



Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique

LES DIBENZO-P-DIOXINES POLYCHLORÉES ET LES DIBENZOFURANNES POLYCHLORÉS (PCDD/F)

Les dibenzo-*p*-dioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofurannes polychlorés (PCDF), communément appelés dioxines et furannes (PCDD/F), respectivement, ont été classés parmi les substances de la voie 1 par Environnement Canada parce qu'ils sont persistants, bio-accumulables, principalement anthropiques et réputés toxiques aux termes de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (Environnement Canada, 1997). Les PCDD et les PCDF forment une catégorie de composés aromatiques tricycliques planaires possédant des propriétés chimiques similaires (OMS, 1989) et contenant diverses quantités de chlore (figure 1). Le nombre total de congénères se chiffre à 75 pour les PCDD et à 135 pour les PCDF. Les 17 congénères des PCDD et des PCDF qui présentent des atomes de chlore fixés au moins aux positions latérales 2, 3, 7 et 8 ont été retenus aux fins de la déduction des recommandations parce qu'ils sont les plus toxiques et les mieux connus de leur catégorie et qu'ils ont le même mode d'action toxique.

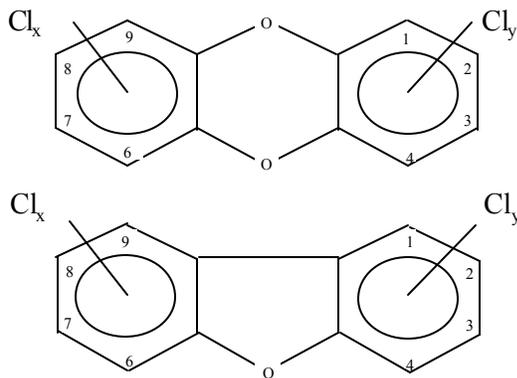


Figure 1. Structure chimique des PCDD et des PCDF.
Les congénères de substitution des positions 2, 3, 7 et 8 présentent des atomes de chlore au moins aux quatre positions latérales, désignées par les numéros 2, 3, 7 et 8.

Les PCDD et les PCDF sont omniprésents dans l'air, le sol, les matériaux de fond et les organismes vivants, même s'ils n'ont jamais été produits intentionnellement et n'ont aucun usage connu. Il s'agit de sous-produits issus de di-

verses activités humaines dont l'incinération des déchets, la fabrication de produits chimiques, le raffinage du pétrole, la combustion du bois, les procédés sidérurgiques, la combustion de l'essence (automobiles), la combustion du mazout domestique et la production hydro-électrique. Les émissions atmosphériques dues à la combustion étaient à l'origine de près de la moitié des rejets de PCDD et de PCDF dans le milieu naturel au Canada en 1997 (Environnement Canada, 1999a). Ces substances peuvent parcourir de grandes distances dans l'atmosphère, et leur dépôt sur les eaux de surface peut être très variable, constituant parfois la principale source de contamination (Pearson et al., 1998). Autrefois, d'importantes quantités de PCDD et de PCDF étaient rejetées dans les effluents des usines de pâtes et papiers, mais la situation s'est grandement améliorée depuis l'entrée en vigueur du Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers de 1992. Les sources naturelles de ces substances comprennent les incendies de forêt et l'activité volcanique.

En raison de leur nature hydrophobe, la majeure partie des PCDD et des PCDF rejetés dans les milieux aquatiques finissent par se lier à la fraction organique des sédiments en suspension ou des matériaux de fond ou aboutissent dans les tissus riches en lipides des organismes aquatiques. Les PCDD et les PCDF qui s'accumulent dans les sédiments sont chimiquement stables, aussi peuvent-ils afficher une persistance considérable. L'ensemble de données disponibles sur la photolyse, l'hydrolyse et la dégradation microbienne des PCDD et des PCDF dans les sédiments aquatiques est limité, mais les résultats de travaux d'incubation en laboratoire semblent indiquer que ces processus d'évolution dans l'environnement sont d'une importance mineure (Muir et al., 1985; Ward et Matsumura, 1978). Par conséquent, les matériaux de fond

Tableau 1. Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et concentrations produisant un effet probable (CEP) établies pour les PCDD et les PCDF (ng·kg⁻¹ de poids sec)

	Eau douce	Eau de mer ou d'estuaire
RPQS	0,85*	0,85*†
CEP	21,5*	21,5*†

*En équivalents toxiques (ÉT) calculés au moyen de facteurs d'équivalence de la toxicité (FÉT) pour les poissons. Un facteur de sécurité de 10 a été appliqué. Voir les détails fournis dans le corps du texte.

†Provisoirement fixé à la valeur établie pour les sédiments d'eau douce.

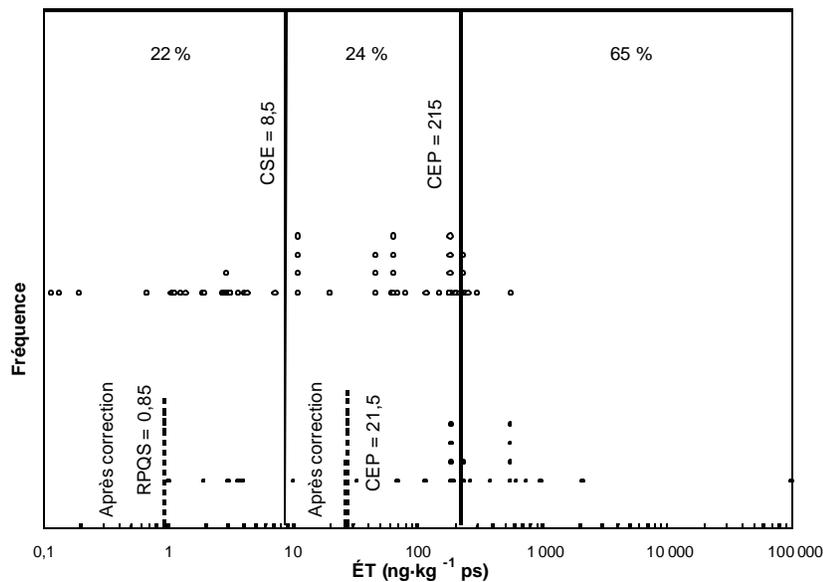


Figure 2. Distribution des concentrations en équivalents toxiques (ÉT) de PCDD et de PCDF dans les sédiments d'eau douce qui entraînent des effets biologiques néfastes (cercles pleins) et n'entraînent aucun effet biologique néfaste (points vides). Les pourcentages indiquent les proportions de concentrations entraînant des effets qui se situent en deça de la concentration seuil produisant un effet (CSE), entre la CSE et la concentration produisant un effet probable (CEP) et au-delà de la CEP. Un facteur de sécurité de 10 est appliqué, ce qui donne une CSE corrigée de 0,85 ng·kg⁻¹ de poids sec et une CEP corrigée de 21,5 ng·kg⁻¹ de poids sec. Étant donné cette utilisation d'un facteur de sécurité, il faut interpréter avec prudence la recommandation formulée.

peuvent demeurer longtemps des sources de contamination du réseau alimentaire aquatique par les PCDD et les PCDF.

Les organismes aquatiques peuvent absorber directement les PCDD et les PCDF présents dans l'eau ou les sédiments ou les assimiler en consommant des proies contaminées. Les organismes benthiques sont exposés aux PCDD et aux PCDF en suspension ou dissous dans les eaux interstitielles et susjacentes par contact superficiel ainsi que par ingestion de sédiments. Toutes les PCDD et tous les PCDF substitués aux positions 2, 3, 7 et 8 s'accumulent facilement dans les tissus des organismes aquatiques, bien que les PCDD et les PCDF les plus fortement chlorés s'accumulent généralement moins que les congénères à plus faible teneur en chlore. Des facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS) sont employés pour évaluer l'accumulation relative des produits chimiques dans les organismes vivants par rapport à celle qu'on observe dans les sédiments. Pour la 2,3,7,8-tétrachloro-dibenzo-*p*-dioxine (2,3,7,8-TCDD), les FABS varient de 0,03 à 0,85 et de 0,03 à 0,93 dans les milieux dulçaquicoles et les eaux de mer et d'estuaire,

respectivement (Environnement Canada, 2000). Contrairement aux autres composés aromatiques halogénés d'hydrophobie comparable (p. ex., les BPC), les PCDD et les PCDF ne semblent pas subir de bioamplification.

Les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et les concentrations produisant un effet probable (CEP) canadiennes établies pour les PCDD et les PCDF peuvent être utilisées aux fins de l'évaluation de la probabilité que des effets biologiques néfastes soient occasionnés par la présence de PCDD et de PCDF dans les sédiments.

Les RPQS et les CEP canadiennes relatives aux PCDD et aux PCDF (tableau 1) ont été élaborées au moyen d'une version modifiée de la démarche du National Status and Trends Program (NSTP) décrite dans CCME (1995, tableau 1). Étant donné la rareté des données sur la toxicité des PCDD et des PCDF dans les sédiments marins, il n'a pas été possible de déduire une RPQS à l'aide de la démarche de la NSTP ou de la démarche des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD). Par conséquent, après

avoir évalué les recommandations formulées dans d'autres territoires, on a attribué provisoirement à la RPQS canadienne pour les sédiments marins la valeur de la RPQS canadienne pour les sédiments d'eau douce. Les RPQS et les CEP (tableau 1) se rapportent aux concentrations de PCDD et de PCDF substitués aux positions 2, 3, 7 et 8 dans les sédiments de surface (c.-à-d., dans la couche supérieure de 5cm) calculées en fonction du poids sec selon des méthodes d'analyse normalisées et converties en équivalents toxiques (ÉT) de 2,3,7,8-TCDD au moyen de facteurs d'équivalence de la toxicité (FÉT) pour les poissons (voir le tableau 2 à la section sur la toxicité; van den Berg et al., 1998). Un facteur de sécurité de 10 a été employé dans le calcul de la RPQS et de la CEP (CCME, 1995).

En général, la concentration seuil produisant un effet (CSE) est présentée au même titre que la RPQS et la CEP en guise d'outil d'évaluation supplémentaire. Pour les PCDD et les PCDF, cependant, un facteur de sécurité de 10 a été utilisé dans le calcul de la CSE et de la CEP pour plusieurs raisons. D'abord, la CSE ne satisfait peut-être pas son objectif circonstancié, qui consiste à fournir une concentration chimique en deça de laquelle des effets néfastes se produisent rarement. On juge que la CSE satisfait son objectif circonstancié lorsque l'incidence d'effets biologiques néfastes à des concentrations inférieures à la CSE est d'au plus 25 %; lorsque cette incidence est d'au plus 10 %, le degré de fiabilité est encore plus élevé. Dans le cas des PCDD et des PCDF, l'incidence d'effets en deça de la CSE est de 22 % (figure 2). Or, comme l'ensemble de données sur les effets à de faibles concentrations de PCDD et de PCDF (exprimées en ÉT_{poisson}) contient un nombre relativement élevé d'entrées, les répartitions entre les entrées sur des concentrations entraînant un effet et les entrées sur des concentrations à effet nul sont modérément indistinctes. Ensuite, comme une proportion élevée (79 %) des concentrations de PCDD et de PCDF mesurées dans les sédiments du Canada (voir la section sur les concentrations) sont inférieures à la CSE, les données consignées dans la Biological Effects Data Base for Sediments (BEDS) aux fins du calcul de la CSE pour les PCDD et les PCDF ne cadrent peut-être pas tout à fait avec les plages de concentrations réelles des PCDD et des PCDF dans les sédiments du Canada. Enfin, bien que les recommandations pour la qualité des sédiments (RQS) ne soient pas censées tenir compte de la bioaccumulation, les sédiments constituent une source importante de certains des congénères des PCDD et des PCDF décelés dans les organismes des niveaux trophiques supérieurs. Lorsqu'on disposera d'une quantité suffisante de données pour analyser ces aspects, on pourra éventuellement réévaluer la nécessité de l'utilisation d'un facteur de sécurité.

La majorité des données employées pour déduire les RPQS et les CEP relatives aux PCDD et aux PCDF proviennent d'études sur des sédiments prélevés sur le terrain dans lesquelles on mesurait les concentrations de PCDD et de

Tableau 2. Positions des substitutions chlorées et facteurs d'équivalence de la toxicité (FÉT) de certains congénères des PCDD et des PCDF (Environnement Canada, 2000)

Congénères	FÉT pour les poissons
PCDD	
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PCDD	1
1,2,3,4,7,8-DDHC	0,5
1,2,3,6,7,8-DDHC	0,01
1,2,3,7,8,9-DDHC	0,01
1,2,3,4,6,7,8-DDHC	0,001
DDOC	0,0001
PCDF	
2,3,7,8-DFTC	0,05
1,2,3,7,8-PCDF	0,05
2,3,4,7,8-PCDF	0,5
1,2,3,4,7,8-DFHC	0,1
1,2,3,6,7,8-DDHC	0,1
1,2,3,7,8,9-DFHC	0,1
2,3,4,6,7,8-DFHC	0,1
1,2,3,4,6,7,8-DFHC	0,01
1,2,3,4,7,8,9-DFHC	0,01
DFOC	0,0001

*FÉT de l'OMS pour 1998 (van den Berg et al., 1998); voir les détails fournis dans le corps du texte.

PCDF substitués aux positions 2, 3, 7 et 8 et d'autres substances ainsi que les effets biologiques connexes. Les concentrations des congénères substitués aux positions 2, 3, 7 et 8 ont été converties en ÉT à l'aide de FÉT pour les poissons (van den Berg et al., 1998). Les données obtenues ont été colligées dans la base de données BEDS (Environnement Canada, 2000). Les exigences minimales relatives aux données sont satisfaites pour les sédiments d'eau douce, mais non pour les sédiments marins. L'ensemble de données sur les sédiments d'eau douce contient 34 entrées sur des concentrations entraînant un effet et 62 entrées sur des concentrations à effet nul, tandis que l'ensemble de données sur les sédiments marins renferme 2 entrées sur des concentrations

entraînant un effet et 18 entrées sur des concentrations à effet nul.

Toxicité

Chez les mammifères, les oiseaux et les poissons, l'effet toxique des PCDD et des PCDF serait surtout voire entièrement attribuable à leur action sur le récepteur arylhydrocarbure (*Ah*), laquelle provoquerait un grand nombre de réactions biologiques et toxiques (Environnement Canada, 2000). Ce mode d'action des PCDD et des PCDF n'a pas encore été confirmé chez les invertébrés et les plantes aquatiques.

Les FÉT permettent de comparer la toxicité d'échantillons du milieu ou de doses expérimentales affichant des profils de congénères différents. Il s'agit d'estimations d'ordre de grandeur de la toxicité des PCDD et des PCDF substitués aux positions 2, 3, 7 et 8 par rapport à celle de la 2,3,7,8-TCDD. Les FÉT sont déduits seulement pour les congénères qui provoquent une réaction s'exerçant par le récepteur *Ah* et sont fondés sur l'ensemble des données scientifiques disponibles. On suppose une additivité des congénères qui agissent sur le récepteur *Ah*, mais on ne tient pas compte des interactions non additives entre les congénères qui agissent sur le récepteur *Ah*, les congénères qui n'agissent pas sur le récepteur *Ah* ou d'autres xénobiotiques. L'estimation de la puissance toxique d'un échantillon par rapport à celle de la 2,3,7,8-TCDD est appelée unité d'équivalence toxique (ÉT) et correspond à la somme des concentrations des différents congénères multipliées par leur FÉT respectif. Dans le présent document, les valeurs obtenues par l'application de FÉT relatifs aux poissons sont désignées par l'abréviation "ÉT_{poisson}". Les équivalents toxiques fondés sur les réactions des poissons employés aux fins de l'évaluation de la toxicité devront être réexaminés lorsque le mode d'action et la toxicité relative des divers PCDD et PCDF chez les invertébrés seront mieux connus.

Les effets biologiques néfastes liés à diverses concentrations de PCDD et de PCDF substitués aux positions 2, 3, 7 et 8 dans les sédiments sont consignés dans la BEDS. Dans cette base de données, les indicateurs d'effet biologique néfaste les plus couramment utilisés sont les variations de l'abondance des invertébrés benthiques ainsi que le poids et la longueur (Environnement Canada, 2000). D'autres indicateurs sont employés moins fréquemment, par exemple, les malformations et la proportion d'individus en maturité sexuelle. Ingersoll et al. (1992) ont résumé des données tirées d'études sur les organismes benthiques menées sur le terrain dans le bassin des Grands Lacs, y compris les

rivières Buffalo et Saginaw et le district de Indiana Harbor. Les concentrations moyennes en ÉT_{poisson} dans les sédiments recueillis variaient de 0,12 à 2100 ng·kg⁻¹ de poids sec. Les densités relatives des espèces présentes ont été utilisées pour évaluer la santé des communautés benthiques. Par exemple, on a prélevé des sédiments dans le ruisseau Canagagigue, en Ontario, et évalué leur toxicité potentielle pour un éphéméroptère (*Hexagenia limbata*), les larves d'un moucheron (*Chironomus tentans*) et le tête-de-boule (Jaagumagi et Bedard, 1997). Les concentrations moyennes en ÉT_{poisson} dans les groupes d'échantillons variaient de 10,86 à 184,79 ng·kg⁻¹ de poids sec. Les indicateurs utilisés dans les essais biologiques menés sur les sédiments recueillis comprenaient la survie et la croissance. Les sédiments prélevés sur le terrain qui réduisaient sensiblement ces indicateurs étaient jugés toxiques. Par exemple, des sédiments présentant une concentration moyenne en ÉT_{poisson} de 184,79 ng·kg⁻¹ de poids sec étaient considérablement toxiques (mortalité de 50%) pour *H. limbata* après 21 jours d'exposition (Jaagumagi et Bedard, 1997). En comparaison, des sédiments affichant une concentration moyenne en ÉT_{poisson} de 10,86 ng·kg⁻¹ de poids sec n'étaient pas sensiblement toxiques (mortalité de 0%) pour *H. limbata* dans le même essai biologique (Jaagumagi et Bedard, 1997).

L'ensemble de données de la BEDS est trop limité pour qu'on puisse faire des généralisations en ce qui concerne les indicateurs et l'incidence des effets biologiques néfastes.

Concentrations

La surveillance environnementale des PCDD et des PCDF dans les sédiments a surtout porté sur des emplacements contaminés, en particulier des zones qui entourent des usines de pâtes et papiers. L'industrie canadienne des pâtes et papiers a réduit considérablement ses rejets de PCDD et de PCDF dans les effluents depuis l'entrée en vigueur du Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers de 1992 (Halliburton et Simpson, 1999). Le perfectionnement de la technologie employée dans l'industrie a entraîné une amélioration appréciable de la santé de la faune (Environnement Canada, 2000). Les sédiments du Canada ont fait l'objet d'une surveillance globale de 1986 à 1993; il n'est toutefois pas facile de trouver des données récentes. Par conséquent, les concentrations environnementales de PCDD et de PCDF dans les sédiments présentées ci-dessous dans une comparaison fondée sur les régions géographiques ne sont peut-être pas conformes à la situation actuelle.

En général, dans les échantillons d'eau douce, on ne décelait ni PCDD ni PCDF substitués aux positions 2, 3, 7 et 8 (< 1 à $200 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec, selon le congénère et le laboratoire) dans les échantillons prélevés en amont des usines de pâtes et papiers. Les échantillons de sédiments recueillis dans des zones situées en amont d'usines en Colombie-Britannique et en Ontario présentaient les concentrations en $\text{ÉT}_{\text{poisson}}$ les plus élevées : 158 et $126 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec, respectivement (Dwernychuk et al., 1991a, 1991b; Mah et al., 1989; Trudel, 1991). Les concentrations en $\text{ÉT}_{\text{poisson}}$ de PCDD et de PCDF mesurées dans des emplacements situés en aval d'usines de pâtes et papiers en Alberta et au Québec étaient plus faibles, se chiffrant à $3,7$ et à $47 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec, respectivement (Crosley, 1996; Trudel, 1991). Dans les Maritimes, la concentration en $\text{ÉT}_{\text{poisson}}$ la plus élevée enregistrée dans une zone en aval était de $15 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec (Trudel, 1991). En Alberta, en Colombie-Britannique et au Québec, le 2,3,7,8-TCDF était le congénère le plus souvent décelé à forte concentration, tandis qu'en Ontario, l'OCDD et l'OCDF représentaient les congénères les plus courants.

Bien que des mesures des PCDD et des PCDF aient été effectuées dans les régions canadiennes du Pacifique et de l'Atlantique, on dispose de moins de données sur les sédiments marins et estuariens que sur les sédiments d'eau douce (Environnement Canada, 2000).

Les zones marines côtières les plus contaminées de la Colombie-Britannique semblent être celles de Howe Sound, à la hauteur de Squamish, et du détroit d'Hecate, avec des concentrations en $\text{ÉT}_{\text{poisson}}$ atteignant 127 et $101 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec, respectivement (Trudel, 1991). Les échantillons de sédiments prélevés sur la côte atlantique étaient beaucoup moins contaminés que ceux de la côte pacifique. La zone côtière la plus contaminée de la Nouvelle-Écosse était celle de Port Hawksbury, où la concentration en $\text{ÉT}_{\text{poisson}}$ se chiffrait à $10,5 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec (Trudel, 1991).

Autres points

La probabilité qu'une exposition aux PCDD et aux PCDF entraîne des effets biologiques néfastes dans une zone précise dépend de la sensibilité de chaque espèce et des indicateurs étudiés. De plus, divers facteurs physico-chimiques (p. ex., lipophilie, taille et configuration spatiale de chaque congénère et variations des profils des PCDD et des PCDF), géochimiques (p. ex., teneur en matières organiques, teneur en argile et granulométrie des sédiments) et biologiques (p. ex., comportement alimentaire et vitesses d'absorption) ont une incidence sur la biodisponibilité des PCDD et des PCDF (voir l'explication fournie précédemment sur les FABS et

Environnement Canada, 2000).

Il est actuellement impossible de prédire avec précision la biodisponibilité des dioxines et des furannes dans des emplacements donnés en se fondant sur les caractéristiques physico-chimiques des sédiments ou les attributs des organismes endémiques (Environnement Canada, 2000). Néanmoins, l'incidence des effets biologiques néfastes liés à l'exposition aux dioxines et aux furannes augmente en fonction de la concentration de ces substances dans une gamme de types de sédiments (figure 2). Par conséquent, les RPQS et les CEP canadiennes établies pour les dioxines et les furannes seront utiles aux fins de l'évaluation de l'incidence écotoxicologique de ces composés dans les sédiments.

Le CCME a décidé récemment de ne pas émettre de recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments à l'égard des substances hautement hydrophobes en raison de l'incertitude scientifique considérable qui caractérise l'évaluation de ces produits et de leurs concentrations infinitésimales dans les eaux de surface. On a plutôt mis l'accent sur l'élaboration de RQS et de recommandations pour les résidus dans les tissus (RRT) visant la protection des espèces fauniques qui consomment le biote aquatique. Les RPQS et les CEP établies pour les dioxines et les furannes ne tiennent pas précisément compte des éventuels effets biologiques néfastes d'une exposition par la voie alimentaire chez les organismes des niveaux trophiques supérieurs. Il faut donc utiliser les RRT visant la protection des espèces fauniques qui consomment le biote aquatique conjointement avec les RPQS et les CEP pour évaluer le risque d'effets biologiques néfastes chez d'autres éléments des écosystèmes aquatiques.

L'application des RPQS et des RRT canadiennes relatives aux PCDD et aux PCDF nécessite une réflexion approfondie dans le cas des biphenyles polychlorés (BPC). Les BPC forment une catégorie de 209 composés organiques synthétiques; 12 congénères des PCB présentent une structure coplanaire. Comme les PCDD et les PCDF substitués aux positions 2, 3, 7 et 8, les BPC coplanaires provoquent des effets toxiques en agissant sur le récepteur *Ah* et influent ainsi sur l'ÉT. Les recommandations pour la qualité de l'environnement (RQE) émises à l'égard des PCDD, des PCDF et des BPC sont donc intimement liées les unes aux autres et doivent être suivies conjointement. Pour les sédiments, les RPQS en $\text{ÉT}_{\text{poisson}}$ présentées ici s'appliquent aux concentrations de PCDD et de PCDF substitués aux positions 2, 3, 7 et 8 ainsi qu'aux BPC à structure coplanaire et visent la protection de la vie aquatique contre les effets additifs attribuables à une action sur le récepteur *Ah*. Pour que les organismes aquatiques ne

soient pas menacés par les BPC non coplanaires, il faut que la concentration totale de l'ensemble des congénères des BPC ne dépasse pas la RPQS applicable aux BPC totaux (34,1 et 21,5 µg·kg⁻¹ de poids sec pour les sédiments d'eau douce et marins, respectivement). Lorsqu'il peut être montré que le profil des congénères des BPC s'apparente à celui d'Arochlore 1254, on appliquera les RPQS établies pour Arochlore 1254 (60 et 63,3 µg·kg⁻¹ de poids sec pour les sédiments d'eau douce et marins, respectivement). (Pour un complément d'information sur les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement relatives aux BPC et la façon dont elles ont été élaborées, consulter Environnement Canada, 1998 et 1999b.)

Références

- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. Les recommandations pour la qualité des sédiments au Canada en vue de la protection de la vie aquatique. CCME PN 1177. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Ottawa. [Recommandations pour la qualité de l'environnement (réimpression), chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- Crosley, R.W. 1996. Environmental contaminants in water and sediments: PCDDs, PCDFs and resin acids, Athabasca River Basin, février à mai 1993. Northern River Basins Study No 130. Environnement Canada, Direction de la conservation de l'environnement, Edmonton.
- Dwernychuk, L.W., G.S. Bruce, B. Gordon, and G.P. Thomas. 1991a. Kootenay River : A comprehensive organochlorine study 1990/91 (mill effluent/drinking water/receiving water/sediment/biological tissues). Hatfield Consultants Ltd., West Vancouver, BC.
- . 1991b. Fraser and Thompson Rivers : A comprehensive organochlorine study 1990/91 (drinking water/mill effluent/sediment/fish). Hatfield Consultants Ltd., West Vancouver, BC.
- Environnement Canada. 1997. Politique de gestion des substances toxiques : justification scientifique, polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzofurannes. Substances candidates pour la gestion de la voie 1 dans le cadre de la Politique de gestion des substances toxiques. Environnement Canada, Ottawa.
- . 1998. Tissue residue guideline for polychlorinated biphenyls for the protection of wildlife consumers of aquatic biota. Ébauche finale non publiée. Novembre 1998. Environnement Canada, Division des recommandations et des normes, Ottawa.
- . 1999a. Dioxines et furannes et hexachlorure de benzène. Inventaire et communiqués de presse. Environnement Canada et le Groupe de travail fédéral-provincial sur les dioxines et les furannes. Janvier 1999. Bureau national de la prévention de pollution, Hull (Québec).
- . 1999b. Canadian sediment quality guidelines for polychlorinated biphenyls (PCBs) : Document à l'appui. Service de la conservation de l'environnement, Direction générale de la science et des écosystèmes, Direction des politiques scientifiques et Direction de la qualité de l'environnement, Division des recommandations et des normes, Ottawa.
- . 2000. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life and Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife consumers of aquatic biota : Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs). Document technique à l'appui. 2 volumes. Division des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement, Ottawa.
- Halliburton, D., and D. Simpson. 1999. Status report on dioxin-furan effluent control by the pulp and paper industry (1992 à 1998). Rapport préliminaire, octobre 1999. Environnement Canada, Bureau national de la prévention de pollution, Ottawa.
- Ingersoll, C., P. Haverland, E. Brunson, T. Canfield, F. Dwyer, C. Henke, N. Kemble, and D. Mount. 1996. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. Midwest Science Center, National Biological Service, Great Lakes National Program Office, U.S. Environmental Protection Agency, Chicago.
- Jaagumagi, R., and D. Bedard. 1997. Sediment and biological assessment of Canagagigue Creek at the Uniroyal Chemical Ltd. plant Elmira, Ontario, 1995-96. Ontario Ministry of Environment and Energy, Environmental Monitoring and Reporting Branch. and Standards Development Branch, Toronto.
- Mah, F.T., D.D. MacDonald, S.W. Sheehan, T.W. Tuominen, and D. Valiela. 1989. Dioxins and furans in sediment and fish from the vicinity of ten inland pulp mills in British Columbia. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Pacific and Yukon Region, Vancouver.
- Muir, D.C., A.L. Yarechewski, R.L. Corbet, G.R. Webster, and A.E. Smith. 1985. Laboratory and field studies on the fate of 1,3,6,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in soil and sediments. *J. Agric. Food Chem.* 33(3) :518-523.
- OMS (Organisation mondiale de la Santé). 1989. Polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzofurannes. Critères d'hygiène de l'environnement no 88. Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques, Organisation internationale du Travail, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Genève.
- Pearson, R.F., D.L. Swackhamer, S.J. Eisenreich, and D.T. Long. 1998. Atmospheric inputs of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to the Great Lakes : Compositional comparison of PCDD and PCDF in sediments. *J. Gt. Lakes Res.* 24(1) :65-82.
- Trudel, L. 1991. Dioxins and furans in bottom sediments near the 47 Canadian pulp and paper mills using chlorine bleaching. Environnement Canada, Direction générale des sciences et de l'évaluation des écosystèmes, Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- van den Berg, M., L. Birnbaum, B.T.C. Bosveld., B. Brunström, P. Cook, M. Feeley, J.P. Giesy, A. Hanberg, R. Hasegawa, S.W. Kennedy, T. Kubiak, J.C. Larsen, F.X. Rolaf van Leeuwen, A.K.D. Liem, C. Nolt, R.E. Peterson, L. Poellinger, S. Safe, D. Schrenk, D. Tillitt. M. Tysklind, M. Younes, F. Waern, and T. Zacharewski. 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* 106 :775-792.
- Ward, C.T. and F. Matsumura. 1978. Fate of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) in a model aquatic environment. *Arch. Environment Contam. Toxicol.* 7 :349-357.

Inscription de référence :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2001. Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments visant la protection de la vie aquatique : dioxines et furannes polychlorés (PCDD et PCDF). Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour de plus amples renseignements scientifiques,
communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires du présent document,
communiquer avec :

Documents CCME
Directions des publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spccme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2001
Extrait de la publication n° 1299; ISBN 1-896997-34-1

Also available in English.