échantillonnage.

L'écart-type de l'apport alimentaire en dioxines a été estimé à **23 pg par jour et par personne**.

TABEAU 33 : Effectifs nécessaires pour l'estimation de l'exposition alimentaire

Écart à tester en pg/j/pers	Exposés pour chacun des 2 sous-groupes et par site	Total des exposés (4 sites)	Témoins en population générale (y c autoconsommateurs)	Total
10	137	1 096	274	1 370
15	61	488	122	610

Il est peu vraisemblable de pouvoir observer une différence moyenne de 15 pg/j/personne entre les sujets exposés et témoins. Ainsi, le groupe de travail déconseille de se contenter d'un échantillon de 61 sujets par site et par groupe (dernière ligne) en raison de la nécessité de réaliser des analyses multivariées prenant en compte l'ensemble des facteurs d'imprégnation et d'exposition alimentaires et non alimentaires.

Ce même calcul peut être réalisé pour l'imprégnation mesurée par la teneur en dioxines des lipides sanguins.

2.6.2.3 Effectifs nécessaires pour l'évaluation de l'imprégnation aux dioxines

Compte tenu du fait qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de données nationales sur la variabilité de ce paramètre dans la population, nous avons utilisé des données internationales provenant de populations vivant à proximité d'incinérateurs. Les coefficients de variation pris en compte dans le calcul pour ce paramètre sont entre 40 et 50 %. Comme il s'agit ici de calculer un ordre de grandeur de taille d'échantillon, nous avons considéré la valeur défavorable d'un **écart type** de l'ordre de **11 pg/g lipides sanguins**, valeur la plus élevée de différentes publications récentes (Watanabe, Kitamura et al. 2000).

Si on considère que les moyennes observées dans les lipides sanguins au niveau international se situent souvent aux environs de 20 pg I-TEQ/ g MG., il est peu probable d'observer entre les groupes des écarts moyens après ajustement de plus de 10 pg I-TEQ/g MG.

TABEAU 34 : Effectifs nécessaires pour les échantillons biologiques

Écart à tester en pg/g m.g	Exposés pour chacun des 2 sous-groupes et par site	Total des exposés (4 sites)	Témoins (y c autoconsommateurs)	Total
5	125	1 000	250	1 250
6	87	696	174	870
7	63	504	126	630
10	31	248	62	310

Le groupe de travail déconseille de se contenter d'un échantillon de 31 sujets par site et par groupe (dernière ligne) en raison de la nécessité de réaliser des analyses multivariées prenant en compte l'ensemble des facteurs d'imprégnation et d'exposition alimentaires et non alimentaires.

Les différences de niveau d'exposition ou d'imprégnation attendues entre personnes exposées et témoins observées selon les études internationales et la nécessité de pouvoir analyser ces différences site par site nous conduisent à préconiser **un échantillon d'au moins 870 sujets** répartis en deux populations autoconsommatrices ou non par site et deux populations témoins autoconsommatrices ou non. Cette taille d'échantillon est justifiée par un calcul de puissance statistique mais aussi par la nécessité de réaliser des analyses multivariées.

2.7 Administration de l'enquête

Période d'étude

Aucune période particulière d'enquête n'est exclue dans la mesure où les questionnaires portent sur les habitudes alimentaires et les facteurs d'exposition à long terme. Les imprégnations ne varient pas significativement selon la saison.

Organisation du recrutement

Une lettre annonce officielle devra être envoyée aux enquêtés avec des informations démontrant l'importance de leur participation. Le recrutement des enquêtés pourra être réalisée par téléphone. Afin d'obtenir des informations les plus fiables possibles et compte tenu du caractère local de l'étude pour chacun des sites, les questionnaires et notamment le questionnaire alimentaire de fréquence seront posés en face à face. Compte tenu des questionnaires envisagés, la durée de cette visite devrait pouvoir être inférieure à une heure.

Les prélèvements sanguins constituant la phase critique de l'enquête, un effort particulier d'incitation devra être réalisé, notamment pour rembourser les déplacements et le temps éventuellement pris sur l'activité professionnelle des sujets enquêtés.

Protection des personnes

Un dossier de déclaration d'enquête sera adressé à la Cnil et un dossier de demande d'avis à un CCPPRB.

Les personnes de cette étude ne rentrant pas dans le cadre d'une étude avec un bénéfice individuel direct, les modalités de prélèvements devront être étudiées avec le CCPPRB.

Enquête de faisabilité

Une enquête pilote de faisabilité devra être réalisée pour tester et mettre au point les questionnaires et les procédures de déroulement de l'enquête.

En effet, il faut avant tout étudier la possibilité de recruter en nombre suffisant des groupes de population particuliers résidant dans la zone d'exposition et la faisabilité de prélever un échantillon de sang de 100 ml sur un échantillon aléatoire de la population française.

3. Organisation de l'étude, délais et moyens nécessaires

Différentes étapes sont donc à envisager suite à la rédaction de ce pré-protocole :

1. La mise en place des partenariats, des financements.
2. La rédaction d'un protocole détaillé et la constitution du dossier Cnil et CCPRB.
3. Le recueil des informations sur les UIOM à inclure dans l'étude.
4. L'expertise des incinérateurs et la modélisation des panaches.
5. L'organisation de l'inclusion des sujets.
6. Le recueil des informations démographiques, alimentaires et concernant les autres indicateurs à inclure dans l'analyse, ainsi que le prélèvement biologique.
7. L'analyse toxicologique des prélèvements.
8. L'analyse statistique et la rédaction du rapport.

Compte tenu des délais de conception du protocole détaillé d'enquête, de la constitution des dossiers Cnil et CCPRB, de la durée prévisible du terrain de l'étude et de l'exploitation des résultats, la **durée totale de l'étude serait d'au moins 24 mois**.

Cette durée se décomposerait de la façon suivante (M= le nombre de mois après le démarrage de l'étude non compris les durées d'établissement des conventions et des appels d'offre éventuels) :

M=0 Choix des sites, établissement d'une première version des questionnaires : 2 mois
En parallèle, obtention des autorisations Cnil et CCPRB : 4 mois

M=4 Terrain de l'étude pilote : 2 mois

M=6 Exploitation des résultats de l'étude pilote : 3 mois

M= 9 Modification des questionnaires, finalisation du protocole d'enquête définitif : 2 mois

M=11 Réalisation du terrain d'enquête principal : 4 mois

M=15 Exploitation des résultats de l'enquête principale

M=18 Premiers résultats

M=24 Rapport de résultats détaillés

Le budget de l'étude dépend en grande partie de la taille de l'échantillon et donc des objectifs de précision indiqués dans ce projet de protocole. Le groupe de travail considère que la taille souhaitable de l'étude serait de 870 sujets au total.

Il convient par ailleurs de prévoir une étude de comparaison interlaboratoire des analyses sanguines (cf. étude lait maternel).

En ce qui concerne le prélèvement sanguin, on pourra étudier diverses possibilités, dont celle de faire prélever les échantillons par le ou les laboratoires d'analyses de la zone d'étude qui enverraient ensuite le prélèvement au laboratoire d'analyse toxicologique.



4. Bibliographie

Afssa-Cshpf. Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française. 2000.

Fierens S., Mairesse H., Focant J-F, Eppe G., De Pauw E., Bernard A. PCDD/F and non-ortho PCB body burden of the general population in Wallonia, Belgium : impact of different sources of environmental pollution. 2002.

Goldman, L.R., Harnly M., Flattery J., Patterson D.G., 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.

Institut de veille sanitaire (InVS) / Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe). Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France, 2000, InVS ed, 175p.

Nouwen J., Cornelis C., De Fré R. et al. Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). Chemosphere. 2001 ; 43 (4-7) : 909-23.

Warszawski J. Comment gérer la transition lorsque le protocole d'échantillonnage est modifié dans les enquêtes répétées ? Séminaire Inpes Mesure des évolutions dans les enquêtes de Santé, 13-14 mars 2003.

Watanabe S., Kitamura K., et al. Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-P-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCB (Co-PCB) of municipal waste incinerator workers. Dioxin 2000, Monterey, Organohalogen compounds. 2000



5. Annexes

Questionnaire alimentaire

Liste des incinérateurs

Extrait du questionnaire de fréquence FLVS (Fleurbaix Laventie Ville Santé)

A-Abats, charcuterie, œufs : au cours des 12 derniers mois, avec quelle fréquence avez-vous consommé... ?

Réponses possibles : Jamais, moins d'une fois par mois, entre une et trois fois par mois, une fois par semaine, entre deux et cinq fois par semaine, une fois par jour ou presque, plusieurs fois par jour

1. Des abats (foie, langue de bœuf, rognons, ris de veau, tripes, boudin, andouillettes....)
2. Du saucisson sec (ou salami), y compris à l'apéritif
3. Du cervelas ou de la mortadelle
4. Du pâté ou des rillettes
5. Du jambon (blanc, cru, bacon...)
6. Des saucisses (chipolatas, merguez...)
7. Des œufs « sur le plat », en omelette
8. Des œufs durs ou « à la coque »

B-Viande : au cours des 12 derniers mois, avec quelle fréquence avez-vous consommé... ?

Réponses possibles : Jamais, moins d'une fois par mois, entre une et trois fois par mois, une fois par semaine, entre deux et cinq fois par semaine, une fois par jour ou presque, plusieurs fois par jour

1. De la viande de bœuf (sauf steack haché)
2. Des steacks hachés
3. De la viande de porc (sauf charcuterie)
4. De la viande de veau
5. De la viande d'agneau ou de mouton
6. De la volaille (dinde, poulet...), du lapin

C-Plats garnis, composés, fourrés : au cours des 12 derniers mois, avec quelle fréquence avez-vous consommé ... ?

Réponses possibles : Jamais, moins d'une fois par mois, entre une et trois fois par mois, une fois par semaine, entre deux et cinq fois par semaine, une fois par jour ou presque, plusieurs fois par jour

1. Des friands (ou croissants ou crêpes fourrées)
2. Des tartes salées (quiches...)

3. Des croque-monsieur
4. De la pizza
5. Des raviolis ou lasagnes
6. Des hamburgers
7. Du cassoulet
8. Du couscous
9. De la choucroute (avec de la charcuterie)
10. De la paëlla
11. Du chili con carne
12. Des plats cuisinés « allégés »

D-Poisson : au cours des 12 derniers mois, avec quelle fréquence avez-vous consommé ... ?

Réponses possibles : Jamais, moins d'une fois par mois, entre une et trois fois par mois, une fois par semaine, entre deux et cinq fois par semaine, une fois par jour ou presque, plusieurs fois par jour

1. Du poisson (cabillaud, lieu, merlan, sole, truite...) frais ou congelé (sauf poisson pané)
2. Du poisson à l'huile (thon, sardines...)
3. Du poisson fumé ou salé (saumon, hareng...)
4. Du poisson pané
5. Des plats cuisinés à base de poisson

E-Lait et produits laitiers : au cours des 12 derniers mois, avec quelle fréquence avez-vous consommé ... ?

Réponses possibles : Jamais, moins d'une fois par mois, entre une et trois fois par mois, une fois par semaine, entre deux et cinq fois par semaine, une fois par jour ou presque, plusieurs fois par jour.

Pour le lait, répondre en fonction du nombre de tasses ou de bols consommés. Indiquez, dans la dernière colonne, le type de tasse ou de bol (A à G) que vous utilisez habituellement. Pour l'appréciation des volumes, reportez-vous aux photos ci-contre de A à G. Si vous prenez une très petite quantité de lait (par exemple dans le café) indiquez H (nuage de lait).

1. Du lait entier
2. Du lait demi-écrémé
3. Du lait écrémé
4. de l'Emmental, du Gruyère, du Comté, du Beaufort
 - a. En morceaux
 - b. Râpé sur les plats (pâtes, riz)
5. du Bonbel, du Babybel, du Gouda, de l'Edam
6. du Brie, du Camembert, du fromage type Caprice des Dieux
7. du Bleu, du Roquefort
8. du fromage frais (tartare, Kiri...)
9. du fromage blanc à 0 % de matières grasses ou des yaourts écrémés (naturels, aux fruits...)
10. du fromage blanc ou des petits suisses à 20 %, 30 % ou 40 % de matières grasses
11. des yaourts (naturels, aux fruits, aromatisés...)
12. des entremets (crèmes desserts de type Danette, Liégeois, mousses, flans...)

13. de la crème Chantilly
14. de la glace
15. des sorbets

Figurent dans le questionnaire et sur le même mode que les exemples de questions ci-dessus des sections sur :

Les corps gras crus et sauces

Le pain, les produits céréaliers et féculents

Les pommes de terre

Les biscuits, gâteaux et sucreries

Les fruits

Les légumes crus (crudités)

Les légumes cuits (frais, en conserve ou surgelés)

Les boissons non alcoolisées

Les bières

Le vin

Les autres boissons alcoolisées

La composition habituelle des petits-déjeuners, déjeuners, dîners, prises alimentaires entre les repas

La fréquentation de la restauration hors foyer

Les tailles habituelles de portions

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE

DIRECTION DE LA PRÉVENTION DES POLLUTIONS ET DES RISQUES

**Résultats des mesures de dioxines et furanes à l'émission des usines d'incinération
d'ordures ménagères d'une capacité totale supérieure à 6 tonnes par heure et des usines d'une
capacité inférieure à 6 tonnes par heure en fonctionnement en 2003**

N.B. : Tous les résultats inférieurs à 0,1 ng/m³ sont arrondis à 0,1 ng/m³

(Classement par numéro de département)

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Bellegarde	01	8	3,6	Oct 1998	0,41
			2,2	oct 1999	0,77
			1,7	sept 2000	0,59
			0,8	fév 2001	0,28
			0,2	mai 2002	0,07
		8	3,8	Oct 1998	0,44
			1,7	oct 1999	0,59
			0,6	sept 2000	0,21
			0,3	fév 2001	0,1
			0,1	mai 2002	0,03
Bayet	03	4	7,1	Fév 1999	1,23
			12,4 (1)	oct 2001	-
			5,5	fév 2002	0,96
		5	15	Déc 1997	3,26
			0,1	sept 2000	0,02
			2,2	fév 2002	0,48
			2,5	Juin 1998	0,54
Allos	04	1,5	2,1	Avril 2002	0,14
Antibes	06	9,5	0,1	Déc 1997	0,04
			0,3	juin 1998	0,12
			1,3	mai 1999	0,54
			0,1	mai 2000	0,04
			0,1	juin 2001	0,04
			0,8	sept 2002	0,33
		9,5	0,3	Déc 1997	0,12
			0,2	juin 1998	0,08
			0,4	mai 1999	0,16
			0,2	mai 2000	0,08
			0,2	juin 2001	0,08
			0,6	sept 2002	0,25

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Nice	06	12	0,1	oct 1997	0,05
			0,7	mai 1998	0,36
			0,5 (9 % CO ₂)	janv 1999	-
			0,4	nov 1999	0,21
			0,3	déc 2000	0,16
			1,1	sept 2001	0,57
			0,3	déc 2002	0,16
		12	0,1	oct 1997	0,05
			0,9 (9% CO ₂)	nov 1998	0,47
			0,1	déc 2000	0,05
			1,1	sept 2001	0,57
			2,2	déc 2002	1,15
		12	0,1	oct 1997	0,05
			0,3	mai 1998	0,16
			0,5 (9% CO ₂)	janv 1999	-
			0,4	nov 1999	0,21
			0,3	déc 2000	0,16
			0,1	sept 2001	0,05
			1,4	déc 2002	0,73
		18	1,5 (9% CO ₂)	Déc 1998	-
			0,4	nov 1999	0,31
			0,1	déc 2000	0,08
			1,3	sept 2001	1,02
			1,1	déc 2002	0,86
Arles	13	3	4,4	Juin 2002	0,57
Caen	14	8	7,3	mai 1998	2,54
			2,1	oct 1999	0,73
			1,5	nov 2000	0,52
			5,7	nov 2001	1,98
			5,3	août 2002	1,84
		8	1,8	mai 1998	0,63
			8,3	oct 1999	2,89
			3,1	nov 2000	1,08
			7,1	nov 2001	2,47
			9,4	août 2002	3,27
Aurillac	15	< 1	0,1	sept 2002	0,004
Angoulême	16	5	9	juil 2002	1,96
La Rochelle	17	4	2,6	Janv 1998	0,45
			1,7	mars 1999	0,3
			0,1	avril 2001	0,02
			0,1	oct 2002	0,02
		4	0,5	Janv 1998	0,09
			0,1	avril 2001	0,02
			0,1	oct 2002	0,02

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Echillais	17	2,5	3,1	mai 2002	0,34
		2,5	10,1	mai 2002	1,1
Brive	19	3,5	18,9	Juin 1998	2,88
			13 (2)	déc 1998	1,98
			17,8 (3)	déc 1998	–
			2,2	sept 1999	0,33
			2	janv 2001	0,3
			5,3	janv 2002	0,81
		3,5			
		3,5			
Rosiers d'Egletons	19	5,3			
Venaco	20	0,95			
Dijon	21	11,6	24	Déc 1997	12,11
			15,6 (11,5 % O ₂)	déc 1998	8,28
			16,9	juil 1999	8,53
			32,3	sept 2000	16,3
			23,8	avril 2001	12
			32,6	oct 2001	–
			51,9	juil 2002	26,2
		11,6	14	Déc 1997	7,06
			15 (12,4 % O ₂)	déc 1998	8,8
			14,8	juil 1999	7,47
			19,9	sept 2000	10,04
			4,6	avril 2001	2,32
			9,6	oct 2001	–
			20,5 (4)	juil 2002	6,9
Pluzunet	22	7	1,4	fév 1998	0,43
			0,6	juin 1999	0,18
			0,1 (9 % CO ₂)	juil 2000	0,03
			0,1	août 2001	0,03
			0,1	juil 2002	0,03
Taden	22	8	0,6	Nov 1998	0,21
			0,3	sept 1999	0,1
			0,2	sept 2000	0,07
			0,2	août 2001	0,07
			0,4	sept 2002	0,14
		8	3,1	Nov 1998	1,08
			0,5	sept 1999	0,17
			0,2	sept 2000	0,07
			0,2	août 2001	0,07
			0,4	sept 2002	0,14
Planguenoual	22	5,9	0,1	Nov 2002	0,03
Besançon	25	2 (•)	16,3	Déc 1997	1,36
		2 (•)			

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Montbéliard	25	3	6,2	Oct 1998	0,78
			0,1	2002	0,01
		4	0,1	2002	0,02
			0,1	Déc 1997	0,02
		4	0,1	sept 2000	0,02
			0,2	Nov 1998	0,035
			0,5 (9% CO ₂)	sept 1999	0,09
			0,3	oct 2001	0,05
			0,3	2002	0,05
			0,5	2002	0,11
Pontarlier	25	5	0,5	2002	0,11
Chartres (•)	28	4	120	Avril 1998	20,88
			17,3	Août 1998	2,51
(•)		4	73,4	Août 1998	10,64
Chartres	28	7,5	0,1	Avril 1999	–
			0,1	oct 1999	0,03
			0,1	mars 2000	0,03
			0,1	avril 2001	0,03
			0,1	avril 2002	0,03
			0,1	oct 2002	–
		7,5	0,1	Avril 1999	–
			0,1	oct 1999	0,03
			0,1	mars 2000	0,03
			0,1	avril 2001	0,03
			0,1	avril 2002	0,03
			0,1	oct 2002	–
Ouarville	28	8	0,1	Juin 2000	0,035
			0,1	mars 2001	0,035
			0,7	mars 2002	0,24
		8	0,1	Juin 2000	0,035
			0,1	mars 2001	0,035
			0,3	mars 2002	0,1
Chateaudun	28	3,5	0,1	mai 2002	0,015
Brest	29	9	0,9	Fév 1998	0,35
			1,9	mai 1998	0,74
			0,9	janv 1999	0,35
			0,4	janv 2000	0,16
			0,3	déc 2000	0,12
			0,7	oct 2002	0,27
		9	5,3	Fév 1998	2,07
			1,3	mai 1998	0,51
			0,2	janv 1999	0,08
			0,9	janv 2000	0,35
			0,1	déc 2000	0,04
			0,6	oct 2002	0,23

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Concarneau	29	3,9	0,1 (15,6 % O ₂)	oct 1997	0,31
			0,1	oct 1999	0,02
			0,2	oct 2001	0,035
			0,1	nov 2002	0,02
		3,9	0,1	mai 1998	0,02
			0,2	oct 2000	0,035
Briec-de-l'Odet	29	4	0,1	nov 1997	0,02
			0,2	déc 1998	0,035
			0,1	sept 2000	0,02
			0,2	nov 2002	0,035
		4	0,2	sept 1999	0,035
			0,1	sept 2001	0,02
Confort-Meilars	29	2,75	0,1	oct 2002	0,01
Carhaix	29	4	0,1	mars 2002	0,02
			0,1	juin 2002	–
			0,1	sept 2002	–
Toulouse	31	8	9,1	fév 1998	3,17
			16,8	mai 1998	5,85
			3,8	oct 1999	1,32
			3,9	juil 2000	1,35
			6,7	2001	2,33
			Four à l'arrêt	2002	–
		8	11,5	fév 1998	4
			9,5	mai 1998	3,3
			4,6	oct 1999	1,6
			6	août 2000	2,09
			7,6	2001	2,64
			2,9	2002	1,01
		8	Problème d'analyse	fév 1998	–
			30,7	mai 1998	10,68
			4,9	juin 1999	–
			7,2	oct 1999	2,51
			2,2	août 2000	0,76
			9,8	2001	3,41
			6,4	2002	2,23
		14	2,8	mai 1998	1,7
			1,1	juin 1999	–
			2,8	oct 1999	1,7
			0,7	juil 2000	0,43
			0,1	2001	0,06
			0,1	2002	0,06
Bessières	31	11,4	0,1	Mars 2001	0,05
			0,1	2002	0,05
		11,4	0,1	Avril 2001	0,05
			0,1	2002	0,05

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Bordeaux (Cenon)	33	8	6,4	déc 1997	2,23
			3,3	déc 1998	1,15
			1,6	mai 1999	0,56
			3,8	fév 2000	1,32
			0,1	avril 2001	0,035
			4,1	mai 2002	1,43
	8	8	5,6	déc 1997	1,95
			3,9	déc 1998	1,36
			5,5	mai 1999	1,91
			2,7	fév 2000	0,94
			0,1	avril 2001	0,035
			3,7	mai 2002	1,29
Bordeaux (Bègles)	33	11	2,4	déc 1998	1,15
			2,8	juin 1999	1,34
			1,3	mars 2000	0,62
			0,9	avril 2001	0,43
			0,9	mars 2002	0,43
	11	11	4	déc 1998	1,91
			1,3	juin 1999	0,62
			0,2	mars 2000	0,1
			0,7	juin 2001	0,33
			1,4	mars 2002	0,67
	11	11	2,1	déc 1998	1
			1,6	juin 1999	0,77
			1	mars 2000	0,48
			0,8	avril 2001	0,38
			2,4	mars 2002	1,15
Lunel	34	8	0,1	déc 1999	0,035
			0,1	sept 2000	0,035
			0,1	juin 2001	0,035
			0,1	fév 2002	0,035
			0,1	nov 2002	–
	8	8	0,1	juil 1999	0,035
			0,1	sept 2000	0,035
			0,1	août 2001	0,035
			0,1	fév 2002	0,035
			0,1	nov 2002	–
	34	5,6			
Rennes	35	5	0,4	Juil 98	0,09
			2	juin 1999	0,43
			4,9	nov 2000	1,06
			3,2	avril 2001	0,69
			2,9	déc 2002	0,63

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		5	1,7	Juil 98	0,37
			1,3	juin 1999	0,28
			10,9	nov 2000	2,37
			4,2	avril 2001	0,91
			2,8	déc 2002	0,61
		8	1,2 (10,3 % O ₂)	nov 1997	0,39
			3	juil 98	1,04
			1,2	juin 1999	0,42
			0,5	nov 2000	0,17
			0,9	avril 2001	0,31
			0,5	déc 2002	0,17
Vitré	35	4	0,1	fév 2002	0,02
Saint-Benoît-La-Forêt	37	2,8	0,1	mai 2002	0,01
Grenoble	38	8,25	0,6	juin 1997	0,21
			4	oct 1998	1,44
			3,4	déc 1999	1,22
			2,9	août 2000	1,04
			4,3	août 2001	1,54
			5,9	mars 2002	2,12
		8,25	2,2	nov 1997	0,79
			7	déc 1998	2,51
			3,2	oct 1999	1,15
			6	août 2000	2,15
			5,9	août 2001	2,12
			3,2	mars 2002	1,15
		8,25	4,8	nov 1997	1,72
			3,6	oct 1998	1,29
			4,1	oct 1999	1,47
			3,5	août 2000	1,26
			5,7	août 2001	2,04
			5	mars 2002	1,79
Bourgoin-Jallieu	38	5	8,8	fév 1998	1,9
			3	déc 1998	0,65
			4,5	déc 1999	0,98
			2,3	nov 2000	0,5
			10,5 (5)	nov 2001	2,28
			3,5	fév 2002	0,76
			1,5	oct 2002	0,33
		6	2,8	fév 1998	0,73
			2	déc 1998	0,52
			2,6	déc 1999	0,68
			1,8	nov 2000	0,47
			2,8	nov 2001	0,73
			2,2	oct 2002	0,57

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Livet	38	2,5	1,2	avril 2002	0,13
Pontcharra	38	3	0,3	janv 2002	0,02
Lons-le-Saunier	39	5	0,1	2002	0,02
Benesse-Mareme	40	3	170,1	fév 1998	22,2
			14,6	juin 1998	–
			11,4	oct 1998	1,49
			2,4	avril 1999	0,31
			12,2	mai 2000	1,59
			0,1	juin 2001	0,01
			0,1	avril 2002	0,01
		4,5			
Messanges	40	3	0,1	juil 2002	0,01
			0,1	janv 2003	
Pontenx	40	5,3	1,3	août 2000	
			0,1	nov 2000	0,02
Blois (•)	41	3,5	18,9	Janv 1998	2,88
			17,6	Sept 1998	2,68
(•)		3,5	34,6	Janv 1998	5,27
			31,5	Sept 1998	4,8
Blois	41	5,5	3,1 (9% CO ₂)	Oct 2000	0,74
			0,1	mai 2002	0,02
		5,5	0,8 (9% CO ₂)	Oct 2000	0,19
			0,2 (9% CO ₂)	sept 2001	0,05
			0,1	mai 2002	0,02
Vernou-en-Sologne	41	2,3	1	mars 2002	
			12,4	juin 2002	
Nantes (Valorena)	44	9,5	1,7	Oct 1997	0,7
			0,3	nov 1998	0,12
			0,8	oct 1999	0,33
			0,1	nov 2000	0,04
			0,1	déc 2001	0,04
			0,1	déc 2002	0,04
		9,5	2	Oct 1997	0,83
			0,2	nov 1998	0,08
			0,6	oct 1999	0,25
			0,1	nov 2000	0,04
			0,1	déc 2001	0,04
			0,1	déc 2002	0,04
Nantes (Arc en Ciel)	44	7	10,5 (11,7 % O ₂)	Nov 1997	3,44
			1,5	août 1998	0,46
			1,6	fév 1999	0,49
			0,9	août 2000	0,27
			0,1	nov 2001	0,03
			0,1	juil 2002	0,03

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		7	9,4 (10,1 % O ₂)	Nov 1997	2,63
			1,1	août 1998	0,33
			0,9	fév 1999	0,27
			1,2	août 2000	0,36
			0,1	nov 2001	0,03
			0,1	juil 2002	0,03
Orléans	45	7	1,2	Déc 1997	0,36
			1,7	juin 1998	0,52
			1,4	sept 1999	0,43
			1	déc 2000	0,3
			1,7	sept 2001	0,52
			0,5	mai 2002	0,15
		7	1,5	déc 1997	0,46
			1,4	juin 1998	0,43
			1,2	sept 1999	0,36
			1,9	déc 2000	0,58
			5,2	sept 2001	1,58
			0,5	mai 2002	0,15
Gien	45	5	0,3	oct 1999	0,06
			9,7	nov 2000	2,11
			4,7	2001	1,02
			Ligne hors service	2002	–
		5	0,4	oct 1999	0,09
			Ligne en réparation	2001	–
			26	oct 2002	5,65
Amilly	45	2,8	Arrêt de l'installation depuis avril 2002		
Pithiviers	45	3,25		janv 2003	
Agen	47	4,2	0,1	juin 2002	0,02
			0,1	nov 2002	
Angers	49	5	7,8	août 1998	1,7
			0,1	mars 2000	0,02
			0,1	juil 2002	0,02
		5	15,8 (15,6 % O ₂)	Oct 1997	6,36
			0,1	janv 2000	0,02
			0,1	juin 2001	0,02
		5	5,1	août 1999	1,11
			0,1	avril 2000	0,02
Cholet (La Séguinière)	49	4	0,5	nov 2001	0,09
Reims	51	6,5	0,2	Oct 1997	0,06
			0,1	sept 1998	0,03
			0,1	mai 1999	0,03
			0,1	juin 2000	0,03
			0,1	juil 2001	0,03
			0,1	2002	0,03

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		6,5	0,1	Oct 1997	0,03
			0,1	sept 1998	0,03
			0,1	mai 1999	0,03
			0,1	juin 2000	0,03
			0,1	juil 2001	0,03
			0,1	2002	0,03
Chaumont	52	5	0,1	Nov 1998	0,02
			0,1	mai 1999	0,02
			0,1	déc 2000	0,02
			0,1	avril 2002	0,02
		5	0,1	Sept 1998	0,02
			0,1	mai 2000	0,02
			0,1	déc 2000	–
			0,1	mai 2001	0,02
Pontmain	53	3	0,1	avril 2001	0,01
Nancy	54	7	3,9	fév 1998	1,19
			0,6	déc 1998	0,18
			1,6	déc 1999	0,49
			0,5	juil 2000	0,15
			0,8	août 200	0,24
			3,2	déc 2002	0,97
		7	3,1	fév 1998	0,94
			0,6	déc 1998	0,18
			0,4	juil 2000	0,12
			1,3	août 2001	0,4
			3,3	déc 2002	1
Tronville-en-Barrois	55	3,5	6,7	fév 2002	1,02
Pontivy	56	4,5	0,1	déc 2002	0,02
Plouharnel	56	4,2	En arrêt technique depuis oct 2002. Redémarrage prévu en mars 2003		
Metz	57	8	0,1	mars 2002	0,035
		8	0,1	mars 2002	0,035
Nevers (Fourchambault)	58	6	0,1	juil 2002	0,03
Wasquehal (•)	59	10			
(•)		10	1,9	Fév 1998	0,14
(•)		10	1,1	Fév 1998	0,08
Sequedin (•)	59	10	1,5	Fév 1998	0,11
(•)		10	0,9	Fév 1998	0,06
(•)		10			
Halluin (•)	59	5	36,3	Fév 1998	1,32
(•)		5	28,7	Fév 1998	1,04

Suite

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Valenciennes	59	5	0,9	Fév 1998	0,2
			2,5	mars 2000	0,54
			1	sept 2001	0,22
			2	avril 2002	0,43
		5	0,5	Sept 1998	0,11
			1,7	mars 1999	0,37
			1,6	oct 2000	0,35
			5,9	sept 2001	1,28
			1,7	mars 2002	0,37
5	1,7	Oct 2000	0,37		
	1,7	sept 2001	0,37		
Dunkerque (•)	59	4	116	Avril 1998	11,77
(•)		4	7,8	Fév 1998	0,79
Maubeuge	59	5,5 (•)	81,6	Fév 1998	19,52
			32,5	juil 1998	7,77
			97,1	sept 1999	23,23
			25,8	nov 2000	6,17
			29,3	oct 2001	7,01
		5,5 (•)	99	Fév 1998	23,69
			29,9	juil 1998	7,15
			48	juin 1999	11,48
			77,8	oct 2000	18,61
		5,5	0,1	sept 2001	0,018
0,1	oct 2001		–		
Douchy	59	5	44,7	Oct 1997	9,72
			1,4 (6)	juin 1998	–
			0,7 (6)	juin 1998	0,15
			0,1	avril 1999	–
			0,4	août 1999	0,09
			0,6	sept 2000	0,13
			0,2	oct 2001	0,04
			0,2	sept 2002	0,04
		5	28,5	Oct 1997	6,2
			0,2 (7)	juin 1998	0,04
			1	avril 1999	–
			0,1	sept 1999	0,02
			0,1	sept 2000	0,02
			0,5	oct 2001	0,1
			0,1	juin 2002	0,02
Halluin	59	14,5	1	Nov 2001	0,63
			0,15	janv 2002	–
			0,1	fév 2002	0,06
		14,5	0,25	Déc 2001	0,16
0,1	avril 2002		0,06		

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		14,5	0,25	Déc 2001	0,16
			0,1	janv 2002	–
			0,1	avril 2002	0,06
Nogent-sur-Oise	60	4 (●)	14,3	Janv 1998	2,49
		4 (●)			
Hénin-Beaumont	62	4	66,2	Janv 1998	11,52
			25	juin 1998	3,26
		6	0,1	juil 2000	0,03
			0,1	août 2001	0,03
		4	64,5	Janv 1998	11,22
			32	juin 1998	4,17
		6	0,1	août 2001	0,03
Labeuvrière	62	5	11,8	Déc 1997	2,57
			9	mars 1999	1,96
			5,2	nov 2000	1,13
		5	8	Juin 1998	1,74
			3	mars 1999	0,65
			3,1	nov 2000	0,67
		10	5,6	Mars 1999	2,44
			3,3	Nov 2000	1,43
Noyelles-sous-Lens	62	6,7	12,6 (8)	janv 1998	3,67
			6,3	juil 1998	1,84
			0,1	janv 2000	–
			0,1	janv 2000	0,03
		6,7	17,1 (8)	janv 1998	4,98
			3,9	juil 1998	1,14
			0,1	janv 2000	–
			0,1	janv 2000	0,03
Guarbecque	62	< 1			
Pau	64	3 (●)			
		3 (●)			
		5	6,3	nov 1999	1,37
			4,7	nov 2000	1,02
			1,6	nov 2002	0,35
		6	1,5	avril 1998	0,39
			3,7	nov 1999	0,96
			1,7	nov 2000	0,44
			0,2	nov 2002	0,05
Mourenx	64	2			
Bayonne	64	2,5	0,1	avril 2002	0,01
		0,5 (DAS)			
Strasbourg	67	11	2,9	Oct 1996	1,39
			7,2	juin 1998	3,44
			1	nov 1999	0,48
			2,2	sept 2000	1,05
			3,5	nov 2001	1,67
			8,2	sept 2002	3,92

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		11	4,6	Oct 1996	2,2
			3,6	juin 1998	1,72
			6,1	sept 1999	2,92
			non représentative	sept 2000	–
			2,8 (9% CO ₂)	déc 2000	1,34
			2,9	mai 2001	1,39
			1	juil 2002	0,48
		11	4	Juin 1998	1,9
			2,2	nov 1999	1,05
			4,9	sept 2000	2,34
			2,6	mai 2001	1,24
			2,3	juil 2002	1,1
		11	2,7	Sept 1999	1,29
			6,8	sept 2000	3,25
			9,3 (9)	nov 2001	4,45
			5,5	sept 2002	2,63
Haguenau	67	5	1,4 (11,4 % O ₂)	Juil 1997	0,32
			1	juin 1998	0,22
			0,2	mars 1999	0,04
			0,2	mai 2000	0,04
			0,2	avril 2001	0,04
			0,6	mai 2002	0,13
		5	0,6 (11,7 % O ₂)	Juil 1997	0,14
			1,3	juin 1998	0,28
			0,4	mars 1999	0,09
			0,1	mai 2000	0,02
			0,1	avril 2001	0,02
			1,7	mai 2002	0,37
Mulhouse (•)	68	4,5	3,9	moyenne 1 ^{er} sem 1999	0,7
(•)		4,5	2,2	Déc 1997	0,43
			11,9	juin 1998	2,33
			6	moyenne 1 ^{er} sem 1999	1,08
Mulhouse (10)	68	10,5	0,1	oct 1999	0,01
			0,1	janv 2002	0,04
		10,5	0,1	oct 1999	0,01
			0,1	janv 2002	0,04
Colmar	68	6	1,1(12,4 % O ₂)	Juil 1997	0,33
			1,9	fév 1998	0,5
			1,3	fév 1999	0,34
			0,7	mars 2000	0,18
			0,5	mars 2001	0,13
			2,2	mars 2002	0,57

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		6	1,8 (12 % O ₂)	juil 1997	0,52
			1,1	fév 1998	0,29
			1,5	fév 1999	0,39
			0,9	mars 2000	0,23
			0,9	mars 2001	0,23
			1,3	mars 2002	0,34
Aspach-le-Haut	68	< 3	2,2	juil 2001	0,29
Villefranche/Saône	69	4,6	0,1	juil 2002	0,02
		6,5	0,1	juin 2002	0,03
Lyon Nord	69	12	4,8	nov 1997	2,51
			5,8	avril 1998	3,03
			10,7	avril 1999	5,58
			4,6	avril 2000	2,4
			4,7	avril 2001	2,45
			5,3	avril 2002	2,77
		12	2,7	Nov 1997	1,41
			4,9	avril 1998	2,56
			6	avril 1999	3,13
			3,9	avril 2000	2,04
			3,9	avril 2001	2,04
			4,4	avril 2002	2,3
Lyon Sud	69	12	0,5	déc 1997	0,26
			3,4	juil 1998	1,77
			2	juin 1999	1,04
			2,6	juil 2000	1,36
			2,1	sept 2001	1,1
			2,5	juil 2002	1,3
		12	1,8	déc 1997	0,94
			4,4	juil 1998	2,3
			1,4	sept 1999	0,73
			1,7	juil 2000	0,89
			1,7	juil 2001	0,89
			3,8	juil 2002	1,98
		12	1,9	déc 1997	0,99
			4	juil 1998	2,09
			2,5	juin 1999	1,3
			1,9	juil 2000	0,99
			2,3	juil 2001	1,2
			2,7	juil 2002	1,41
Tarare	69	< 1	3,9	fév 2002	0,17
Le Mans	72	8	9,1	avril 1998	3,17
			2,2	mai 1999	0,76
			2,9	juin 2000	1,01
			3	juin 2001	1,04
			0,1	janv 2003	0,035
		8 (•)	19	avril 1998	5,51

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		12	0,9 (12,1 % O ₂)	mai 1997	0,53
			1,5	avril 1998	0,78
			0,9	mai 1999	0,47
			1,2	juin 2000	0,62
			0,7	juin 2001	0,36
			0,9	juin 2002	0,47
Chambéry	73	4	3,3	déc 1997	0,57
			9,4	janv 1999	1,64
			6,9	nov 2000	1,2
			10,8	juin 2001	1,88
			10,8	mars 2002	1,88
		4	0,4	mai 1998	0,07
			28,2	janv 1999	–
			11,2	sept 1999	1,95
			21,2	mars 2000	3,69
			10,3	avril 2001	1,79
			11,1	sept 2002	1,93
		6	0,7	déc 1997	0,18
			0,1	mai 1998	0,03
			1,2	janv 1999	–
			1,1	sept 1999	0,29
			0,6	mars 2000	0,16
			0,4	nov 2000	–
			1	avril 2001	0,26
			0,8	juin 2001	–
			0,7	oct 2002	0,18
Valezan	73	3,3	0,1	janv 2002	0,01
Tignes	73	3	0,1	fév 2002	0,01
Moutiers	73	< 1	3,6	juin 2002	0,16
Annecy	74	4,2	0,1	déc 2000	–
			0,1	mars 2001	0,02
		6	0,1	mars 2002	0,03
			0,1	nov 2002	–
		4,2	2,2	oct 1997	0,4
			9,7	mai 1998	1,77
			7,3	juil 1999	1,33
			8,4	juil 2000	1,53
			0,1	déc 2000	–
			0,1	mars 2002	0,02
			0,1	août 2002	–
		6	4,5	oct 1997	1,17
			1,9	mai 1998	0,5
			1,1	mai 1999	0,29
			1	juil 2000	0,26
			2,3	sept 2000	–
			0,1	mars 2002	0,03
			0,1	nov 2002	–

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Passy	74	7,5	0,1	oct 1997	0,03
			0,4	mai 1998	0,13
			0,2	mai 1999	0,065
			0,1	nov 2000	0,03
			0,1	fév 2001	0,03
			0,1	mars 2001	0,03
			0,1	avril 2002	0,03
Marignier (Cluses)	74	5	3,7	fév 2002	0,8
Thonon-les-Bains	74	5	0,1	janv 2001	0,02
Rouen (•)	76	10	14,2	déc 1997	6,18
			8,8	nov 1999	3,83
(•)		10	19,3	déc 1997	8,4
			10,3	juin 1998	4,48
			3,4 (11)	juin 1998	–
			12,3	nov 1999	5,35
Rouen	76	14,5	0,1	août 2001	0,06
			0,1	sept 2001	0,06
		14,5	0,1	août 2001	0,06
			0,1	sept 2001	0,06
		14,5	0,1	août 2001	0,06
			0,1	sept 2001	0,06
Le Havre	76	8 (•)	22	déc 1997	7,66
			16	avril 1998	5,57
			14,9	déc 1999	5,18
			19,2	juin 2001	6,68
			21,9	juin 2002	7,62
		8 (Σ)	70	déc 1997	24,36
			26	avril 1998	9,05
			26,8	déc 1999	9,33
			42,8	juin 2001	14,89
			17	juin 2002	5,92
		8 (Σ)	40	déc 1997	13,92
			78	avril 1998	27,14
			23,2	déc 1999	8,07
Dieppe	76	2,5	0,1	sept 2002	0,01
		2,5	0,1	sept 2002	0,01
St-Thibault-des-Vignes	77	8	3,2	mars 1998	1,11
			1,7	fév 1999	0,59
			5,2	janv 2001	1,81
			1,8	janv 2002	0,63
		12	5,4	mars 1998	2,82
			4,7	fév 1999	2,45
			3,8	janv 2001	1,98
			3,9	janv 2002	2,03

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Monthyon	77	7	0,1	mai 1998	0,03
			0,1	mai 1999	0,03
			0,1	mai 2000	0,03
			0,2	sept 2000	–
			0,3	mars 2001	0,09
			0,1	juin 2002	0,03
		7	0,1	mai 1998	0,03
			0,1	mai 1999	0,03
			0,1	mai 2000	0,03
			0,1	sept 2000	–
			0,1	mars 2001	0,03
			0,1	juin 2002	0,03
Carrières-sur-Seine 78		9,5	0,8	avril 1998	0,33
			0,1	juin 1999	0,04
			0,1	juin 2000	0,04
			0,3	juin 2001	0,12
			0,1	oct 2002	0,04
		9,5	2,3	avril 1998	0,95
			0,1	juin 1999	0,04
			0,6	juin 2000	0,25
			0,1	juin 2001	0,04
			0,1	oct 2002	0,04
Carrières-sous-Poissy	78	7,5	0,1	avril 1999	0,03
			0,1	janv 2000	0,03
			0,1	avril 2001	0,03
			0,1	mars 2002	0,03
		7,5	0,1	avril 1999	0,03
			0,1	janv 2000	0,03
			0,1	avril 2001	0,03
			0,1	mars 2002	0,03
Thiverval-Grignon	78	10,1	1	mars 1998	0,44
			0,2	sept 1998	0,09
			0,2	juin 1999	0,09
			0,2	oct 2000	0,09
			0,4	mars 2001	0,18
			0,4	fév 2002	0,18
		10,1	non représentatif	mars 1998	–
			0,4	sept 1998	0,18
			0,7	juin 1999	0,31
			0,4	mars 2000	0,18
			0,7	mars 2001	0,31
			0,4	fév 2002	0,18
		14,7	0,2	mars 1998	0,13
			0,1	sept 1998	0,06
			0,2	juin 1999	0,13
			0,2	mars 2000	0,13
			0,1	mars 2001	0,06
			0,1	fév 2002	0,06

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Guerville (12)	78	4	2	fév 1998	0,35
			0,5	déc 1998	0,09
			0,2	mars 1999	0,035
			0,5	oct 2000	0,087
			0,3	juil 2002	0,05
		4	1,5	mars 1998	0,26
			0,8	déc 1998	0,14
			0,2	mars 1999	0,035
			1,5	oct 2000	0,26
			0,2	juil 2002	0,035
		4	7,2	mars 1998	1,25
			0,2	déc 1998	0,035
			0,3	oct 2000	0,05
			0,3	juil 2002	0,05
Doullens	80	3	0,3	juin 2002	0,02
					(l'installation n'a pas fonctionné de janv à juin 2002)
Montauban	82	5	0,2	2002	0,04
Toulon	83	12	0,1	nov 1997	0,05
			0,2	déc 1998	0,1
			0,1	août 1999	0,05
			0,1	nov 2000	0,05
			0,1	mars 2001	0,05
			0,2	sept 2002	0,1
		12	0,1	nov 1997	0,05
			0,1	déc 1998	0,05
			0,1	août 1999	0,05
			0,1	nov 2000	0,05
			0,1	mars 2001	0,05
			0,9	sept 2002	0,47
		14	0,1	nov 1997	0,06
			0,1	déc 1998	0,06
			0,1	août 1999	0,06
			0,1	nov 2000	0,06
			0,1	mars 2001	0,06
			0,2	juil 2002	0,12
Avignon	84	6	0,1	fév 1998	0,03
			0,5	déc 98	0,13
			0,7	août 1999	0,18
			0,3	sept 2000	0,08
			0,1	juil 2001	0,03
			0,3	août 2002	0,08

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		6	0,2	fév 1998	0,05
			0,5	déc 98	0,13
			0,4	sept 1999	0,1
			0,3	sept 2000	0,08
			0,1	juil 2001	0,03
			2,1	août 2002	0,55
		6	0,1	fév 1998	0,03
			0,4	déc 1998	0,1
			0,1	sept 1999	0,03
			0,2	sept 2000	0,05
			0,1	juil 2001	0,03
			1,2	août 2002	0,31
Poitiers	86	4	13,9	janv 1998	2,42
			2,6	juil 1998	0,45
			3	sept 1999	0,52
			1,5	juil 2000	0,26
			1,8	juil 2001	0,31
			1,5	oct 2002	(13)
		4			
Limoges	87	5	5,8	sept 1999	1,26
			2,3	2002	0,5
		5	2,5	nov 1998	0,54
			3,4 (9% CO ₂)	2001	0,74
		5	0,1	déc 1997	0,02
			0,4	juin 2000	0,09
Epinal	88	3,5	0,8	déc 1997	0,12
			0,2	déc 2000	0,03
			1,9	fév 2002	0,29
		3,5	2,4	oct 1998	0,36
			2,2	oct 1999	0,33
			1,1	juin 2002	0,17
Sens	89	3	0,1	oct 2002	0,01
Belfort	90	4 (•)			
		4 (•)	12,3	déc 1997	2,14
			2,7	juin 1998	0,47
Belfort (Bourogne)	90	6,2	0,1	2002	0,03
		6,2	0,1	2002	0,03
Massy	91	5,5	7,8	oct 1998	1,87
			7,4	nov 2000	1,77
			1,3	oct 2002	0,31
		5,5	4,6	déc 1997	1,1
			4,1	déc 1999	0,98
			6,3	nov 2001	1,51

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
Villejust	91	6	107,6	sept 1997	–
			11,7	avril 1998	3,05
			18,1	avril 1998	–
			1,4 (14)	juin 1998	0,36
			0,1	juillet 1999	–
			0,1	oct 1999	0,03
			0,1	juin 2000	0,03
			0,1	oct 2001	0,03
			0,1	oct 2002	0,03
		8	0,1	sept 1997	0,035
			0,1	oct 1998	0,035
			0,1	oct 1999	0,035
			0,1	nov 2000	0,035
			0,1	oct 2001	0,035
			(15)		–
Vert-le-Grand	91	14	0,1	juin 1999	0,06
			0,1	mai 2000	0,06
			0,1	janv 2001	0,06
			0,1	sept 2002	0,06
			0,1	juin 1999	0,06
			0,1	mai 2000	0,06
			0,1	janv 2001	0,06
			0,1	sept 2002	0,06
Issy-les-Moulineaux	92	19	2,2	nov 1997	1,82
			4,6	nov 1998	3,8
			2,3	nov 1999	1,9
			1,3 (9 % CO ₂)	juil 2000	1,07
			1,4	juin 2001	1,15
			2,3	mars 2002	1,9
		19	2,5	nov 1997	2,06
			11 (16)	nov 1998	–
			0,4	nov 1999	0,33
			1,6 (9 % CO ₂)	juil 2000	1,32
			1,2	nov 2001	0,99
			3,4	mars 2002	2,81
		19	5	nov 1997	4,13
			1,1	nov 1998	0,91
			1,3	nov 1999	1,07
			1,5 (9 % CO ₂)	juil 2000	1,24
			1,7	juin 2001	1,4
			2,2	mars 2003	1,82
		19	2,9	nov 1997	2,4
			1,6	nov 1998	1,32
			1,9	nov 1999	1,57
			1,8 (9 % CO ₂)	juil 2000	1,49
			1,4	juin 2001	1,15
			5,8	mars 2003	4,79

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
St-Ouen	93	28	0,5	sept 1997	0,61
			1,7	déc 1998	2,07
			1,2	nov 1999	1,46
			1,4 (9% CO ₂)	août 2000	1,7
			1,6	mars 2001	1,95
			1,7	mai 2002	2,07
		28	0,8	Sept 1997	0,97
			1,4	déc 1998	1,7
			2	déc 1999	2,44
			1,2 (9% CO ₂)	août 2000	1,46
			1,4	mars 2001	1,7
			1,6	mai 2002	1,95
		28	2	Sept 1997	2,44
			1,9	déc 1998	2,31
			1,5	déc 1999	1,83
			1,1 (9 % CO ₂)	août 2000	1,34
			1,1	mars 2001	1,34
			1,1	mai 2002	1,34
Créteil	94	15	1,3	oct 2000	0,42
			0,1	déc 2001	0,065
			0,1	août 2002	0,065
		15	1,3	oct 2000	0,42
			0,1	déc 2001	0,065
			0,1	août 2002	0,065
		2 (DAS)	4,6	fév 2001	0,4
			4,4	juin 2002	0,38
Rungis	94	8,5	2,8	nov 1997	1,03
			2,8	déc 1998	1,03
			0,1	déc 1999	0,04
			0,1	juil 2000	0,04
			0,1	avril 2001	0,04
				nov 2002	–
		8,5	1	Nov 1997	0,37
			18,9 (17)	déc 1998	–
			4,1	fév 1999	1,51
			0,1	déc 1999	0,04
			0,1	août 2000	0,04
			0,1	avril 2001	0,04
Ivry	94	50		nov 2002	–
			1,4	Déc 1997	3,04
			1,8	nov 1998	3,91
			4,5	nov 1999	9,79
			1,6 (9 % CO ₂)	juil 2000	3,48
			1,4	fév 2001	3,04
			1,5	mai 2002	3,26

Suite

Commune	Dépt	Capacité en tonnes par heure (par four)	Résultat en ng I-TEQ/m ³ à 11% O ₂ (sauf mention contraire)	Date du Prélèvement	Flux en g/an (pour un débit de 5 800 m ³ de fumées / t OM incinérées et un fonctionnement de 7 500 h/an) (∞)
		50	3,1	Déc 1997	6,74
			2,1	déc 1998	4,57
			1,7	nov 1999	3,7
			2,1 (9 % CO ₂)	juil 2000	4,57
			1,6	fév 2001	3,48
			2	mai 2002	4,35
Argenteuil	95	7,5	4,1	Déc 1997	1,34
			9	déc 1998	2,93
			4,5	sept 1999	1,47
			0,8	sept 2000	0,26
			4,3	fév 2001	1,4
			6,1	fév 2002	1,99
		7,5	5,2	janv 1998	1,7
			3,3	déc 1998	1,08
			5,6	sept 1999	1,83
			2,5	sept 2000	0,81
			2	fév 2001	0,65
			5,8	fév 2002	1,89
		9	0,5	Déc 1998	–
			1	sept 1999	0,39
			0,7	sept 2000	0,27
			0,6	fév 2001	0,23
			0,7	fév 2002	0,27
Sarcelles	95	10	0,4	déc 1997	0,17
			1	nov 1998	0,43
			5,1	nov 1999	2,22
			1,6	oct 2000	0,7
			1,6	août 2001	0,7
			0,7	sept 2002	0,3
		10	3,3	déc 1997	1,44
			2,8	nov 1998	1,22
			1	nov 1999	0,43
			2,6	oct 2000	1,13
			2,2	août 2001	0,96
			1,8	sept 2002	0,78
St-Ouen-l'Aumône	95	10,5	1,7	déc 1997	0,78
			0,6	oct 1998	0,27
			1,2	mai 1999	0,55
			0,2	oct 2000	0,09
			0,15	nov 2001	0,068
			1,1	sept 2002	0,5
		10,5	6,3 (18)	déc 1997	–
			0,3	mai 1998	0,14
			0,2	mai 1999	0,09
			0,3	oct 2000	0,14
			0,1	nov 2001	0,045
			0,4	sept 2002	0,18

(•) four fermé

(°) . lorsque la mesure annuelle est réalisée sur un seul des fours de l'installation, cette mesure est considérée comme représentative des émissions de chacun des fours constituant l'installation

. lorsque l'installation ou le four n'a pas fonctionné pendant toute l'année (fermeture ou mise en service), le flux est calculé pour le nombre de mois de fonctionnement de l'installation

(1) mesure non représentative de la marche normale de l'unité

(2) sans injection de boues

(3) avec injection de boues

(4) four à l'arrêt pour rénovation à compter de septembre 2002

(5) un ramonage a précédé les prélèvements

(6) Essai Sorbalite + charbon actif

(7) Bicarbonate de sodium + charbon actif

(8) conditions de mesure non normalisées

(9) un incident est survenu en cours de mesure sur le système d'introduction des ordures ménagères avec arrêt des ventilateurs d'air primaire et secondaire et importante perturbation de la combustion

(10) L'usine a fonctionné de manière épisodique pendant la période du 1^{er} janvier au 15 août 2000. Elle a été arrêtée à compter de cette date jusqu'en février 2001. Elle n'a pas fonctionné en régime permanent en 2001 (essais discontinus de courte durée).

(11) essai de vaporisation d'eau en sortie d'économiseur

(12) L'installation a été arrêtée en juin 2001 et a redémarré en novembre 2001

(13) L'installation a connu de fréquents arrêts techniques ayant conduit l'exploitant à s'engager dans de lourds travaux(en cours depuis 2002) de remplacement des chaudières

(14) un dispositif de traitement des dioxines est en service depuis mai 1998

(15) Four arrêté d'août à décembre 2002 pour travaux (modification du traitement des fumées)

(16) prélèvement effectué moins de 12 heures après la remise en service du four suite à un arrêt fortuit de 24 heures

(17) prélèvement effectué après un arrêt de l'alimentation du four

(18) mesure non représentative du fonctionnement du four

Exemples d'UIOM correspondant aux 3 premières catégories définies par le groupe de travail

Listes de travail provisoires et non exhaustives

Les seuils arbitraires retenus par le groupe de travail, définissant les catégories « peu polluant » et « très polluant » sont les suivants : < 2 ng/Nm³ pour « peu polluant » et > 10 ng/Nm³ pour « très polluant » .

TABLEAU 36 : UIOM > 6 t/h « très polluantes » par le passé

		Ng/Nm ³	Dernière mesure > 10 ng/Nm ³	Première mesure < 0,1 ng/Nm ³
21	Dijon	15-32 (four 1) 5-15 (four 2)	Oct 01	? (travaux en cours)
25	Besançon	16 (four 1) 6 (four 2)	Déc 97 Oct 98	?
31	Toulouse	3 fours sur 4 dans la gamme (11-30)	Mai 98	?
40	Benesse M	2-170	Mai 00	Juin 01
59	Halluin	30	Fév 98	Fermée (rénovation 2000 ?)
59	Dunkerque	116 (four 1) 8 (four 2)	Printemps 98	Fermée
59	Maubeuge	25-82 30-100	Oct-nov 00	Four 2 fermé
59	Douchy	28-40	Oct 97	Sept 99
62	Hénin	25-66	Juin 98	Jan 00
62	Noyelles	12-17	Jan 98	Jan 00
76	Le Havre	14-78	Juin 01	?

TABLEAU 37 : UIOM > 6 t/h « peu polluantes »

		Année MSI	Quelques mesures historiques > 2 ng/Nm ³ ?	0,1 ng/Nm ³ en 2002?
06	Antibes	1970		Oui
06	Nice	1977 1982		
25	Montbéliard	1988		Limite
29	Brest	1988	X	Limite
29	Concarneau	1989		Limite
44	Nantes Valorena	1987		Oui
44	Nantes Arc en Ciel	1984	X	Oui
45	Orléans	1995	X	Non
51	Reims	1987		Oui
67	Haguenau	1990		Limite
68	Colmar	1988		Non (travaux en cours)
78	Thiverval	1974 1994		Non
83	Toulon	1984 1993		Oui
84	Avignon	1995		Oui
93	St Ouen	1990		Non (travaux en cours)
94	Rungis	1984	X	Oui
95	St Ouen l'Aumône	1995		Limite

TABLEAU 38 : UIOM récentes avec MSI > 1996 (donc théoriquement à 0,1 ng/Nm3) avec critère installation sur site vierge / installation à l'emplacement d'un site UIOM pré-existant.

Usine	Capacité (t/h)	MSI	Construction sur site pré-existant ?	0,1 ng / Nm3
Argenteuil	9	1997	Oui (2 fours pré-existants encore en activité)	Non (entre 0,5 et 9)
Pluzunet	7	1997	?	Oui (depuis juill 2000)
Pontenx	5,3	1997	Oui	?
Toulouse (1 four sur 4)	14	1997	Oui (3 fours pré-existant encore en activité)	Non (entre 0;7 et2,8)
Bellegarde	8	1998	Non	Limite (0,3 ng/Nm3) Installation DéDiox
Bordeaux (Bègles)	11	1998	Non	Non (0,8 ng/Nm3)
Carrières-sous-Poissy	7,5	1998	Non	Oui (depuis avr 99)
Chartres	7,5	1998	Oui (usine «très polluante» jusqu'à août 98)	Oui (depuis avr 99)
Chaumont	5	1998	Non	Oui (depuis nov 98)
Monthyon	7	1998	?	Oui (depuis mai 98)
Nice	18	1998	Oui (3 fours pré-existant encore en activité)	Limite
Pau	6	1998	Oui (extension de capacité)	Non (1,7 ng/Nm3)
Taden	8	1998	Oui	Limite (0,2 ng/Nm3)
Vert-le-Grand	14	1998	Non	Oui (depuis juin 99)
Lunel	8	1999	?	Oui
Ouarville	8	1999	Oui	Oui
Blois	5,5	2000	Oui (usine «très polluante» jusqu'à sept 98)	Limite (0,2 ng/Nm3)
Créteil	15	2000	Oui	Non (1,3 ng/Nm3)
Halluin	14,5	2000	Oui (usine «très polluante» jusqu'à fév 98)	Limite (< 0,25 ng/Nm3)
Rouen	14,5	2000	Oui	Oui
Bessières	11,4	2001	?	Oui
Metz	8	2001	Oui	?
Rosiers d'Egletons	5,3	1997	Non	Non (2 ng/Nm3)
Briec de l'Odét	4	1996	?	Oui
Passy	7,5	1997	Non	Oui

L'analyse des dossiers permet d'identifier environ 7 ou 8 UIOM récentes construites sur site vierge.

