



Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique

DDT
(TOTAL)

Le DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis(*p*-chlorophényl)éthane) est un hydrocarbure chloré à action insecticide utilisé dans le monde entier depuis les années 1940 pour lutter contre les insectes porteurs de maladies (p. ex., le paludisme et le typhus), les insectes parasites des cultures (p. ex., le coton, l'arachide et le soja) et les insectes piqueurs (p. ex., la mouche noire) (ATSDR, 1994). Au Canada, l'utilisation du DDT a toutefois été strictement réglementée en 1970 puis proscrite en 1985.

À la température ambiante, le DDT de qualité technique est un solide cristallin ou cireux blanc ininflammable, insipide et presque inodore (Worthing et Hance, 1991). Il est composé de *p,p'*-DDT (77,1 %), de *o,p'*-DDT (14,9 %), de *p,p'*-DDE (1,1-dichloro-2,2-bis(*p*-chlorophényl)éthylène) (4,0 %), de *o,p'*-DDE (0,1 %), de *p,p'*-DDD (1,1-dichloro-2,2-bis(*p*-chlorophényl)éthane) (0,3 %), de *o,p'*-DDD (0,1 %) et d'un certain nombre de composés non identifiés (3,5 %) (USEPA, 1980). Dans le milieu naturel, les principaux ingrédients, le *p,p'*- DDT et le *o,p'*-DDT, sont transformés en divers produits de dégradation qui présentent une structure chimique semblable. De ces produits de dégradation, le *o,p'*-DDE et le *p,p'*-DDE tendent à être les plus persistants dans l'environnement et sont donc ceux dont on décèle les plus fortes concentrations.

Le DDT étant extrêmement lipophile ($K_{oc} = 5,5$ à $6,1$) (Suntio et coll., 1988), il présente un grave danger pour les espèces fauniques qui se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire. Les oiseaux et les mammifères sont tous deux susceptibles d'accumuler le DDT lorsqu'ils ingèrent des aliments contaminés. Ainsi, des cormorans à aigrettes présentaient pour l'organisme entier un FBA (rapport du DDT présent dans un oiseau ou un mammifère au DDT présent dans le régime) de 236 (pf:pf) après une exposition alimentaire au DDT de 9 semaines (Greichus et Hannon, 1973). Des FBC (rapport des concentrations tissulaires aux concentrations mesurées dans l'eau) élevés ont aussi été enregistrés chez les espèces fauniques exposées au DDT. Tanabe et coll. (1994) ont en effet observé que des dauphins bleus (*Stenella caeruleoalba*) accumulaient du DDT dans leurs tissus, les concentrations tissulaires pouvant être 10 millions de fois supérieures aux concentrations mesurées dans l'eau. C'est en raison de ces propriétés que

l'utilisation du DDT a été interdite au Canada en 1985 (CCMRE, 1987).

À l'heure actuelle, au Canada, la contamination par le DDT est surtout imputable au dépôt atmosphérique (Lintott et Waite, 1991), qui procède soit de la volatilisation du DDT présent dans les sols et les sédiments d'anciennes zones d'épandage (Noble, 1990), soit du transport atmosphérique du produit à partir de pays où celui-ci est encore utilisé (Lognathan et Kannan, 1994). Comme le DDT et ses métabolites présentent des tensions de vapeur élevées (0,2 à 1 mPa) et de faibles hydrosolubilités (3 à $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Suntio et coll., 1988), ils tendent à se volatiliser, à se disperser dans toute la couche atmosphérique (Oehme, 1991) et en bout de ligne à se déposer dans les régions tempérées froides (on appelle ce phénomène « distillation globale ») (Lognathan et Kannan, 1994). C'est pourquoi on a décelé une certaine quantité de DDT et de ses métabolites dans presque tous les milieux naturels canadiens, même dans des régions éloignées de l'Arctique canadien.

La faune des écosystèmes aquatiques se nourrit principalement du biote aquatique, notamment les poissons, les crustacés et coquillages, les invertébrés et les plantes. Dans le cas des espèces fauniques tributaires du milieu aquatique, ces ressources alimentaires constituent la principale voie d'exposition aux substances persistantes, comme le DDT, qui s'accumulent dans les réseaux trophiques. Le tableau 1 présente la recommandation canadienne pour les résidus dans les tissus visant la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique. Un résumé des concentrations de DDT total récemment mesurées dans le biote canadien (soit après

Tableau 1. Recommandation canadienne pour les résidus dans les tissus établie pour le DDT total* aux fins de la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique (Environnement Canada, 1997).

Composé	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ dose alimentaire pf)
DDT total [†]	14,0

* Concentration maximale simple de DDT dans le biote aquatique qui ne devrait pas produire d'effets néfastes sur les espèces fauniques consommant le biote aquatique.

[†] DDT total = *o,p'* + *p,p'* DDT; *o,p'* + *p,p'* DDE; *o,p'* + *p,p'* DDD.

l'interdiction du DDT au Canada) est fourni au tableau 2. Les valeurs indiquées correspondent à des concentrations faibles et élevées types de DDT total mesurées dans chaque organisme. Bien qu'il soit difficile d'effectuer une comparaison spatiale et temporelle de ces données, il apparaît clairement que les organismes qui se situent aux niveaux trophiques supérieurs (les mammifères et les oiseaux) sont ceux qui affichent les plus fortes concentrations tissulaires de DDT total.

Toxicité

On sait qu'une exposition au DDT et à ses métabolites réduit la longévité et modifie le métabolisme cellulaire, l'activité neurale et la fonction hépatique (USEPA, 1980). Des effets mutagènes et cancérigènes ainsi que des effets néfastes sur la reproduction, la croissance et l'immunocompétence ont par ailleurs été observés chez les mammifères et les espèces aviennes exposés à ces substances (ATSDR, 1994).

Toxicité pour les mammifères

Les monodoses létales orales aiguës (DL_{50}) de *p,p'*-DDT varient entre une plage de 113 à 182 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le rat (Gaines et Linder, 1986; Worthing et Hance, 1991) et

>2100 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le hamster doré de Syrie (Agthe et coll., 1970). Les données disponibles indiquent que le *p,p'*-DDE est moins toxique pour le rat que l'isomère *p,p'*-DDT, des DL_{50} orales aiguës de 380 et de 1240 $mg \cdot kg^{-1}$ ayant été enregistrées chez des rats mâles et femelles, respectivement (USEPA, 1980). Les DL_{50} du *p,p'*-DDD sont aussi relativement élevées chez la souris, des valeurs de 1466 et de 1507 $mg \cdot kg^{-1}$ ayant été mesurées pour les femelles et les mâles, respectivement (Tomatis et coll., 1974).

Plusieurs études ont montré qu'une exposition aux isomères *o,p'*-DDT et *p,p'*-DDT peut avoir des effets néfastes sur la reproduction. Une exposition de 60 jours à une dose de 0,53 $mg \cdot kg^{-1}$ de poids corporel par jour de *p,p'*-DDT a considérablement réduit la fertilité chez les rates (Green, 1969), et une exposition de 15 jours à une dose de 0,7 $mg \cdot kg^{-1}$ de poids corporel par jour de *o,p'*-DDT a accéléré la perméabilité vaginale chez de jeunes rates (Wrenn et coll., 1970).

Les résultats d'études expérimentales sur animal indiquent qu'une exposition prolongée à des concentrations sublétales de DDT peut entraîner chez les mammifères la formation de tumeurs et de carcinomes, surtout au foie. Tarjan et Kemeny (1969) ont établi qu'une exposition de 180 jours à une dose de 0,7 $mg \cdot kg^{-1}$ de poids corporel par jour de *p,p'*-DDT augmentait

Tableau 2. Concentrations de DDT total récemment mesurées dans le biote canadien.

Biote	Tissu	Année	DDT total* ($\mu g \cdot kg^{-1}$ pf)	Référence	
Invertébrés :	Dulcicoles	Organisme entier	1992	0,3–25	Schindler et coll., 1993
	Marins	Organisme entier	1993-1994; 1987	0,25–180	Muir et coll., 1994; Hargave, 1994
	Marins	Muscles	1989	0,3–2,4	Swain et Walton, 1990
Poissons :	Dulcicoles	Muscles	1991; 1992	0,5–1300	Palmer, 1992; Muir et coll., 1993
	Dulcicoles	Foie	1993-1994; 1992	14–6310	Muir et coll., 1994; Muir et coll., 1993
	Marins	Muscles	1993; 1992	0,97–140	Swain et Walton, 1990; Bright et coll., 1995
	Marins	Foie	1991; 1992	1,9–235	Bright et coll., 1995
Amphibiens	Organisme entier	1990	16–120	Bright et coll., 1995	
Reptiles	Muscles	1988-1989	0,9–170	Hebert et coll., 1993	
	Œufs	1989; 1990	9,2–392	Bonin et coll., 1995	
Mammifères	Petit lard	1991-1992; 1986-1987	28–101 000	Muir et coll., 1992; Muir et coll., 1990	
	Muscles	1989-1990	8,2–40,6	Langois et Langis, 1995	
Oiseaux	Œufs	1992; 1986	12–7425	Braune, 1993; Forsyth et coll., 1994	
	Muscles	1991; 1992	1,5–3044	Braune, 1993	

* Plage des concentrations récentes de DDT total relevées dans la documentation scientifique.

l'incidence de la leucémie et des tumeurs malignes chez les souris mâles et femelles de type BALBc. Une étude réalisée par Tomatis et coll. (1974) a révélé qu'une exposition d'une durée de 504 à 518 jours à une dose de 29 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour de *p,p'*-DDT augmentait l'incidence de carcinomes hépatocellulaires tant chez la souris mâle que chez la souris femelle. Une exposition prolongée (728 à 798 jours) à cette même dose journalière de *p,p'*-DDD augmentait la fréquence des tumeurs du poumon chez les souris des deux sexes.

Toxicité pour les oiseaux

Le DDT et ses métabolites, le DDE et le DDD, présentent généralement une toxicité modérée à faible pour les oiseaux lorsque ces substances sont administrées sous forme de doses orales aiguës ou par voie alimentaire (OMS, 1989). Les DL₅₀ de *p,p'*-DDT varient entre 595 mg·kg⁻¹ pour le colin de Californie (*Callipepla californica*) (Hudson et coll., 1984) et >4000 mg·kg⁻¹ pour le pigeon (*Columbia livia*) (Tucker et Crabtree, 1970). Les DL₅₀ monodoses de *p,p'*-DDD varient entre 386 mg·kg⁻¹ pour le faisan et >2000 mg·kg⁻¹ pour le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) (Hudson et coll., 1984). Une DL₅₀-5 j de *p,p'*-DDE de 77,3 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour a été mesurée chez des cailles du Japon âgées de 14 jours (*Coturnix coturnix japonica*) (Hill et Camardese, 1986).

Les données recueillies par plusieurs auteurs indiquent que le DDT a des effets néfastes sur la reproduction des espèces aviennes, l'amincissement de la coquille des œufs étant l'un des symptômes les plus courants. Cecil et coll. (1973) ont établi que l'épaisseur de la coquille des œufs de poules Leghorn blanches diminuait considérablement après une exposition alimentaire de 60 jours à une dose de 1,0 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour de *p,p'*-DDT. Dans le même ordre d'idées, Kolaja (1977) a observé un amincissement de la coquille des œufs chez des canards colverts auxquels on avait administré par voie alimentaire une dose de 0,3 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour de *p,p'*-DDT pendant 30 jours. Lincer (1975) a noté que l'administration de doses d'à peine 0,50 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour de *p,p'*-DDE à des crécerelles d'Amérique (*Falco sparverius*) pendant 168 jours réduisait sensiblement l'épaisseur de la coquille des œufs. De plus, une dose de 0,3 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour de *p,p'*-DDD administrée à des canards colverts par voie alimentaire a entraîné une augmentation du taux de mortalité des embryons, une réduction du taux de survie à l'éclosion et une diminution du nombre de poussins par poule (Heath et coll., 1969).

Élaboration des recommandations pour les résidus dans les tissus

La recommandation canadienne pour les résidus dans les tissus visant la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique a été élaborée selon le protocole du CCME (CCME, 1998).

Élaboration de la recommandation pour le DDT total

Les échantillons du milieu renferment souvent un mélange de certains ou de tous les métabolites du DDT. Cependant, comme les méthodes analytiques qui permettraient d'isoler ces métabolites ne sont pas toujours disponibles, les résultats obtenus sont souvent exprimés sous forme de DDT total. C'est pourquoi on a jugé approprié d'adopter une recommandation pour les résidus dans les tissus applicable au DDT total. Cette recommandation pour le DDT total permettra en outre d'établir des comparaisons avec les données historiques sur les concentrations de DDT dans les échantillons du milieu, concentrations souvent exprimées sous forme de DDT total. L'information disponible n'est toutefois pas suffisante pour qu'il soit possible d'évaluer directement la toxicité du DDT total présent dans les tissus. Le DDE et le DDD étant des produits métaboliques du DDT, une partie ou la totalité des isomères coexisteront dans le milieu naturel. On a donc élaboré une recommandation pour le DDT total à partir de l'indicateur le plus sensible et de l'isomère le plus toxique pour les mammifères et les oiseaux, en se fondant sur le protocole du CCME pour l'élaboration des recommandations pour les résidus dans les tissus visant la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique (CCME, 1998). Cette recommandation doit permettre de protéger toutes les espèces fauniques contre les effets néfastes de tous les isomères présents dans les tissus des organismes aquatiques.

Concentration de référence pour les mammifères

Chez les mammifères étudiés, la DMENO la plus faible était de 0,53 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour de *p,p'*-DDT (Green, 1969). Aux fins de la déduction de la DJA de DDT pour les mammifères, on a calculé la DSENO en divisant la DMENO de 0,53 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour par 5,6, ce qui a donné une DSENO de 0,095 mg·kg⁻¹ de poids corporel par jour (CCME, 1993). La DJA a été calculée comme suit :

$$DJA = (DMENO \cdot DSENO)^{0,5} \div FI$$

où FI représente le facteur d'incertitude. La valeur de toxicité mesurée par Green (1969) est considérée subchronique, car l'exposition a duré 60 jours. Bien que des données toxicologiques soient disponibles pour plusieurs mammifères, l'information sur la faune sauvage est rare. Les données disponibles sont toutefois généralement suffisantes pour qu'il soit possible d'évaluer la sensibilité des deux sexes et des différents stades du cycle biologique de diverses souches et espèces de rongeurs. Par ailleurs, des études à long terme ont permis de recueillir des données sur plusieurs indicateurs sensibles, comme la croissance, la reproduction et la cancérogénéité. On a appliqué un facteur d'incertitude de 10 afin de tenir compte des différences de sensibilité au DDT qui existent entre les espèces et de l'extrapolation d'effets chroniques à partir d'effets subchroniques. On a ainsi chiffré à 22,4 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour la DJA du DDT pour les mammifères.

À partir de la DJA pour les mammifères ainsi que des poids corporels (pc) et des taux journaliers d'ingestion d'aliments (IA) des espèces fauniques les plus sensibles, on a calculé les concentrations de référence (CR) de DDT total à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{CR} = \text{DJA} \div (\text{IA} \div \text{pc})$$

Les espèces fauniques qui présentent le rapport IA:pc le plus élevé sont celles qui risquent de subir le plus gravement les effets néfastes d'une exposition au DDT. On s'est donc fondé sur ces espèces pour calculer les CR de DDT total. Pour les mammifères, on a obtenu une CR de 94,0 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de dose alimentaire en poids frais à partir d'une DJA de 22,4 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour ainsi que d'un poids corporel et d'un taux d'ingestion d'aliments hypothétiques de 0,60 kg et de 0,143 kg par jour en poids frais, respectivement, pour le vison femelle (*Mustela vison*) (CCME, 1998).

Concentration de référence pour les espèces aviennes

Pour les oiseaux exposés au DDT, l'indicateur le plus sensible semble être l'amincissement de la coquille des œufs et la diminution connexe du potentiel reproductif. La DMENO la plus faible se chiffrait à 0,3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour (amincissement de la coquille des œufs chez le canard colvert) (Kolaja, 1977), et la DSENO a été estimée (CCME, 1993) à 0,054 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour. Les travaux réalisés par Heath et coll. (1969) et Vangilder et Peterle (1980) ont été considérés comme des études de toxicité chronique. Bien qu'aucune donnée ne soit disponible sur les effets cancérogènes ou

mutagènes du DDT sur les oiseaux, il existe de nombreuses données sur les effets du DDT sur plusieurs espèces aviennes, dont celles qui sont réputées sensibles aux effets du DDT sur la reproduction, notamment les oiseaux de proie. On a donc appliqué un facteur d'incertitude de 10 afin de tenir compte des différences de sensibilité qui existent entre les espèces. À partir de la DMENO de 0,30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour et de la DSENO de 0,054 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour, on a calculé pour les espèces aviennes une DJA de DDT de 13,0 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour.

Pour les espèces aviennes, on a calculé une CR de DDT de 14,0 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de dose alimentaire en poids frais à partir de la DJA de 13,0 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel par jour ainsi que d'un poids corporel et d'un taux d'ingestion d'aliments hypothétiques de 0,032 kg et de 0,03 kg par jour en poids frais, respectivement, pour le pétrel océanique (*Oceanites oceanicus*) (CCME, 1998).

Recommandation pour les résidus de DDT total dans les tissus

La plus faible des CR calculées pour les mammifères et les espèces aviennes, soit 14,0 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de dose alimentaire en poids frais, a été adoptée comme recommandation canadienne pour les résidus de DDT total dans les tissus visant la protection des espèces fauniques dulçaquicoles, marines et estuariennes consommant le biote aquatique.

Références

- Agthe, C., H. Gardia, P. Shubik, L. Tomatis et E. Wenyon. 1970. Study of the potential carcinogenicity of DDT in the Syrian golden hamster. Proc. Soc. Exp. Biol. Med. 134:113-116.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1994. Toxicological profile for 4,4'-DDT, 4,4'-DDE, 4,4'-DDD (Update). TP-93/05. Préparé par Clement International Corporation pour le U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, ATSDR, Washington, DC.
- Bonin, J., J.L. DesGranges, C.A. Bishop, J. Rodrigue, A. Gendron et J.E. Elliot. 1995. Comparative study of contaminants in the mudpuppy (*Amphibia*) and the common snapping turtle (*Reptilia*). St. Lawrence River, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28:184-194.
- Braune, B.M. 1993. Trends and effects of environmental contaminants in arctic seabirds, waterfowl, and other wildlife. Study I. Contaminants in waterfowl: Native harvest in Labrador, dans *Synopsis of research conducted under the 1992/93 Northern Contaminants Program*. (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord). Études environnementales n° 70. J.L. Murray et R.G. Shearer, éd. Affaires indiennes et du Nord Canada, Programme des Affaires du Nord, Ottawa.
- Bright D.A., W.T. Dushenko, S.L. Grundy et K.J. Reimer. 1995. Effects of local and distant contaminant sources: Polychlorinated biphenyls

- and other organochlorines in bottom-dwelling animals from an Arctic estuary. *Sci. Total Environ.* 160/161:265–83.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1993. Annexe XV — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : protection des utilisations agricoles (octobre 1993), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 5, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1998. Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada. Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux. Winnipeg, MB.
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- Cecil H.C., J. Bitman, G.F. Fries, S.J. Harris et R.J. Lillie. 1973. Changes in egg shell quality and pesticide content of laying hens or pullets fed DDT in high or low calcium diets. *Poult. Sci.* 52:648–653.
- Environnement Canada. 1997. Canadian tissue residue guidelines for DDT for the protection of wildlife consumers of aquatic biota. October 1997. Environnement Canada, Division des recommandations et des normes, Ottawa. Inédit.
- Forsyth, D.J., P.A. Martin, K.D. De Smet et M.E. Riske. 1994. Organochlorine contaminants and eggshell thinning in grebes from prairie. *Canada. Environ. Pollut.* 85:51–58.
- Gaines, T.B. et R.E. Linder. 1986. Acute toxicity of pesticides in adult and weanling rats. *Fundam. Appl. Toxicol.* 7:299–308.
- Green, V. 1969. Effects of pesticides on rat and chick embryo, dans *Trace substances in environmental health*, D. Hemphill, éd. Proc. Univ. Missouri 3rd Ann. Conf. 2:183–209, Columbia, MO.
- Greichus, Y.A. et M.R. Hannon. 1973. Distribution and biochemical effects of DDT, DDD, and DDE in penned double-crested cormorants. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 26:483–494. (Cité dans OMS 1989.)
- Hargrave, B.T., G. Phillips, W.P. Vass, G. Harding, R. Conover, H. Welch, T. Bidleman et B. von Bodungen. 1994. Sources and sinks of organochlorines in the arctic marine food web, dans *Synopsis of research conducted under the 1993/94 Northern Contaminants Program*. (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord). Études environnementales #72. J.L. Murray et R.G. Shearer, éd. Affaires indiennes et du Nord Canada, Programme des Affaires du Nord, Ottawa.
- Heath, R.G., J.W. Spann et J.F. Kreitzer. 1969. Marked DDE impairment of mallard reproduction in controlled studies. *Nature* 224:47–48.
- Hebert, C.E., V. Glooschenko, G.D. Haffner et R. Lazar. 1993. Organic contaminants in snapping turtle (*Chelydra serpentina*) populations from Southern, Ontario, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24:35–43.
- Hill, E.F. et M.B. Camardese. 1986. Lethal dietary toxicities of environmental contaminants and pesticides to *Coturnix coturnix*. U.S. Fish Wildl. Tech. Rep. 2. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Hudson, R.F., R.K. Tucker et M.A. Haegele. 1984. Handbook of toxicity of pesticides to wildlife. U.S. Fish Wildl. Res. Publ. 153, 2nd ed. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Kolaja, G.J. 1977. The effects of DDT, DDE, and their sulfonated derivatives on eggshell formation in the mallard duck. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 17:697–701.
- Langois, C. et R. Langis. 1995. Presence of airborne contaminants in the wildlife of northern Quebec. *Sci. Tot. Environ.* 160/161:391–402.
- Lincer, J.L. 1975. DDE-induced eggshell-thinning in the American kestrel: A comparison of the field situation and laboratory results. *J. Appl. Ecol.* 12:781–793.
- Lintott, D.R. et D.T. Waite. 1991. The atmospheric transport of insecticides: a literature review. No. 91. Environnement Canada, Conservation et Protection, Protection de l'environnement, Saskatchewan District, Regina, SK.
- Loganathan, B.G. et K. Kannan. 1994. Global organochlorine contamination trends: An overview. *Ambio* 23:187–191.
- Muir, D., C.A. Ford, R.E. Stewart, T.G. Smith, R.F. Addison, M.E. Zinck et P. Beland. 1990. Organochlorine contaminants in belugas, *Delphinapterus leucas*, from Canadian waters, dans *Advances in research on the beluga whale, Delphinapterus leucas*. T.G. Smith, D.J. St. Aubin et J.R. Geraci, éd. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci., No. 224. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa.
- Muir, D., B. Grift, C. Ford et M. Segstro. 1992. Spatial trends in organochlorines in arctic ringed seal and walrus, dans *Synopsis of research conducted under the 1991/92 Northern Contaminants Program*. (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord). Études environnementales n° 70. J.L. Murray et R.G. Shearer, éd. Affaires indiennes et du Nord Canada, Programme des Affaires du Nord, Ottawa.
- Muir, D., L. Lockhart, D. Metner, B. Billeck, P. Wilkinson, R. Danell, T. Kenny, B. Grift, C. Ford et B. Rosenberg. 1993. Food chain accumulation and biological effects of organochlorines in fish from Lake Laberge and other Yukon lakes, dans *Synopsis of research conducted under the 1992/93 Northern Contaminants Program*. (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord). Études environnementales n° 70. J.L. Murray et R.G. Shearer, éd. Affaires indiennes et du Nord Canada, Programme des Affaires du Nord, Ottawa.
- Muir, D., B. Grift, D. Metner, B. Billeck, L. Lockhart, B. Rosenberg, S. Mohammed et R. Hunt. 1994. Contaminant trends in freshwater and marine fish, dans *Synopsis of Research Conducted Under the 1993/94 Northern Contaminants Program*. (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord). Études environnementales n° 72. J.L. Murray et R.G. Shearer, éd. Affaires indiennes et du Nord Canada, Programme des Affaires du Nord, Ottawa.
- Noble, D.G. 1990. Les contaminants chez les oiseaux de mer du Canada. Rapport sur l'état de l'environnement n° 90-2. Environnement Canada, Ottawa.
- Oehme M. 1991. Dispersion and transport paths of toxic persistent organochlorines to the Arctic: levels and consequences. *Sci. Total Environ.* 106:43–53.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1989. DDT and its derivatives — Environmental aspects. Environmental Health Criteria 83. OMS. Genève, Suisse.
- Palmer, M. 1992. Levels of contaminants in fish from Yukon lakes, dans *Synopsis of research conducted under the 1991/92 Northern Contaminants Program*. (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord). Études environnementales n° 70. J.L. Murray et R.G. Shearer, éd. Affaires indiennes et du Nord Canada, Programme des Affaires du Nord, Ottawa.
- Schindler, D.W., K.A. Kidd, D.C. Muir et R.H. Hesslein. 1993. The biomagnification of organochlorines through the food web of Lake Laberge and other Yukon lakes, dans *Synopsis of Research Conducted Under the 1992/93 Northern Contaminants Program*. (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord). Études environnementales n° 70. J.L. Murray et R.G. Shearer, éd. Affaires

- indiennes et du Nord Canada, Programme des Affaires du Nord, Ottawa.
- Suntio, L.R., W.Y. Shiu, D. Mackay, J.N. Seiber et D. Glotfelty. 1988. Critical review of Henry's law constants for pesticides. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 103:1-59
- Swain, L.G. et D.G. Walton. 1990. Report on the 1989 Boundary Bay monitoring program. Fraser River Estuary Monitoring. B.C. Environment, Victoria, BC.
- Tanabe, S., H. Iwata et R. Tatsukawa. 1994. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *Sci. Total Environ.* 154:163-177.
- Tarjan, R. et T. Kemeny. 1969. Multigeneration studies on DDT in mice. *Food Cosmet. Toxicol.* 7:215-222.
- Tomatis L., V. Turusov, R.T. Charles et M. Boicchi. 1974. Effect of long-term exposure to 1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethylene, to 1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane, and to the two chemicals combined on CF-1 mice. *J. Natl. Cancer Inst.* 52:883-891.
- Tucker, R.K. et D.G. Crabtree. 1970. Handbook of toxicity of pesticides to wildlife. Resource Publication No.84. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, Denver Wildlife Research Center. Denver, CO.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1980. Analysis of pesticide residues in human and environmental samples: A compilation of methods selected for use in pesticide monitoring programs. EPA 600/8-80-038, Research Triangle Park, NC. (Cité dans ATSDR 1994.)
- Vangilder, L.D. et T.J. Peterle. 1980. South Louisiana crude oil and DDE in the diet of mallard hens: Effects on reproduction and duckling survival. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25:23-28.
- Worthing, C.R. et R.J. Hance. 1991. The pesticide manual: A world compendium. British Crop Protection Council, Farnham, GB.
- Wrenn, T.R., J.R. Wood, G.F. Fries et J. Bitman. 1970. Tests of estrogenicity in rats fed low levels of *o,p'*-DDT. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 5:61-66.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique — DDT (total), 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