

Ébauche

Document de décision sur le lindane

**préparé par le
Groupe d'étude sur la sélection des substances**

**à l'intention du
Groupe de travail sur la gestion rationnelle des produits chimiques**

Commission de coopération environnementale

Le 19 avril 2000

Table des matières

Table des matières.....	ii
Avant-propos	iv
Sommaire	vii
1.0 Principale recommandation au Groupe de travail sur la GRPC.....	1
2.0 Examen des résultats du processus de sélection.....	1
2.1 Inscription	1
2.2 Sommaire de l'évaluation préliminaire, étape II (1).....	1
2.3 Propriétés physicochimiques du lindane	2
2.4 Sommaire de l'évaluation du problème commun – étape II(2).....	2
2.4.1 <i>Nature et étendue des risques pour la santé humaine ou l'environnement en Amérique du Nord</i>	2
2.4.2 <i>Répercussions sur l'environnement</i>	5
2.4.3 <i>Santé humaine</i>	6
2.4.4 <i>Nature et portée des éléments de preuve du transport transfrontalier dans l'environnement en Amérique du Nord</i>	11
2.4.5 <i>Avantages d'une action concertée pour la santé humaine et l'environnement en Amérique du Nord</i>	12
3.0 Analyse des principales considérations sur la mise en œuvre d'un PARNA relatif au lindane	13
3.1 Mesures destinées à réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement.....	13
3.2 Avantages pour la santé humaine et l'environnement	13
3.2.1 <i>Activités de renforcement des capacités</i>	14
3.2.2 <i>Réduction des risques</i>	14
3.2.3 <i>Décisions rationnelles sur le plan économique</i>	14
3.2.4 <i>Obligations internationales (engagements)</i>	15
3.3 Durabilité de la production alimentaire.....	15
3.4 Applicabilité et disponibilité de solutions de rechange.....	15
3.5 Capacité de changement de la société.....	15
3.5.1 <i>Le Canada</i>	16
3.5.2 <i>Les États-Unis</i>	16
3.5.3 <i>Le Mexique</i>	17
3.5.4 <i>Capacité de changement</i>	17
3.6 Incidences et débouchés pour l'économie et le commerce.....	17
3.7 Capacité nationale d'action, savoir-faire et technologie	18
3.7.1 <i>Justification d'une action trilatérale</i>	18
3.7.2 <i>Incertitudes</i>	18
3.8 Possibilités de changement dans les domaines juridiques et réglementaires	19
3.9 Obligations et engagements internationaux.....	19

4.0	Recommandations au Groupe de travail sur la portée d'un PARNA relatif au lindane	20
4.1	Objectifs éventuels du PARNA.....	20
4.2	Éléments du PARNA.....	21
5.0	Recommandation finale au Groupe de travail sur la GRPC	22
6.0	Liste d'ouvrages consultés.....	23
7.0	Annexes.....	26
	Annexe A.....	27
	Annexe B : Liste des emplois de lindane aux États-Unis.....	29
	Annexe C : Données toxicologiques sur le lindane	31
	Annexe D : Factors Influencing the Distribution of Lindane and Other Hexachlorocyclohexanes in the Environment	39

Avant-propos

Le présent document constitue l'élément principal de la troisième étape du *Processus de sélection de substances pouvant justifier une action régionale dans le cadre du projet de gestion rationnelle des produits chimiques* (processus de sélection des substances). Il vise les objectifs suivants :

1. recommander au Groupe de travail nord-américain sur la gestion rationnelle des produits chimiques (Groupe de travail sur la GRPC) la mise en œuvre possible d'un plan d'action régional nord-américain (PARNA) relatif au lindane;
2. étudier les résultats du processus de sélection des substances en ce qui concerne le lindane;
3. déterminer les problèmes relatifs aux principales étapes de mise en œuvre du PARNA;
4. formulation des recommandations sur la portée possible d'un PARNA relatif au lindane.

Le Groupe d'étude sur la sélection des substances (GESS), qui est un sous-groupe du Groupe de travail sur la GRPC, administre le processus de sélection des substances. Il a pour mandat de déterminer quelles substances pourraient faire l'objet de PARNA élaborés par les gouvernements du Canada, du Mexique et des États-Unis. Le GESS est composé de deux représentants de chaque Partie et d'observateurs représentant les organismes non gouvernementaux de l'environnement, les secteurs industriels et le milieu universitaire.

Le Groupe de travail sur la GRPC est le principal organe responsable de l'administration du projet de gestion rationnelle des produits chimiques (GRPC). Ce projet, de même que le Groupe de travail, ont été mis sur pied en vertu de la résolution n° 95-05 du Conseil de la Commission de coopération environnementale (CCE), portant sur la gestion rationnelle des produits chimiques.

La résolution n° 95-05, qui a été élaborée en vertu de l'Accord nord-américain de coopération dans le domaine de l'environnement (ANACDE), vient concrétiser un grand nombre des obligations et des engagements énoncés dans l'ANACDE. Le Conseil (des ministres) est l'organe directeur de la CCE, qui a été créée dans le cadre de l'ANACDE. Le Conseil de la CCE a approuvé la résolution n° 95-05 le 13 octobre 1995, lors de sa deuxième séance ordinaire, qui s'est tenue à Oaxaca, au Mexique.

Jusqu'à maintenant, le projet de GRPC a surtout visé l'élaboration de PARNA relatifs aux substances toxiques rémanentes qui, selon les Parties, justifient une action régionale collective parce qu'elles présentent des risques élevés pour la santé humaine et l'environnement nord-américain. Les PARNA reflètent l'engagement qu'ont pris les Parties de coopérer en vue d'exploiter les politiques et les lois locales, d'améliorer leurs capacités internes et de placer dans une perspective régionale la mise en œuvre des engagements internationaux liés à l'environnement qui ont été pris ou sont en cours de négociation, afin de régler les problèmes causés par les substances toxiques rémanentes.

Chaque PARNA est obligatoirement unique, puisqu'il résulte de la nécessité de tenir compte des différentes circonstances auxquelles est soumise chaque Partie en ce qui concerne : les méthodes de production, d'utilisation et d'élimination des substances; les richesses naturelles et les conditions géographiques et climatiques; les capacités structurelles, technologiques et

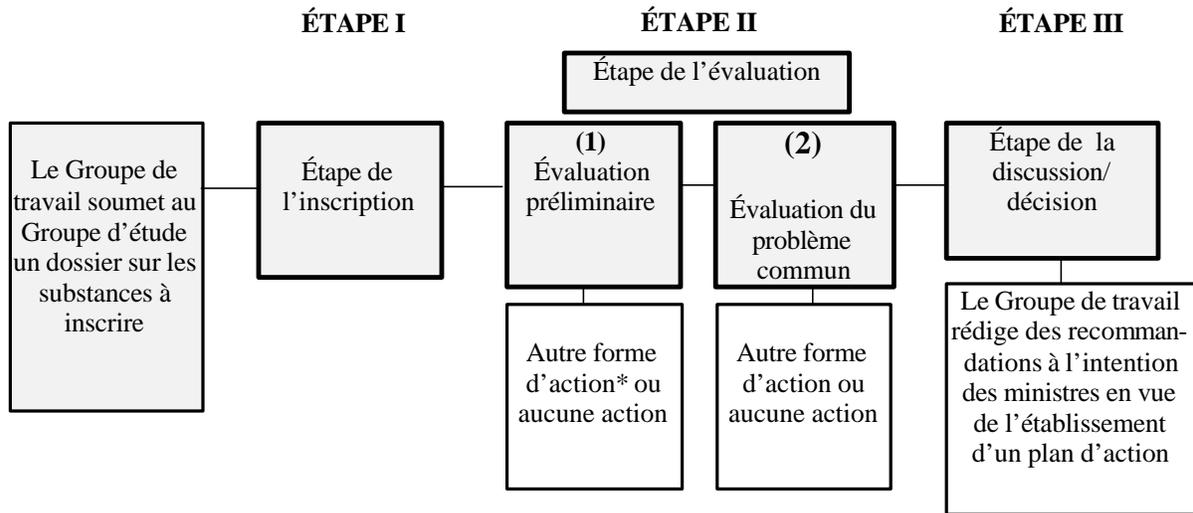
économiques. Tous les PARNA visent le partage et le transfert d'information et de meilleures pratiques, et ce, en vue d'améliorer la capacité de chaque pays à effectuer une gestion rationnelle des produits chimiques. À ce jour, on a élaboré des PARNA relatifs au DDT, au chlordane, au mercure et aux BPC.

Le Groupe de travail sur la GRPC a établi le processus de sélection des substances afin de faciliter une analyse systématique, rigoureuse et transparente des substances susceptibles de faire l'objet de PARNA additionnels. Ce processus comporte trois étapes :

- i) *l'étape de l'inscription* (étape I), qui comprend l'examen d'un dossier d'inscription préparé par une ou plusieurs des trois Parties et transmis au GESS par le Groupe de travail sur la GRPC. Ce dossier contient des données normalisées pour chaque substance inscrite. L'examen a pour objet de déterminer s'il est justifié de soumettre cette substance à l'étape suivante du processus de sélection;
- ii) *l'étape de l'évaluation* (étape II), qui comprend deux parties. Premièrement, *l'évaluation préliminaire* permet de déterminer si une substance nécessite un examen plus approfondi d'un point de vue scientifique (preuve de pénétration dans l'environnement, mouvements transfrontaliers d'un milieu environnemental à l'autre, rémanence, biodisponibilité et bioaccumulation) et s'il existe des documents fiables sur l'évaluation des risques. Deuxièmement, une *évaluation du problème commun* permet de déterminer dans quelle mesure toutes les Parties conviennent qu'il y a un problème et que des mesures concertées produiraient de réels avantages;
- iii) *l'étape de la décision* (étape III), durant laquelle un document de décision préliminaire recommande au Groupe de travail la mesure à prendre relativement à la substance inscrite. Ce document peut recommander : 1) qu'on élabore un PARNA, 2) que d'autres types de mesures soient prises, 3) qu'aucune mesure ne soit prise. Le PARNA définira en outre les problèmes liés aux principales étapes de mise en œuvre.

Le 21 mai 1998, le Groupe de travail sur la GRPC a transmis quatre dossiers d'inscription au GESS; ces dossiers portaient sur les dioxines et les furanes, l'hexachlorobenzène (HCB), le lindane, le plomb. Le présent document de décision porte sur le lindane.

Figure 1. Diagramme illustrant le processus de sélection des substances



* Une « autre forme d'action » peut signifier des recommandations concernant l'obtention d'informations supplémentaires, le choix d'une action relevant d'une autre instance ou encore le choix de s'abstenir de toute action.

Sommaire

À titre de principale conclusion, le présent document de décision recommande de dresser un plan d'action régional nord-américain (PARNA) relatif au lindane dans le cadre du projet de gestion rationnelle des produits chimiques (GRPC). Le 15 janvier 1999, les États-Unis ont déposé un dossier d'inscription qui, à la lumière d'éléments justificatifs et d'informations de référence, préconisait que le lindane passe à la prochaine étape du processus de sélection des substances, soit celle de l'évaluation. Cette dernière a montré que le lindane justifie un examen plus poussé au cours du processus de sélection, et toutes les Parties ont convenu que cette substance est problématique et qu'une action concertée apportera des avantages concrets. Se fondant sur cette information, le Groupe d'étude sur la sélection des substances (GESS) a recommandé d'ébaucher un document de décision à l'intention du Groupe de travail sur la GRPC pour qu'il soit pris en compte au cours de l'établissement d'un PARNA relatif au lindane. Les principales conclusions de ce document de décision sont résumées ci-après.

Le lindane est un polluant organique rémanent (POR) dont l'emploi est encore homologué au Canada, au Mexique et aux États-Unis comme pesticide et insecticide. Il est principalement utilisé dans le secteur de l'agriculture pour traiter les semences contre les parasites et il fait l'objet d'un emploi limité en médecine vétérinaire et humaine. Il est l'un des plus abondants et des plus puissants des insecticides organochlorés qui contaminent l'environnement, et l'on a démontré qu'il est transporté des régions tempérées, où il est utilisé, vers des milieux septentrionaux plus froids comme la région arctique. Il peut s'accumuler en concentrations allant de modérées à très élevées dans le biote et chez les espèces sauvages et les humains. On a constaté qu'il avait une grande variété d'effets toxicologiques, comme le dysfonctionnement des systèmes reproducteur et endocrinien, ainsi que des effets neurotoxiques, immunotoxiques, mutagènes, génotoxiques et cancérigènes.

Ce document de décision expose les nombreux avantages qu'offre une action régionale coordonnée menée dans le cadre de l'établissement d'un PARNA visant à réduire ou à abolir les emplois homologués du lindane. Cette action présentera les avantages suivants :

- elle favorisera l'adoption d'une position nord-américaine uniforme à l'égard du lindane;
- elle constituera un mécanisme de réduction ou d'abolition des emplois non essentiels dans chacun des trois pays;
- elle encouragera l'application de pratiques de gestion rationnelles ainsi que de méthodes de lutte antiparasitaire intégrée au sein de chaque pays grâce à l'échange d'information;
- elle réduira les risques pour la santé humaine et l'environnement à l'échelle trinationale;
- elle permettra d'entreprendre d'autres activités concertées de renforcement des capacités par les organismes de réglementation du Canada, du Mexique et des États-Unis, et elle renforcera les relations de travail existantes;
- elle tirera parti de l'expérience acquise ainsi que des leçons tirées de l'établissement d'autres PARNA, plus particulièrement ceux relatifs au chlordane et au DDT, puisqu'il s'agira du premier PARNA relatif à un POR dont l'usage est répandu dans les trois pays;
- elle permettra de dresser un inventaire trinationnel des emplois courants ainsi que des quantités importées et utilisées annuellement dans chaque pays. Cette information sera utile

si l'on veut réaliser d'autres activités connexes à la GRPC, notamment l'établissement d'un PARNA relatif à la surveillance et à l'évaluation environnementales.

1.0 Principale recommandation au Groupe de travail sur la GRPC

Nous recommandons au Groupe de travail sur la GRPC d'établir un PARNA relatif au lindane en vertu du *Processus de sélection des substances pouvant justifier une action régionale dans le cadre du Projet de GRPC* (« processus de sélection des substances »). Nous croyons que le lindane est une substance problématique et que l'établissement concerté d'un tel PARNA apportera des avantages concrets.

2.0 Examen des résultats du processus de sélection

2.1 Inscription

En janvier 1999, les États-Unis ont déposé un dossier d'inscription, à titre de document de travail, qui n'est pas un document gouvernemental officiel et qui n'émane pas de la CCE. Ce dossier d'inscription concluait que le lindane devait passer à l'étape suivante du processus de sélection des substances, celle de l'évaluation.

2.2 Sommaire de l'évaluation préliminaire, étape II (1)

À la lumière des motifs qui suivent, les membres du GESS ont convenu que le lindane satisfaisait aux critères de l'étape II(1).

Premier critère : La substance peut pénétrer, pénètre ou a pénétré dans l'écosystème nord-américain (émissions, milieux et biote). Nous avons unanimement convenu que ce critère est satisfait dans les trois pays.

Deuxième critère : La substance a donné lieu à une évaluation détaillée des risques pour l'environnement ou la santé. Des documents canadiens, américains et internationaux attestent du fait que le lindane est une substance préoccupante à l'échelle trinationale.

Troisième critère : Il existe des données mesurées ou prévisionnelles sur la bioaccumulation, la rémanence et la biodisponibilité de la substance. Il est pertinemment prouvé que le lindane est biocumulatif et rémanent.

Quatrième critère : La surveillance a prouvé que la substance a été transportée par-delà les frontières dans l'environnement et qu'il s'agit d'un POR (p. ex., présence dans le biote OU preuve indirecte de transport en raison d'une rémanence de <2 jours dans l'air et volatilité $\leq 1\ 000$ Pa caractéristique des POR). Le dossier d'inscription de 1999 prouve pertinemment que cette substance a été transportée à grande distance et qu'elle satisfait au présent critère. Le tableau 1 ci-dessous présente les propriétés physicochimiques du lindane à l'appui des résultats de l'évaluation préliminaire. En se fondant sur toute l'information qui leur a été fournie, les Parties conviennent que le lindane représente des risques importants pour l'environnement et que la préparation d'un document de décision procurerait des avantages tangibles.

2.3 Propriétés physicochimiques du lindane

Le lindane est le nom commun du γ -HCH, l'un des huit stéréo-isomères de l'hexachloro-1,2,3,4,5,6 cyclohexane ($C_6H_6Cl_6$), dont la masse moléculaire est de 290,83 g. Il s'agit d'un solide blanc et cristallin (numéro CAS 58-89-9) qui s'avère stable en présence de lumière, de chaleur, d'air, de dioxyde de carbone et d'acides forts. Les isomères du HCH sont produits par photochloration chimique du benzène, ce qui permet d'obtenir un produit désigné « HCH technique » (numéro CAS 608-73-1). Celui-ci est principalement composé de cinq isomères du HCH : 53 à 70 % de α -HCH, 3 à 14 % de β -HCH, 11 à 18 % de γ -HCH, 6 à 10 % de δ -HCH et 3 à 5 % de ϵ -HCH (Howard, 1989). Le γ -HCH a commencé à être utilisé comme insecticide au cours des années 1940 en raison de son efficacité et de sa rentabilité. Le lindane pur (≥ 99 %) est un produit concentré que l'on obtient par traitement de mélanges d'isomères du HCH avec du méthanol ou de l'acide acétique et par cristallisation. Même le lindane pur contient de petites quantités d'autres isomères du HCH. Si le lindane n'est plus fabriqué au Canada et aux États-Unis, il y est importé et utilisé dans certaines préparations. Le Mexique produit et fabrique du lindane et il importe du HCH technique (Victor Hugo Borja, directeur, Centro Nacional de Salud Ambiental, comm. pers., janvier 2000).

Les propriétés physicochimiques du lindane (γ -HCH) et de deux autres isomères du HCH (α -HCH et β -HCB) sont couramment observables dans l'environnement et sont résumées au tableau 1. Le point de fusion du lindane est de 112 °C et son point d'ébullition de 323,4 °C. Sa pression de vapeur (PV) étant de $3,83 \times 10^{-3}$ Pa et son hydrosolubilité de $2,57 \times 10^{-2}$ mol/m³, sa constante de la loi d'Henry (H_c) est de $0,149$ Pa·m³/mol⁻¹ à 20 °C. Quant à son coefficient de partage octanol/eau ($\log K_{oc}$), il est de 3,5, indiquant ainsi le pouvoir qu'a le lindane de s'accumuler dans les lipides des organismes. Au cours d'expériences sur le terrain, on a enregistré un facteur de bioaccumulation (FBA) de 4,1 et un facteur de bioconcentration (FBC) variant de 2,26 à 3,85. Il est rémanent dans l'eau et résiste à la biodégradation (demi-vie dans l'eau de 30 à 300 jours). La demi-vie du lindane dans le sol est de deux ans environ et son coefficient de sorption (K_{co}) est de 3,0. Le lindane est également rémanent dans l'air (demi-vie de 2,3 à 13 jours) et son temps de séjour estimatif est de 17 semaines (Mackay et coll., 1997). Sous forme de vapeur, le lindane et d'autres isomères du HCH semblent également réagir aux radicaux hydroxyles qui sont produits photochimiquement, avec une demi-vie de ≥ 2 jours à 5×10^5 (OH⁻)/cm³ (Atkinson, 1987). Ces propriétés augmentent les capacités de rémanence, de volatilisation, de transport à grande distance et de diffusion à grande échelle, ainsi que d'accumulation du lindane en concentrations toxiques dans les tissus adipeux des organismes vivants.

2.4 Sommaire de l'évaluation du problème commun – étape II(2)

2.4.1 Nature et étendue des risques pour la santé humaine ou l'environnement en Amérique du Nord

Le lindane est un polluant organique rémanent (POR) et l'ensemble de l'Amérique du Nord a le même degré de préoccupation en ce qui concerne la poursuite de son emploi, la possibilité qu'il soit rejeté ou transformé, son transport à grande distance, sa diffusion à grande échelle, sa capacité de bioaccumulation et ses effets sur les humains comme sur l'environnement.

Tableau 1. Propriétés physicochimiques du lindane (g-HCH), du α -HCH et du β -HCH. Certaines cases sont vides par manque de données. Abréviations et symboles : hydrosolubilité (C_s); pression de vapeur (PV), coefficient de partage octanol/eau (K_{oe}); coefficient de sorption dans le sol (K_{co}); constante de la loi d'Henry (H_c); demi-vie (d.-v.); facteur de bioaccumulation (FBA); facteur de bioconcentration (FBC).

	Concentrations préoccupantes ¹	Lindane (γ -HCH) ²	α -HCH ²	β -HCH ²
Point de fusion (°C)		112,5 à 113,5	158	309
Point d'ébullition (°C)		323,4	288	
Densité (g/cm ³ @ 20 °C)		1,87		
C_s (mg/L ⁻¹ @ 20 °C)		7,3	10,1	0,7 à 5,0
PV (Pa @ 20 °C)	≤ 1000 Pa	0,00383	0,003 33 à 0,084	3,73 à 4,90 x 10 ⁻⁵
H_c (Pa·m ³ /mol ⁻¹ @ 20 °C)		0,149	0,87	0,116
Log K_{oe}	≥ 5	3,5	3,8	3,8 à 4,2
Log K_{co}		2,38 à 3,52	3,25 à 4,10	3,36 à 3,98
Air (d.-v.)	≥ 2 jours	2,3 à 13 jours	4 ans ³	
Eau (d.-v.)	≥ 6 mois	30 à 300 jours	11,5 ans ⁴	
Sédiment (d.-v.)	≥ 1 an			
Sol (d.-v.)	≥ 6 mois	2 ans		
Log FBA	≥ 3,7	4,1		
Log FBC	≥ 3,7	2,26 à 3,85	1,93 à 3,38	2,66 à 3,08

¹ Le GESS a relevé les concentrations préoccupantes à la suite d'une étude de la documentation existante.

² Cité par Mackay et coll. (1997).

³ Prédiction d'un modèle pour l'atmosphère arctique (Wania et Mackay, 1999).

⁴ Prédiction d'un modèle pour l'océan Arctique (Wania et Mackay, 1999).

Le lindane est un insecticide et un pesticide de contact qui a des effets stomacaux et respiratoires sur de nombreux organismes nuisibles pour les récoltes et les semences, les humains (p. ex., les mouches, les acariens, les poux, les scorpions et les punaises) et les animaux (p. ex., les puces, les tiques, les mouches des cornes et les larves de taupin) (Mackay et coll., 1997).

À l'heure actuelle, le lindane a des emplois homologués comme pesticide et insecticide au Canada, au Mexique et aux États-Unis. Au Canada, il sert principalement en agriculture pour traiter les semences et le sol afin de protéger les récoltes contre des insectes nuisibles comme les

larves de taupin et les altises. Ces emplois sont présentés sommairement à l'annexe A. Pour le moment, les seuls emplois en surface autorisés au Canada se limitent à l'hygiène animale et humaine, comme le résume le tableau 2. Tous les emplois homologués pour fin de traitement des semences aux États-Unis sont aussi précisés au tableau 2. Le Mexique a également produit une liste de ses emplois courants de lindane dans les domaines de l'agriculture et de l'hygiène publique.

Tableau 2. Emplois du lindane actuellement homologués au Canada, au Mexique et aux États-Unis

<u>Traitement des semences :</u>	
Canada	Orge, haricot, brocoli, choux de Bruxelles, céréale, chou, chou-fleur, maïs, lin, moutarde, avoine, pois, rutabaga, seigle, soya, semences entreposées et blé.
États-Unis	Orge, brocoli, choux de Bruxelles, chou, chou-fleur, céleri, maïs, chou rosette, laitue, chou frisé, chou-rave, feuilles de moutarde, avoine, radis, seigle, sorgho, bette à carde, épinard et blé.
Mexique ¹	Emploi agricole pour traiter notamment l'avoine, l'orge, les haricots, le sorgho et le blé.
<u>Autres emplois :</u>	
Canada	Culture fruitière et légumière, tabac, plantes d'ornement, sol de serres, plantes à fruits et herbacées, gazon, emploi vétérinaire (deux produits), foresterie (épinette, pin et feuillus), pourtour des bâtiments industriels et résidentiels, traitement sous forme de shampooing contre les poux et les acariens.
États-Unis	Emploi à des fins d'hygiène publique.
Mexique ¹	Emploi à des fins d'hygiène publique contre les poux, les acariens et les scorpions.

¹ Victor Hugo Borja, directeur, Centro Nacional de Salud Ambiental, comm. pers., décembre 1999.

Aux États-Unis, une estimation de l'emploi du lindane entre 1980 et 1990 montre une baisse de 268 à 114 t/an (tableau 3). Au cours de la même période, l'emploi du lindane au Canada a augmenté, passant de 200 à 284 t par année, ainsi qu'au Mexique, où il est passé de 23 à 261 t/an. La quantité totale de lindane utilisée dans le monde a été estimée par Li et coll. (en 1996) à 11 900 t en 1980 et à 8 400 t en 1990. En se fondant sur le tableau 3, on peut calculer que le Canada, le Mexique et les États-Unis comptaient pour 9 % de la quantité de lindane utilisée dans le monde en 1990.

Tableau 3. Estimation de l'emploi annuel du lindane, en 1980 et en 1990, par le Canada, le Mexique et les États-Unis, et de la quantité mondiale cumulée (Li et coll., 1996).

	1980 (t)	1990 (t)
γ -HCH		
États-Unis	268	114
Canada	200	284
Mexique	23	261
Dans le monde	11 900	8 400

Des données d'Environnement Canada montrent que les provinces des Prairies ont utilisé 455 t de lindane en 1997 et 510 t en 1998 (étude menée en 1999 par le Fonds mondial pour la nature Canada). Ces chiffres sont basés sur le nombre de graines de canola mises en terre. Ces données montrent également que les trois provinces des Prairies (Manitoba, Saskatchewan et Alberta) sont les principales utilisatrices de ces substances alors que les autres provinces n'en ont utilisé qu'une faible quantité (moins de 1 % de la quantité totale au Canada). Étant donné que le lindane ne sert plus au traitement des graines de canola au Canada (depuis le 31 décembre 1999), on s'attend à ce que la quantité utilisée soit très inférieure à celle déclarée en 1997 et 1998.

En 1992, les États-Unis ont utilisé 32 t de lindane à des fins agricoles, particulièrement sur les pacaniers (26 t), les courges (2,8 t), le carthame (1,5 t), les betteraves à sucre (0,97 t) ainsi que sur les laitues, les poivrons, les melons, les melons brodés, les choux-fleurs et les piments (US Geological Survey, 1992). Cette quantité ne tient pas compte des autres emplois (p. ex., les emplois domestiques et en matière d'hygiène publique).

2.4.2 Répercussions sur l'environnement

On manque de données pour mesurer les répercussions éventuelles du lindane sur l'environnement. Cependant, selon la documentation scientifique, le lindane s'accumule dans les réseaux trophiques et montre un FBA de 4,1 et un FBC variant de 2,26 à 3,85. Il s'accumule rapidement chez les microorganismes, les invertébrés, les poissons, les oiseaux et les humains (OMS, 1991). La biotransformation et l'élimination du lindane sont relativement rapides (OMS, 1991). Les isomères du HCH, dont le lindane, semblent pouvoir franchir la barrière hémato-encéphalique (Mössner et coll., 1994). La bioaccumulation du lindane dans le tissu cérébral des mammifères marins montre des concentrations égales ou supérieures à celles de polluants davantage hydrophobes comme les BPC et le DDT (Mössner et coll., 1994). Les voies qu'un contaminant peut prendre sont complexes lorsqu'il se dirige vers la chaîne alimentaire nordique, et elles dépendent des courants atmosphériques et océaniques, du fractionnement gaz/particules, de même que de la structure du réseau trophique (Barrie et coll., 1992).

Le lindane n'est pas une substance très toxique pour les bactéries, les algues et les protozoaires, sa « concentration sans effet nocif observé » (CSENO) étant de 1 000 $\mu\text{g/L}^{-1}$ (OMS, 1991). Sa toxicité pour les champignons est variable, avec une CSENO de 1 000 à 30 000 $\mu\text{g/L}^{-1}$ selon les espèces (OMS, 1991). Une dose de 1 000 $\mu\text{g/L}^{-1}$ n'a pas gravement touché la reproduction des mollusques (OMS, 1991). Le lindane est hautement toxique pour certains organismes aquatiques

(p. ex., certains poissons et invertébrés). Des études sur la chronicité menées à l'égard des daphnies (*Daphnia magna*) ont révélé une CSENO de 11 à 19 $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$. Des études à court et à long terme sur trois espèces de poisson ont permis de relever une CSENO de 9 $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$; aucun effet sur la reproduction n'a été observé à des concentrations de 2,1 à 23,4 $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ (OMS, 1990). La concentration létale moyenne (CL_{50}) d'une population de poissons et d'invertébrés se situait entre 20 et 90 $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ (OMS, 1991). Cette concentration pour les crustacés dulcicoles et marins varie de 1 à 1 100 $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ (OMS, 1991).

La possibilité d'interconversion d'un isomère du HCH avec un autre dans l'environnement peut être un important élément à considérer lorsque l'on évalue et gère les risques associés au lindane, car les isomères n'ont pas la même toxicité et la même capacité d'accumulation chez les humains. Dans l'air, le γ -HCH est converti photochimiquement en α -HCH. Ces deux substances peuvent être transformées biologiquement en β -HCH, lequel est plus rémanent (Gilman et coll., 1997). Ce dernier est très récalcitrant dans des conditions ambiantes et il est beaucoup plus résistant à la biodégradation que les autres isomères du HCH (Bachmann et coll., 1988; Schwarzenbach et coll., 1993). L'interconversion prêle cependant à confusion et doit être examinée plus avant. Le degré de transformation du lindane en d'autres isomères du HCH est en grande partie déterminé par le milieu ambiant dans lequel il est rejeté (p. ex., l'eau, le sol, l'air ou les sédiments), le pH, de même que le type et le nombre de microbes favorisant la transformation et/ou la biodégradation. Une étude menée en 1999 par Walker et coll., recommande de tenir compte de l'isomérisation dans tout dossier ou plan d'action régional relatif au lindane dans le cadre du programme de GRPC.

2.4.3 Santé humaine

2.4.3.1 Constatations toxicologiques fondamentales chez les animaux de laboratoire

La toxicité aiguë du lindane a été étudiée chez de nombreuses espèces animales en fonction de divers modes d'administration de la substance. Le lindane a une toxicité modérée à aiguë chez les animaux de laboratoire. Ces conclusions sont fondées sur une dose censée causer la mort de 50 % des sujets de nombreuses espèces, dont des rats, des souris, des cobayes, des chiens et des lapins. Cette dose se situe entre 55 et 480 mg/kg lorsqu'elle est administrée par voie orale (OMS, 1991). Le type de milieu de suspension utilisé dans les études de toxicité aiguë par voie orale (exposition à une substance chimique durant 14 jours ou moins) a eu une incidence sur le degré de toxicité observé : l'huile s'est avérée plus toxique que des solutions aqueuses ou des suspensions. Les jeunes animaux ont montré une plus grande sensibilité que les adultes. Chez les rats et les lapins, la toxicité cutanée aiguë (DL_{50}) était de 900 mg/kg et de 200 à 300 mg/kg, respectivement. À la suite d'une inhalation de quatre heures, la toxicité aiguë (DL_{50}) était de 600 mg/kg chez les rats (OMS, 1991). Les études sur les animaux n'ont pas révélé que le lindane était un irritant ou un sensibilisant cutané, mais on a observé une légère irritation des yeux chez les lapins (OMS, 1991).

On a constaté des effets neurologiques chez les rats à la suite d'une exposition aiguë au lindane. Le plus sérieux de ces effets a été l'apparition de crises à la suite d'un seul gavage de 30 à 60 mg/kg (ATSDR, 1994). On a également constaté des effets moins graves chez les rats, comme une suractivation subite du comportement moteur avec une dose de 10 mg/kg et un embrasement accru avec une dose se situant entre 3 et 20 mg/kg (ATSDR, 1994).

Des études à plus long terme ont également été menées sur plusieurs espèces animales selon divers modes d'administration du lindane. Une respiration accélérée, des infections cutanées, des convulsions et un accroissement du poids du foie et des reins ont été observés au cours d'études sur les réactions cutanées de lapins soumis à des doses journalières de 60 à 400 mg/kg (US EPA, 1998). On a constaté des décès et un accroissement du poids du foie chez les souris exposées par inhalation à des doses de lindane de 1 à 10 mg/m³ (US EPA, 1998). On a également relevé des signes de toxicité systémique générale, dont un accroissement du poids du foie et des reins avec une histopathologie connexe, du poids de la thyroïde et de l'activité des cytochromes P450 chez les rats avec des doses orales aussi faibles que 10 mg/kg (OMS, 1991). Des effets hématologiques tels que la suppression de cellularité dans la moelle osseuse, de précurseurs d'érythrocytes et des cellules souches unipotentes de lignée granulocyto-monocytaire ont été observés chez les souris mâles auxquelles on a administré, par voie orale, une dose quotidienne de 20 mg/kg de lindane (ATSDR, 1994). Aucun effet hématologique n'a été constaté chez des beagles dans le régime desquels on a ajouté quotidiennement 12,5 et 2,9 mg/kg de lindane durant 32 et 104 semaines respectivement (ATSDR, 1994). Des souris soumises durant 24 semaines à une dose orale quotidienne de 0,012 à 1,2 mg/kg de lindane ont montré des effets immunosuppresseurs (ATSDR, 1994). Cette substance a également engendré des convulsions chez des rats ayant ingéré 12 mg/kg durant 12 jours, ainsi que des changements à plusieurs paramètres comportementaux chez des rats ayant ingéré 5 mg/kg de lindane pendant 40 jours (OMS, 1991). D'autres signes de neurotoxicité ont été constatés à la suite d'une exposition au lindane, dont des changements de conditionnement opérant chez des rats exposés à 2,5 mg/kg durant 40 jours, et une diminution de la conduction nerveuse chez des rats exposés à 25,4 mg/kg durant 30 jours (ATSDR, 1994).

Le lindane ne semble généralement pas avoir de propriétés mutagènes; on a constamment obtenu des résultats négatifs et les études qui ont donné des résultats positifs étaient sans fondement ou portaient sur du lindane d'un degré de pureté inconnu (OMS, 1991; ATSDR, 1994; US EPA, 1998).

Des études des effets toxiques du lindane administré par voie orale sur le développement ont été menées sur des rats, des souris et des lapins. Chez les rats, on a noté des effets toxiques chez les mères porteuses, dont une baisse de consommation de nourriture, un accroissement du poids corporel ainsi que la mort, à des doses quotidiennes variant de 10 à 20 mg/kg. Les effets de la toxicité au tout début du développement comprenaient l'apparition de côtes supplémentaires avec une dose quotidienne de 20 mg/kg et un accroissement des morts fœtales avec une dose quotidienne de 10 mg/kg (ATSDR, 1994; US EPA, 1998). La mort de fœtus et la diminution de leur poids ont été observées chez des souris exposées à 60 mg/kg (OMS, 1991). Des études sur les lapins ont montré que le lindane avait des effets toxiques sur le développement, dont une augmentation des pertes postimplantations et de la fréquence des résorptions avec une dose quotidienne aussi faible que 5 mg/kg, de même que l'apparition de côtes supplémentaires avec une dose quotidienne de 20 mg/kg (OMS, 1991; ATSDR, 1994). Des études ont été menées relativement aux effets toxiques du lindane sur la reproduction à l'égard d'une deuxième et d'une troisième génération de rats (OMS, 1991; ATSDR, 1994; US EPA, 1998). L'annexe C présente les caractéristiques toxicologiques du α -HCH, du β -HCH, du γ -HCH et du ϵ -HCH (Department of Health and Human Services, 1997). Des études sur la reproduction visant une deuxième génération ont montré que, à une dose de 13 mg/kg/jour, le lindane avait des effets toxiques sur la reproduction et le développement, notamment : la perte de poids, une baisse de la viabilité de

la progéniture des deux générations, de même qu'un retard de l'apparition et de la formation complète des dents ainsi que de la croissance des poils chez la progéniture de la deuxième génération. On n'a observé aucun effet sur la fertilité, l'accouplement et la gestation. Par contre, la progéniture de la troisième génération a montré un accroissement du poids du foie et de la grosseur des hépatocytes avec vacuolisation après intégration d'une dose de 50 mg/kg de lindane au régime alimentaire des trois générations. Des doses aussi fortes que 100 mg/kg n'ont semblé avoir aucun effet sur la fertilité, le nombre de petits par portée, le niveau de reproduction, le poids corporel de la progéniture, la lactation, le nombre d'anomalies ou la maturation. Une étude sur les brebis exposées à 1 mg/kg de lindane durant cinq semaines avant l'accouplement, et durant toute la gestation et la lactation, n'a montré aucun effet notable sur la reproduction ou sur tout paramètre endocrinien évalué (Beard et coll., 1999).

2.4.3.2 Principales voies d'exposition

Comme pour d'autres substances organochlorés, la principale voie d'exposition du grand public au lindane est l'alimentation. Il existe un lien important entre la consommation de viande et de poisson et les concentrations de lindane mesurées dans le lait maternel et les tissus adipeux humains (DeVoto, 1998; Raum, 1998).

Selon le *Rapport d'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien* (Gilman et coll., 1997), la dose estimative de lindane dans le régime alimentaire quotidien est de 0,03 µg/kg au Canada ainsi que dans plusieurs autres pays. Il s'agit d'une quantité bien inférieure à la dose quotidienne acceptable de 1 µg/kg de poids corporel estimée dans le cadre de la Réunion conjointe FAO/OMS sur les résidus de pesticides, en 1997, et adoptée par le Canada.

On a inventorié un certain nombre de sous-populations nord-américaines qui pourraient être sensibles au lindane. Tout d'abord, les populations autochtones du Nord sont particulièrement exposées en raison de la présence de concentrations élevées d'isomères du HCH dans leur régime alimentaire, et du fait que l'Arctique est considéré comme une zone d'accumulation des POR (Kuhnlein et coll., 1995). Les travailleurs qui préparent et utilisent le lindane représentent une autre population susceptible d'être soumise à une exposition chronique au lindane. Du α-HCH, du β-HCH et du ε-HCH ont été découverts dans le sérum et les tissus adipeux de personnes exposées professionnellement au HCH au cours de sa préparation. Une autre voie d'exposition du public au lindane est l'utilisation de cette substance pour exterminer des parasites externes comme les poux et les acariens. Aux États-Unis, environ 2 % des familles ont recours à des pesticides contenant du lindane (Keith Chanon, comm. pers., octobre 1999; données de l'EPA de 1987 à 1996; données de l'USDA/NASS de 1990 à 1996; données de la Californie de 1993 à 1995; Technomic Consultants International, 1990; National Home and Garden Pesticide Use Survey, EPA, 1993; National Center for Food and Agricultural Policy, 1992).

2.4.3.3 Effets sur la santé humaine

À l'instar des données sur l'environnement, on manque de données cohérentes quant aux effets du lindane sur la santé humaine. Des études de cas ont permis de constater que l'ingestion de très grandes quantités de lindane peut produire des convulsions et endommager le foie. Une sensibilisation de la peau et des réactions allergiques peuvent se produire à la suite d'une exposition cutanée (bien que des tests épicutanés sur des groupes plus importants de sujets n'aient révélé aucune sensibilisation) (OMS, 1991). Des études épidémiologiques ont révélé des

éléments de preuve préliminaires d'autres effets sur la santé causés par une exposition au lindane. Une étude indique que le niveau d'hormones lutéinisantes était beaucoup plus élevé et que le niveau de testérotone était légèrement moins élevé chez des travailleurs de sexe masculin d'usines de fabrication de lindane que chez des groupes témoins (Tomczak et coll., 1981). Dans le cadre d'une autre étude, les femmes exposées au lindane au cours de leur grossesse ont mis au monde des enfants d'un poids et d'une taille bien inférieurs à la normale (Karmaus et Wolf, 1995). Un risque accru de lymphome non hodgkinien a été observé au cours d'une étude cas-témoin chez des agriculteurs de l'Iowa et du Minnesota ayant déclaré utiliser du lindane sur les cultures et sur les animaux (Cantor et coll., 1992). Il est cependant difficile d'interpréter ces données. On ne peut établir de causalité dans aucun de ces rapports en raison des limites de l'étude telles que la taille restreinte des échantillons, l'exposition concomitante à d'autres pesticides, le manque de données sur l'exposition et les erreurs de mémoire.

En ce qui concerne les effets sur la santé, il n'y a aucune corrélation entre la maladie de Parkinson et des concentrations accrues de lindane dans le cerveau (Fleming et coll., 1994). Cependant, l'exposition aux insecticides, dont le lindane, a un rapport évident (après ajustement en fonction des variables confusionnelles) avec une insuffisance de poids à la naissance (Karmaus et Wolf, 1995), un accroissement de 1,2 du risque relatif de lymphome non hodgkinien (Cantor et coll., 1992), un risque accru de 70 % de maladie cardiovasculaire (Flesch-Janys, 1997) et une réduction de la fonction neutrophile (Sliwinski et coll., 1991). En outre, le lindane est très étroitement associé à une réduction de la quantité d'hormones thyroïdiennes et d'estrogènes, ainsi qu'à un accroissement de la quantité totale de lymphocytes (Tomczak et coll., 1981; Gehhard et coll., 1998). La charge corporelle du lindane est également étroitement associée (approximativement 50 %) à un accroissement du taux de mortalité due au cancer (Wang et coll., 1988). Cette constatation est cohérente avec la baisse du nombre de cancers du sein observé en Israël après l'interdiction de l'emploi du lindane (Westin, 1993).

Un grand nombre d'études ont été publiées sur le taux de cancer chez les travailleurs agricoles, car leurs activités supposent un risque élevé d'exposition au lindane. Cependant, très peu de ces études ont clairement mis en lumière les différents effets des insecticides et des herbicides, ou, encore moins, les incidences des différents insecticides (Doich et coll., 1997). Cette généralité limite l'utilité des conclusions concernant la nature particulièrement cancérigène du lindane. Quelques études indiquent un risque accru de cancer du poumon (Barthel, 1981a), même lorsque l'on procède à un ajustement pour les fumeurs (Barthel, 1981b), et une augmentation 2,7 fois plus grande des risques de leucémie lymphatique chronique chez les hommes (Hansen et coll., 1992).

Le potentiel cancérigène du lindane fait l'objet de certains débats et, en 1987, le Centre international de recherche sur le cancer a jugé que cette substance pouvait « éventuellement » provoquer le cancer chez les humains. Quant à l'EPA, elle réglemente le lindane en le classant dans le groupe C, celui des cancérigènes éventuels pour les humains. Cet organisme vient tout juste d'effectuer une réévaluation finale des propriétés cancérigènes de cette substance. Les résultats de sa deuxième étude portant sur l'oncogénicité du lindane chez les souris servira à déterminer si le lindane peut être réhomologué comme pesticide (voir l'annexe B). En outre, le *Cancer Science Advisory Review Committee* (Comité scientifique consultatif sur le cancer) de l'EPA se servira de ces données pour réévaluer le potentiel cancérigène du lindane.

Une réunion conjointe tenue en 1997 par le Groupe d'experts de la FAO sur les résidus de pesticides dans l'alimentation et dans l'environnement et le Groupe principal d'évaluation des résidus de pesticides de l'OMS a permis de réévaluer la toxicité du lindane (FAO et OMS, 1998). Cette réévaluation a permis au Groupe d'experts de constater que les effets toxicologiques sont assez probants pour estimer qu'ils sont dangereux pour le foie et le système nerveux central. D'autres données sont nécessaires pour déterminer l'immunotoxicité du lindane.

Cette réunion a permis d'établir une dose journalière acceptable (DJA) de $\leq 0,001$ mg/kg fondée sur une « concentration sans effet nocif observé » (CSENO) de 0,5 mg/kg/j. Cette dose a été établie à la suite d'une étude de deux ans relative au cancer chez les rats qui s'appuie sur un facteur de sécurité de 500. En attendant des éclaircissements sur l'immunotoxicité du lindane, cette DJA révisée procure une marge de sécurité 10 fois plus grande que la concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) de 0,012 mg/kg/j découlant d'une étude d'immunotoxicité chez les souris. En 2000, le Groupe d'experts doit recevoir une étude confirmant l'immunotoxicité du lindane. Il a été recommandé que celui-ci réalise une réévaluation complète à ce moment-là et qu'il examine les informations révisées et nouvelles concernant la toxicité du lindane.

L'*Office of Pesticide Programs* (Bureau des programmes sur les pesticides) de l'EPA a récemment réclamé trois nouvelles études sur la neurotoxicité du lindane : une étude sur la neurotoxicité aiguë, une étude de 90 jours sur la neurotoxicité chez les mammifères et une étude sur la neurotoxicité sur le développement. Ces études serviront au cours du processus visant la réhomologation du lindane. L'EPA a établi une dose de référence (DR) chronique pour le lindane en se fondant sur la même étude que celle qui a permis d'établir la DJA. À l'aide d'un facteur d'incertitude de 100, la DR estimative a été établie à 0,004 7 mg/kg/jour. On doit noter que ce facteur sera réévalué au cours du processus de réhomologation comme le prescrivent les modifications à la *Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act* (FIFRA, Loi fédérale sur les insecticides, les fongicides et les rodenticides) et la *Federal Food, Drug and Cosmetic Act* (Loi fédérale sur les aliments, les produits pharmaceutiques et les cosmétiques) qu'a imposées la *Food Quality Protection Act* (Loi sur la protection de la qualité des aliments) de 1996.

2.4.3.4 Information sur les populations de l'Arctique

Selon plusieurs sources, les risques d'exposition et de contamination associés au lindane et à d'autres isomères du HCH sont le plus élevés chez les Inuits de l'Arctique (Kuhnlein et coll., 1995). L'Arctique constitue une zone d'accumulation de POR. Lorsqu'ils atteignent cette région, le lindane et d'autres substances organochlorées s'accumulent dans la chaîne alimentaire en raison de leur forte liposolubilité. Étant donné que le lindane se concentre dans les tissus adipeux, les personnes qui consomment une grande quantité de graisses animales y sont beaucoup plus exposées. Puisque les peuples de l'Arctique dépendent plus que d'autres des espèces sauvages pour s'alimenter, cette dépendance face à la nourriture traditionnelle, à savoir la chair de phoques, de baleines, de poisson, de caribou et d'ours polaire, peut accroître leur risque d'exposition (Kuhnlein et coll., 1995). Environ 33 % du HCH ingéré par un groupe de femmes des tribus Dénés et Métis du Sahtu provenait de la chair de corégone, dont la consommation ne représentait que 12 % du poids de leur régime alimentaire (Gilman et coll., 1997).

2.4.4 Nature et portée des éléments de preuve du transport transfrontalier dans l'environnement en Amérique du Nord

Il existe des éléments de preuve substantiels du transport transfrontalier du lindane à grande distance. Tout d'abord, des isomères du HCH ont été détectés dans l'Arctique et dans l'Antarctique, des régions où le lindane et le HCH technique n'ont pas été utilisés. En outre, le lindane et d'autres isomères du HCH sont considérés comme les substances organochlorées rémanentes les plus abondantes dans l'atmosphère et dans les milieux marins, terrestres et dulcicoles de l'Arctique (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, 1997). Les concentrations d'isomères du HCH dans l'eau de mer de surface sont beaucoup plus importantes dans l'Arctique que dans les régions tropicales et sub-tropicales. Au cours des mois d'hiver, le transport à grande distance du lindane provenant d'Europe et d'Asie constitue nettement une source prépondérante des isomères du HCH que l'on trouve dans l'Arctique canadien (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, 1997).

Les plus importants rejets de lindane dans l'atmosphère résultent habituellement d'applications agricoles. Cette constatation a été faite aux États-Unis et au Canada, où la majeure partie des rejets est liée à la préparation de produits et à l'emploi du lindane comme insecticide et acaricide. Sa volatilisation est rapide comme l'a révélé sa courte demi-vie dans le sol (de 2 à 25 jours) et sur le feuillage des plantes (de 0,29 à 0,73 jour). Une autre étude révèle que 54 % du lindane épandu sur des tournesols et des betteraves à sucre se volatilisait dans les 24 heures (Neururer et Womastek, 1991). La volatilisation semble constituer une importante voie de dispersion dans les conditions de température élevée qui ont cours dans les régions tropicales (OMS, 1991). Le lindane qui se trouve dans le sol peut se dissiper dans l'atmosphère par vaporisation aérienne, érosion éolienne des particules du sol ou volatilisation. Il est fortement adsorbé à la surface du sol en même temps qu'une grande quantité de matières organiques. Les chutes de pluie ou l'irrigation artificielle provoquent sa lixiviation (OMS, 1991).

Shindler (1999) a relevé plusieurs facteurs qui favorisent le mouvement des polluants organochlorés des régions chaudes vers de plus hautes altitudes et des latitudes plus septentrionales. Ces facteurs comprennent le réchauffement climatique, un rayonnement ultraviolet plus intense, une volatilité liée à la température et une plus grande condensation dans les régions froides. La condensation au froid est un phénomène qui se produit dans les régions septentrionales du monde (Wania et Mackay, 1996). Au cours des mois d'été, les composés semi-volatils comme le lindane se volatilisent dans les endroits chauds (p. ex., dans les pays tempérés et tropicaux), sont transportés par des courants atmosphériques sur de grandes distances vers le nord et se condensent dans des milieux plus froids (Blais et coll., 1998). Blais et coll., (1998) ont également relevé de plus fortes concentrations de lindane et de α -HCH en altitude dans les montagnes Rocheuses canadiennes. Cette constatation pourrait expliquer les surprenantes concentrations élevées de contaminants organochlorés dans le poisson de haute altitude (Campell, 1997). En outre, Blais et coll., (1998) ont mesuré des rapports α/γ se situant entre 1,2 et 3,1. Ces rapports élevés indiquent que d'autres sources que le lindane sont en cause. Le rapport α/γ du HCH technique se situe entre 4 et 15 et indique qu'il fait vraisemblablement partie de ces autres sources (Metcalf, 1997).

Des concentrations de lindane, de α -HCH et de β -HCH ont été observées dans les tissus d'organismes du biote arctique (Gilman et coll., 1997). Étant donné que le HCH est le contaminant organochloré prédominant dans l'atmosphère arctique, cela donne à penser qu'il

existe une voie directe atmosphère-végétaux-animaux dans la chaîne alimentaire terrestre. Les concentrations de HCH (principalement de l'isomère α) dans la graisse des caribous de l'Arctique variaient de 3,3 à 40 ng/g (dans les lipides). Une importante hausse des concentrations de HCH dans le biote a été observée dans l'ensemble de l'Arctique canadien. De faibles concentrations de résidus de HCH (1,0 à 27,8 ng/g de poids frais) ont été mesurées dans la poitrine d'espèces de sauvagine et de gibier à plumes capturés dans le nord du Canada entre 1988 et 1994. Des isomères du HCH ont été mesurés dans des moules, des oursins et des amphipodes benthiques ($\leq 5,9$ ng/g) prélevés dans la baie de Cambridge, dans les Territoires du Nord-Ouest. Des isomères du HCH ont aussi été dosés chez des mammifères marins, notamment des phoques annelés, des phoques du Groenland, des bélugas, des narvals et des morses, les concentrations variant de 62 à 515 ng/g de poids frais. Les mammifères marins ont tendance à être très gras, ce qui favorise la bioaccumulation du lindane. La chair de ces mammifères compte, en grande proportion, dans le régime alimentaire traditionnel des peuples côtiers de l'Arctique comme les Inuits (Gilman et coll., 1997). Des concentrations de HCH de 4,8 à 69,5 ng/g de poids frais ont été détectées dans des œufs d'oiseaux de mer arctiques. Les résidus de HCH contenus dans la chair de corégones du lac Laberge, au Yukon, ont diminué entre 1974 et 1992, tout comme les isomères du HCH dans le foie de lottes prélevées à Fort Good Hope, dans les Territoires du Nord-Ouest, entre 1986 et 1994.

2.4.5 Avantages d'une action concertée pour la santé humaine et l'environnement en Amérique du Nord

Des mesures visant à réduire les rejets de lindane en Amérique du Nord sont censées avoir de nombreux avantages pour la santé humaine. On prévoit donc qu'une action régionale coordonnée destinée à réduire ou à abolir les emplois homologués du lindane contribueront à réduire encore plus les concentrations de cette substance dans l'environnement et l'alimentation humaine. Comme le mentionne le dossier d'inscription du lindane (l'isomère γ du HCH), ce POR représente des risques pour les humains et les espèces sauvages en Amérique du Nord. Il a été détecté dans l'atmosphère, les eaux de surface, les eaux souterraines, les sédiments, le sol, le poisson et d'autres organismes. En réalité, les isomères du HCH sont les insecticides organochlorés les plus abondants et les plus répandus que l'on trouve dans l'Arctique.

Des données toxicologiques indiquent que l'exposition chronique (à long terme ou durant toute la vie) au lindane peut avoir des effets sur le foie et le système nerveux des humains, causer le cancer et avoir des effets immunosuppresseurs. Les travailleurs qui se servent du lindane importé pour élaborer des produits commercialisés en Amérique du Nord sont les plus susceptibles d'y être exposés de façon chronique. Les autres travailleurs les plus susceptibles d'une telle exposition sont ceux qui utilisent ces produits de façon régulière. Bien qu'une bonne partie de la population en général soit exposée à des concentrations de lindane dans la nourriture, ces niveaux d'exposition sont peu préoccupants, sinon pas du tout. Les risques sont particulièrement élevés pour les peuples autochtones et nordiques en raison de la présence de grandes concentrations de POR, dont le lindane, dans leur alimentation.

Les programmes d'éducation et de sensibilisation doivent informer les utilisateurs de lindane des problèmes que cette substance peut poser localement et à grande distance. Il faut également diffuser davantage d'information et mener une action concertée relativement à des mesures de rechange existantes en matière de lutte antiparasitaire.

3.0 Analyse des principales considérations sur la mise en œuvre d'un PARNA relatif au lindane

Cette section a pour objet d'analyser un éventail de considérations qui ont une incidence sur le caractère prioritaire et l'opportunité de l'établissement et de la mise en œuvre d'un PARNA relatif au lindane.

3.1 Mesures destinées à réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement

Chaque pays estime important, en matière de lutte antiparasitaire, d'adopter une approche intégrée qui favorise une utilisation responsable du lindane et d'autres pesticides.

L'échange de données, d'information et de techniques de surveillance et d'analyse seront nécessaires pour atténuer les dernières incertitudes scientifiques quant aux risques associés au lindane et trouver des solutions de rechange rentables, de même qu'accentuer les efforts de renforcement des capacités à l'échelle trinationale.

Dans le cadre du processus actuel de réhomologation du lindane, les États-Unis ont travaillé de concert avec les demandeurs d'homologation à des fins techniques et d'utilisation ultime afin de modifier les étiquettes et d'homologuer seulement les emplois qui ont fait l'objet de recherches.

Au Canada, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) a collaboré avec les demandeurs d'homologation et les utilisateurs pour abolir certains emplois du lindane. L'agence a particulièrement travaillé de près avec les producteurs de canola et les demandeurs d'homologation, et cette concertation fructueuse a permis de supprimer le lindane des processus de traitement des semences de canola à compter du 31 décembre 1999. À la suite de l'abolition de ce traitement des semences de canola, il ne reste que vingt-trois traitements qui donnent lieu à l'emploi du lindane. À la suite de travaux réalisés avec les demandeurs d'homologation, celle-ci sera abolie à compter du 31 décembre 2000 pour les produits contenant du lindane utilisé à des fins vétérinaires et pour traiter le sol. Tout cela montre que le nombre d'emplois autorisés au Canada a diminué grandement depuis les dernières années.

Une information accrue et le recours à des solutions de rechange peuvent également faciliter la réduction des risques.

3.2 Avantages pour la santé humaine et l'environnement

Les efforts de réduction ou d'abolition des emplois du lindane en Amérique du Nord diminueront l'exposition professionnelle à cette substance et contribueront à faire baisser les concentrations dans le milieu ambiant. Une action coordonnée en Amérique du Nord permettra utilement de solliciter d'autres pays et régions à prendre des mesures pour réduire ou abolir des emplois du lindane. On a prouvé que des sources situées à l'extérieur de l'Amérique du Nord contribuent aux concentrations de lindane que l'on trouve dans l'environnement à l'échelle du continent.

Pour les trois Parties, la réduction de l'exposition au lindane aura pour avantage de diminuer les risques que courent les sous-populations qui y sont fortement exposées, notamment les

travailleurs qui préparent ou utilisent le lindane, les populations autochtones du Nord, les femmes enceintes et les enfants. Les trois Parties ont des sous-populations à plus haut risque en raison de la contamination des aliments traditionnels, de l'existence de nombreuses voies d'exposition et d'une plus grande sensibilité de ces sous-populations.

On peut également obtenir des avantages importants en entreprenant des activités de renforcement des capacités, en réduisant les risques et les rejets, en favorisant la prise de décisions rationnelles sur le plan économique et en prenant une position uniforme à l'égard du lindane. Ces avantages sont exposés ci-après.

3.2.1 Activités de renforcement des capacités

La collaboration trinationale visant à établir un PARNA relatif au lindane renforcera encore plus les partenariats entre les trois pays en favorisant les activités suivantes :

1. L'échange d'information, le transfert de technologies (p. ex., méthodes d'élimination et procédés de production) et la diffusion d'information sur des méthodes de rechange. Au départ, le Mexique pourrait être le principal bénéficiaire d'une connaissance scientifique partagée, ce qui pourrait lui éviter de faire face aux problèmes que les États-Unis et le Canada ont vécus aux cours des dernières décennies.
2. L'élaboration, la promotion et la mise en œuvre de principes et d'activités liés à la lutte antiparasitaire intégrée.
3. L'établissement d'un PARNA relatif au lindane destiné à renforcer les connaissances et l'expérience acquises, tout en s'y appuyant, relativement au chlordane et dans le cadre des travaux en cours sur le DDT.

3.2.2 Réduction des risques

Un des buts ultimes du PARNA relatif au lindane pourrait consister à réduire les risques associés à cette substance en Amérique du Nord. Il sera possible d'y arriver :

1. en maîtrisant les rejets dans l'environnement;
2. en favorisant la collaboration trinationale visant à relever et à confirmer les risques pour la santé humaine et l'environnement.

3.2.3 Décisions rationnelles sur le plan économique

Un PARNA relatif au lindane favoriserait l'application de méthodes rationnelles de gestion en Amérique du Nord :

1. en uniformisant les mesures prises sur tout le continent;
2. en établissant des règles de jeu équitables, relativement au lindane et à des produits et solutions de rechange éventuels, pour les fabricants, les fournisseurs et les utilisateurs;
3. en axant les efforts sur les emplois du lindane qui contribuent à son transport dans l'atmosphère;
4. en améliorant le partage d'information sur des produits et des méthodes antiparasitaires de rechange qui permettent de minimiser les incidences sur les agriculteurs;
5. en aidant à réduire les coûts associés à la santé humaine.

3.2.4 Obligations internationales (engagements)

L'établissement et la mise en œuvre d'un PARNA relatif au lindane peuvent renforcer nos engagements internationaux et s'y appuyer :

1. en aidant le Canada et les États-Unis à respecter le Protocole à la Convention des Nations Unies sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe visant les POR (« Protocole visant les POR »), ainsi qu'à réévaluer tous les emplois courants du lindane dans les deux années suivant la ratification du protocole, et de toutes mesures ou de tout engagement qui pourraient en découler;
2. en permettant de s'assurer que toute l'Amérique du Nord pris une position uniforme sur le lindane.

3.3 Durabilité de la production alimentaire

On ne sait pas si la production alimentaire au Canada, au Mexique et aux États-Unis subira le contre-coup des activités de réduction du lindane. On mène actuellement des études sur l'efficacité des produits de remplacement de cette substance. Étant donné que ces solutions sont utilisées de la même manière que le lindane, on ne s'attend pas à des changements importants aux méthodes agricoles.

3.4 Applicabilité et disponibilité de solutions de rechange

Le lindane est un insecticide à large spectre, et l'on a mis au point, au cours des années passées, un grand éventail de solutions de rechange applicables (des produits et des méthodes) à la lutte antiparasitaire afin de remplacer bon nombre des premiers emplois de cette substance. Le Gaucho est actuellement homologué au Canada et aux États-Unis pour traiter les semences de canola. Quant au Helix, il fait actuellement l'objet d'un examen aux États-Unis en vue de son utilisation sur le canola. Le Canada et les États-Unis sont également en train d'évaluer l'homologation d'autres solutions de rechange au lindane. La *Canadian Canola Growers Association* (Association canadienne des producteurs de canola) a entrepris une recherche préliminaire afin de déterminer l'efficacité de produits de remplacement (comme Helix, Gaucho et Primer-Z) pour traiter les semences et pour lutter contre les maladies et les insectes (Canadian Canola Growers Association, comm. pers., 1999). On procède actuellement à des essais afin d'évaluer la toxicité et l'efficacité d'un certain nombre de produits de remplacement, mais on ne sait pas encore si ces produits sont applicables.

3.5 Capacité de changement de la société

Le lindane sert d'insecticide et de pesticide ainsi que de produit d'hygiène publique (p. ex., contre les poux et les acariens). Au Canada, au Mexique et aux États-Unis, les utilisations agricoles et sanitaires sont réglementés par des autorités distinctes. Aux États-Unis, la *Food and Drug Administration* (Administration des aliments et des produits pharmaceutiques) réglemente les emplois à des fins d'hygiène publique, alors que les emplois comme insecticide et pesticide sont réglementés par l'EPA. Au Canada, la *Loi sur les produits antiparasitaires* confie à l'ARLA

la responsabilité de réglementer des pesticides nouveaux et homologués, alors que Santé Canada est l'organisme de réglementation des emplois à des fins publiques.

3.5.1 Le Canada

En 1972, les fabricants canadiens ont volontairement mis un terme à la production de HCH technique (65 à 70 % de α -HCH) en convenant de vendre ou d'utiliser les stocks existants (ARLA, 1999). À compter du 7 octobre 1976, il n'a plus été possible d'homologuer, de vendre ou d'utiliser des produits contenant du HCH technique. Toute utilisation postérieure à cette date constitue une infraction à la *Loi sur les produits antiparasitaires*.

Le 15 mars 1999, l'ARLA a annoncé le début d'un examen spécial des produits antiparasitaires contenant du lindane. La date d'achèvement de cette étude a été fixée en décembre 2000 (ARLA, 1999). Le lindane fait l'objet d'une étude nationale et internationale détaillée en raison de sa rémanence, des possibilités qu'il soit transporté à grande distance et de son omniprésence dans l'environnement. Il reste beaucoup de questions à élucider concernant les effets possibles, sur les humains et les espèces sauvages, des divers isomères du lindane que l'on trouve dans l'environnement. Les enjeux que suscite le lindane pourraient avoir une très vaste portée. Les premiers efforts permettront d'étudier les propriétés chimiques des produits qui contiennent actuellement du lindane au Canada, ainsi que le degré de contribution de ces produits aux concentrations de la variété d'isomères du HCH dans l'environnement. L'ARLA n'envisagera pas d'élargissement des utilisations du lindane tant que l'examen spécial ne sera pas terminé. En outre, toutes les homologations de produits auront expiré le 31 décembre 1999. Toutes les homologations de nouveaux produits, les renouvellements d'homologation et les modifications d'homologations subséquents ne seront valides que pour un an à la suite du parachèvement de cet examen spécial.

L'ARLA a collaboré avec des demandeurs d'homologation et des utilisateurs de lindane pour abolir certains de ses emplois au Canada. Grâce à des ententes volontaires, l'utilisation de cette substance a été abolie pour le traitement des semences de canola, à compter du 31 décembre 1999.

3.5.2 Les États-Unis

Depuis 1978, l'EPA a demandé que le HCH technique contenu dans tous les produits soit remplacé par du lindane (>99 % de γ -HCH), car elle n'autorise plus la fabrication, la vente ou la distribution de produits contenant du HCH technique aux États-Unis. Ce pays a limité les rejets de lindane en interdisant les épandages aériens et les pulvérisations de ce pesticide. Plus récemment, dans le cadre des efforts pour réhomologuer le lindane, les États-Unis ont travaillé de concert avec les demandeurs d'homologation à des fins techniques et d'utilisation ultime afin de modifier les étiquettes et l'homologation d'emplois documentés seulement. Ces demandeurs ont convenu d'abolir volontairement tous les emplois de lindane à l'exception du traitement des semences pour 19 types de culture. Une liste de tous les emplois abolis figure à l'annexe C. L'élimination des épandages et des utilisations foliaires et généralisées limitera la quantité de lindane utilisée dans ce pays et, par conséquent, la quantité pouvant prêter à des rejets dans l'environnement. L'abolition officielle de ces « vieux » emplois était prévue en 1999 avec une révision des étiquettes des produits visés dans les deux années suivantes. Il est prévu que l'*Office*

of *Pesticide Programs* de l'EPA prenne une décision en 2000 relativement à une réhomologation.

3.5.3 Le Mexique

Entre 1980 et 1990, l'emploi du lindane au Mexique a grimpé de 23 à 261 t. Les importations de lindane dans ce pays ont diminué de 29,2 t en 1997 à 20,5 t en 1998 (Victor Hugo Borja, directeur, Centro Nacional de Salud Ambiental, comm. pers., décembre 1999).

3.5.4 Capacité de changement

Les baisses récentes et envisagées de l'emploi du lindane aux États-Unis montre une capacité de changement en vue de réduire les risques associés à cette substance. Le désir du Canada d'être le premier pays à ratifier le Protocole visant les POR, montre également une volonté de changement social destinée à réduire l'utilisation de ces POR, dont le lindane, dans le monde entier. La capacité de changement du Mexique est illustrée par un emploi en baisse de certains POR, par exemple, la quantité annuelle de α -HCH est nulle depuis 1995 alors qu'elle était de 1 218 t en 1990 (Li, Yi-Fan, comm. pers., septembre 1999).

3.6 Incidences et débouchés pour l'économie et le commerce

Les importations de lindane au Canada relevées récemment représentent entre 100 et 150 t par année (Barrie et coll., 1992; Willett et coll., 1998). En ce qui concerne le Mexique, les importations de lindane entre 1994 et 1998 ont augmenté de 8,24 à 29,2 t. Le tableau 4 illustre ces importations au Mexique.

Tableau 4. Importations annuelles de lindane au Mexique entre 1994 et 1998 (Victor Hugo Borja, directeur, Centro Nacional de Salud Ambiental, comm. pers., décembre 1999)

Année	Importations de lindane (t)
1994	8,24
1995	20,7
1996	21,1
1997	29,2
1998	20,5

Le lindane n'est pas fabriqué au Canada ni aux États-Unis, contrairement au Mexique qui, lui, en fabrique. Comme cette substance est utilisée dans chaque pays, sa réduction accrue ou son élimination, ou encore la découverte de solutions de rechange, devraient susciter des possibilités de développement économique et d'échanges commerciaux.

3.7 Capacité nationale d'action, savoir-faire et technologie

3.7.1 Justification d'une action trilatérale

Les principaux motifs d'une action trinationale visant la réduction des concentrations de lindane dans l'environnement sont les suivantes :

1. Les trois pays utilisent du lindane.
2. Le lindane est transporté sur de grandes distances dans l'atmosphère vers des régions éloignées en Amérique du Nord.
3. Le lindane traverse les frontières nationales en Amérique du Nord.
4. Le lindane peut être détecté dans des aliments et des produits agricoles qu'échangent les trois pays.
5. Les pays tireront parti d'un échange d'information et d'expérience.
6. Les pays ont maintenant entrepris diverses activités de réduction du lindane qui peuvent être mises en commun et prêter à un examen et à une action concertée.

3.7.2 Incertitudes

Une action trinationale est également justifiée dans des domaines qui donnent lieu à des incertitudes, dont les suivants :

1. Une liste complète des emplois de lindane indiquant la quantité importée et utilisée en Amérique du Nord.
2. L'importance relative des sources nord-américaines d'émissions de lindane transportées vers l'Arctique. On croit que les charges d'isomères du HCH dans l'environnement varient d'est en ouest et que les émissions par des sources nord-américaines aboutissent plus vraisemblablement dans l'est de l'Arctique, mais on n'a pas essayé de quantifier ce phénomène.
3. La capacité de prévoir les rejets de lindane dans l'environnement en raison du changement climatique (p. ex., le réchauffement planétaire).
4. La nécessité de concevoir et d'améliorer des outils et de la documentation qui relie quantitativement les émissions aux concentrations dans l'environnement et à l'exposition de la population en général.
5. Les risques associés aux divers emplois du lindane, en prenant en compte les plus récentes connaissances scientifiques et les tests toxicologiques en cours.
6. La nécessité de poursuivre des recherches pour mieux évaluer l'exposition au lindane et ses effets sur la santé en recourant à une méthode expérimentale adéquatement conçue qui donne lieu à plusieurs études de cohortes.
7. L'absence d'une évaluation précise de l'exposition en relation avec les effets chroniques sur la santé, ce qui constitue une des principales faiblesses de la documentation. Une telle évaluation est cruciale si l'on veut faire un relevé historique précis des cas d'exposition et de leur corrélation avec un accroissement des risques de cancer.
8. Les degrés d'exposition de la population du Mexique.
9. L'existence et la gestion de réserves de lindane.
10. Les incidences des isomères du HCH qui s'échappent des sites de déchets dangereux.
11. Les capacités d'interconversion du lindane en d'autres formes de HCH.

12. De l'information sur des solutions de remplacement rentables et efficaces au lindane qui sont en application au Canada, au Mexique et aux États-Unis.

3.8 Possibilités de changement dans les domaines juridiques et réglementaires

Le lindane est considéré comme une substance de niveau II aux termes de la *Stratégie binationale pour l'élimination virtuelle des substances toxiques rémanentes dans le bassin des Grands Lacs*. Le Canada et les États-Unis sont déterminés à déployer tous les efforts nécessaires pour réduire les substances de niveau II. L'inquiétude croissante du public à l'égard de ce type de polluant offre aux gouvernements l'occasion d'adopter des mesures réglementaires plus strictes concernant la production, l'utilisation et l'élimination de lindane. Outre l'adoption de mesures plus strictes, les gouvernements inciteront les intervenants à entreprendre des activités de prévention de la pollution pour réduire les concentrations dans l'environnement des substances sélectionnées conjointement par les deux pays. Les gouvernements reconnaissent également la pertinence d'une application rigoureuse des lois et politiques relatives au lindane.

3.9 Obligations et engagements internationaux

En juin 1998, le Canada a signé le Protocole visant les POR et il a été le premier pays à le ratifier en décembre 1998. Étant donné qu'il est le seul à s'être acquitté de cette tâche, les quinze autres pays signataires doivent également ratifier le protocole pour qu'il entre en vigueur. Celui-ci prévoit limiter l'utilisation du HCH technique à une seule fin, soit comme produit intermédiaire au cours de la fabrication de produits chimiques. Les produits contenant au minimum 99 % de γ -HCH sont limités aux emplois suivants :

1. le traitement des semences;
2. les pulvérisations sur le sol, suivies immédiatement par un enfouissement dans la couche arable de surface;
3. le traitement correctif et industriel du bois d'œuvre, du bois de sciage et des billes par des spécialistes;
4. un insecticide topique à des fins d'hygiène humaine et animale;
5. la pulvérisation non aérienne sur des semis, à petite échelle sur les pelouses, et à l'intérieur et à l'extérieur sur des plants de pépinière et des plantes ornementales;
6. la pulvérisation intérieure, industrielle et résidentielle.

Tous les emplois restreints de lindane devront être évalués en vertu du protocole, et ce, deux ans au plus tard après son entrée en vigueur.

L'EPA des États-Unis et l'ARLA de Santé Canada échangent de l'information sur la réhomologation et la réévaluation du lindane par l'entremise du Groupe de travail technique sur les pesticides créé en vertu de l'ALÉNA. Les deux pays ont participé de façon assidue aux activités et aux évaluations relatives à l'homologation et à la réhomologation. Le Canada, le Mexique et les États-Unis se sont astreints à participer à ces activités à la suite de travaux menés par ce Groupe de travail.

4.0 Recommandations au Groupe de travail sur la portée d'un PARNA relatif au lindane

Nous recommandons d'établir un PARNA relatif au lindane dans le cadre du projet de GRPC. Ce plan est destiné à renforcer les connaissances et l'expérience acquises par les trois pays, tout en s'y appuyant, dans le cadre des PARNA relatifs au chlordane et au DDT.

Le lindane est un polluant organique rémanent (POR) dont l'emploi est encore homologué au Canada, au Mexique et aux États-Unis comme pesticide, et qui présente des risques pour les humains et les espèces sauvages. Il est l'un des insecticides organochlorés les plus abondants et les plus omniprésents dans l'environnement. On le trouve dans des milieux où il n'a pas été utilisé, ce qui appuie la conviction qu'il est transporté à grande distance dans l'atmosphère. En Amérique du Nord, le lindane a été détecté dans l'atmosphère, les eaux de surface, les eaux souterraines, les sédiments, le sol et le biote.

Des données toxicologiques indiquent que le lindane peut avoir des effets néfastes sur les systèmes reproducteur, nerveux, endocrinien et immunitaire, et éventuellement provoquer le cancer chez les humains. Les travailleurs qui se servent du lindane importé pour élaborer des produits commercialisés en Amérique du Nord sont les plus susceptibles d'y être exposés de façon chronique. Les autres travailleurs les plus susceptibles d'une telle exposition sont ceux qui utilisent ces produits de façon régulière. Bien qu'une bonne partie de la population en général soit exposée au lindane dans son régime alimentaire, ces niveaux d'exposition sont peu préoccupants, sinon pas du tout. Les peuples autochtones et nordiques courent particulièrement des risques en raison de la présence de grandes concentrations de lindane dans leur nourriture.

L'établissement d'un PARNA relatif au lindane permettra de dresser un inventaire des emplois courants ainsi que des quantités importées et utilisées annuellement dans chaque pays. Cette information sera utile si l'on veut réaliser d'autres activités connexes à la GRPC, notamment l'établissement d'un PARNA relatif à la surveillance et à l'évaluation environnementales. Un PARNA relatif au lindane constituera également un mécanisme pour réduire ou éliminer des emplois de cette substance dans chacun des trois pays et procurera des avantages à l'échelle trinationale.

Dans chaque pays, les emplois du lindane dans le domaine de l'hygiène et comme insecticide et pesticide sont réglementés par des autorités distinctes. Par conséquent, il est recommandé que si l'on décide d'établir un PARNA relatif au lindane, le groupe d'étude chargé de cette tâche comprenne des représentants des organismes de chaque pays chargés de réglementer l'hygiène publique ainsi que les pesticides et les insecticides. À ces représentants devraient s'ajouter ceux du secteur privé, d'ONG et du milieu scientifique. En dernier lieu, il faudrait que des rapports nationaux fassent partie des travaux cadrant avec ce PARNA afin d'harmoniser les données recueillies sur le lindane par les trois pays, telles que les quantités importées et utilisées annuellement, ainsi qu'un inventaire de ses emplois dans le domaine de l'hygiène et comme insecticide et pesticide.

4.1 Objectifs éventuels du PARNA

L'établissement du PARNA relatif au lindane pourrait donner lieu aux objectifs suivants :

1. Réduire ou abolir l'emploi du lindane.
2. Tabler sur les travaux accomplis jusqu'à présent relativement au chlordane et au DDT.
3. Élaborer le premier PARNA à l'égard d'un POR employé couramment dans les trois pays (contrairement au DDT et au chlordane).
4. Relever les emplois courants et trouver des moyens de réduire ces emplois ou les risques qu'ils représentent.
5. Inventorier des méthodes et des produits antiparasitaires de rechange.
6. Réduire, restreindre, remplacer et gérer en permanence les divers emplois du lindane en Amérique du Nord.
7. Évaluer de façon concertée les risques associés aux divers emplois du lindane.
8. Instaurer des mesures de prévention de la pollution (p. ex., chercher des moyens de réduire ou d'abolir les derniers emplois essentiels de lindane).
9. Élaborer des méthodes intégrées de lutte antiparasitaire qui favorisent le recours à des solutions de rechange au lindane et permettent de gérer ses derniers emplois essentiels.
10. Veiller à ce que l'accès à des solutions de rechange soit équitable.
11. Conclure d'autres partenariats et réaliser des activités volontaires.
12. Renforcer les capacités et procéder à des échanges d'information scientifique et technique.
13. Faire en sorte que cette approche régionale serve de modèle à d'autres pays pour mener des actions concertées.

4.2 *Éléments du PARNA*

Il est recommandé de tenir compte des éléments qui suivent au cours de l'établissement d'un PARNA relatif au lindane :

1. Tabler sur le mode de présentation et la structure de PARNA déjà établis (chlordane, dioxines et furanes, hexachlorobenzène), ainsi que sur le type d'information qui a servi à établir les PARNA relatifs au chlordane et au DDT.
2. Annexer des rapports nationaux qui exposent les divers emplois, le contrôle des importations et les compétences en matière de réglementation.
3. Prévoir des activités de renforcement des capacités nationales en vue d'adopter des mesures de réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement.
4. Prévoir des mesures de réduction des risques à court, à moyen et à long terme, qui répondent aux besoins régionaux et soutiennent les objectifs.
5. Élaborer une stratégie relative aux engagements financiers qui découlent des activités proposées dans le PARNA.
6. Prévoir des activités destinées à améliorer l'évaluation des risques dans les trois pays :
 - en mettant à jour et en parachevant le rapport sur les régimes d'emplois homologués du lindane au Canada, au Mexique et aux États-Unis;
 - en élaborant une stratégie pour évaluer les voies d'exposition et les risques pour les humains et l'environnement au Mexique;
 - en partageant le savoir-faire et les connaissances sur les capacités analytiques des trois pays.
7. Prévoir des activités destinées à analyser et à mettre en œuvre des mesures de réduction des risques :

- en cernant des solutions de rechange déjà appliquées dans divers domaines agricoles afin de réduire les rejets de lindane et en examinant les incidences éventuelles de ces solutions sur la santé humaine;
 - en veillant au partage trinational de l’information sur l’analyse et l’application des mesures de réduction des risques;
 - en élaborant et en appliquant, sur la base de l’examen et de l’analyse, les mesures destinées à réduire les risques pour la santé humaine et l’environnement, et en étudiant le degré d’efficacité des approches volontaires prévues par d’autres instruments d’intervention.
8. Prévoir des activités destinées à évaluer le degré de réussite du PARNA, à savoir :
- si l’emploi du lindane est encore homologué dans les trois pays;
 - quels sont les produits et les emplois autorisés;
 - quel est le volume d’importation dans les trois pays.

5.0 Recommandation finale au Groupe de travail sur la GRPC

Nous constatons que le lindane constitue un problème trinational et que l’on pourrait tirer des avantages concrets d’une action concertée visant à établir un PARNA relatif au lindane. Ce PARNA devrait cerner des questions qui ont trait à des aspects importants de sa mise en œuvre. » » « « « « « « »

6.0 Liste d'ouvrages consultés

- AMAP. 1998. « Persistent Organic Pollutants. » B.G.E. de March, C.A. de Wit et D.C.G. Muir (éd.). Dans *AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Program (AMAP)*, 183-373. Oslo, Norway: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP).
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire). 1999. *Examen spécial des produits antiparasitaires contenant du lindane. SRA99-01*. Ottawa, Canada.
- Atkinson, R. 1987. *J. Chem. Kin* 19: 799-928.
- Bachmann, A.P. 1988. *Appl. Environ. Microbiol.* 54: 143-49.
- Barrie, L.A. R. Macdonald, T. Bidleman, M. Diamond, D. Gregor, R. Semkin, W. Strachan, M. Alaee, S. Backus, M. Bewere, C. Gobeil, C. Halsall, J. Hoff, A. Li, L. Lockhart, D. Mackay, D. Muir, J. Pudykiewicz, K. Reimer, J. Smith, G. Stern, W. Schroeder, R. Wagerman, F. Wania et M. Yunker. 1997. « Sources, occurrences et voies de pénétration. » Ch. 2 dans : *Rapport d'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien*. J. Jensen, K. Adare et R. Shearer (éd.). Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa.
- Barrie, L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D.C.G. Muir, R. Shearer, B. Tracey et T. Bidleman. 1992. « Arctic contaminants: Sources, occurrence and pathways. » *Sci. Total Environ.* 122: 1-74.
- Barthel, E. 1981a. « Cancer risk in pesticide exposed agricultural workers. » *Arch. Geschwulstforsch* 51: 579-85.
- Barthel, E. 1981b. « Increased risk of lung cancer in pesticide - exposed male agricultural workers. » *J. Toxicol. Environ. Health* 8: 1027-40.
- Beard, A.P., P.M. Barlewski, R.K. Chandolia, A. Honaramooz et N.C. Rawlings. 1999. « Reproductive and endocrine function in rams exposed to the organochlorine pesticides lindane and pentachlorophenol from conception. » *Journal of Reproduction & Fertility*. 115: 303-314.
- Blais, J.M., D.W. Schindler, D.C.G. Muir, L.E. Kimpe, D.B. Donald et B. Rosenberg. 1998. « Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada. » *Nature* 395: 585-88.
- Cambell, L.M. 1997. *The Use of Stable Isotope Ratios to Discern Organochlorine Bioaccumulation Patterns in a Sub-alpine Rocky Mountain Lake Food Web*. Thesis, University of Alberta.
- Cantor, K.P.A., G. Blair, R. Everett, L. Gibson, F. Burmeister, L.M. Brown, L. Schuman et F.R. Dick. 1992. « Pesticides and other agricultural risk factors for Non-Hodgkin's Lymphoma among men in Iowa and Minnesota. » *Cancer Res.* 52: 2447-55.
- DeVoto, E., L. Kohlmeier et W. Heeschen. 1998. « Some dietary predictors of plasma organochloride concentrations in an elderly German population. » *Arch. Environ. Health* 53: 147-55.
- Doich, J., S. Hoar Zahm, A. Hanberg et H.O. Adami. 1997. « Pesticides and cancer. » *Cancer Causes and Control* 8: 420-443.
- Dossier d'inscription du lindane. 1999. Document présenté par les États-Unis au Groupe de travail sur la gestion rationnelle des produits chimiques (GRPC) en vue de l'établissement d'un PARNA.
- FAO et OMS. 1998. *Pesticide Residues Food- 1997: Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and the WHO Core Assessment Group on Pesticide Residues*. Lyons, France, du 22 septembre au 1^{er} octobre 1997.
- Fleming, L., J.B. Mann, J. Bean, T. Briggles et J.R. Sanchez-Ramos. 1994. « Parkinson's disease and brain levels of organochlorine pesticides. » *Ann. Neuro.* 36: 100-103.
- Flesch-Janys, D. 1997. « Analysis of exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins, furans and hexachlorocyclohexane and different health outcomes in a cohort of former herbicide-producing workers in Hamburg, Germany. » *Teratog. Carcinog. Mutagen.* 17: 257-64.
- Fonds mondial pour la nature Canada. 1999. *Lindane - A review of Toxicity and Environmental Fate. Prepared by Dr. Susan Sang, Sanya Petrovic and Vijay Cuddeford*. Site Web site : <www.wwf.ca/hormone-disruptors>.

- Gehard, I. V. Daniel S. Link B. Monga et B. Runnebaum. 1998. « Chlorinated hydrocarbons in women with repeated miscarriages. » *Environ. Health Perspec.* 106: 675-81.
- Gilman, A., E. Devailly, M. Feeley, V. Jerome, H. Kuhnlein, B. Kwavnick, S. Neve, B. Tracy, P. Usher, J. Van Oostadam, J. Walker et B. Wheatley. 1997. « Santé humaine. » Ch. 4 dans : *Rapport d'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien*. J. Jensen, K. Adare et R. Shearer (réd.). Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa.
- Hansen, E.S., H. Hasle et F. Lander. 1992. « A cohort study of cancer incidence among Danish gardeners. » *Amer. J. Indust. Med.* 21: 651-60.
- Howard, P.H. 1989. *Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals*. Lewis Publishers, Inc. Chelsea, MI
- Karmaus, W., et N. Wolf. 1995. « Reduced birthweight and length in the offspring of females exposed to PCDFs, PCP, and lindane. » *Environ. Health Perspec.* 103: 1120-1125.
- Kuhnlein, H.V., O. Receveur, D.C.G. Muir, H.M. Chan et R. Soueida. 1995. « Arctic indigenous women consume greater than acceptable levels of organochlorines. » *J. Amer. Instit. Nutr.* 95: 2501-10.
- Li, Y., F.A. McMillan et M. T. Scholtz. 1996. « Global HCH/Lindane usage with 1° x 1° longitude/latitude resolution. » *Environ. Sci. Technol.* 30: 3525-33.
- Mackay, D., W.Y. Shiu et K.C. Ma. 1997. *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Vol 5 - Pesticides*. Chelsea, MI, USA: Lewis.
- Metcalf, R.I. 1955. *Organic Insecticides, their Chemistry and Mode of Action*. Interscience, New York.
- Mössner, S., I. Barudio et K. Ballschmiter. 1994. « Determination of HCHs, PCBs, and DDTs in brain tissues of marine mammals of different age. » *Fres. J. Anal Chem.* 349: 708-16.
- Neururer, H., et R. Womastek. 1991. « Pesticides in the air. » *Bodenkultur* 42: 57-70.
- OMS (Organisation mondiale de la santé). 1991. *Environmental Health Criteria 124 Lindane: World Health Organization*. Geneva.
- Poissant, L., et J.F. Koprivnjak. 1996. « Fate and atmospheric concentrations of α - and γ - hexachlorocyclohexane in Québec, Canada. » *Environ. Sci. Technol.* 30: 845-51.
- Pramanik, A.K., et R.C. Hansen. 1979. « Transcutaneous gamma benzene hexachloride absorption and toxicity in infants and children. » *Archives of Dermatology* 115: 1224-5.
- Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord. 1997. *Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien*. Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa, Canada.
- Raum, E, A. Seidler, M. Schlaud, A. Knoll, H. WeBling, K. Kurtz, F.W. Schwartz et B.P. Robra. 1998. « Contamination of human breast milk with organochlorine residues: a comparison between East and West Germany through sentinel practice network. » *J. Epidemiol. Commun. Health* 52 (suppl 1): 50S-5S.
- Schindler, D. 1999. « From acid rain to toxic snow. » *Ambio* 28: 350-355.
- Schwarzenbach, R.P., P.M. Gschawand et D.M. Imboden. 1993. *Environmental Organic Chemistry*. John Wiley & Sons. NY
- Sliwinski, A., A. Hermanowicz S. Kossmann et A. Hrycek. 1991. « Neutrophil function in chemical plant workers employed in the production of dust pesticides. » *Pol. J. Occup. Med. Environ. Health* 4: 241-47.
- Tomczak, S. K. Baumann et G. Lehnert. 1981. « Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. IV. Sex hormone alterations in HCH exposed workers. » *Internat. Arch. Occup. Environ. Health* 48: 281-87.
- UNECE. 1998. *Protocol to the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Persistent Organic Pollutants*. Conseil économique et social des Nations Unies. EB.AIR/1998/2.
- US EPA. 1998. *Lindane; Tolerances for Residues*. US Environmental Protection Agency. Code of Federal Regulations. 40 CFR 180.133.

- US Geological Survey. 1992. *Lindane, Annual Agricultural Use. Pesticide National Synthesis Project: 1992 Annual Use*. Web site: <http://water.wr.usgs.gov/pnsp/use92/lindane.html>.
- Walker, K., D.A. Vallero et R.G. Lewis. 1999. « Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorohexanes. » *Environ. Sci. Technol.* 33:4373-4378. Web-site address: <http://dx.doi.org/10.1021/ES990647N>
- Wang X.Q., et coll. 1998. « Studies on hexachlorocyclohexane and DDT contents in human cerumen and their relationship to cancer mortality. » *Biomed. Environ. Sci.* 1: 138-51.
- Wania, F., et D. Mackay. 1999. « Global Chemical fate of alpha-hexachlorocyclohexane. 2. Use of a global distribution model for mass balancing, source apportionment, and trend prediction. » *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 1400-1407.
- Westin, J.B. 1993. « Carcinogens in Israeli Milk. » *Internat. J. Health Ser.* 23: 497-517.
- Willett, K., E.M. Ulrich et R.A. Hites. 1998. « Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane. » *Environ. Sci. Technol* 32: 2197-207.

7.0 Annexes

Annexe A

Liste des produits homologués au Canada qui contiennent du lindane (en date du 1^{er} janvier 2000).

SOCIÉTÉ	N ^o D'HOM.	NOM DU PRODUIT	TYPE	EMPLOIS
Lutte contre la larve de taupin (traitement des semences) :				
AGSCO INC.	14887.00	AGSCO DB – DÉSINFECTANT DE GRAINS VERTS ET POUDRE INSECTICIDE	C*	ORGE, AVOINE, SEIGLE ET BLÉ
AGSCO INC.	23366.00	AGSCO DB-GREEN L -- FONGICIDE ET INSECTICIDE LIQUIDE POUR LES SEMENCES	C	ORGE, AVOINE, SEIGLE ET BLÉ
INTERPROVINCIAL CO-OP LTD.	10662.00	IPCO NM DUAL PURPOSE – POUDRE POUR LE TRAITEMENT DES SEMENCES	C	ORGE, CÉRÉALES, CÉRÉALES SUR PIED (GRAINS ET PLANTS), AVOINE, SEIGLE ET BLÉ
INTERPROVINCIAL CO-OP LTD.	11451.00	CO-OP D-L + C – POUDRE POUR LE TRAITEMENT DES SEMENCES	C	HARICOTS, MAÏS, POIS ET FÈVES DE SOJA
NORAC CONCEPTS INC.	9505.00	AGROX B - 3 DUAL PURPOSE – INSECTICIDE ET FONGICIDE POUR LES SEMENCES	C	HARICOTS, MAÏS, POIS ET FÈVES DE SOJA
NORAC CONCEPTS INC.	10896.00	AGROX D - L PLUS -- POUDRE INSECTICIDE ET FONGICIDE POUR LES SEMENCES	C	HARICOTS, MAÏS, POIS ET FÈVES DE SOJA
RHÔNE POULENC CANADA INC.	19035.00	ROVRAL ST – TRAITEMENT DES SEMENCES DE MOUTARDE	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
RHÔNE POULENC CANADA INC.	25282.00	FOUNDATION – TRAITEMENT DES SEMENCES DE MOUTARDE	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
RHÔNE POULENC CANADA INC.	25283.00	FOUNDATION CST – TRAITEMENT DES SEMENCES DE MOUTARDE	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
UNIROYAL CHEMICAL LTD/LTÉE	11422.00	VITAFLO DP – FONGICIDE ET INSECTICIDE SYSTÉMIQUE	C	ORGE ET BLÉ
UNIROYAL CHEMICAL LTD/LTÉE	14115.00	VITAVAX DUAL SOLUTION -- FONGICIDE ET INSECTICIDE SYSTÉMIQUE	C	ORGE, AVOINE, SEIGLE ET BLÉ
UNIROYAL CHEMICAL LTD/LTÉE	15537.00	VITAVAX DUAL – POUDRE POUR LA PROTECTION DES SEMENCES	C	ORGE, LIN, AVOINE, SEIGLE ET BLÉ
UNITED AGRI PRODUCTS	13951.00	CLEAN CROP -- (DIAZINON, LINDANE ET CAPTAN) TRAITEMENT DES SEMENCES	C	HARICOTS, MAÏS, POIS ET FÈVES DE SOJA
ZENECA AGRO	10339.00	MERGAMMA N-M – DOUBLE TRAITEMENT DES SEMENCES	C	ORGE, CÉRÉALES, AVOINE, SEIGLE ET BLÉ
ZENECA AGRO	12767.00	MERBAMMA -- SUSPENSION CONCENTRÉE POUR LE TRAITEMENT DES SEMENCES	C	ORGE, CÉRÉALES, AVOINE, SEIGLE ET BLÉ
Lutte contre les altises (traitement des semences) : des requêtes ont été déposées pour supprimer tous les emplois sur le colza				
*INTERPROVINCIAL CO-OP LTD.	14893.00	IPCO BENOLIN-R – POUDRE INSECTICIDE ET FONGICIDE POUR LES SEMENCES	C	COLZA (CANOLA)
*RHÔNE POULENC CANADA INC.	19035.00	ROVRAL ST – TRAITEMENT DES SEMENCES DE MOUTARDE	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
*RHÔNE POULENC CANADA INC.	24972.00	ROVRAL CST – TRAITEMENT DES SEMENCES DE CANOLA	C	COLZA (CANOLA)
*RHÔNE POULENC CANADA INC.	25282.00	FOUNDATION – TRAITEMENT DES SEMENCES DE MOUTARDE	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
*RHÔNE POULENC CANADA INC.	25283.00	FOUNDATION CST – TRAITEMENT DES SEMENCES DE MOUTARDE	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
*Zeneca AGRO CORPORATION	25726.00	SAPPHIRE – SUSPENSION CONCENTRÉE POUR LE TRAITEMENT DES SEMENCES	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
*UNIROYAL CHEMICAL	15533.00	VITAVAX RS -- SUSPENSION CONCENTRÉE	C	BROCOLI, CHOUX DE

SOCIÉTÉ	N° D'HOM.	NOM DU PRODUIT	TYPE	EMPLOIS
LTD/LTÉE		SYSTÉMIQUE POUR LA PROTECTION DES SEMENCES		BRUXELLES, CHOUX, CHOUX-FLEURS, MOUTARDE, COLZA (CANOLA) ET RUTABAGA
*UNIROYAL CHEMICAL LTD/LTÉE	16451.00	VITAVAX RS – POUDRE POUR LE TRAITEMENT DES SEMENCES	C	MOUTARDE, COLZA (CANOLA)
*UNIROYAL CHEMICAL LTD/LTÉE	22121.00	CLOAK -- TRAITEMENT DES SEMENCES	C	BROCOLI, CHOUX DE BRUXELLES, CHOUX, CHOUX-FLEURS, MOUTARDE ET RUTABAGA (TRAITEMENT DES SEMENCES)
*UNIROYAL CHEMICAL LTD/LTÉE	24467.00	VATAVAX RS -- SUSPENSION CONCENTRÉE POUR LA PROTECTION DES SEMENCES (SANS TREMPAGE)	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
*UNIROYAL CHEMICAL LTD/LTÉE	24482.00	VITAVAX RS DYNASEAL – PROTECTEUR DE SEMENCES	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
*ZENECA AGRO	21020.00	PREMIERE PLUS -- SUSPENSION CONCENTRÉE POUR LE TRAITEMENT DES SEMENCES	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
*ZENECA AGRO	21946.00	PREMIERE -- SUSPENSION CONCENTRÉE POUR LE TRAITEMENT DES SEMENCES	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
*ZENECA AGRO	24447.00	PREMIERE -- SUSPENSION CONCENTRÉE POUR LE TRAITEMENT DES SEMENCES (SANS TREMPAGE)	C	MOUTARDE ET COLZA (CANOLA)
Produits vétérinaires				HÔTE DU OU DES PARASITES
HARTZ CANADA INC.	8478.00	ITCH-STOP DOG LOTION – POMMADE ANTI-DÉMANGEAISONS	D	CHIENS (M)
VETOQUINOL N.-A. INC.	15353.00	STOCKPEST LOUSE SPRAY – SOLUTION CONCENTRÉE APPLICABLE PAR VAPORISATION OU AU MOYEN D'UN CHIFFON OU D'UNE BROUSSE	C	MOUTONS (L, T), CHEVAUX (L, F) ET PORCS (L, F, M)
UNITED AGRI PRODUCTS	11522.00	CLEAN CROP LINDANE 25 WP -- APPLICABLE PAR VAPORISATION	C	BOVINS (H, L, F), CHÈVRES, CHEVAUX, MOUTONS (L,T,F) ET PORCS (L,F,M)
Traitement du sol				
UNITED AGRI PRODUCTS	11522.00	CLEAN CROP LINDANE 25 WP -- APPLICABLE EN SOLUTION AQUEUSE	C	CULTURES NON PRÉCISÉES OU PLANTS DE TABAC (CONTRE LA LARVE DU TAUPIN)

* = Produit touché par une mesure [étiquette modifiée ou usage interdit pour le colza (canola)]

C = Usage industriel

D = Usage domestique

Parasites nécessitant un produit à usage vétérinaire : L = poux; T = tiques; F = puces; H = mouches des cornes; M = acariens de la gale

Annexe B : Liste des emplois de lindane aux États-Unis

Les emplois de lindane énumérés ci-dessous sont les seuls emplois qu'un demandeur d'homologation peut actuellement faire valoir aux États-Unis et pour lesquels il doit produire et présenter des données techniques.

Seulement pour le traitement des semences suivantes : avoine, bette à cardes, blé, brocoli, céleri, chou à rosette, chou frisé, chou, chou-fleur, chou-rave, choux de Bruxelles, épinards, laitue, maïs, moutarde, orge, radis, seigle, sorgho.

Deux avis de réception de demande de modification pour supprimer des emplois de lindane ont été publiés dans le Registre fédéral : le 2 décembre 1998 (volume 63, numéro 231) et le 26 août 1998 (volume 63, numéro 165). Les emplois énumérés ci-après ne sont plus homologués et ne doivent donc plus faire l'objet de données techniques de la part des fabricants.

Emplois non homologués

Le traitement des abricots, des amandes, des ananas, des asperges, des aubergines, des avocats, des betteraves, des betteraves à sucre, des carottes, du carthame, des cerises, des champignons, des citrouilles, des coings, du colza, des concombres, du coton, des courges (toutes les sortes), des courges d'été, des cucurbitacées (toutes les sortes), des fèves de soja, des fraises, des goyaves, des haricots (toutes les sortes), des lentilles, du lin, de la luzerne, des mangues, des melons, des melons brochés, de la menthe, des nectarines, des oignons, des okras, des pacanes, des pastèques, des pêches, des poires, des pois (toutes les sortes), des poivrons, des pommes, des prunes, du raisin, du sorgho herbacé, du tabac, des tomates, du tournesol, du trèfle; des bovins, des chèvres, des chevaux, des moutons, des mulets, des porcs et des chats; des plantes ornementales, des arbres et des arbustes; du gazon, des pelouses et des cours de golf; des aires non cultivées, des jachères, des aires récréatives, des installations de transport commercial, des locaux de traitement, de manutention et d'entreposage; des cellules et des locaux d'entreposage de grains, de céréales et de farine; de structures agricoles, dont les granges; du bois de structure des bâtiments; du bois d'œuvre entreposé (dans des locaux de conditionnement du bois et non à l'air libre); des chiens contre les puces, les tiques et les poux, les agents responsables de la gale des oreilles, de la gale sarcoptique et de la gale psoroptique.

Quelque 25 détenteurs d'homologations (pour un total de 83 produits contenant du lindane) ont eu recours au formulaire réglementaire pour produire les données techniques nécessaires et demander le maintien d'homologations. En vertu de la *Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act* (FIFRA, Loi fédérale sur les insecticides, les fongicides et les rodenticides), l'EPA a offert à ces demandeurs d'homologation, dans une lettre en date du 15 janvier 1999, de supprimer de leurs étiquettes tous les emplois non homologués ou de produire et de présenter leurs propres données. Cette démarche a donné les résultats suivants :

- 29 homologations ont été modifiées en supprimant des emplois non homologués;
- 34 homologations ont été volontairement annulées et deux d'entre elles comportent une prolongation du délai d'élimination progressive;
- 18 homologations ne visaient que des emplois homologués et n'ont donc nécessité aucun changement.

Cela a permis de prévoir que le document de décision sur l'admissibilité à la réhomologation sera prêt en 2001. À l'exception d'une étude sur la cancérogénicité chez les souris, toutes les données nécessaires pour rendre cette décision, y compris trois études sur la neurotoxicité, ont été présentées. L'EPA sera en mesure de publier un document de décision qui tient au moins compte des risques nutritionnels aigus dans la nourriture et l'eau, des risques chroniques non cancérogènes et des risques professionnels dans les cas d'exposition à court et à moyen terme. En l'absence d'une étude sur la cancérogénicité chez les souris, les risques nutritionnels et professionnels de cancer seront caractérisés le mieux possible en fonction de la fiabilité des données disponibles. Ainsi, la décision sur la gestion des risques, qui peut comprendre des motifs et des critères éventuels d'annulation, se fondera sur un examen et sur une évaluation des résultats de l'étude sur la cancérogénicité chez les souris.

Comme l'exige la norme d'homologation du lindane, un demandeur a présenté une requête afin d'établir les seuils de tolérance aux résidus de lindane pour le maïs et en présentera une autre afin d'établir ces seuils pour l'orge, l'avoine, le seigle, le sorgho et le blé. Ces requêtes relatives aux seuils, qui ne visent que le traitement des semences, seront étudiées au cours de la réévaluation des seuils de tolérance qui s'effectuera dans le cadre de la décision sur l'admissibilité. Le demandeur d'homologation technique a également présenté une requête pour fixer des seuils de tolérance relatifs au colza. Avant de rendre une décision sur ce nouvel emploi relatif au colza, il faudra obtenir des résultats sur la sécurité de tous les emplois actuels de lindane en vertu de la *Food Quality Protection Act* (Loi sur la protection de la qualité des aliments).

Annexe C : Données toxicologiques sur le lindane

Ces données toxicologiques sur le lindane sont tirées du document intitulé *Toxicological Profile of alpha-, beta-, gamma-, and delta hexachlorocyclohexane (1997)*, Department of Health and Human Services, États-Unis.

Nota : Les tableaux qui suivent offrent des données restreintes tirées d'études toxicologiques sur le lindane et ne peuvent donc remplacer une description détaillée. Les définitions suivantes expliquent les abréviations figurant dans ces tableaux :

DL₅₀ (dose létale médiane) : Dose de substance chimique pouvant causer la mort de 50 % d'une population animale soumise à des expériences.

CSENO (concentration sans effet nocif observé) : Il s'agit de la dose d'une substance chimique qui, sur les plans statistique ou biologique, ne montre aucune augmentation importante ni de la fréquence, ni de la nocivité des effets observés au sein de la population exposée. Des effets peuvent être constatés en fonction de cette dose, mais il ne sont pas considérés comme nocifs.

CMENO (concentration minimale avec effet nocif observé) : Il s'agit de la plus faible dose d'une substance chimique injectée au cours d'une étude ou d'une série d'études qui, sur les plans statistique ou biologique, montre une augmentation importante de la fréquence ou de la nocivité des effets au sein de la population exposée.

Les CMENO sont considérées comme provoquant des effets peu nocifs ou nocifs. Les effets nocifs sont ceux qui montrent une défaillance du système biologique et peuvent entraîner une morbidité ou la mort. Les effets peu nocifs sont ceux censés ne provoquer aucun dysfonctionnement important ou la mort, ou ceux dont la portée sur l'organisme n'est pas entièrement connue. Il faut faire preuve de beaucoup de jugement pour déterminer si un résultat est dû à une CSENO, à une CMENO avec peu d'effets nocifs ou à une CMENO avec effets nocifs. Pour classer ces résultats, l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, Service de recherche sur les substances toxiques et d'enregistrement des maladies)*, dispose de règles et de politiques établies. Dans le présent document la CMENO doit être considérée comme ayant des effets nocifs à moins d'indications contraires.

Exposition aiguë : Exposition à une substance chimique durant 14 jours ou moins.

Exposition intermédiaire : Exposition à une substance chimique durant 15 à 364 jours.

Exposition chronique : Exposition à une substance chimique durant 365 jours ou plus.

Tableau 3. Données toxicologiques sur le lindane (1997), Department of Health and Human Services, États-Unis.

Études sur l'exposition par inhalation		
Étude	Espèce et durée	Résultats
Aiguë	Rat Wistar, 4 heures	DL ₅₀ de 1 560 mg/m ³ .
Aiguë	Souris CD-1, 1 semaine	CMENO de 10 mg/m ³ (16 % de mortalité).
Aiguë	Rat Wistar, 4 heures	CSENO de 603 mg/m ³ – effets sur les poumons, le foie et les reins.
Aiguë	Rat Wistar, 4 heures	CMENO de 101 mg/m ³ avec peu d'effets nocifs – effet sédatif, et de 642 mg/m ³ avec effets nocifs – agitation, excitation et ataxie.
À effet intermédiaire	Rat Wistar, 90 jours	CSENO de 5 mg/m ³ – effets sur le sang, le foie, les reins, les poumons et le poids du corps.
À effet intermédiaire	Souris CD-1, 14 semaines	CMENO de 1,0 mg/m ³ – 2 % de mortalité.

Études sur l'exposition par voie orale (gavage et alimentation normale)		
Étude	Espèce et durée	Résultats
Aiguë	Rat Sherman, une fois	DL ₅₀ de 88 mg/kg/jour pour les mâles; DL ₅₀ de 91 mg/kg/jour pour les femelles.
Aiguë	Rat Wistar, une fois	CMENO de 60 mg/kg/jour pour les mâles – mort de 1/7.
Aiguë	Rat Wistar, 14 jours	CMENO de 72 mg/kg/jour pour les mâles – 10 % d'augmentation du poids des reins, excrétion modifiée, distension des glomérules et tuméfaction de l'épithélium tubulaire.
Aiguë	Souris B6C3F1, 10 jours	CSENO de 40 mg/kg/jour – effets sur les systèmes respiratoires, cardio-vasculaire, gastro-intestinal et endocrinien, ainsi que sur le sang, le foie, les reins et le poids du corps; CMENO de 10 mg/kg/jour chez les sujets montrant une baisse du nombre de cellules assurant la formation de la moelle.
Aiguë	Souris B6C3F1, 10 jours	CMENO de 10 mg/kg/jour – dommages résiduels dans la moelle osseuse, suppression des précurseurs d'érythrocytes et apparition de cellules souches granulocytes macrophages.

Études sur l'exposition par voie orale (gavage et alimentation normale)		
Étude	Espèce et durée	Résultats
Aiguë	Souris B6C3F1, 3 jours	CSENO de 10 mg/kg/jour; CMENO de 20 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – diminution des cellules souches granulocytes macrophages dans la moelle osseuse; CMENO de 40 mg/kg/jour avec effets nocifs – hypocellularité de la moelle osseuse et dommages résiduels à celle-ci, diminution des précurseurs d'érythrocytes et des cellules souches granulocytes macrophages, atrophie du cortex du thymus.
Aiguë	Rat Long-Evans, une fois	CMENO de 10 mg/kg/jour – spasmes myocloniques et crises épileptiques.
Aiguë	Rat Sprague-Dawley, 4 jours	CSENO de 1 mg/kg/jour et CMENO de 10 mg/kg jour – crises épileptiques.
Aiguë	Rat Sprague-Dawley, une fois	CMENO de 30 mg/kg/jour – crises épileptiques.
Aiguë	Rat Wistar, une fois	CMENO de 30 mg/kg/jour – convulsions et diminution de l'expression de l'acide ribonucléique messager (ARNm) de la calmoduline dans le cerveau.
Aiguë	Rat Wistar, une fois	CMENO de 60 mg/kg/jour – convulsions.
Aiguë	Rat Wistar, une fois	CMENO de 60 mg/kg/jour – spasmes clonico-toniques.
Aiguë	Rat Wistar, une fois	CSENO de 15 mg/kg/jour et CMENO de 20 mg/kg/jour – convulsions.
Aiguë	Souris NMRI, une fois	CSENO de 20 mg/kg/jour et de 50 mg/kg/jour (femelles) – hausse importante du seuil convulsif.
Aiguë, sur la reproduction	Rat femelle Long-Evans, 7 jours	CSENO de 40 mg/kg/jour.
Aiguë, sur le développement	Rats femelles CFY, gestation de 6 à 15 jours	CSENO de 20 mg/kg/jour.
Aiguë, sur le développement	Rat Wistar, une fois	CMENO de 20 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs sur le comportement – changement des concentrations de noradrénaline et de sérotonine dans certaines régions du cerveau des femelles allaitantes.
Aiguë, sur le développement	Lapine femelle néo-zélandais, gestation de 6 à 18 jours	CSENO de 20 mg/kg/jour.
À effet intermédiaire	Rat Fischer 344, 15 semaines	CMENO de 20 mg/kg/jour (mort de 2/12).

Études sur l'exposition par voie orale (gavage et alimentation normale)		
Étude	Espèce et durée	Résultats
À effet intermédiaire	Rat Wistar, 12 semaines	CSENO de 0,3 mg/kg/jour et CMENO de 1,0 mg/kg/jour – effets sur le foie et les reins; CSENO de 5 mg/kg/jour – effets sur le sang.
À effet intermédiaire	Rat Wistar, 15 jours	CSENO de 1,8 mg/kg/jour – effets sur le sang.
À effet intermédiaire	Rat Wistar, 30 jours	CSENO de 1,8 mg/kg/jour – effets sur le sang.
À effet intermédiaire	Rat Wistar (4 à 64 semaines)	<p>Foie : CSENO de 4,5 mg/kg/jour pour les mâles et de 5 mg/kg/jour pour les femelles; CMENO de 9 mg/kg/jour pour les mâles et 10 mg/kg/jour pour les femelles – chez les deux groupes : nécrose focale, dégénérescence graisseuse et augmentation de 35 % du poids du foie.</p> <p>Reins : CSENO de 4,5 mg/kg/jour pour les mâles et de 5,0 mg/kg/jour pour les femelles; CMENO de 9 mg/kg/jour pour les mâles et de 10 mg/kg/jour pour les femelles présentant une néphrite en foyers.</p> <p>Diminution du poids corporel : CSENO de 72 mg/kg/jour et CMENO de 144 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs pour les mâles; CSENO de 80 mg/kg/jour et CMENO de 160 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs pour les femelles.</p>
À effet intermédiaire	Souris albinos suisse, 24 semaines	CMENO de 0,012 mg/kg/jour – changements diphasiques dans les cellules et le système immunitaire à médiation humorale; CMENO de 1,2 mg/kg/jour – nécrose du thymus.
À effet intermédiaire	Rat Long-Evans, 30 jours	CMENO de 10 mg/kg/jour – spasmes myocloniques et convulsions cloniques.
À effet intermédiaire	Rat Wistar, 90 jours	CMENO de 90 mg/kg/jour – convulsions toniques.
À effet intermédiaire	Rat Wistar, 30 jours	CMENO de 2 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – diminution de la concentration de dopamine.
À effet intermédiaire sur la reproduction	Rate Fischer 344, 15 semaines	CSENO de 5 mg/kg/jour et CMENO de 10 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – perturbation du cycle ovarien et effets anti-œstrogéniques.
À effet intermédiaire sur la reproduction	Lapin femelle hybride, 12 semaines	CMENO de 0,8 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – baisse de fréquence de l'ovulation.
À effet intermédiaire sur la reproduction	Lapin femelle néo-zélandais, 12 à 15 semaines	CSENO de 0,8 mg/kg/jour.

Études sur l'exposition par voie orale (gavage et alimentation normale)		
Étude	Espèce et durée	Résultats
À effet intermédiaire sur le développement	Lapin néo-zélandais femelle, 12 à 15 semaines	CSENO de 0,8 mg/kg/jour.
Chronique	Rat Wistar, 2 ans	Foie : CSENO de 0,7 mg/kg/jour pour les mâles et de 0,8 mg/kg/jour pour les femelles; CMENO de 7 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs pour les mâles et de 8 mg/kg/jour pour les femelles – chez les deux groupes : hypertrophie des hépatocytes périlobulaires. Reins : CSENO de 0,7 mg/kg/jour pour les mâles et de 0,8 mg/kg/jour pour les femelles; CMENO de 7 mg/kg/jour pour les mâles et de 8 mg/kg/jour pour les femelles – chez les deux groupes : hausse du poids des reins, du volume de l'urine et de la quantité de créatinine excrétée dans l'urine.
Chronique	Souris B6C3F1, 80 semaines	CMENO de 13,6 mg/kg/jour pour les mâles qui présentaient des carcinomes hépatocellulaires.
Chronique	Souris hybride F-1, 2 ans	CMENO de 27,2 mg/kg/jour pour les femelles qui présentaient des carcinomes hépatocellulaires et des tumeurs pulmonaires.

Études sur l'exposition par voie cutanée		
Étude	Espèce et durée	Résultats
Aiguë	Rat Sherman, une fois	DL ₅₀ de 1 000 mg/kg/jour pour les mâles et 900 mg/kg/jour pour les femelles.
Aiguë	Rat Wistar, 24 heures	CSENO de 600 mg/kg/jour – effets sur l'appareil respiratoire; CMENO de 1 000 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – dyspnée.
Aiguë	Lapin néo-zélandais, 4 heures	CSENO de 132 mg/kg/jour sur les poumons, le foie, les reins et la peau.
Aiguë	Rat Wistar, 24 heures	CSENO de 600 mg/kg/jour; CMENO de 1 000 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – légère sédation; CMENO de 2 000 mg/kg/jour avec effets nocifs – spasmes violents.
À effet intermédiaire	Rat Cri:(WI)BR, 13 semaines	CSENO de 60 mg/kg/jour; CMENO de 400 mg/kg/jour (femelles), mort de 23/49.

Études sur l'exposition par voie cutanée		
Étude	Espèce et durée	Résultats
À effet intermédiaire	Rat Ctrl:(WI)BR, 13 semaines	CSENO de 10 mg/kg/jour – effets sur le foie (mâles et femelles) et effets sur les reins (femelles); CMENO de 10 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – formation de gouttelettes vitreuses au niveau des reins chez les mâles, accélération de la respiration ou sifflement; CMENO de 60 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – effets sur le foie (mâles et femelles) et effets sur les tubules basophiles (femelles).
À effet intermédiaire	Rat Ctrl:(WI)BR, 13 semaines	CMENO de 10 mg/kg/jour avec peu d'effets nocifs – hyperactivité; CMENO de 60 mg/kg/jour avec effets nocifs – ataxie, tremblements et convulsions.

Annexe D : Factors Influencing the Distribution of Lindane and Other Hexachlorocyclohexanes in the Environment

Submitted to

Environmental Science and Technology

by

Kathleen Walker

U.S. EPA, National Center for Environmental Assessment

Mail Code 8601-D, 401 M St. SW

Washington, D.C. 20460

e-mail: walker.kathleen@epa.gov

Daniel A. Vallero and Robert G. Lewis

U.S. EPA, National Exposure Research Laboratory

Research Triangle Park, NC, USA 27711

May 10, 1999

Nota : Ce document n'existe pas en français.

I. HCH and the North American Free Trade Agreement

Heavy use of organochlorine insecticides, especially in the past, has led to the dispersal of these pollutants throughout the global environment. One such compound of major concern is 1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane (HCH). HCH can persist in the environment and be transported long distances from the areas of application. While the bulk of HCH used today is in the form of lindane, which is composed almost entirely of the gamma (γ) isomer of the compound, there is concern that this isomer can be transformed into other isomers that exhibit greater persistence and have potentially more deleterious effects on humans and wildlife.

The isomers of HCH are the subject of proposed action by the three countries comprising the North American Free Trade Agreement (NAFTA)—Canada, Mexico and the United States. The North American Agreement on Environmental Cooperation, a side agreement to NAFTA, was negotiated and ratified in 1993 by the three governments. Subsequently, the North American Council of the Commission for Environmental Cooperation approved Resolution #95-5 regarding the sound management of chemicals. The resolution recognized that cooperative actions are needed to protect and improve the environment and to achieve sustainable development. Regional management of persistent, bioavailable and toxic compounds may warrant special attention due to the risks they pose to human health and the environment.

Through the resolution, Task Forces were formed to prepare North American Regional Action Plans (NARAPs) for particular chemicals (e.g., mercury) likely to create regional contamination problems. NARAPs identify how the three parties will cooperate to manage and control the chemicals. The objectives of each NARAP may differ depending on the risks associated with the substance in question, and could range from further research to a total phase-out of use.

To develop a process by which additional substances could be identified for future NARAPs, a Task Force on Criteria was established. At the initial evaluation phase, chemicals are selected based upon physicochemical features such as persistence, tendency to bioaccumulate and susceptibility to long-range transport. At the later discussion stage, other factors such as the costs of mitigation and the feasibility of alternatives are also included. Based on these criteria, the Substance Selection Task Force has determined that a NARAP should be prepared for lindane and the other HCH isomers.

An important issue of concern to the Substance Selection Task Force is whether the NARAP should focus on lindane alone or include other HCH isomers. While the only form of HCH presently used in North America is lindane, high concentrations of other isomers, particularly α -HCH, in the Arctic could suggest that lindane is transformed into other isomers in the environment. The following review examines the recent literature on the processes affecting the fate and distribution of lindane and other HCH isomers in the environment.

II. Introduction and Background

Lindane is one of eight stereoisomers of HCH. Known as γ -HCH, its chlorine substituents are half equatorial and half axial (aaae). This means that half of the C-Cl bonds are within the plane of the ring (e) and the other half are outside of the plane (a). The isomers differ in terms of the arrangement of the chlorine atoms. One of the isomers, α -HCH, exists in two enantiomeric (mirror-image) forms.

HCHs are commercially produced by photochemical chlorination of benzene. The product, technical-grade HCH, consists principally of four isomers, α -HCH (53-70%), β -HCH (3-14%), (γ -HCH (11-18%), and δ -HCH (6-10%) (Gunther & Gunther 1971; Howard 1989). This mixture is marketed as an inexpensive insecticide, but since γ -HCH is the only isomer that exhibits strong insecticidal properties, it has been common to refine it from the technical HCH and market under the name "lindane." However, all commercially-produced lindane contains small amounts of other HCH isomers.

All the HCH isomers are acutely toxic to mammals. In addition, chronic exposure has been linked to a range of health effects in humans, including immuno-suppression and neurological problems, and has been shown to cause liver cancer in rats and mice (Willett et al. 1998; ATSDR 1997; Choudhary and Wedge 1996). Of the different isomers, α -HCH exhibits the most carcinogenic activity and has been classified along with technical grade HCH as a Group B2 probable human carcinogen by the U.S. EPA (ATSDR 1997). As the most metabolically stable isomer, β -HCH is the predominant isomer accumulating in human tissues (Willett et al. 1998).

All isomers of HCH exhibit relatively high water solubilities and moderately high vapor pressures when compared to other organochlorine pesticides. Therefore, HCH is usually present in the environment as a gas in the atmosphere or dissolved in water, with only a small percentage adsorbed onto particles (Bidleman 1988). Brubaker and Hites (1998) measured the gas-phase reaction kinetics of the hydroxyl radical with α -HCH and γ -HCH and showed that these compounds have fairly long lifetimes in air and therefore can be transported long distances.

The physicochemical properties of HCH vary between isomers (Willett et al. 1998). For example, the vapor pressure of α -HCH is somewhat less than that of γ -HCH. α -HCH has also been shown to be slightly more lipophilic than γ -HCH (Log K_{ow} 3.8 versus 3.6). The Henry's Law constant for α -HCH is several-fold greater than that of γ -HCH, so α -HCH is more likely to partition to the air. Another important difference between the isomers is the persistence of the β -isomer. β -HCH is "very recalcitrant" under environmental conditions (Schwarzenbach, *et al.*, 1993). It is also more lipophilic than the other isomers. These properties may result from its significantly smaller molecular volume. Since β -HCH's bonds between H, C, and Cl at all six positions are equatorial (that is, within the plane of the ring), the molecule is denser and small enough to be stored in the interstices of lipids in animal tissues.

II. Production and use of HCH worldwide

Both technical grade HCH and lindane have been used for insect control in fruit, grain and vegetable crops, for vector control, and for seed treatment (Ware 1989). A medical formulation of lindane is also used on the skin for the control of head lice and scabies (ATSDR 1997). Commercial production of technical-grade HCH began in 1943. Its extremely low cost led to its wide use, particularly in some developing countries. However, it has a strong unpleasant odor which sometimes imparts unpleasant flavors to crops grown in soil treated with it (Ware 1989). Therefore, lindane (which is odorless) has been more widely used in developed countries. Total global production and use of the different HCH isomers is difficult to determine and estimates vary considerably. Voldner and Li (1995) estimated total use of technical grade HCH and lindane to be 550,000 and 720,000 metric tons, respectively. However, later calculations by Li et

al. (1998), which incorporated new information about high production and use in China, placed total cumulative world consumption of technical grade HCH as high as 6 million metric tons.

Environmental and human health concerns led to the banning of technical grade HCH in many countries during the 1970s. China, India and the former Soviet Union remained the largest producers and users of HCH in the early 1980s. China, whose total production was estimated at 4.5 million metric tons (Huang 1989, cited in Li et al. 1998) banned production in 1983, although residual stocks may have been used until 1985. In 1990, production of technical grade HCH was also prohibited in the former Soviet Union and restricted to public health and specific crop uses. Only 29,000 metric tonnes were applied in 1990, most of it in India (Li et al. 1996). Lindane, however, is still used worldwide, including in North America and Europe.

In addition to HCH isomers produced and applied, considerable unused stockpiles of both technical grade HCH and lindane exist. The 1998 Food and Agriculture Organization (FAO) Inventory of Obsolete, Unwanted and/or Banned Pesticides found a total 2,785 tons of technical grade HCH, 304 tons of lindane and 45 tons of unspecified HCH material scattered in dump sites in Africa and the Near East. Some of the containers have deteriorated and are leaking, creating a serious threat to humans and wildlife (Wodageneh 1998). Stockpiles associated with earlier manufacturing of technical grade HCH may also be causing problems in Eastern Europe (Pruszyński and Stobiecki 1997).

III. Presence of HCH isomers in the environment

When HCH (either lindane or technical grade) is applied to the soil, it can either persist there sorbed to soil particles or be removed through several processes. Microbial and chemical degradation as well as uptake by crop plants can occur, but the primary process for removing HCH from soil is volatilization into the air (Buser and Muller 1995; Singh et al. 1991). HCH can also enter the air adsorbed onto resuspended particulate matter, but this process does not appear to contribute as much as volatilization to the movement of HCH isomers. Predictions based on the Junge-Pankow adsorption model indicate that HCH isomers are predominantly gaseous at moderate temperatures (Bidleman 1988), and Lane et al. (1992) showed by denuder measurements that over 95% of the α - and γ -HCH in ambient air was in the gas phase. Leaching into groundwater is also possible but is uncommon (ATSDR 1997; Page 1981). Once HCH isomers enter the environment, they are distributed globally (Simonich and Hites 1995) and can be found in air, surface water, soil and living organisms (Montgomery 1993).

The most common isomers found in the environment are α , β and γ . α -HCH is typically predominant in ambient air as well as in ocean water. β -HCH is the predominant isomer in soils and animal tissues and fluids, including human, (Willett et al. 1998) because its all equatorial (e-e-e-e-e) configuration favors storage in biological media and affords it greater resistance to hydrolysis and enzymatic degradation.

Numerous studies of tropospheric air, precipitation and surface water have reported HCH, particularly the α and γ isomers, throughout North America (e.g., air - Poissant and Koprivnak 1996, Hoff et al. 1992; precipitation - Blais et al. 1998, Brun et al. 1991; surface water - Ridal et al. 1997, Ridal et al. 1996, McConnell et al. 1998), the Arctic (e.g., Jantunen and Bidleman 1998; Li et al. 1998; Fellin et al. 1996; Oehme et al. 1996; Muir et al. 1992; Hinckley et al.

1992), Southern Asia, the Western Pacific, and Antarctica (e.g., Iwata et al. 1994; Iwata et al. 1993a; Tanabe et al. 1982). In fact, HCH isomers are the most abundant and pervasive organochlorine insecticide contaminants in the Arctic (Oehme et al. 1996; Fellin et al. 1996; Barrie et al. 1992, Patton et al. 1989; Oehme and Mano 1984). The detectable presence of HCH isomers in the Arctic and Antarctic, where lindane and technical HCH have not been used, is further evidence of long-range atmospheric transport.

One interesting fact is the discrepancy between air and surface water concentrations in different climate zones. Sampling conducted in 1989 and 1990 by Iwata et al. (1993a) found air concentrations of HCH isomers around the Indian subcontinent to be very high compared to moderate surface water concentrations. The situation was reversed in the Arctic, where air concentrations were moderate and water concentrations were high. These observations suggest that HCH isomers (considered among the most volatile persistent organic pollutants) are subject to “global distillation” or “global gas chromatography” (Wania and Mackay 1996; Risebrough 1990), in which warm climates at lower latitudes favor evaporation into the atmosphere where the chemicals can be carried to higher latitudes. At mid-latitudes, deposition and evaporation vary with season (corroborated by field work by Ridal et al. 1997, Ridal et al. 1996 and McConnell et al. 1993). At high latitudes, cold temperatures favor deposition. Such a latitudinal gradient was observed for both α and γ -HCH in a global study of contaminants in tree bark by Simonich and Hites (1995). The latitudinal gradient favoring deposition to the high latitudes was even more striking for α -HCH in sea water (Wania and MacKay 1996). This cycle of volatilization of HCH isomers, particularly α -HCH, in warmer areas followed by condensation in colder areas has also been observed with changes in altitude (Blais et al. 1998; McConnell et al. 1998).

IV. Evidence for isomerization of lindane

Concern about the potential for conversion of γ -HCH into other isomers, particularly α -HCH, comes in part from the observed high concentrations of the α isomer relative to the γ isomer in the northern hemisphere. The ratio of α to γ in technical grade HCH varies between 4 and 7 (Iwata et al. 1993b). Therefore, residues of this mixture found in the environment could be expected to reflect that ratio unless some process had changed it. The use of lindane would, in effect, lowers this ratio. However, air and water samples far from pesticide application sites have often contained ratios much higher than 7 (Iwata et al. 1993a; Patton et al. 1989; Pacyna and Oehme 1988). Several hypotheses have been suggested to explain why so much of the HCH residue found in the environment is in the form of the α isomer.

Photo-isomerization in air: One possible explanation for the higher than expected α to γ ratios is that γ -HCH may be transformed by sunlight into α -HCH (which is more photostable) during long-range atmospheric transport (Zepp 1998; Barrie et al. 1992; Oehme 1991; Pacyna and Oehme 1988). This idea is supported by the laboratory studies of Steinwandter (1976) carried out with high-energy UV light. Hamada et al. (1981) also found that α -HCH was the main decomposition product of crystalline γ -HCH exposed to UV irradiation, while the other isomers were quite stable under similar conditions. Malaiyandi and Shah (1984) also produced significant amounts of α -HCH from both γ -HCH and β -HCH through irreversible photolysis by direct sunlight in the presence of ferrous salts.

These experiments clearly show that photo-isomerization is possible. However, evidence that this process is a substantial contributor to the high α/γ ratios observed in the Arctic is indirect and subject to several interpretations. Oehme (1991) suggested the seasonal fluctuations of the α/γ ratio as evidence for temperature-dependent photoisomerization. In the Arctic, the α/γ ratio is lower in the winter and spring (when light and therefore photoisomerization rates would be lower), and higher in the summer and fall (when Arctic air masses are fairly isolated and photoisomerization rates would be higher) (Patton et al. 1989). However, other factors such as the different rates of atmospheric volatilization and deposition of the isomers as well as seasonal use of lindane or technical HCH could also explain the fluctuations in the α/γ ratio (Oehme 1996; Hoff et al. 1992a; Patton et al. 1989). Furthermore, a study of seasonal fluctuations of the α/γ ratio in Quebec (Poissant and Koprivnjak 1996) found no increase in α -HCH levels following applications of lindane in spring, suggesting either that photo-isomerization is not the main process acting upon γ -HCH or that the sample sites were too close to application sites to allow time for photoisomerization to occur (presumably during more long-range atmospheric transport.). Since the absorption of solar radiation by γ -HCH in the troposphere is very weak, the rate of photoisomerization would be very slow.

Bio-isomerization in soil and sediments: Laboratory evidence shows that γ -HCH can be transformed into other isomers in soil or sediments through biological degradation. The orientation of chlorine atoms on the γ isomer makes irreversible transformation into α -HCH or β -HCH the most likely form of isomerization (Buser and Muller 1995). Early work by Newland et al. (1969) found that more than 80% of the γ -HCH in a simulated lake impoundment was converted to α -HCH within 3 months. Benezet and Matsumura (1973) showed that γ -HCH could be transformed into α -HCH and several other compounds by a strain of *Pseudomonas putida*. Vonk and Quirijns (1979) showed that small amounts of α -HCH could be produced by soil microorganisms and by *E. coli*, but only under anaerobic conditions. Huhnerfuss et al. (1992) found that marine microorganisms in North Sea sediments could transform γ -HCH into essentially racemic mixtures of both enantiomers of α -HCH, but did not specify the rate of transformation or the percentage of γ -HCH transformed.

Recent quantitative studies have indicated that bio-isomerization may play an insignificant role in the overall degradation of γ -HCH. Waliszewski (1993) found that field applications of lindane to soil produced only trace amounts of other HCH isomers. In their study of degradation of HCH isomers in anaerobic sewage sludge, Buser and Muller (1995) found that only a very small percentage of γ -HCH could be transformed into α or δ -HCH, and the rate of conversion was extremely slow. Another field study of HCH applications to cropped and uncropped soil (Singh et al. 1991) found no evidence of isomerization, but did observe preferential uptake of the α isomer into plants.

V. Long-term trends in α and γ HCH concentrations in the environment

Comparisons of residues in the northern hemisphere, where the bulk of both technical HCH and lindane applications have occurred, and the southern hemisphere, where less HCH has been applied, most of it in the form of lindane (Li et al. 1996; Pacyna and Oehme 1988), provide conflicting evidence for and against large-scale transformation of γ -HCH into α -HCH. Ballschmiter and Wittlinger (1991) showed that the exchange of persistent organic compounds

such as HCH occurs very slowly between the northern and southern hemispheres. Therefore, it can be assumed that the HCH concentrations in the water and air of the northern and southern hemispheres largely reflect pesticide emissions and subsequent atmospheric transport and transformation within each hemisphere independently. If transformation of γ -HCH into α -HCH and other isomers occurred on a large scale, one would expect to see significant concentrations of α -HCH in the southern hemisphere. In their examination of air and water contaminants in the western Pacific, eastern Indian Ocean and Antarctica, Tanabe et al. (1982) found γ -HCH to be the dominant isomer ($\alpha/\gamma < 1$) in the southern hemisphere (Tables 1 and 2). However, in 1987, Kurtz and Atlas (1990) found α/γ ratios as high as 7 and 16 in South Pacific air and water respectively. More recent measurements in the Southern hemisphere found α/γ ratios no higher than 2.3 (Schreitmuller & Ballschmiter 1995; Bidleman et al. 1993). If significant transformation of γ -HCH to α -HCH were occurring, the α/γ ratio would not be expected to drop over time. Therefore, the earlier high α/γ ratios may have reflected some significant technical HCH use in the southern hemisphere (Weber & Montone 1990). A considerable reduction in α -HCH concentrations has also been observed recently in Arctic air (Li et al. 1998). Haugen et al. (1998) found that concentrations of α -HCH in ambient air dropped by 50% between 1991 and 1995 in southern Norway while no such pattern was evident for γ -HCH residues.

VI. Other explanations for the abundance of α -HCH in the environment

A mechanism based on the physiochemical properties of the α and γ isomers has been suggested to explain the high α/γ ratio observed in some locations (Oehme et al. 1996; Iwata et al. 1993b; Welch et al. 1991, Patton et al. 1989). Differences in the Henry's law constants of the α and γ isomers could affect their global distribution. The Henry's law constant, or the air/water partition coefficient, is a measurement of the tendency of a compound to partition between the gas phase in air and solution in water. The lower the value of the coefficient, the more likely a compound will dissolve into the water. At 20 °C in fresh water, the constant is 0.524 Pa·m³/mol for α -HCH and 0.257 for γ -HCH (Kucklick et al. 1991). Therefore, during long-range transport in air over oceans, γ -HCH is more likely to be removed either through direct partitioning into water or through washout in rain, leaving proportionately more α -HCH in the air (Iwata et al. 1993b). As a result of the global distillation process, the North Atlantic and Arctic Oceans serve as sinks for the predominantly α -HCH contamination.

It is important to note that the partitioning of HCH between air and water is a two-way street (McConnell et al. 1993). Therefore, as declining use of the different HCH products reduces the HCH load in the air, contaminants in the oceans may be re-released into the atmosphere, where they can be transported to other regions (Schreitmuller and Ballschmiter 1995). α -HCH could also be recycled from residues in contaminated soil.

Differences in degradation rates may also contribute to disproportionate accumulation of α -HCH. Research by Brubaker and Hites (1998) and Kelly et al. (1994) has indicated that reaction with the OH radical is the primary mechanism influencing the lifetime of HCHs in air. Brubaker and Hites (1998) found an approximately 25% longer atmospheric lifetime for α -HCH than γ -HCH in air (120 days versus 96).

In short, the observed fluctuations in the α/γ ratios in the northern hemisphere may be caused by spikes of lindane superimposed on a background of technical HCH. Haugen *et al.* (1998) reported that lower α/γ ratios in air at Lista, Norway were associated with movement of air parcels from central Europe during the seasons of lindane usage. Similar results were obtained by Harner *et al.* (1998) for ambient air samples taken over Barents Sea. The trends of these ratios would be expected to change as usage of technical HCH continues to drop and be replaced by lindane. Such a trend has recently been documented by Li *et al.* (1998), who observed a connection between declining α -HCH concentrations in Arctic air and reductions in global usage of technical HCH in the northern hemisphere (most notably after China discontinued use in the 1980's).

VII. Conclusions

Laboratory research indicates that significant photo- and bio-isomerization of γ -HCH to α -HCH can occur, but field studies to date have not found evidence that these processes are either the main pathway for the removal of γ -HCH or the main sources of accumulated α -HCH in the environment. However, some conversion of γ -HCH to α -HCH in soils and sediments may also add to emissions of α -HCH. The significance of these sources compared to the simple recycling of *in situ* α -HCH residues will be difficult to establish. More reliable, quantitative information on γ -to- α -HCH transformation in soils and sediments is needed for such estimates. Therefore, we recommend that isomerization be considered in any dossier and the Regional Action Plans addressing lindane prepared under the Sound Management of Chemicals Program of the North American Free Trade Agreement.

VIII. Future research recommendations

Although use of technical HCH, which is presumably the main source of α -HCH in the environment, is declining, recycling of both the α - and γ -isomers from contaminated soils and water will continue for years to come. In addition, the stability of β -HCH and its tendency to accumulate in animal tissues means that existing residues of the isomer may continue to create human and environmental health hazards. Therefore, we suggest that individual HCH isomers, specifically α , β and γ -HCH, be measured in North America, rather than merely reporting total HCH and/or lindane. This additional monitoring effort would not be burdensome since the sample collection method(s) would remain the same. All three isomers are easily separable by gas chromatography, so little or no additional analytical costs would be associated with the determination of α -, β -, and γ -HCH in collected air samples over the cost of determining lindane alone. Isomer ratios are needed to estimate sources, transformation and potential fate. This information is essential to conduct meaningful exposure assessments and to evaluate the effectiveness of international prevention programs.

References:

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1997. Toxicological Profile for Alpha-, Beta-, Gamma- and Delta-Hexachlorocyclohexane. U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA.
- Ballschmiter, K., and R. Wittlinger. 1991. Interhemisphere exchange of hexachlorocyclohexanes, hexachlorobenzene, polychlorobiphenyls, and 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl) ethane in the lower troposphere. *Environmental Science and Technology* 25:1103-1111.
- Barrie, L.A., D. Gregor, B. Hargrave, R. Lake, D. Muir, R. Shearer, B. Tracey and T. Bidleman. 1992. Arctic contaminants: sources, occurrence and pathways. *The Science of the Total Environment* 122:1-74.

- Benezet and Matsumura. 1973. Isomerization of gamma BHC to alpha BHC in the environment. *Nature* 243:480-481.
- Bidleman, T.F. 1988. Atmospheric processes. *Environmental Science and Technology* 22:361-367.
- Bidleman, T.F., M.D. Walla, R. Roura, E. Carr and S. Schmidt. 1993. Organochlorine pesticides in the atmosphere of the Southern Ocean and Antarctica, January-March, 1990. *Marine Pollution Bulletin* 26:258-262.
- Blais, J.M., D.W. Schindler, D.C.G. Muir, L.E. Kimpe, D. B. Donald and B. Rosenberg. 1998. Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada. *Nature* 395:585-588.
- Brubaker, W.W. Jr., and R.A. Hites. 1998. OH reaction kinetics of gas-phase a- and g-hexachlorocyclohexane and hexachlorobenzene. *Environmental Science and Technology* 32:766-769.
- Brun, G.L., G.D. Howell and H.J. O'Neill. 1991. Spatial and temporal patterns of organic contaminants in wet precipitation in Atlantic Canada. *Environmental Science and Technology* 25:1249-1261.
- Buser, H-R., and M.D. Muller. 1995. Isomer and enantioselective degradation of hexachlorocyclohexane isomers in sewage sludge under anaerobic conditions. *Environmental Science and Technology* 29:664-672.
- Choudary, G., and R.M. Wedge. 1996. Environmental exposure to lindane: A human health perspective. Proceedings of the 3rd Congress of Toxicology in Developing Countries, November 19-23, 1995, Cairo, Egypt, pp. 149-176.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1998. Inventory of Obsolete, Unwanted and/or Banned Pesticides. Document No. GCP/INT/650/NET.
- Fellin, P., L.A. Barrie, D. Dougherty, D. Toom, D. Muir, N. Grift, L. Lockhart and B. Billeck. 1996. Air monitoring in the Arctic: Results for selected persistent organic pollutants for 1992. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15:253-261.
- Gunther and Gunther. 1971. Chemistry of pesticides. *Residue Reviews*, 36.
- Hamada, M., E. Kawano, S. Kawamura and M. Shiro. 1981. Radiation- and photo-induced degradation of five isomers of HCH. *Agricultural and Biological Chemistry* 45:659-665.
- Harner *et al.* (1998), submitted to *Environ. Sci. Technol.*
- Haugen, J-E., F. Wania, N. Ritter and M. Schlabach. 1998. Hexachlorocyclohexanes in air in southern Norway. Temporal variation, source allocation, and temperature dependence. *Environmental Science and Technology* 32:217-224.
- Hinckley, D.A., T.F. Bidleman and C.P. Rice. 1992. Long-range transport of atmospheric organochlorine pollutants and air-sea exchange of hexachlorocyclohexane. In: Results of the Third Joint US-USSR Bering and Chukchi Seas Expedition (BERPAC), Summer 1988. Nagel, P.A. (Ed.), US Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Hoff, R.M., DG. Muir and N.P. Grift. 1992. Annual cycle of polychlorinated biphenyls and organohalogen pesticides in air in southern Ontario. 1. Air concentration data. *Environmental Science and Technology* 26:266-275.
- Howard. (1991) Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals, (Lewis Publishers, Inc.: Chelsea, MI).
- Huhnerfuss, H., J. Faller, W. Konig and P. Ludwig. 1992. Gas chromatographic separation of the enantiomers of marine pollutants. 4. Fate of hexachlorocyclohexane isomers in the Baltic and North Sea. *Environmental Science and Technology* 26:2127-2133.
- Iwata, H., S. Tanabe, N. Sakai and R. Tatsukawa. 1993a. Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. *Environmental Science and Technology* 27:1080-1098.
- Iwata, H., S. Tanabe and R. Tatsukawa. 1993b. A new view on the divergence of HCH isomer composition in oceanic air. *Marine Pollution Bulletin* 26:302-305.

- Iwata, H., S. Tanabe, N. Sakai, A. Nishimura and R. Tatsukawa. 1994. Geographical distribution of persistent organochlorines in air, water and sediments from Asia and Oceania, and their implications for global redistribution from lower latitudes. *Environmental Pollution* 85:15-33.
- Jantunen *et al.* (1998) Presentation at Dioxin-98 Conference.
- Jantunen, L.M.M., and T.F. Bidleman. 1998. Organochlorine pesticides and enantiomers of chiral pesticides in Arctic Ocean water. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35:218-228.
- Jantunen and Bidleman. 1996. *Journal of Geophysical Research* 101:28837-28846. Errata - *Ibid.* 1997. 102-19279-19282.
- Kallenborn *et al.* (1998) *Science of the Total Environment*, in press.
- Kelly, T.J., R. Mukund, C.W. Spicer and A.J. Pollack. 1994. Concentrations and transformations of hazardous air pollutants. *Environmental Science and Technology* 28:378a-387a.
- Kucklick, J., D.A. Hinckley and T.F. Bidleman. 1991. Determination of Henry's law constant for hexachlorocyclohexanes as a function of temperature in distilled water and seawater. *Marine Chemistry* 34:197-209.
- Kurtz, D.A., and Atlas, E.L. 1990. Distribution of hexachlorocyclohexanes in the Pacific Ocean basin, air and water, 1987. *In: Long-Range Transport of Pesticides*, ed. D.A. Kurtz, pp. 143-160. Lewis Pub., Michigan, USA.
- Lane, D.A., N.D. Johnson, M-J. Hanley, W.H. Schroeder and D.T. Ord. 1992. Gas- and particle-phase concentrations of α -hexachlorocyclohexane, γ -hexachlorocyclohexane, and hexachlorobenzene in Ontario air. *Environmental Science and Technology* 26:126-133.
- Li, Y-F., A. McMillan and M.T. Scholtz. 1996. Global HCH usage with 1x1 longitude/latitude resolution. *Environmental Science and Technology* 30:3525-3533.
- Li, Y-F., T.F. Bidleman, L.A. Barrie and L.L. McConnell. 1998. *Geophysical Research Letters* 25:39-41.
- Malaiyandi, M., and S.M. Shah. 1984. Evidence of photoisomerization of hexachlorocyclohexane isomers in the ecosphere. *Journal of Environmental Science and Health* a19:887-910.
- McConnell, L.L., W.E. Cotham and T.F. Bidleman. 1993. Gas exchange of hexachlorocyclohexane in the Great Lakes. *Environmental Science and Technology* 27:1304-1311.
- McConnell, L.L. and al. 1998. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:1908-1916.
- Metcalf, R.I. 1955. *Organic Insecticides, their Chemistry and Mode of Action*; Interscience, New York.
- Montgomery, J.H. 1993. *Agrochemical Desk Reference, Environmental Data*, Lewis Publishers, Chelsea, MI. Pp.248-251
- Muir, D.C.G., R. Wagemann, B.T. Hargrave, D.J. Thomas, D.B. Peakall and R.J. Norstrom. 1992. Arctic marine ecosystem contamination. *The Science of the Total Environment* 122:75-134.
- Newland, LW, Chesters, G, and Lee, GB. 1969. Degradation of γ -BHC in simulated lake impoundments as affected by aeration. *Journal of Water Pollution Control Fed.* 41(5):r174-r183.
- Oehme, M. 1991. Dispersion and transport paths of toxic persistent organochlorines to the Arctic - levels and consequences. *The Science of the Total Environment* 106:43-53.
- Oehme, M., J-E. Haugen and M. Schlabach. 1996. Seasonal changes and relations between levels of organochlorines in Arctic ambient air: First results of an all-year-round monitoring program at Ny-Alesund, Svalbard, Norway. *Environmental Science and Technology* 30:2294-2304.
- Oehme, M., and S. Mano. 1984. The long-range transport of organic pollutants to the Arctic. *Fresenius Z. Analytical Chemistry* 319:141-146.
- Page, GW. 1981. Comparison of groundwater and surface water for patterns and levels of contamination by toxic substances. *Environmental Science and Technology* 15:1475-1481.

- Pacyna, J.M., and M. Oehme. 1988. Long-range transport of organic pollutants to the Arctic. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 319:141-146.
- Patton, G.W., D.A. Hinckley, M.D. Walla and T.F. Bidleman. 1989. Airborne organochlorines in the Canadian high Arctic. *Tellus* 41B:243-255.
- Poissant, L., and J.F. Koprivnjak. 1996. Fate and atmospheric concentrations of a- and g-hexachlorocyclohexane in Quebec, Canada. *Environmental Science and Technology* 30:845-851.
- Pruszyński, S., and S. Stobiecki, eds. 1997. Proceedings: International co-operation of experts for the solution of the hexachlorocyclohexane and unwanted pesticides problems, 4th Forum HCH and Unwanted Pesticides, January 15-16, 1996, Poznan, Poland.
- Ridal, J.J., T.F. Bidleman, B.R. Kerman, M.E. Fox and W.M.J. Strachan. 1997. Enantiomers of a-hexachlorocyclohexane as tracers of air-water gas exchange in Lake Ontario. *Environmental Science and Technology* 31:1940-1945.
- Ridal, J.J., B. Kerman, L. Durham and M.E. Fox. 1996. Seasonality of air-water fluxes of hexachlorocyclohexanes in Lake Ontario. *Environmental Science and Technology* 30:852-858.
- Risebrough, R.W. 1990. Beyond long-range transport: A model of a global gas chromatographic system. *In: Long-Range Transport of Pesticides*, ed. D.A. Kurtz, pp. 143-160. Lewis Pub., Michigan, USA.
- Schreitmüller, J., and K. Ballschmiter. 1995. Air-water equilibrium of hexachlorocyclohexanes and chloromethoxybenzenes in the North and South Atlantic. *Environmental Science and Technology* 29:207-215.
- Schwarzenbach, *et al.* (1993) *Environmental organic chemistry*, (John Wiley & Sons: NY).
- Simonich, S.L., and R.A. Hites. 1995. Global distribution of persistent organic compounds. *Science* 269:1851-1854.
- Singh, G., Kathpal, TS, Spencer, WF. et al. 1991. Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environmental Pollution* 70:219-240.
- Steinwandter, H. 1976. Beiträge zur Umwandlung der HCH-Isomere durch Einwirkung von UV-Strahlen I. Isomerisierung des Lindans in a-HCH. *Chemosphere* 4:245-248.
- Tanabe, S., Tatsukawa, R., Kawano, M. et al. 1982. Global distribution and atmospheric transport of chlorinated hydrocarbons: HCH (BHC) isomers and DDT compounds in the Western Pacific, Eastern Indian and Antarctic Oceans. *Journal Oceanogr. Society of Japan* 38:137-148.
- Tatsukawa et al. (1990) in *Long Range Transport of Pesticides*, Kurtz (ed.) (Lewis Publishers, Inc.: Chelsea, MI), 127-141.
- Vonk, J.W., and J.K. Quirijns. 1979. Anaerobic formation of a-hexachlorocyclohexane from g-hexachlorocyclohexane in soil and by *Escherichia coli*. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 12:68-74.
- Waliszeski, SM. 1993. Residues of lindane, HCH isomers and HCB in the soil after lindane application. *Environmental Pollution*. 82:289-292.
- Wania, F., and D. MacKay. 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science and Technology* 30:390a-396a.
- Ware, G.W. 1989. *The Pesticide Book*, 3rd ed. Thomson Publications, Fresno, CA.
- Weber, R.R., and R.C. Montone. 1990. Distribution of organochlorines in the atmosphere of the South Atlantic and Antarctic Oceans. *In: Long-Range Transport of Pesticides*, ed. D.A. Kurtz, pp. 143-160. Lewis Pub., Michigan, USA.
- Welch, H.E., D.C.G. Muir, B.N. Billeck, W.L. Lockhart, G.J. Brunskill, H.J. Kling, M.P. Olson and R.M. Lemoine. 1991. Brown snow: A long-range transport event in the Canadian Arctic. *Environmental Science and Technology* 25:280-286.

- Willett, K., E. Ulrich and R. Hites. 1998. Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers. *Environmental Science and Technology* 32:2197-2207.
- Wodageneh, A. 1998. Identification and management of obsolete pesticides. Proceedings of the Subregional Awareness Raising Workshop on Persistent Organic Pollutants (POPs), Lusaka, Zambia, 17-20 March 1998, pp. 64-75.
- Zepp (1998) USEPA, NERL, Athens, GA., personal communication, September 1998.

Table 1: Temporal trends in HCH isomer concentrations in air.

Year	Location	mean conc. of α -HCH (pg/m ³)	mean conc. of γ -HCH (pg/m ³)	α/γ -HCH ratio	Reference
1980	NW Pacific South Pacific and Antarctica	1021 31 (geom mean)	580 69	1.1 - 2.6 0.3 - 0.5	Tanabe et al. 1982
1986 1987	Beaufort Sea	546 340	31 45	17.6 7.6	Patton et al. 1989
1987	Central Ontario N. Lake Ontario	301 124	56 15	3 - 10 2 - 20	Lane et al. 1992
1987	South Pacific NE Pacific NW Pacific	13 240 131	<3 27 5	4 - 7 6.8 - 13.3 26 - 33	Kurtz and Atlas 1990
1988	Bering Sea	251	68	2.0 - 3.7	Hinckley et al. 1992
1988 1989	Green Bay Great Lakes	268 219	136 40	2.4 6.0	McConnell et al. 1993
1990	South Pacific and Antarctica	4.0 (geom. mean)	3.8	0.3 - 2.3	Bidleman 1993
1990	NE Atlantic SE Atlantic SW Atlantic	81 3.6 7.1	72 5.4 14.3	0.3 - 4.6 0.4 - 1.4 0.4 - 0.6	Schreitmuller and Ballschmiter 1995
1991 1992 1993 1994 1995	Lista (South Norway)	84 82 67 59 47	48 60 43 59 37	0.1 - 7.5 (across 5 year period)	Haugen et al. 1998

Table 2: Temporal trends in HCH isomer concentration in surface water.

Year	Location	mean conc. of α -HCH (ng/m ³)	mean conc. of γ -HCH (ng/m ³)	α/γ -HCH ratio	Reference
1980	NW Pacific Antarctica	1.7 0.09	2.8 0.4	0.2 - 1.3 0.1 - 0.4	Tanabe et al. 1982
1987	Coral Sea South Pacific NE Pacific (nr. Alaska) NW Pacific	2.2 0.2 2.4 1.4	0.2 0.04 0.5 0.2	6.5 - 15.3 0.6 - 16 4.6 - 6.7 3.9 - 11.9	Kurtz and Atlas 1990
1989 1990	Green Bay Great Lakes (avg.)	1.1 1.0 - 1.4	0.4 0.3 - 0.5	3.3 2.4 - 4.5	McConnell et al. 1993
1990	NE Atlantic SE Atlantic	49 12.2	61 31.5	0.6 - 0.9 0.2 - 0.7	Schreitmuller and Ballschmiter 1995
1993-4 1994 1994	Chukchi Sea W. Arctic Ocean nr. Greenland Sea	2.1 2.4 0.9	0.4 0.5 0.2	5.3 4.8 4.5	Jantunen and Bidleman 1998