



■ SOLS ET TRANSFERTS

Contamination des sols

Transferts des sols vers les animaux

Claire Laurent, Cyril Feidt et François Laurent



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie



Contamination des sols

Transferts des sols vers les animaux

Claire Laurent, Cyril Feidt et François Laurent

EDP Sciences/ADEME

ISBN : 2-86883-794-8

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés, réservés pour tous pays. La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective », et d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite » (alinéa 1er de l'article 40). Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du code pénal.

© 2005, **EDP Sciences**, 17, avenue du Hoggar, PA de Courtaboeuf, 91944 LesUlis Cedex A

et

ADEME Éditions, 2, Square Lafayette, 49004 Angers Cedex.

Sommaire

Remerciements	1 ■
Résumé	3 ■
1. Rappels sur les polluants organiques et métalliques	9
1.1. Polluants organiques	9 ■
■ Propriétés physico-chimiques	9 ■
■ Origine	14 ■
■ Exposition humaine	15 ■
1.2. Polluants métalliques	17 ■
■ Propriétés physico-chimiques	17 ■
■ Origine	18 ■
■ Exposition humaine	21 ■
1.3. Conclusion	21 ■
2. Généralités sur le transfert des polluants organiques et métalliques du sol vers les animaux	23
2.1. Polluants organiques	24 ■
■ Contamination de l'air	24 ■
■ Niveaux de contamination du sol	27 ■
■ Ingestion de sol par les ruminants	33 ■
■ Transfert sol-animal	35 ■
2.2. Polluants métalliques	52 ■
■ Contamination de l'air	52 ■
■ Niveaux de contamination du sol	53 ■
■ Transfert sol-animal	56 ■
2.3. Conclusion	66 ■

3. Prédiction du transfert sol-animal des polluants organiques et métalliques

67

3.1. De nombreux modèles existants

68 ■

- Écriture du modèle transfert direct sol-animal
- Exemples de modèles de transfert

68 ■

70 ■

3.2. Transfert du sol ingéré vers l'animal

75 ■

- Exemples des modèles à vocation écologique protectrice
- Modélisation de la teneur dans l'organisme vivant cible par régression
- Modélisation du transfert par estimation du FBA

75 ■

75 ■

76 ■

3.3. Pourquoi faut-il être vigilant dans l'utilisation et la construction de modèles ?

76 ■

- Prise en compte et expression de l'incertitude
- Objectifs du modèle, objectifs de l'utilisateur

76 ■

79 ■

4. Aliments d'origine animale et polluants organiques et métalliques

81

4.1. Estimation de l'exposition journalière de l'homme aux polluants organiques et métalliques via l'ingestion de produits d'origine animale en France

81 ■

- Teneur en polluants organiques dans les produits d'origine animale
- Teneur en polluants métalliques dans les produits d'origine animale
- Méthodes d'estimation de l'exposition humaine via l'alimentation
- Niveau d'exposition aux polluants organiques et métalliques par l'alimentation

81 ■

84 ■

84 ■

87 ■

4.2. Seuils pour l'alimentation animale dans les réglementations et guides nationaux et internationaux de bonnes pratiques

90 ■

4.3. À retenir sur les aliments d'origine animale et les polluants organiques et métalliques

94 ■

Conclusion

95 ■

Références bibliographiques

99 ■

Annexe 1 - Propriétés physico-chimiques des polluants organiques et métalliques

127 ■

Annexe 2 - Absorption et distribution tissulaire des polluants organiques et métalliques

133 ■

Annexe 3 - Fiches bibliographiques relatives à des essais de plein champ

147 ■

Annexe 4 - Teneurs naturelles dans les animaux et dans les aliments d'origine animale	191 ■
Annexe 5 - Seuils nationaux et internationaux	207 ■
Annexe 6 - Effets toxiques des polluants organiques chez l'homme	211 ■
Glossaire	213 ■
Liste des abréviations	215 ■



Remerciements

Les auteurs et l'ADEME remercient le Comité de relecture :

Gérard Keck (École Nationale Vétérinaires de Lyon), Jean-Philippe Bernard (Chambre d'Agriculture de Charente-Maritime) et pour l'ADEME : Hélène Desqueyroux, Isabelle Feix, Emmanuel Fiani.

La réalisation de ce travail a bénéficié de la synthèse effectuée en septembre 1998 par Anne Ker dans le cadre de son mémoire de stage de fin d'études à l'ESA d'Angers.

Coordination technique : Isabelle Déportes – Département Gestion Biologique et Sols – ADEME Angers.

Suivi d'édition : Agnès Heyberger et Bernard Lajouanie – service Communication Professionnelles et Éditions – ADEME Angers.



Résumé

Les diverses crises qui ont affecté la filière agroalimentaire, ont généré la revendication de la part des consommateurs, au droit à la sécurité des aliments. Pour répondre à ces exigences, la nécessité de disposer d'avis rapides, fiables et clairs sur les questions émergentes, a été relevée par la législation communautaire, législation qui imposera prochainement des évaluations des risques liés à l'alimentation pour toute la population européenne. C'est dans ce contexte que s'inscrit cet ouvrage visant à synthétiser les connaissances du transfert de polluants organiques et métalliques du sol vers l'animal d'élevage.

Les polluants organiques (PCDD/F, PCB, HAP) sont lipophiles, toxiques et de persistance variable selon les familles. Les polluants métalliques (appelés également ETM pour éléments traces métalliques), quant à eux, sont des éléments non lipophiles, de toxicité variable selon les molécules et les doses administrées.

L'origine de la contamination du sol résulte principalement des activités humaines pour les polluants organiques tandis que, pour les ETM, l'impact anthropique serait au plus équivalent voire inférieur à celui des processus naturels. Toutefois, le sol concentre très fortement ces polluants. Il est ainsi surprenant que le transfert des polluants organiques et métalliques de cette matrice vers l'animal d'élevage n'ait fait l'objet que d'un nombre très restreint d'études. De ce fait, les éléments rapportés ci-dessous proviennent souvent de travaux traitant du devenir des molécules suite à l'ingestion d'un aliment contaminé.

L'absorption intestinale des **polluants organiques** s'effectuerait selon un transport passif. Le taux d'absorption est principalement fonction de la composition de la matrice et des caractéristiques des molécules (degré de chloration/nombre de cycles/lipophilicité). Suite à leur absorption, les PCDD/F (molécules principalement étudiées) se répartissent dans deux tissus cibles, le tissu adipeux et le foie. La contamination du tissu adipeux s'expliquerait principalement par sa teneur en lipide combinée par la

propriété lipophile de ces molécules. Quant au foie, l'accumulation des PCDD/F serait fonction de sa concentration en protéine de liaison (dont les cytochromes P-450) et de l'affinité des congénères pour ces dernières. La hiérarchie dans la rétention des PCDD/F entre ces deux tissus dépendrait de la dose et de la molécule administrées, ces deux paramètres engendrant ou non l'induction de la synthèse des protéines de liaison hépatiques. Pour les HAP et les PCB, la distribution tissulaire reste à éclaircir. Il semblerait toutefois que les HAP soient dégradés dans l'organisme puis excrétés. Enfin, les principales voies d'excrétion des dioxines sont les fèces, le lait et les œufs tandis que pour les HAP, l'élimination s'effectuerait au moins via les fèces et via les urines. Le transfert des HAP de l'aliment au lait ou de l'aliment aux œufs est peu exploré.

Les **polluants métalliques** sont quant à eux absorbés selon des processus actifs ou passifs. Les taux d'absorption de ces éléments seraient principalement fonction de la composition de la matrice, de la présence d'autres ETM et de leur spéciation (cette spéciation étant propre à chaque matrice). Leurs principaux tissus cibles sont les reins, le foie et secondairement les muscles et les os. Cette distribution tissulaire serait fonction de la présence de protéines de liaison, notamment les métallothionéines et plus spécifiquement de l'affinité entre les ETM et ces protéines. Toutefois, l'accumulation des ETM dans ces tissus semble restreinte car les facteurs de bioconcentration sont rarement supérieurs à 1. Ces éléments seraient principalement éliminés de l'organisme via la voie urinaire. Cette prépondérance reste hypothétique dans la mesure où la contamination du lait et des œufs n'a fait l'objet que d'un nombre restreint d'études. La voie fécale, quant à elle, véhiculerait principalement les ETM non absorbés.

En conclusion, les inconnues demeurant sur les mécanismes d'absorption, de distribution tissulaire et d'accumulation des polluants organiques et métalliques sont trop conséquentes pour permettre une modélisation fiable du transfert de ces molécules du sol à l'animal d'élevage.



Introduction

Diverses situations de crises ont récemment affecté la filière agroalimentaire renforçant une demande plus affirmée des consommateurs qui revendiquent le droit à la sécurité des aliments, le respect du milieu naturel, la préservation des ressources, la sauvegarde des grands équilibres de la planète. Elles ont aussi montré l'absence de culture du risque en France.

Dans ces circonstances, la nécessité de disposer d'avis rapides, fiables et clairs sur les questions qui ont émergé, a été relevée par la législation communautaire, législation imposant prochainement des évaluations des risques liés à l'alimentation pour toute la population européenne (Commission des Communautés européennes, COM 2000).

Cette exigence accrue de sécurité ainsi que les problèmes nouveaux posés par la contamination de l'environnement et l'irruption des progrès biotechnologiques imposent de compléter les approches analytiques d'appréciation des risques chimiques, par une approche plus systémique. L'évaluation et la maîtrise des impacts des activités humaines sur l'évolution des ressources naturelles, physiques et biologiques, l'évaluation et la prévention des risques de contamination des chaînes alimentaires sont devenus des enjeux majeurs.

Il est communément admis que l'étude des risques alimentaires chimiques doit concerner l'ensemble de la chaîne alimentaire sol-plante-animal-aliment, d'où la prise en considération des questions environnementales et de leur interface avec des questions agronomiques d'une part, et d'autre part des pratiques et intrants agricoles au niveau de la production primaire et de leur effet potentiel sur la sécurité globale des denrées alimentaires.

Dans ce contexte, ce document contribue à établir l'état des connaissances concernant le transfert des polluants organiques et métalliques du sol vers les animaux d'élevage pour participer *in fine* à l'évaluation du risque pour ces animaux mais également pour l'homme qui les consomme. Ainsi, cet ouvrage s'adresse aux évaluateurs de risques mais également à leur gestionnaire. Les sols considérés ici sont autant les sites pollués que les sols agricoles présentant une pollution diffuse (par les effluents d'élevage, les engrais phosphatés, les épandages de déchets ou encore les traitements phytosanitaires).

Le terme « polluant » implique que les éléments ou les composés ciblés sont susceptibles d'engendrer des phénomènes de toxicité vis-à-vis des organismes. Sous le terme générique « polluants organiques » sont regroupés un grand nombre de composés. Compte tenu des éléments bibliographiques disponibles et de la dangerosité connue de certaines de ces molécules, cette synthèse sera restreinte à deux familles de molécules: les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) d'une part et d'autre part les hydrocarbures aromatiques polychlorés (HAPC) (comprenant les polychlorodibenzo-para-dioxines, PCDD, les polychlorodibenzofuranes, PCDF et les polychlorobiphényles qui possèdent des propriétés physiques analogues à celles des PCDD/F, appelés PCB). Les « polluants métalliques » (métaux et métalloïdes) sont des éléments en traces présents dans la croûte terrestre à des concentrations inférieures à 1 pour 1000 en moyenne ou à 0,1 pour 1000 dans les êtres vivants. Contrairement aux polluants organiques considérés dans cette brochure qui sont tous susceptibles d'engendrer des risques en terme de santé, tous les polluants métalliques ne sont pas toxiques (site internet US EPA, 2003) (Tableau 0.1). Cependant, les éléments en traces métalliques (ETM) des groupes 1 et 2 du tableau 0.1, pour des teneurs élevées et sous forme chimique « biodisponible » peuvent également devenir nuisibles, d'où la nécessité de prendre en compte la concentration de ces éléments dans leur milieu.

Le champ des investigations développé dans cet ouvrage est volontairement limité aux transferts directs sol-animal dans la mesure où ce segment de la chaîne alimentaire est celui pour lequel les données sont les plus éparses et les moins nombreuses. Mais c'est un maillon important dans l'appréciation du risque comme en témoignent les alertes à répétition liées aux contaminations de produits animaux.

Les sources de contamination et le processus d'accumulation des molécules organiques et métalliques au niveau des sols ne sont pas la cible de cette synthèse qui ne les prendra en compte que de façon marginale. Après un rapide rappel sur les caractéristiques des molécules qui rentrent dans le périmètre de ce travail, les niveaux de contamination des sols et leurs facteurs de variation, le niveau d'ingestion de sols par l'animal, le métabolisme des polluants chez l'animal feront l'objet d'un second chapitre. Une troisième partie sera consacrée à l'approche de modélisation des transferts étant entendu que le concept de biodisponibilité des polluants a suscité une attention particulière tant au niveau des sols que dans l'organisme de l'animal. Dans le quatrième chapitre, un relevé systématique des données relatives aux concentrations en polluants des produits d'origine animale permettra d'apprécier les facteurs de risque pour l'Homme considéré comme le maillon final dans la chaîne alimentaire.

Tableau 0.1 : Classification des ETM en fonction de leur rôle dans les organismes vivants.

Éléments métalliques	Groupe 1: Essentiels		Groupe 2: Bénéfiques (mais non connus pour être essentiels)		Groupe 3: Non essentiels (et non connus pour être bénéfiques)
	Végétal	Animal	Végétal	Animal	
Aluminium (Al)					X
Arsenic (As)					X
Barium (Ba)					X
Béryllium (Be)					X
Cadmium (Cd)					X
Chrome (Cr)		X			
Cobalt (Co)		X	X		
Cuivre (Cu)	X	X			
Plomb (Pb)					X
Manganèse (Mn)	X	X			
Mercuré (Hg)					X
Molybdène (Mo)	X	X			
Nickel (Ni)	X	X			
Sélénium (Se)		X	X		
Argent (Ag)					X
Strontium (Sr)					X
Thallium (Tl)					X
Vanadium (V)				X	
Zinc (Zn)	X	X			



1.

Rappels

sur les polluants organiques et métalliques I

Afin de mieux appréhender le transfert sol-animal des polluants organiques et métalliques, il faut rappeler les propriétés physico-chimiques et l'origine de ces molécules, ainsi que les conséquences de la contamination de la chaîne alimentaire en terme de voie d'exposition humaine, finalité de telles études.

1.1. Polluants organiques

1.1.1. Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physico-chimiques des polluants organiques permettent de comprendre et de prédire non seulement le devenir de ces molécules dans les différents écosystèmes (mobilité, dégradation abiotique et biotique) mais également leur capacité d'accumulation chez les animaux.

1.1.1.1. PCDD/F

Deux cent dix congénères de PCDD/F ont été identifiés dans l'environnement: 17 d'entre eux, considérés comme toxiques (Tableau A1.1 de l'Annexe 1; Figure 1.1), ont été pris en compte dans la suite de cette revue bibliographique (Safe, 1998).

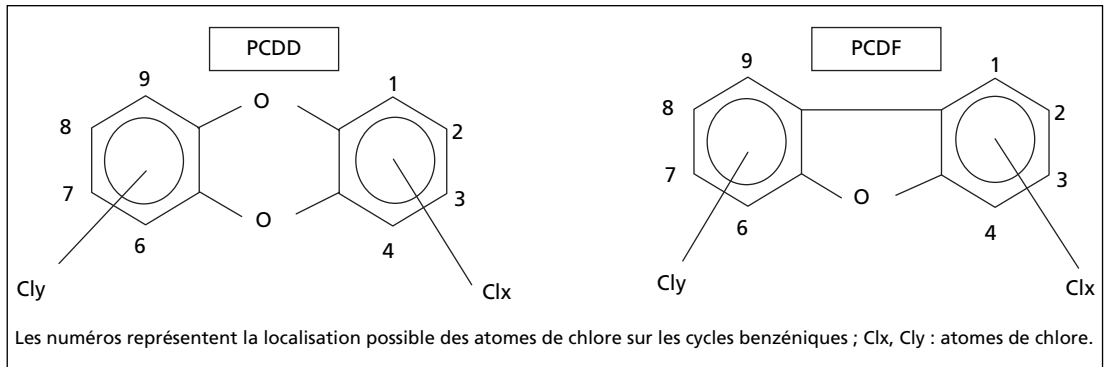
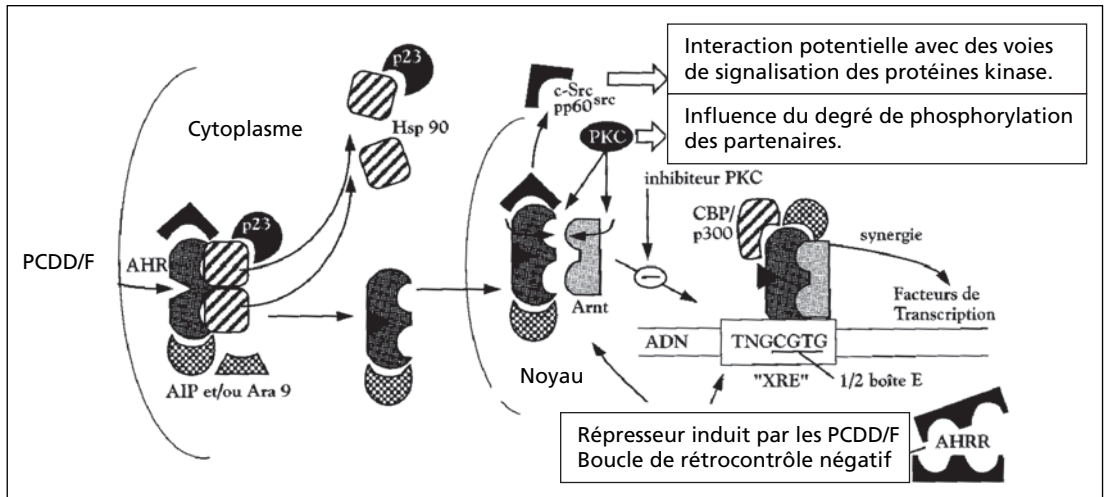


Figure 1.1 : Structure chimique des PCDD/F.

Les PCDD/F diffèrent les unes des autres principalement par le nombre et la position des atomes de chlore sur les 2 noyaux benzéniques. Les 8 atomes de carbone, pour lesquels une liaison covalente est disponible, peuvent être occupés par des atomes d'hydrogène ou des atomes de chlore suivant le degré de chloration du composé (Jauzein *et al.*, 1997). Une distinction peut être faite entre les PCDD et les PCDF : les PCDD appartiennent au groupe de la dibenzo-*para*-dioxine dont la structure renferme deux atomes d'oxygène formant un hétérocycle de type 1,4-dioxane ; les PCDF sont, quant à eux, rattachés au dibenzo[b-d]furane, dont la structure présente un enchaînement hétérocyclique ne comportant qu'un seul atome d'oxygène de type tétrahydrofurane (INSERM, 2000). La dissymétrie du noyau furanique engendre un nombre plus important de congénères que celui des PCDD (135 PCDF et 75 PCDD).

Les PCDD/F sont caractérisées comme étant solides à température ambiante, peu ou pas volatiles (Bildeman, 1988 ; Union européenne, 1999 ; ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 1998 ; IARC, 1997). En effet, elles possèdent des pressions de vapeur de l'ordre de 0,2 à 3,3 Pa.m³.mol⁻¹ pour respectivement la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*para*-dioxine (2,3,7,8-TCDD) et l'octachlorodibenzo-*para*-dioxine (OCDD) (Eitner et Hites, 1988). Leur faible volatilité rend négligeable leur dispersion sous forme gazeuse (INSERM, 2000) et donc leur dégradation par photo-oxdation atmosphérique. Ceci leur confère une certaine stabilité dans l'atmosphère. Les Kow élevés pour ces molécules (rapport entre la concentration à l'équilibre dans l'octanol et celle dans l'eau) s'échelonnant de 6,8 à 8,8 en fonction du degré de chloration du composé permettent de classer les PCDD/F dans les molécules fortement lipophiles. Cette caractéristique physico-chimique leur permet de traverser les biomembranes cellulaires et de s'accumuler dans l'organisme (tissus adipeux) et dans les cuticules des végétaux (Union européenne, 1999 ; Lorber *et al.*, 1994 ; Fries, 1995b ; Lohmann et Jones, 1998). Contrairement aux HAP, les 17 PCDD/F étudiés sont des molécules fortement rémanentes dans tous les écosystèmes [les temps de demi-vie des PCDD/F chez l'homme sont compris entre 4 et 16 ans (Flesh-Janyts *et al.*, 1996)]. Seuls quelques bactéries/champignons (Wittich, 1998) et certains animaux supérieurs sont aptes à les métaboliser. Trois voies principales de dégradation ont ainsi été démontrées pour les PCDD (Hu et Bunce, 1999) : hydroxylation, oxydation avec migration d'un atome de chlore, ou ouverture du cycle benzénique pour former un dihydroxydiphényl-éther éventuellement suivie par une hydrolyse pour donner un catéchol.

Les conséquences en terme de santé humaine de l'accumulation des PCDD/F dans l'organisme vivant sont sévères (Tableau A6.1 de l'Annexe 6), ceci pouvant être expliqué par une très grande persistance de ces molécules ainsi que par une très forte affinité ligand-AhR (récepteur cytosolique au groupement aryl des hydrocarbures). En effet, tous ces effets néfastes semblent débiter par l'activation du AhR qui engendre ultérieurement une perturbation de l'homéostasie cellulaire (Union européenne, 2002) : le AhR activé est un régulateur transcriptionnel de nombreux gènes codant des enzymes impliquées dans le métabolisme des xénobiotiques (comme la famille des cytochromes P450), mais également pour les facteurs de croissance cellulaire et des facteurs de différenciation. Les différentes étapes du mode d'action cellulaire des PCDD/F sont développées dans la figure 1.2.



AHR: récepteur Ah; AIP: protéine interagissant avec le récepteur Ah; Ara 9: protéine associée au récepteur Ah; Arnt: transporteur nucléaire du récepteur Ah; AhRR: forme tronquée de AhR à fonction de répresseur; Hsp: Protéine de choc thermique; PKC: protéine kinase C; XRE: élément de réponse aux xénobiotiques.

Figure 1.2: Schéma hypothétique du mécanisme d'action des PCDD/F au niveau cellulaire. (D'après Landers et Bunce, 1991; Okey et al., 1994; Rowlands et Gustafsson, 1997; Pickering, 2000; Hu et Bunce, 1999; Union européenne, 1999).

Afin d'évaluer la toxicité globale d'un mélange des 17 dioxines les plus toxiques (et dont la toxicité est congénère dépendante) un indicateur global a été retenu: l'I-TEQ (*International Toxic Equivalent – Équivalent Toxique International*). Chaque PCDD/F est assorti d'un coefficient correspondant à sa toxicité, le TEF (*Toxic Equivalent Factor – Facteur Équivalent Toxique*) qui vient pondérer la concentration de chaque PCDD/F du mélange (Équation 1.1). Le TEF, propre à chaque congénère, est estimé par comparaison de l'activité du composé considéré à celle de la 2,3,7,8-TCDD. Cette dernière, considérée comme la plus toxique, est assortie par définition d'un TEF égal à 1.

$$TEQ_{\text{mélange}} = \sum [PCDD/F]_i \times TEF_i \quad (1.1)$$

où i est un composé donné et $[PCDD/F]_i$ la concentration de la molécule dans la matrice testée.

1.1.1.2. PCB « dioxines-like »

Depuis quelques années, la question se posait de savoir si le sens donné au terme de « dioxines » pouvait s'étendre à d'autres molécules que les PCDD/F dans la mesure où elles présentaient des caractères biochimiques et toxicologiques identiques à ceux des 17 congénères toxiques des PCDD/F. En juin 1997, 12 PCB (PCB « dioxines-like » – PCB proches des dioxines, notamment dans leur effet), sur 209 présents dans l'environnement, ont été rattachés à la liste des composés analogues aux dioxines (Van den Berg *et al.*, 1998; Tableau A1.2 de l'Annexe 1). En effet, alors qu'une exposition accidentelle de courte durée à ces PCB « dioxines-like » n'a pas de conséquence grave pour l'homme, il a été démontré qu'une exposition à forte dose et à long terme est associée à des irritations de la peau (chloracné) et plus rarement des affections hépatiques, neurologiques, des bronchites chroniques, des maux de tête, des vertiges, des dépressions, des troubles de la mémoire et du sommeil, de la nervosité et de la fatigue, et de l'impuissance... (Tableau A6.1 de l'Annexe 6). Ces troubles sont, pour certains, réversibles. De plus, les effets chroniques peuvent entraîner des dommages du foie, des effets sur la reproduction et la croissance, et des possibilités de cancer. Les PCB « dioxines-like » sont également classés en tant que

substances probablement cancérigènes pour l'homme et ont toute une série d'effets néfastes chez l'animal, notamment toxicité pour la reproduction, immunotoxicité et cancérigénicité (Brouwer *et al.*, 1998). Enfin, les effets sur les hormones thyroïdiennes et les conséquences possibles sur le développement du cerveau sont encore l'objet de discussions.

D'un point de vue physico-chimique, les PCB sont composés d'un squelette biphenyle (les noyaux benzéniques étant directement reliés entre eux) sur lequel peuvent se substituer de 1 à 10 atomes de chlore (Figure 1.3).

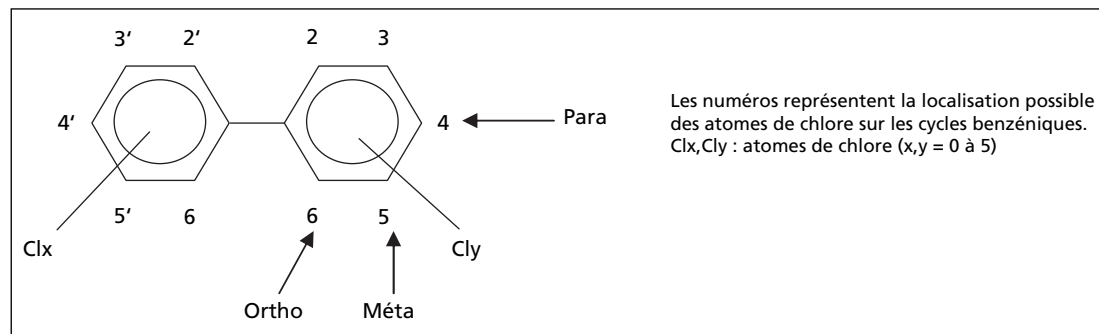


Figure 1.3: Structure chimique des PCB.

Les divers congénères diffèrent entre eux en fonction du nombre et de la position des atomes de chlore qui, comme pour les dioxines, servent de base à la nomenclature. Il existe une autre terminologie pour désigner les PCB : la molécule est identifiée par un nombre se rapportant à la position relative des atomes de chlore par rapport au lien unissant les deux groupes phényles (ortho, méta ou para). Ce système numérique d'identification des PCB a été adopté par l'Union Internationale de Chimie Fondamentale et Appliquée (IUPAC). Les propriétés physico-chimiques des 12 PCB « dioxines-like » étudiés sont relativement proches de celles des PCDD/F (Tableaux A1.1, A1.2 de l'Annexe 1) soit notamment une faible volatilité, une forte lipophilicité et une persistance élevée (stabilités chimique, thermique et biologique).

1.1.1.3. HAP

Les HAP sont exclusivement constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène agencés sous forme de cycles aromatiques.

Seize congénères, présents en forte concentration dans l'environnement, détectés indépendamment des sources de pollution considérées ou potentiellement toxiques pour les organismes vivants ont été classés comme polluants prioritaires par l'Agence américaine de la protection de l'environnement (US EPA) en 1976. De ce fait, seuls ces HAP font l'objet de cette synthèse bibliographique (Figure 1.4).

Les HAP de la figure 1.4 diffèrent entre eux par le nombre de noyaux benzéniques (de 2 à 6) ainsi que par leur arrangement spatial (anguleux, en amas ou linéaire) (Sims et Overcash, 1983). Les HAP sont sous forme solide à température ambiante. Ils se caractérisent par des températures de fusion et d'ébullition élevées, des faibles tensions de vapeur et des valeurs de solubilité aqueuse très peu élevées (Tableau A1.3 de l'Annexe 1). Parallèlement, les HAP sont fortement solubles dans des solvants organiques et apparaissent lipophiles. Cependant, ces caractéristiques sont à nuancer en fonction du nombre de cycles aromatiques et de l'agencement spatial des molécules. En effet, la volatilité des HAP diminue avec l'augmentation du nombre de cycles aromatiques fusionnés, les pressions de vapeur à 25 °C s'échelonnant de 1×10^{-2} à 1×10^{-6} kPa (Wilson et Jones, 1993) d'où des répercussions sur le devenir de ces composés dans l'atmosphère : il a été démontré que les congénères de faible volatilité, donc associés à des particules, étaient moins exposés à des dégradations par photo-oxydation que les molécules gazeuses (Atkinson et Carter, 1984; Atkinson, 1991).



Annexe 5

Seuils nationaux
et internationaux I

Tableau A5.1 : Teneurs maximales en dioxines tolérées dans les différents aliments d'origine animale en Europe (Journal officiel des Communautés européennes, 6.12.2001 L321/5).

Produits	Teneurs maximales (1) (pg OMS-TEQ.g ⁻¹ de graisses)
Viande et produits à base de viande provenant:	
– de ruminants (bovins, ovins)	3 (2) (3)
– de volailles et de gibiers d'élevage	2 (2) (3)
– de porc	1 (2) (3)
Foie et produits dérivés	6 (2) (3)
Chaire musculaire de poisson et produits de la pêche et produits dérivés	4 pg OMS-TEQ.g ⁻¹ de produits frais (2)
Lait et produits laitiers	3 (2) (3)
Œufs de poules et ovoproduits	3 (2) (3)
Huiles et graisses	
Graisses animales	
– de ruminants	3 (2)
– de volailles et de gibiers d'élevage	2 (2)
– de porc	1 (2)
– graisses d'animaux mixtes	2 (2)
Huile végétale	0,75 (2)
Huile de poisson destinée à l'alimentation humaine	2 (2)

(1) Les concentrations supérieures sont calculées en supposant que toutes les valeurs des différents congénères au-dessous du seuil de détection sont égales au seuil de détection.

(2) Ces limites maximales feront l'objet d'un premier réexamen le 31 décembre 2004 au plus tard à la lumière d'information nouvelle sur la présence de dioxines et de PCB de type dioxine, notamment en ce qui concerne l'inclusion des PCB de type dioxine dans les teneurs à établir, et feront l'objet d'un réexamen supplémentaire le 31 décembre 2006 au plus tard afin de diminuer significativement les teneurs maximales.

(3) Les teneurs maximales ne s'appliquent pas aux denrées alimentaires contenant moins de 1 % de graisses.

OMS: Organisation mondiale de la santé.