



Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine

BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (TOTAUX) 1999

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant les biphényles polychlorés (BPC) en vue de la protection de l'environnement (tableau 1). Un document scientifique plus élaboré, soutenant les recommandations présentées ici, est également disponible (Environnement Canada, 1998). Le CCME reconnaît que les approches de gestion actuelles et futures de substances persistantes bio-accumulables comme les BPC viseront à éliminer quasi complètement le rejet de celles-ci dans le milieu naturel. Le CCME admet néanmoins la nécessité

d'adopter des recommandations en matière d'assainissement qui serviront d'objectifs provisoires de gestion des substances persistantes bio-accumulables présentes dans les sols.

Information générale

Le terme BPC désigne un groupe de 209 composés formés d'un noyau biphényle sur lequel sont substitués des atomes de chlore ($C_{12}H_{10-n}Cl_n$, où n est supérieur à 2;

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant les biphényles polychlorés (totaux) ($mg \cdot kg^{-1}$).

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	0,5 ^a	1,3 ^b	33 ^{b, c}	33 ^{b, c}
RQS _{SH} Voie limitant la RQS _{SH}	NC ^d ND	NC ^d ND	NC ^d ND	NC ^d ND
RQS _{SH} provisoire Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	NC ^e ND	NC ^e ND	NC ^e ND	NC ^e ND
RQS _E Voie limitant la RQS _E	1,3 Ingestion de sol et de nourriture	1,3 Ingestion de sol et de nourriture	33 Contact avec le sol	33 Contact avec le sol
RQS _E provisoire Voie limitant la RQS _E provisoire	NC ^f ND	NC ^f ND	NC ^f ND	NC ^f ND
Critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991)	0,5	5	50	50

Notes : NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols : environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine.

^aLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour permettre le calcul d'une RQS_E, laquelle est supérieure au critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) pour cette utilisation de terrain. Ce critère a donc été retenu comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^bLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour permettre le calcul d'une RQS_E, laquelle est inférieure au critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) pour cette utilisation de terrain. La RQS_E a donc été retenue comme recommandation pour la qualité des sols et remplace à ce titre le critère provisoire de qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^cDans un contexte propre à un lieu où la taille et/ou l'emplacement des terrains à vocation commerciale et industrielle peuvent avoir des répercussions sur les consommateurs de niveau trophique supérieur, la RQS_E correspond à la recommandation pour l'ingestion de sol et de nourriture.

^dAucune RQS_{SH} n'a été établie.

^eAucune RQS_{SH} provisoire n'a été établie.

^fComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_E pour cette utilisation de terrain, aucune RQS_E provisoire n'est calculée.

Les recommandations de ce feuillet d'information ne donnent qu'une orientation générale. Les conditions particulières à chaque lieu doivent être prises en considération dans l'utilisation de ces valeurs. Les recommandations peuvent être utilisées différemment selon les autorités concernées. Le lecteur est prié de consulter l'autorité appropriée avant d'appliquer ces valeurs.

CAS 1336-36-3). Ces 209 composés peuvent être classés en 10 groupes de congénères de BPC, selon le degré de chloration du noyau biphenyle, chaque groupe comprenant un certain nombre d'isomères de position (Eisler, 1986). La dénomination de chaque composé de BPC est déterminée par le nombre d'atomes de chlore substitués sur le noyau biphenyle et la position de ces atomes. Les congénères de BPC dont les atomes de chlore n'occupent que des positions non ortho (soit les positions 3, 3', 4, 4', 5 et 5') sont dits coplanaires.

Les premières préparations de BPC ont été réalisées en 1881 et ont commencé à être utilisées dans l'industrie en 1929 (Tanabe, 1988). Tous les BPC fabriqués en Amérique du Nord étaient alors produits par la société Monsanto sous l'appellation commerciale Arochlore. Les préparations Arochlore sont désignées par un code à quatre chiffres dont les deux premiers chiffres représentent le type de composé (12 = biphenyle chloré) et les deux derniers, le pourcentage de chlore en poids (Hutzinger et coll., 1974; Kalmaz et Kalmaz, 1979). La préparation Arochlore 1016 fait exception à cette règle et constitue une version redistillée d'Arochlore 1242 renfermant 41 % de chlore (Safe, 1994). Les mélanges à faible teneur en chlore ont l'aspect d'une huile transparente et mobile, tandis que les mélanges à forte teneur en chlore se présentent sous forme de résines jaunes visqueuses ou de solides blancs cireux (Hutzinger et coll., 1974; Pal et coll., 1980; Addison, 1986).

Les BPC sont caractérisés par une grande stabilité thermique et chimique, une faible tension de vapeur, une constante diélectrique élevée, une forte résistivité électrique ainsi que par une hydrophobie et une lipophilie élevées (Hutzinger et coll., 1974; Pal et coll., 1980). Plus le degré de chloration est élevé, plus ces propriétés sont marquées (Pal et coll., 1980; Mackay et coll., 1992). Les BPC non coplanaires sont légèrement plus réactifs que les BPC coplanaires (Strachan, 1988). Les points de fusion des BPC varient de 34 à 198° C, et leur point d'ébullition est d'environ 267° C (Pal et coll., 1980). Les BPC sont extrêmement résistants à l'oxydation, à la réduction, à l'addition, à l'élimination, à la substitution électrophile et à l'hydrolyse (Pal et coll., 1980; Moore et Walker, 1991).

Les BPC trouvaient de nombreuses applications industrielles. Grâce à leurs propriétés diélectriques, à leur stabilité chimique à haute température et à leur faible tension de vapeur, ces substances entraient fréquemment dans la fabrication d'isolants électriques, de plastifiants pour adhésifs, de lubrifiants, de fluides hydrauliques, de joints hydrauliques, d'huiles de coupe, de fluides caloporteurs, de produits ignifuges, de solvants pour

encre dans le papier autocopiant, de matériaux hydrofuges et d'huiles pour pompes à vide à diffusion (Kalmaz et Kalmaz, 1979; Pal et coll., 1980; Addison, 1986; CCMRE, 1986; Barrie et coll., 1992). À partir de 1971, les BPC ont surtout été utilisés comme agents isolants et refroidissants dans les circuits électriques fermés, notamment dans les condensateurs et les transformateurs (Eisler, 1986; Strachan, 1988).

On a mis un terme à la fabrication et à la transformation des BPC en Amérique du Nord en 1979 à cause des préoccupations relatives à l'environnement et à la santé que suscitaient ces substances (Eisler, 1986; OMS, 1993). Tanabe (1988) a signalé qu'environ 31 % (370 000 t) de la production mondiale totale de BPC ont été rejetés dans l'environnement avant que l'usage de ces substances ne soit réglementé. À ce moment-là, environ 65 % des BPC produits étaient encore en usage ou en stock, tandis que 4 % avaient été détruits dans des postes d'incinération. L'action concertée des gouvernements et des industries au cours des deux dernières décennies a pratiquement éliminé les stocks de BPC en usage et entreposés au Canada, pendant que l'on poursuit l'identification et la gestion des BPC rejetés dans les sols. Aujourd'hui, au Canada, il existe en Alberta et au Québec deux installations à haute température spécialement conçues pour la destruction thermique des BPC.

Au nombre des sources historiques de contamination des sols par les BPC figuraient les fuites provenant de transformateurs électriques, l'épandage de déchets sur les terres, les émissions des incinérateurs de déchets, les déversements en cours de transport, la volatilisation à partir des eaux de surface et le dépôt qui s'ensuit, ainsi que les fuites provenant du dépôt inapproprié de déchets dans les décharges. D'importantes améliorations apportées au cours des dernières années au Canada à la gestion des déchets contenant des BPC ont permis d'éliminer la quasi totalité des rejets directs dans le sol, si bien que les additions actuelles de BPC au sol sont faibles et proviennent principalement de sources diffuses et indirectes. Le dépôt atmosphérique — soit sous forme de particules ou de gaz — est désormais considéré comme le principal mécanisme de rejet dans le sol (CEE-ONU, 1994). Selon des informations récentes (p. ex., Webber et Wang, 1995), l'épandage de boues résiduaires urbaines contenant des quantités infimes de BPC entraînerait des additions sporadiques au sol de faibles concentrations de ces substances. De petits dispositifs contenus dans des produits de consommation tels que des condensateurs et des ballasts de lampes peuvent aussi contribuer à introduire de petites quantités de BPC dans le sol par le dépôt dans les décharges ou la combustion incomplète

dans certains incinérateurs de déchets solides urbains. Toutefois, une telle contribution va en diminuant, comme en témoigne la réduction du nombre d'incinérateurs municipaux au Canada. De plus, les normes en vigueur au pays concernant la sélection et la construction de sites d'enfouissement rendraient très peu probable le rejet dans le sol de petites quantités de BPC.

Des échantillons de sol prélevés sur 30 terres agricoles situées dans 8 provinces canadiennes ainsi que dans 8 champs biorégénérés situés en Ontario ont été soumis à des analyses de dosage des BPC totaux (Webber et Wang, 1995). Des BPC ont été décelés dans tous les sols agricoles, les concentrations variant entre 0,15 et 0,235 mg·kg⁻¹, mais ces substances n'ont été décelées que dans 2 des 8 sols biorégénérés; la plus forte concentration, qui se chiffrait à 0,514 mg·kg⁻¹, a été enregistrée à la décharge de Brantford (Webber et Wang, 1995).

On a analysé des échantillons de sol recueillis dans de vieux parcs en milieu urbains et dans des parcs en milieu rural de l'Ontario afin de déterminer, pour cette province, la plage type de concentrations de fond de composés organiques et inorganiques. Quatre-vingt-dix-huit pour cent des échantillons de sol prélevés dans les parcs en milieu rural présentaient des concentrations de BPC totaux de 0,015 mg·kg⁻¹ ou plus faibles, tandis que 98 % des échantillons de sol recueillis dans de vieux parcs en milieu urbain affichaient des concentrations en BPC totaux de 0,032 mg·kg⁻¹ ou plus faibles (MEEQ, 1993). Bien que les BPC proviennent uniquement de sources anthropiques, des concentrations de fond acceptables ont été définies pour les sols de l'Ontario. La concentration de fond acceptable recommandée pour les terrains agricoles ainsi que pour les terrains à vocation résidentielle et les parcs a été fixée à 0,3 mg·kg⁻¹ pour les BPC totaux (MEEQ, 1994) en tenant compte des limites de détection à la fois analytiques et pratiques.

Environnement Canada a élaboré une méthode globale d'analyse des BPC à l'appui des divers règlements qui régissent l'utilisation et l'élimination des BPC (Environnement Canada, 1997). Cette méthode comporte deux éléments : une méthode de détection rapide et économique fondée sur la chromatographie en phase gazeuse à haute résolution et capture d'électrons pour vérifier si un échantillon contient des BPC, ainsi qu'une approximation de leur concentration; et une méthode fondée sur la chromatographie en phase gazeuse et la spectrométrie de masse au moyen de laquelle on identifie et l'on quantifie les BPC totaux. Les BPC sont quantifiés en fonction des homologues totaux, et non en fonction de chaque congénère ou de chaque préparation Arochlore.

Le seuil de détection dans les sols est $\geq 2,5 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ par pic de congénère ou $\geq 50 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ par type d'Arochlore.

Une autre méthode d'analyse recommandée par le CCME afin de doser les BPC est la méthode 8080B, révision 2, de l'USEPA, qui est décrite dans CCME (1993). On utilise cette méthode pour doser les BPC dans des extraits à base d'eau, d'eau souterraine, de sols et de sédiments. Cette méthode fondée sur la chromatographie en phase gazeuse et la capture d'électrons est relativement peu coûteuse et convient aux analyses de surveillance. Les substances qui peuvent être analysées au moyen de cette méthode comprennent les préparations Arochlore 1016, 1221, 1232, 1242, 1248, 1254 et 1260. Après correction en fonction d'un échantillon de sol de 30 g ayant subi une digestion et dont l'extrait final a été porté à 10 mL, on a calculé un seuil de détection de $2,17 \times 10^5 \text{ mg BPC}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol pour Arochlore 1242. Les seuils de détection que permet d'atteindre cette méthode pour les autres préparations Arochlore n'ont pas été publiés.

Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol

Les BPC présents dans le sol proviennent principalement du dépôt de particules, du dépôt par voie humide et des rejets provenant de transformateurs électriques (OMS, 1993). Le sol est un important puits environnemental pour les BPC en raison tant de leur forte adsorption aux colloïdes du sol que de leur résistance à la dégradation et à la biodégradation physico-chimiques.

La sorption des BPC par les particules de sol varie selon le degré de chloration du congénère considéré, le type de sol ainsi que selon la teneur en matières organiques, le pH et la teneur en humidité du sol. L'adsorption des BPC à la surface des particules de sol procéderait par sorption hydrophobe, c'est-à-dire de la séparation d'un soluté non polaire en phase aqueuse polaire par association avec les surfaces hydrophobes des matériaux de sol (Gan et Berthouex, 1994). En général, les congénères fortement chlorés s'adsorbent plus facilement à la surface des particules de sol que les espèces moins chlorées (Cortes et coll., 1991; Gan et Berthouex, 1994). Les BPC coplanaires sont en outre plus fortement adsorbés à la surface des particules de sol que les congénères non coplanaires présentant un degré comparable de chloration (Cortes et coll., 1991; Paya-Perez et coll., 1991).

Le déplacement des BPC dans les profils pédologiques est directement proportionnel à la solubilité de ces substances dans le solvant de lixiviation et inversement proportionnel

à la teneur du sol en matières organiques. Comme les BPC sont non polaires et modérément solubles dans l'eau, leur pénétration dans les profils pédologiques sous l'effet de l'écoulement de l'eau est limitée. Cependant, les BPC sont très mobiles lorsqu'ils sont lixiviés par des solvants organiques. Il n'est donc pas recommandé de déposer des BPC et des solvants organiques dans une même décharge (Chou et Griffin, 1986).

Les BPC peuvent subir une biodégradation tant en conditions aérobies qu'anaérobies. La voie biochimique de dégradation aérobie des BPC comporte une addition initiale de O₂ à la position 2, 3 par une enzyme dioxigénase et une métabolisation subséquente en acide chlorobenzoïque. La biodégradation aérobie détermine généralement la métabolisation des congénères à faible degré de chloration (Gan et Berthouex, 1994). La déchloration réductrice microbienne se déroule en conditions anaérobies. Le processus de déchloration laisse intact le noyau biphenyle et produit des BPC à teneur réduite en chlore. La vitesse de décomposition microbienne des BPC est fonction du degré de chloration et des positions des atomes de chlore (Eisler, 1986). En général, la vitesse de dégradation microbienne des BPC dans les sols varie de façon inverse avec la teneur en chlores substitués (Furukawa, 1982).

La volatilisation des BPC présents dans le sol varie en fonction de la tension de vapeur et de la solubilité de chaque congénère, de la concentration dans le sol, des réactions d'adsorption aux particules de sol, de la solubilité dans l'eau et dans les matières organiques de chaque congénère, de la température, de la vitesse du vent, de la profondeur d'enfouissement, du degré de photodégradation et de la teneur en eau du sol (Fairbanks et coll., 1987; Gan et Berthouex, 1994). En général, les BPC peu chlorés sont plus volatils que les BPC plus fortement chlorés (Fairbanks et coll., 1987). L'interaction des BPC avec le sol, surtout sous l'effet de l'adsorption, réduit la tension de vapeur de ces substances (Chou et Griffin, 1986; Fairbanks et coll., 1987).

Comportement et effets dans le biote

Préparations commerciales de BPC

Les préparations commerciales de BPC sont complexes, renfermant des quantités variables de différents congénères et d'impuretés, aussi leur analyse et l'étude de leur toxicité posent-ils d'énormes problèmes. Les difficultés que présente l'étude toxicologique de ces

mélanges sont en outre aggravées par le fait que certaines des impuretés à l'état de traces qu'ils contiennent (p. ex., les polychlorodibenzofurannes [PCDF]) peuvent avoir des effets toxiques plus importants que les BPC proprement dits (Addison, 1986; Tanabe, 1988). La composition de la plupart des extraits de BPC provenant d'échantillons du milieu diffère sensiblement de celle des mélanges commerciaux, les divers congénères ayant subi dans l'environnement une redistribution attribuable à la variabilité de leurs vitesses de volatilisation et de dégradation (OMS, 1993; Safe, 1994).

Congénères de BPC

La persistance et la toxicité de chaque congénère de BPC sont déterminées par la structure et la position des atomes de chlore sur la molécule ainsi que par le nombre d'atomes de chlore présents (Lech et Peterson, 1983). Les BPC coplanaires, congénères qui présentent 4 atomes de chlore ou plus dans les positions para et méta mais aucun dans les positions ortho, sont plus toxiques que les autres congénères. Les toxicités des hydrocarbures halogénés coplanaires et celle du 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine, le composé le plus puissant de cette classe de produits chimiques, sont comparées au moyen d'un facteur d'équivalence de la toxicité (FET) calculé. Les FET pour les congénères coplanaires des BPC varient entre 1×10^5 pour le BPC 180 et 0,1 pour le BPC 126 (Safe, 1994; Eisler et Belisle, 1996; Hoffman et coll., 1996). Il faut toutefois appliquer avec discernement les FET obtenus pour chaque congénère, car des interactions tant additives que non additives (antagonistes) semblent se manifester dans les mélanges de BPC (Safe, 1994).

La bioaccumulation est un aspect crucial du devenir et du comportement des BPC dans l'environnement. Étant donné leur solubilité élevée dans les lipides et leur faible vitesse de métabolisation et d'élimination, les BPC s'accumulent dans presque tous les organismes (OMS, 1993). En raison de ces caractéristiques, les BPC peuvent atteindre des concentrations relativement élevées dans le biote, même à de faibles taux d'exposition. La présence de concentrations faibles mais constantes de BPC dans le milieu abiotique peut donc avoir des effets néfastes chroniques sur le biote exposé (CEE-ONU, 1994). Les BPC fortement chlorés et les BPC coplanaires sont plus susceptibles de s'accumuler dans les organismes vivants que les congénères à plus faible degré de chloration, car ils sont moins hydrosolubles, moins volatils et plus résistants à la biodégradation (Moore et Walker, 1991).

Processus microbiens des sols

Une étude à long terme menée sur le terrain situé dans le voisinage d'un incinérateur municipal a révélé que de très faibles concentrations de BPC dans le sol pouvaient agir sur les processus microbiens. Une parcelle directement touchée par les émissions de l'incinérateur présentait des concentrations en BPC de $0,014 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Chez les microbes prélevés dans cette parcelle contaminée, on a observé des vitesses de nitrification, une biomasse et une fréquence respiratoire beaucoup plus faibles que celles qui caractérisaient les microbes recueillis dans une parcelle de contrôle affichant une concentration en BPC de $0,0044 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (concentration qui peut être assimilée à une concentration de fond pour cette région). Les concentrations d'autres contaminants, comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les polychlorodibenzo paradiioxines, les PCDF, le DDT et les métaux lourds, étaient égales ou inférieures aux concentrations de fond normales dans les deux parcelles, et les auteurs ont conclu que les effets observés étaient attribuables à une contamination par les BPC (Dusek, 1995; Dusek et Tesarova, 1996).

Plantes terrestres

L'accumulation de BPC dans les tissus végétaux peut découler de l'absorption directe par les racines des BPC présents dans les sols contaminés, du transfert localisé sur le feuillage des plantes de BPC fixés à des particules du sol ou en phase vapeur ou du dépôt atmosphérique à grande distance sur le feuillage (Buckley, 1982).

En général, les racines accumulent davantage les BPC que les tiges ou les feuilles, et une partie importante de cette contamination provient de l'adsorption à la surface de la racine plutôt que par translocation à l'intérieur de la racine (Wallnöfer et coll., 1975; Streck et Weber, 1982). Les congénères à faible degré de chloration sont plus facilement absorbés par les plantes que les autres espèces de BPC parce qu'ils sont plus mobiles dans les sols (Streck et Weber, 1982; OMS, 1993). Plusieurs études ont montré que le principal mécanisme de contamination par les BPC des feuilles et des tiges est le dépôt atmosphérique de ces substances sur la plante (Buckley, 1982).

Une réduction appréciable de la hauteur et du poids frais de la partie supérieure (feuilles et pétioles) du soja (*Glycine max*), soit de 15 et de 22 %, respectivement, a été enregistrée à des concentrations dans le sol de $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'Arochlore 1254. Une malformation des nouvelles feuilles, une inhibition de la croissance des

racines et une diminution de l'absorption d'eau ont également été observées à cette dose. Le poids frais des feuilles et pétioles de la fétuque (*Fescue arundinacea*) a diminué de 16 % à des concentrations dans le sol de $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'Arochlore 1254, mais aucun autre effet néfaste n'a été noté (Weber et Mrozek, 1979).

Streck et coll. (1981) ont poursuivi les travaux décrits dans Weber et Mrozek (1979) en évaluant les deuxième et troisième semis de soja plantés dans les mêmes sols contaminés afin d'étudier la persistance des effets des BPC appliqués au sol. Des réductions appréciables de la hauteur (22 et 18 %), du poids frais des feuilles et pétioles (24 et 37 %) et de l'absorption totale d'eau (47 et 32 %) ont été observées à une dose de $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pour la deuxième et la troisième culture de soja, respectivement. La hauteur de la troisième culture de soja était sensiblement réduite à toutes les doses. Dans le cadre de cette étude, on a aussi évalué la toxicité d'Arochlore 1254 pour la betterave (*Beta vulgaris*), le maïs (*Zea mays*) et le sorgho (*Sorghum bicolor*). La hauteur, le poids frais des feuilles et pétioles et l'absorption totale d'eau étaient considérablement réduits chez la betterave à une dose de $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (100, 100 et 96 %, respectivement, après 56 j). Les doses de BPC administrées n'ont eu aucun effet sur les plants de maïs et de sorgho, exception faite d'une réduction de la hauteur du maïs au cours des 5 premiers jours de croissance à des doses de $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et de $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Il semble que les plants de maïs se sont rétablis au terme de cette période.

Invertébrés terrestres

Les BPC présents dans le sol peuvent être absorbés par les invertébrés directement par voie cutanée, par contact avec le sol et par ingestion de sol contaminé.

L'ingestion de BPC par le ver de terre a été étudiée dans 9 installations d'élimination confinées situées aux abords des Grands Lacs. Les lumbricidés étudiés étaient *Lumbricus rubellus*, *Dendrodriulus rubidus*, *Eiseniella tetraedra*, *Aporrectodea trapezoides*, *Aporrectodea tuberculata*, *Lumbricus terrestris* et *Allolobophora chlorotica*. Cette étude avait pour but de déterminer si les concentrations de contaminants présents dans les vers de terre étaient dangereuses pour les prédateurs; la mesure des concentrations de contaminants dans les vers portait donc sur le corps entier des animaux, y compris le sol ingéré. Les concentrations dans le sol, estimées en fonction de la préparation Arochlore 1254, variaient entre une valeur située sous le seuil de détection de $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec et $1,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids sec, tandis que les concentrations mesurées chez le ver de terre

variaient entre une valeur inférieure au seuil de détection de 0,4 mg·kg⁻¹ de poids sec et 1,8 mg·kg⁻¹ de poids sec. Les concentrations en BPC des vers de terre étaient généralement de plusieurs fois supérieures à celles du sol environnant, le FBC moyen (établi pour les emplacements où des BPC ont été décelés dans les vers de terre) étant d'environ 3. Selon les résultats d'études de toxicité menées en laboratoire, une concentration de 5 mg·kg⁻¹ dans les vers de terre, valeur qui correspond à une concentration dans le sol de 1,7 mg·kg⁻¹, serait dangereuse pour les prédateurs sensibles aux BPC (Beyer et Stafford, 1993).

La toxicité aiguë d'un sol contaminé par Arochlore 1254 a été évaluée pour les espèces fauniques du sol, notamment les nématodes et les microarthropodes (Parmelee et coll., 1997). Des échantillons de sol contaminé prélevés dans une forêt de chênes et de hêtres américains (pH = 3,8) présentaient des concentrations de 25, de 250, de 500 et de 2500 mg·kg⁻¹. Au terme d'une période d'exposition de 7 j, aucun effet n'a été observé sur l'abondance totale des nématodes ni sur celle des groupes trophiques connexes, quelle que soit la concentration. Le nombre total de microarthropodes était sensiblement réduit (87 %) au plus haut niveau de contamination. Selon les auteurs, la CL₅₀ pour les arthropodes est probablement comparable à celle qui a été mesurée chez le grillon par Paine et coll. (1993). Bien que le pH enregistré dans cette étude soit légèrement inférieur à 4, les résultats ont été retenus en raison de la rareté des données disponibles sur les invertébrés terrestres.

Paine et coll. (1993) ont évalué la toxicité des sols contaminés par Arochlore 1254 pour le grillon domestique (*Acheta domesticus*). La CL₅₀ 14 j pour des nymphes âgées de 21 j était de 1200 mg·kg⁻¹, valeur qui correspond à une concentration dans le corps d'environ 150 mg·kg⁻¹. Les auteurs établissent une concentration de référence dans le corps entier de 100 à 300 mg·kg⁻¹ pour ce qui est de la mortalité chez les insectes terrestres.

Oiseaux

Les BPC peuvent être absorbés par les oiseaux par ingestion d'aliments ou d'eau contaminés et emmagasinés dans le tissu adipeux. Les BPC fortement chlorés ont un pouvoir d'accumulation plus élevé que les congénères à plus faible degré de chloration. Les femelles ovigères peuvent transmettre des quantités importantes de BPC aux œufs. Lorsque les oiseaux sont privés de nourriture, la

charge corporelle de BPC est redistribuée, de sorte que la concentration dans le cerveau augmente et peut devenir létale, même si l'animal n'absorbe pas de nouvelles quantités de contaminants (OMS, 1993). Des études de laboratoire indiquent que les BPC à faible degré de chloration peuvent être déchlorés et métabolisés par certaines espèces d'oiseaux (Hamdy et Gooch, 1986).

Contrairement à ce qui est observé chez les mammifères, la toxicité aiguë des mélanges Arochlore pour les oiseaux varie en raison directe du degré de chloration (Hill et coll., 1975; Hill et Camardese, 1986). L'absorption massive et subite de BPC entraîne une accumulation importante de résidus dans le cerveau, effet qui peut être corrélé avec la mortalité; des résidus dans le cerveau de l'ordre de 300 à 400 mg·kg⁻¹ sont réputés indiquer une intoxication aiguë et entraîner la mort (Stickel et coll., 1984; OMS, 1993). Les expositions chroniques aux BPC ne déterminent pas une accumulation aussi importante de résidus dans le cerveau; chez les organismes ayant subi ce type d'exposition, la mort semble plutôt causée par un œdème et des symptômes apparentés (OMS, 1993). Les effets sublétaux des BPC sur les oiseaux sont divers et comprennent une inhibition de la croissance chez les animaux exposés et leur progéniture, une modification des organes, des effets sur la reproduction (baisse de la production d'œufs et du taux d'éclosion), une modification des glandes thyroïde et pituitaire, de la porphyrie et des changements comportementaux (Hoffman et coll., 1996).

Administrées à des poules Leghorn blanches (*Gallus domesticus*) à raison de 20 mg·kg⁻¹, les préparations Arochlore 1232, 1242, 1248 et 1254 ont considérablement réduit la production d'œufs et le taux d'éclosion des œufs fécondés et ont inhibé la croissance de la progéniture, Arochlore 1248 produisant les effets les plus marqués (Lillie et coll., 1974). Arochlore 1248 a également entraîné une hausse importante du taux de mortalité de la progéniture. Les préparations Arochlore 1232, 1242 et 1248 ont sensiblement réduit le taux d'éclosion des œufs à des concentrations de 10 mg·kg⁻¹ administrées pendant 8 sem., et les préparations Arochlore 1242 et 1248 ont légèrement inhibé la croissance de la progéniture à des concentrations de 10 mg·kg⁻¹ (Lillie et coll., 1975). Dans le cadre d'une autre étude, des poules Leghorn blanches exposées à des concentrations alimentaires de 5 mg·kg⁻¹ d'Arochlore 1254 pendant 28 sem. ont montré une baisse de production d'œufs de 20 % au cours des deux dernières semaines d'exposition (Platonow et Reinhart, 1973).

Peu de données étaient disponibles sur les effets des BPC sur les consommateurs aviens de deuxième ordre. Chez

des crécerelles d'Amérique (*Falco sparverius*) ayant reçu par voie alimentaire $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'Arochlore 1248 pendant 6 mois, on a observé une réduction légère mais significative de l'épaisseur et du poids des coquilles d'œufs (Lowe et Stendell, 1991). Une exposition alimentaire à Arochlore 1254, administré à raison de $33 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ pendant 2 mois, a entraîné une réduction importante du nombre de spermatozoïdes par éjaculation chez la crécerelle d'Amérique. Aucun effet n'a été observé sur la motilité des spermatozoïdes. Au cours de cette étude, un effet d'interaction hautement significatif a été observé entre Arochlore 1254 et Mirex, et le sperme recueilli chez les oiseaux exposés aux deux produits était de mauvaise qualité à la fin de l'étude (Bird et coll., 1983).

Mammifères

En général, les BPC sont rapidement absorbés, en particulier par le tube digestif après une exposition orale, et transportés par le sang vers le foie et le tissu adipeux de divers organes (Matthews, 1983; OMS, 1993). Les données mettent également en évidence un passage transplacentaire, une accumulation fœtale et un passage dans le lait (Ringer, 1983; OMS, 1993).

Chez les mammifères, l'intoxication par les BPC entraîne surtout des effets pathologiques sur la peau et le foie, mais le tube digestif, le système immunitaire et le système nerveux peuvent aussi être touchés (OMS, 1993). Les manifestations courantes d'une exposition aux BPC comprennent l'hépatotoxicité, l'immunotoxicité, la neurotoxicité, des effets sur la reproduction, une ulcération et une nécrose gastrointestinales, de la bronchite, des effets cutanés, une légère mutagénicité à des doses élevées et des transformations néoplasiques à de faibles doses (Eisler et Belisle, 1996). Le schéma de toxicité des BPC varie considérablement d'une espèce à l'autre, selon la capacité de chacune à métaboliser ces substances et les principaux points d'impact. La toxicité des BPC pour les mammifères peut aussi dépendre de l'âge, de la vitesse de croissance, de la masse et de la teneur en lipides de l'animal; de la dose; de la voie et de la durée d'exposition; de la présence de certains congénères dans la dose administrée et des interactions avec d'autres composés (Eisler et Belisle, 1996).

Une bonne partie de la toxicité des préparations commerciales de BPC est attribuable à la présence de congénères coplanaires. Il a été établi que ces composés produisent des effets toxiques semblables à ceux du

2,3,7,8-TCDD, notamment de l'œdème, une perte pondérale, une modification du foie et du thymus ainsi que des effets embryotoxiques, tératogènes et immunotoxiques, tant chez les mammifères que chez les oiseaux (Eisler et Belisle, 1996; Hoffman et coll., 1996).

Chez le rat, les DL_{50} orales aiguës des BPC varient de $1010 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel pour Arochlore 1254 à $4250 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel pour Arochlore 1242 (Affaires indiennes et du Nord Canada, 1997), tandis que chez le vison, les DL_{50} se situent entre 750 et $4000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel (Aulerich et Ringer, 1977). Aucune donnée n'a été consignée sur la mortalité monodose pour d'autres espèces de mammifères. Contrairement à ce qui est observé chez les oiseaux, la létalité aiguë des préparations Arochlore pour les mammifères est inversement proportionnelle au degré de chloration (OMS, 1993). La variabilité des DL_{50} peut être liée à l'espèce, à l'âge ou au sexe de l'animal éprouvé ainsi qu'à la pureté de la préparation de BPC (ATSDR, 1995). Les principaux signes de toxicité aiguë chez le rat sont la diarrhée, une dépression respiratoire et la déshydratation (ATSDR, 1995).

Les effets d'une exposition alimentaire chronique aux BPC ont été étudiés chez trois générations de souris de type Oldfield (*Peromyscus polionotus*) auxquelles on a administré par voie alimentaire des doses de $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d'Arochlore 1254. Le poids à la naissance et au sevrage étaient sensiblement plus faibles chez la progéniture de première et de deuxième génération des animaux exposés que chez la progéniture des animaux témoins. La progéniture de deuxième génération affichait également un taux de natalité plus faible, de plus longs intervalles avant la naissance de la première portée et un taux de survie jusqu'au sevrage plus bas que ceux qui ont été enregistrés pour le groupe témoin. Les résultats de cette étude montrent clairement qu'une exposition chronique aux BPC par voie alimentaire peut réduire la fertilité, inhiber la croissance et abaisser le taux de survie chez *Peromyscus* et que ces effets peuvent être amplifiés par une exposition portant sur plusieurs générations (McCoy et coll., 1995).

Élaboration des recommandations

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols ont été élaborées pour différentes utilisations des terrains selon la méthode décrite dans CCME (1996a) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation des terrains (tableau 1). Des explica-

tions détaillées sur l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant les BPC sont présentées dans Environnement Canada (1998).

Recommandations pour la qualité des sols : protection de l'environnement

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQS_E) sont normalement fondées sur le contact avec le sol à partir de données provenant d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. En ce qui concerne les terrains à vocation agricole, des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux sont incluses. Cependant, comme le BPC est une substance persistante qui peut être transportée à grande distance et présente un fort potentiel de bioaccumulation et de bioamplification, en particulier chez les prédateurs de troisième ordre, le schéma des utilisations de terrains envisagé dans CCME (1996a) n'assure pas une protection adéquate des récepteurs écologiques. Les recommandations pour la qualité des sols visant les terrains à vocation résidentielle/parc et agricole sont donc fondées sur des modèles conçus pour protéger les consommateurs de premier, de deuxième et de troisième ordre contre l'ingestion de sol et d'aliments contaminés. Dans le but d'élargir le champ de protection, le résultat d'une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie a également été calculé.

Pour toutes les utilisations de terrain, la valeur préliminaire relative au contact avec le sol (aussi appelée concentration seuil produisant un effet [CSE] ou plus faible concentration produisant un effet [PFCE], selon la vocation du terrain) est comparée à la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Si la valeur résultant de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est inférieure à la valeur préliminaire relative au contact avec le sol, la moyenne géométrique de ces valeurs est calculée comme recommandation pour la qualité des sols concernant le contact avec le sol. Si la valeur résultant de cette vérification est supérieure à la valeur préliminaire, cette dernière devient la recommandation liée au contact avec le sol.

Pour les terrains à vocation résidentielle/parc et agricole, la valeur la plus faible entre la recommandation à l'égard du contact avec le sol et la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture est adoptée comme RQS_E. La recommandation applicable à l'ingestion de sol et de nourriture correspond à la plus faible des trois valeurs suivantes : valeur fixée pour la protection des

consommateurs de premier ordre, valeur fixée pour la protection des consommateurs de deuxième ordre et valeur fixée pour la protection des consommateurs de troisième ordre. La valeur fixée pour la protection des consommateurs de premier ordre est tirée d'un modèle simulant la voie sol → plante → herbivore; le modèle employé pour les consommateurs de deuxième ordre simule la voie sol → plante → herbivore → prédateur et le modèle utilisé pour les consommateurs de troisième ordre simule la voie sol → invertébré → consommateur de deuxième ordre → prédateur. Dans tous les scénarios d'exposition, on a tenu compte de la bioconcentration et de la biodisponibilité du BPC dans les chaînes alimentaires au moment d'estimer les concentrations dans le sol, concentrations qu'il importe de ne pas dépasser si l'on veut éviter que cette substance produise des effets toxicologiques néfastes sur les récepteurs écologiques.

Pour les terrains à vocation commerciale et industrielle, la recommandation pour la qualité des sols à l'égard du contact avec le sol est retenue comme RQS_E. Cependant, dans un contexte propre à un lieu où la taille et/ou l'emplacement de ces utilisations des terrains peuvent avoir un effet sur les consommateurs de premier, de deuxième ou de troisième ordre, la RQS_E correspond à la recommandation pour l'ingestion de sol et de nourriture.

Souvent, des données toxicologiques n'étaient disponibles que pour la préparation commerciale Arochlore 1254. Cependant, les mélanges Arochlore 1254 renferment une quantité relativement forte des congénères de BPC 52, 77, 90, 95, 101, 110, 118, 138, 149, 153 et 180 (Schulz et coll., 1989). Ces congénères compte souvent parmi les principaux composés décelés dans les échantillons du milieu; ils se sont révélés relativement abondants dans les échantillons de sol (Bright et coll., 1995; Hendriks et coll., 1995), les plantes vasculaires (Dushenko et coll., 1996) et les vers de terre (Hendriks et coll., 1996) recueillis dans des zones qui n'étaient pas directement touchées par les sources ponctuelles de contamination par Arochlore 1254. Les recommandations déduites à partir des données toxicologiques choisies doivent donc être considérées comme des recommandations pour les BPC totaux présents dans le sol.

Recommandations pour la qualité des sols : protection de la santé humaine

Aucune recommandation ni résultat de vérification à l'égard de la santé humaine ne sont actuellement disponibles (tableau 2).

Tableau 2. Recommandations pour la qualité des sols et résultats de vérification relatifs aux biphenyles polychlorés (totaux) (mg·kg⁻¹).

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ parc	Commerciale	Industrielle
	0,5 ^a	1,3 ^b	33 ^{b, c}	33 ^{b, c}
Recommandations et résultats de vérification à l'égard de la santé humaine ^d				
RQS _{SH}	NC	NC	NC	NC
Recommandation relative à l'ingestion de sol	NC	NC	NC	NC
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC	NC	NC	NC
Vérification : migration hors-site	—	—	—	NC
Vérification : eau souterraine (eau potable)	NC	NC	NC	NC
Vérification : produits de la terre, viande et lait	NC	NC	—	—
RQS _{SH} provisoire	NC	NC	NC	NC
Voie limitant la RQS _{SH} provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations et résultats de vérification à l'égard de l'environnement				
RQS _E	1,3 ^e	1,3 ^e	33 ^{c, f}	33 ^{c, f}
Recommandation relative au contact avec le sol	33	33	33	33
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture :				
Consommateur de premier ordre	25	25	—	—
Consommateur de deuxième ordre	1,8	1,8	—	—
Consommateur de troisième ordre	1,3	1,3	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	NC ^g	NC ^g	NC ^g	NC ^g
Vérification : migration hors-site	—	—	—	ND
Vérification : eau souterraine (vie aquatique)	NC	NC	NC	NC
RQS _E provisoire	NC ^h	NC ^h	NC ^h	NC ^h
Voie limitant la RQS _E provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	0,5	5	50	50

Notes : NC = non calculé; ND = non déterminé; RQS_E = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de l'environnement; RQS_{SH} = recommandation pour la qualité des sols visant la protection de la santé humaine. Le tiret indique une recommandation ou un résultat de vérification qui n'est pas visé par le scénario d'exposition pour cette utilisation de terrain et qui, par conséquent, n'a pas été calculé.

^aLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour permettre le calcul d'une RQS_E, laquelle est supérieure au critère provisoire de qualité des sols existant (CCME, 1991) pour cette utilisation de terrain. Ce critère a donc été retenu comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^bLes données ne sont suffisantes et adéquates que pour permettre le calcul d'une RQS_E, laquelle est inférieure au critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) pour cette utilisation de terrain. La RQS_E a donc été retenue comme recommandation pour la qualité des sols et remplace à ce titre le critère provisoire de qualité des sols pour cette utilisation de terrain.

^cDans un contexte propre à un lieu où la taille et/ou l'emplacement des terrains à vocation commerciale et industrielle peuvent avoir des répercussions sur les consommateurs de premier, de deuxième ou de troisième ordre, la RQS_E correspond à la recommandation pour l'ingestion de sol et de nourriture.

^dIl n'existe présentement aucune recommandation ou valeur de vérification pour la santé humaine.

^eCorrespond à la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture visant la protection des consommateurs de troisième ordre.

^fCorrespond à la recommandation relative au contact avec le sol.

^gLes données sont insuffisantes ou inadéquates pour permettre le calcul de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie pour cette utilisation de terrain.

^hComme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS_E pour cette utilisation de terrain, aucune RQS_E provisoire n'est calculée.

**Recommandations pour la qualité des sols
établies pour les BPC**

Les recommandations pour la qualité des sols correspondent à la plus faible valeur entre les RQS_E et les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991).

Terrains à vocation agricole et résidentielle/parc

Dans le cas des terrains à vocation agricole la RQS_E , qui correspond à la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture, est supérieure aux critères provisoires de qualité des sols existants (CCME, 1991). Puisqu'aucune RQS_{SH} n'a été calculée, ces critères ont été retenus comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation de terrain (tableau 1).

Dans le cas des terrains à vocation résidentielle/parc, la RQS_E , qui correspond à la recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture, est inférieure aux critères provisoires de qualité des sols existants (CCME, 1991). La RQS_E est donc adoptée comme recommandation pour la qualité des sols pour cette utilisation de terrain (tableau 1).

Terrains à vocation commerciale et industrielle

Dans le cas des terrains à vocation commerciale et industrielle, les RQS_E , qui correspondent aux recommandations pour le contact avec le sol, sont plus faibles que les critères provisoires de qualité des sols existants (CCME, 1991). Les RQS_E sont donc adoptées comme recommandations pour la qualité des sols pour ces utilisations de terrain (tableau 1).

On trouvera dans le document du CCME (1996b) des conseils sur les modifications qui peuvent être apportées à la recommandation pour la qualité des sols au moment de l'établissement d'objectifs propres à chaque emplacement.

Références

- Addison, R.F. 1986. PCBs in perspective. *Can. Chem. News* 38 (Feb.):15-17.
- Affaires indiennes et du Nord Canada. 1997. Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'arctique canadien. Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1995. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls: Draft for public comment (mise à jour). U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA.
- Aulerich R.J. et R.K. Ringer. 1977. Current status of PCB toxicity in mink, and effect on their reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 5:279-292.
- Barrie, L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey et T. Bidleman. 1992. Arctic contaminants: sources, occurrence and pathways. *Sci. Total Environ.* 122:1-74.
- Beyer, W.N. et C. Stafford. 1993. Survey and evaluation of contaminants in earthworms and in soils derived from dredged material at confined disposal facilities in the Great Lakes region. *Environ. Monit. Assess.* 24:151-165.
- Bird, D.M., P.H. Tucker, G.A. Fox et P.C. Lague. 1983. Synergistic effects of Aroclor 1254 and mirex on the semen characteristics of American kestrels. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12:633-640.
- Bright, D.A., W.T. Dushenko, S.L. Grundy et K.J. Reimer. 1995. Evidence for short-range transport of polychlorinated biphenyls in the Canadian Arctic using congener signatures of PCBs in soils. *Sci Total Environ.* 160/161:251-263.
- Buckley, E.H. 1982. Accumulation of airborne polychlorinated biphenyls in foliage. *Science* 216:520-522.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- . 1993. Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés. Vol. II, Sommaires des méthodes d'analyse. CCME, Winnipeg.
- . 1996a. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. CCME, Winnipeg. [Un résumé du protocole figure au chapitre 7 des Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1996b. Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada. CCME, Winnipeg. [Repris dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 7, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1986. La question des BPC. CCMRE, Toronto.
- CEE-ONU (Commission économique des Nations Unies pour l'Europe). 1994. An overview of persistent organic pollutants in the environment. Préparé pour: the Task Force on Persistent Organic Pollutants Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Juin 1994.
- Chou, S.F.J. et R.A. Griffin. 1986. Solubility and soil mobility of polychlorinated biphenyls, dans PCBs and the environment, J.S. Waid, éd. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Cortes A., J. Riego, A.B. Paya-Perez et B. Larsen. 1991. Soil sorption of co-planar and non-planar PCBs. *Toxicol. Environ. Chem.* 31/32:79-86.
- Dushenko, W.T., S.L. Grundy et K.J. Reimer. 1996. Vascular plants as sensitive indicators of lead and PCB transport from local sources in the Canadian Arctic. *Sci. Total Environ.* 188(1):29-39.
- Dusek, L. 1995. Activity of nitrifying populations in grassland soil polluted by polychlorinated biphenyls (PCBs). *Plant Soil* 176(2):273-282.
- Dusek, L. et M. Tesarova. 1996. Influence of polychlorinated biphenyls on microbial biomass and its activity in grassland soil. *Biol. Fertil. Soils* 22:243-247.
- Environnement Canada. 1997. Reference method for the analysis of polychlorinated biphenyls (PCBs). Rapport EPS 1/RM/31. Direction générale pour l'avancement des technologies environnementales. Division des analyses et méthodes, Ottawa.

- . 1998. Canadian soil quality guidelines for polychlorinated biphenyls: Environmental and human health. Supporting document — Final draft. October 1998. Direction de la qualité de l'environnement et de la politique scientifique, Division des recommandations, Ottawa.
- Eisler R. 1986. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Biological Report 85(1.7). Contaminant Hazard Reviews Report No. 7. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD.
- Eisler, R. et A.A. Belisle. 1996. Planar PCB hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. Contaminant Hazard Reviews Report No. 31. U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington, DC.
- Fairbanks B.C., G.A. O'Connor et S.E. Smith. 1987. Mineralization and volatilization of polychlorinated biphenyls in sludge-amended soils. J. Environ. Qual. 16(1):18–25.
- Furukawa, K. 1982. Microbial degradation of polychlorinated biphenyls (PCBs), dans Biodegradation and detoxification of environmental pollutants, A.M. Chakrabarty, éd. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Gan D.R. et P.M. Berthouex. 1994. Disappearance and crop uptake of PCBs from sludge-amended farmland. Water Environ. Res. 66:54–69.
- Hamdy, M.K. et J.A. Gooch. 1986. Uptake, retention, biodegradation and depuration of PCBs by organisms, dans PCBs and the environment, vol. II, J.S. Waid, éd. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hendriks, A.J., W.-C. Ma, J.J. Brouns, E.M. de Ruiter-Dijkman et R. Gast. 1995. Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-Delta floodplains. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 29(1):115–128.
- Hendriks, A.J., H. Wever, K. Olie, K. van de Guchte, A.K.D. Liem, R.A.A. van Oosterom et J. van Zorge. 1996. Monitoring and estimating concentrations of polychlorinated biphenyls, dioxins, and furans in cattle milk and soils of Rhine-Delta floodplains. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 31(2): 263–271.
- Hill, E.F. et M.B. Camardese. 1986. Lethal dietary toxicities of environmental contaminants and pesticides to *Coturnix*. Fish and Wildlife Service Technical Report No. 2. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Hill, E.F., R.G. Heath, J.W. Spann et J.D. Williams. 1975. Lethal dietary toxicities of environmental pollutants to birds. Special Scientific Report No. 191. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Hoffman, D.J., C.P. Rice et T.J. Kubiak. 1996. PCBs and dioxins in birds, dans Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentrations, W.B. Beyer, G.H. Heinz et A.W. Redmon-Norwood, éd. SETAC Special Publications Series. Lewis Publishers, New York.
- Hutzinger, O., S. Safe et V. Zitko. 1974. The chemistry of PCBs. CRC Press, Cleveland, OH.
- Kalmaz, E.V. et G.D. Kalmaz. 1979. Transport, distribution and toxic effects of polychlorinated biphenyls in ecosystems: Review Ecol. Model. 6:223–251.
- Lech, J.J. et R.E. Peterson. 1983. Biotransformation and persistence of polychlorinated biphenyls (PCBs) in fish, dans PCBs: Human and environmental hazards. F.M. D'Itri et M.A. Kamrin, éd. Butterworth Publishers, Toronto.
- Lillie R.J., H.C. Cecil, J. Bitman et G.F. Fries. 1974. Differences in response of caged white leghorn layer to various polychlorinated biphenyls (PCBs) in the diet. Poult. Sci. 53:726–732.
- . 1975. Toxicity of certain polychlorinated and polybrominated biphenyls on reproductive efficiency of caged chickens. Poult. Sci. 54:1550–1555.
- Lowe, T.P. et R.C. Stendell. 1991. Eggshell modification in captive American kestrels resulting from Aroclor 1248 in the diet. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20:519–522.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et J.C. Ma. 1992. Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals, vol. I. Lewis Publishers. Chelsea, MI.
- Matthews, H.B. 1983. Metabolism of PCBs in mammals: Routes of entry, storage and excretion, dans PCBs: Human and environmental hazards, F.M. D'Itri et M.A. Kamrin, éd. Butterworth Publishers, Toronto.
- McCoy, G., M.F. Finlay, A. Rhone, K. James et G.P. Cobb. 1995. Chronic polychlorinated biphenyl exposure on three generations of Oldfield mice (*Peromyscus polionotus*): Effects on reproduction, growth and body residues. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28:431–435.
- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1993. Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. Version 1.0a. PIBS 2792. Division de l'élaboration des normes, Section de phytotoxicologie, Toronto.
- . 1994. Proposed guidelines for the clean-up of contaminated sites in Ontario. PIBS 3161. ISBN 0-7778-3024-8.
- Moore, D.R. et S.L. Walker. 1991. Recommandations pour la qualité des eaux côtières et estuariennes au Canada : polychlorobiphényles. Environnement Canada. Direction générale des eaux intérieures. Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1993. Polychlorinated biphenyls and terphenyls. Critère d'hygiène de l'environnement 140. Genève.
- Paine J.M., M.J. McKee et M.E. Ryan. 1993. Toxicity and bioaccumulation of soil PCBs in crickets: Comparison of laboratory and field studies. Environ. Toxicol. Chem. 12:2097–2103.
- Pal D., J.B. Webber et M.R. Overcash. 1980. Fate of polychlorinated biphenyls (PCBs) in soil-plant systems. Residue Rev. 74:45–98.
- Parmelee, R.W., C.T. Phillips, R.T. Checkai et P.J. Bohlen. 1997. Determining the effects of pollutants on soil faunal communities and trophic structure using a refined microcosm system. Environ. Toxicol. Chem. 16(6):1212–1217.
- Paya-Perez A.B., M. Riaz et B.R. Larsen. 1991. Soil sorption of 20 PCB congeners and six chlorobenzenes. Ecotoxicol. Environ. Saf. 21:1–17.
- Platonow, N.S. et B.S. Reinhart. 1973. The effects of polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) on chicken egg production, fertility and hatchability. Can. J. Comp. Med. 37:341–346.
- Ringer, R.K. 1983. Toxicology of PCBs in mink and ferrets, dans PCBs: Human and environmental hazards, F.M. D'Itri et M.A. Kamrin, éd. Butterworth Publishers, Toronto.
- Safe, S.H. 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. Crit. Rev. Toxicol. 24(2):87–149.
- Schulz, D.E., G. Petrick et J.C. Duinker. 1989. Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-electron capture detection. Environ. Sci. Technol. 23(7):852–859.
- Stickel, W.H., L.F. Stickel, R.A. Dyrland et D.L. Hugues. 1984. Aroclor 1254 residues in birds: Lethal levels and loss rates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13:7–13.
- Strachan, W.M.J. 1988. Polychlorinated biphenyls (PCBs): Fate and effects in the Canadian environment. Rapport EPS 4/HA/2, Environnement Canada. Préparé pour le Comité directeur du Programme de gestion des produits chimiques toxiques, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. Environnement Canada, Ottawa.
- Strek, H.J. et J.B. Weber. 1982. Behaviour of polychlorinated biphenyls (PCBs) in soils and plants. Environ. Pollut. (Série A) 28:291–312.
- Strek, H.J., J.B. Weber, P.J. Shea, E. Mrozek et M.R. Overcash. 1981. Reduction of polychlorinated biphenyl toxicity and uptake of carbon-14 activity by plants through the use of activated carbon. J. Agric. Food Chem. 29:288–293.

Tanabe, S. 1988. PCB problem in the future: Foresight from current knowledge. *Environ. Pollut.* 50:5–28.
Wallnöfer, P., M. Königer et G. Engelhardt. 1975. Fate of xenobiotic chlorinated hydrocarbons (HCB and PCBs) in plants and soils. *Z. Pflanzenkr. Pflanzenschutz* 82:91–100.

Webber, M.D. et C. Wang. 1995. Industrial organic compounds in selected Canadian soils. *Can. J. Soil Sci.* 75:513–524.
Weber J.B. et E. Mrozek. 1979. Plants and inactivation by activated carbon. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 23:412–417.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — biphényles polychlorés (totaux) (1999)*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Division 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
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
a/s de 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