ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE PRÉALABLE

Naphtalènes chlorés

Environnement Canada

Juin 2011

Synopsis

Le ministre de l'Environnement a réalisé l'évaluation écologique préalable des naphtalènes chlorés, conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Les « naphtalène, dérivés chloro (ou dérivés chlorés du naphtalène) », dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service est 70776-03-3, répondaient aux critères de la catégorisation écologique pour la persistance, le potentiel de bioaccumulation et la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains. L'appellation « dérivés chlorés du naphtalène » désigne un mélange de substances de composition variable appartenant à la classe chimique des NC.

Les naphtalènes chlorés n'ont pas été déclarés d'intérêt très prioritaire pour l'évaluation des risques qu'ils présentent pour la santé humaine à la lumière des résultats fournis par les outils simples de détermination du risque pour la santé et du risque d'exposition mis au point par Santé Canada pour la catégorisation visant la *Liste intérieure*. La présente évaluation est donc axée sur les renseignements utiles à l'évaluation des risques pour l'environnement.

La formule moléculaire brute des naphtalènes chlorés (NC) est $C_{10}H_{8-n}Cl_n$ (n = 1–8). Il est possible de former 75 congénères différents de naphtalènes chlorés, qui sont classés en huit groupes d'homologues identifiés par les préfixes *mono-* à *octa-*, selon le nombre d'atomes de chlore que compte la molécule (p. ex. naphtalènes monochlorés et dichlorés). Les propriétés physiques et chimiques des divers congénères de NC tiennent, dans une large part, au nombre d'atomes de chlore de leur molécule et, dans une moindre mesure, à la position que ceux-ci y occupent.

Les principales propriétés physiques et chimiques constituent des paramètres utiles pour prédire quel sera le devenir des NC dans l'environnement. Les valeurs numériques de la solubilité dans l'eau, de la pression de vapeur et de la constante de la loi de Henry diminuent généralement avec le taux de chloration de la molécule, alors qu'on observe la tendance inverse pour les valeurs du log K_{oe}, du point de fusion et du point d'ébullition.

Les NC présents dans l'environnement sont surtout d'origine anthropique. La production commerciale de dérivés mono- à octachlorés destinés à divers usages a débuté vers 1910. Les NC n'ont probablement jamais été fabriqués au Canada, ceux-ci étant plutôt importés des États-Unis. Même s'ils ne sont actuellement pas commercialement utilisés au pays, il est probable qu'ils soient produits involontairement comme sous-produits de certains procédés industriels faisant intervenir du chlore, surtout en présence de chaleur, tels que l'incinération des déchets, la production de ciment et de magnésium, et l'affinage des métaux comme l'aluminium. On connaît mal la nature des rejets issus de certains de ces procédés. Les produits mis en décharge qui contiennent des NC et les anciennes installations industrielles qui en faisaient usage constituent d'autres sources possibles de ces substances dans l'environnement. Selon certains relevés, la combustion du bois à des fins domestiques entraînerait le rejet de NC dans l'atmosphère. La combustion du bois durant les feux de forêt pourrait également constituer une source non anthropique (c.-à-d. naturelle) d'émissions de NC dans l'environnement.

Des modèles de fugacité ont été utilisés pour la répartition des NC dans les divers milieux environnementaux où ils sont le plus susceptibles de se retrouver. Les NC ont tendance à rester dans l'air ou à descendre au sol lorsqu'ils sont rejetés dans l'atmosphère. Lorsqu'ils sont rejetés en milieu aquatique seulement, ils ont tendance à demeurer dans l'eau ou à descendre dans les sédiments.

Au Canada, on a décelé des NC plus précisément dans l'air des régions arctiques et urbaines, l'eau du lac Ontario, les poissons et les oiseaux de la région des Grands Lacs et des environs, les phoques et les baleines de l'Arctique canadien et marmottes de l'île de Vancouver. Les données sur les concentrations environnementales de NC au Canada sont limités. De plus, des données sur les niveaux des NC dans les média environnementaux, dont les sédiments et les sols, sont disponibles aux États-Unis et en Europe.

Les naphtalènes di- à octachlorés persistent dans l'atmosphère. Selon les estimations, le potentiel de transport à grande distance des naphtalènes dichlorés est modéré et il est élevé pour les dérivés tri- à octachlorés, ce qui indique que certains d'entre eux peuvent être transportés dans l'air jusque dans des régions aussi éloignées que l'Arctique. En outre, selon les estimations, les dérivés di- à octachlorés seraient persistants dans l'eau et les dérivés tri- à heptachlorés sont persistants, tant dans les sédiments que dans les sols. D'après les données recueillies selon la méthode du poids de la preuve, notamment les mesures de log K_{oe} des naphtalènes di- à octachlorés, les mesures du facteur de bioconcentration des naphtalènes di- à pentachlorés chez les poissons, les mesures du facteur de bioamplification des naphtalènes tétra- à heptachlorés, l'efficacité d'assimilation alimentaire élevée des dérivés hexa- à octachlorés chez le brochet et la très faible vitesse d'élimination systémique des hexachloronaphtalènes chez le rat, on conclut que les dérivés di- à octachlorés de naphtalène sont également des substances bioaccumulables.

Les données empiriques et modélisées dont on dispose sur la toxicité des NC en milieu aquatique indiquent que les dérivés di-, tri-, tétra- et pentachlorés peuvent être nocifs pour les organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles (moins de 1,0 mg/L dans les essais de toxicité aiguë et 0,1 mg/L, dans ceux de toxicité chronique). On a également constaté que les dérivés hexa-, hepta- et octachlorés provoquaient des effets nocifs chez les mammifères (particulièrement les bovins) après une exposition à court terme à des doses relativement faibles, d'à peine 0,69 mg/kg (poids corporel) par jour.

L'existence d'éléments démontrant qu'une substance est fortement persistante et bioaccumulable, au sens du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999), conjuguée avec la possibilité de rejet ou de formation dans l'environnement et avec le potentiel de toxicité pour les organismes, constituent une forte indication que la substance peut pénétrer dans l'environnement dans des conditions de nature à avoir des effets nocifs à long terme. Les substances persistantes demeurent longtemps dans l'environnement après y avoir été rejetées, ce qui accroît l'ampleur et la durée possibles de l'exposition. Celles dont la demi-vie est élevée dans les milieux mobiles (air et eau) et qui sont sujettes à s'y répartir en proportions appréciables peuvent causer une contamination étendue. Le rejet de faibles quantités de substances

bioaccumulables peut donner lieu à des concentrations internes élevées chez les organismes exposés. Les substances fortement bioaccumulables et persistantes sont particulièrement préoccupantes en raison de leur bioamplification possible dans les réseaux trophiques, ce qui peut entraîner une exposition interne très élevée en particulier chez les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs.

Il y a un consensus à l'international sur les dangers posés par les NC et le besoin de prendre action à l'échelle internationale. En décembre 2009, les NC ont été ajoutés au Protocole relatif aux polluants organiques persistants sous la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance.

À la lumière des éléments d'information exposés ci-dessus, tout particulièrement la capacité avérée des NC de persister dans l'environnement, de s'accumuler dans les organismes et d'être nocifs de façon aïgue ou chronique à faibles doses et, compte tenu des limites des méthodes actuelles d'estimation quantitative du risque pour les substances de cette nature, et considérant, malgré le fait qu'il n'y ait plus de production commerciale de NC au Canada, qu'ils continuent d'être rejetés dans l'environnement au pays en raison de leur production involontaire et du transport à distance des polluants atmosphériques, et le concensus international les identifie comme une préoccupation. Il a donc été conclu que les rejets de naphtalènes di- à octachlorés peuvent avoir des effets nocifs sur l'environnement au Canada.

Il a donc été conclu que les naphtalènes di- à octachlorés pénètrent dans l'environnement en une quantité ou à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique.

D'après les renseignements recueillis, il a été conclu que les naphtalènes di- à octachlorés remplissent un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Ces substances sont persistantes et bioaccumulables, dans le sens donné à ces termes dans la réglementation, leur présence dans l'environnement est essentiellement le résultat d'activités humaines et il ne s'agit ni de radionucléides naturels ni de substances inorganiques naturelles.

En outre, la recherche et la surveillance permettront au besoin de vérifier les hypothèses posées dans le cadre de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des possibles mesures de contrôle définies à l'étape de la gestion des risques et, le cas échéant, l'efficacité des possibles mesures de contrôle définies à l'étape de la gestion des risques.

INTRODUCTION

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada 1999) impose au ministre de l'Environnement et au ministre de la Santé de procéder à une évaluation préalable des substances qui remplissent les critères de classification énoncés dans la Loi pour déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou pour la santé humaine.

En se fondant sur l'information fournie dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention hautement prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque (Ti) pour les organismes aquatiques, et que l'on croit être commercialisées au Canada;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu du classement attribué par d'autres organismes nationaux ou internationaux quant à la cancérogénicité, à la génotoxicité ou à la toxicité sur le plan du développement ou de la reproduction.

La démarche d'évaluation préalable consiste à analyser l'information dont on dispose sur la substance, parfois en fonction d'hypothèses raisonnables de la pire éventualité, pour déterminer si la substance est « toxique » ou capable de le devenir, selon la définition de la LCPE 1999. Au cours de l'évaluation, on examine divers documents d'information scientifique et technique afin d'en dégager des conclusions fondées sur le poids de la preuve en appliquant le principe de la prudence, conformément aux exigences de la LCPE 1999. Il ne s'agit pas d'un examen exhaustif de l'ensemble des données disponibles, mais plutôt d'une présentation des études les plus déterminantes et des éléments de preuve sur lesquelles sont fondées les conclusions.

L'évaluation écologique préalable des naphtalènes chlorés (NC) a été réalisée en partie parce qu'on a déterminé que les « dérivés chlorés du naphtalène » (numéro du registre du Chemical Abstracts Service = 70776-03-3) constituaient une substance de priorité élevée pour l'évaluation du risque écologique parce qu'elle satisfait aux critères de la catégorisation énoncés dans la Loi pour la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque (Ti) pour les organismes aquatiques. On définit les « dérivés chlorés du naphtalène » comme étant un mélange de composition variable de substances regroupées sous la classe des naphtalènes chlorés. Bien que les NC ne soient pas actuellement en commerce au Canada, des rejets involontaires ont toujours lieu. Des études scientifiques récentes démontrent la présence des NC dans l'Artique et l'Antartique, ce qui indique que les CNs sont persistans dans l'air et sujets au transport atmosphérique sur de grandes distance. Ces composés ont également été évalués parce que leur production et leur utilisation sont interdites ou restreintes dans divers pays de

l'OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques), la Suisse, l'Allemagne et le Japon notamment. Ces substances ont été ajoutés récemment au Protocole relatif aux polluants organiques persistants (POP) sous la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance selon le consensus international sur le fait que la présence de ses substances dans l'environnement est préoccupante à cause de leur capacité à être transportés sur de longues distances ainsi et le besoin de prendre action à l'échelle internationale.

Même si l'évaluation du risque des NC pour l'environnement constituait une priorité élevée, ceux-ci ne remplissaient pas les critères du plus fort risque d'exposition (PFRE) ou du risque d'exposition intermédiaire (REI) et l'on ne considérait pas qu'ils posaient un risque élevé pour la santé humaine, selon les classifications d'autres instances nationales et internationales en matière de cancérogénicité, de génotoxicité et de toxicité pour le développement et la reproduction. Par conséquent, la présente évaluation ne concerne que l'information relative à l'évaluation du risque écologique des naphtalènes chlorés.

Les propriétés physiques et chimiques des NC dépendent pour beaucoup du nombre d'atomes de chlore de leur structure. C'est pourquoi le potentiel de nocivité pour l'environnement de chaque groupe d'homologues de NC est évalué séparément dans le présent rapport. Et, comme on se préoccupe tout particulièrement des substances qui sont persistantes et bioaccumulables, et qu'il est impossible de prévoir précisément les effets écologiques de telles substances à la lumière des connaissances scientifiques actuelles, on a privilégié une démarche axée davantage sur la prudence (selon le principe de précaution) que sur des mesures quantitatives, comme cela se fait généralement pour évaluer les groupes d'homologues possédant ces propriétés.

Les données aux fins de l'évaluation écologique préalable des NC ont été relevées dans la documentation scientifique originale et des revues documentaires résumant les connaissances scientifiques actuelles sur ces substances (p. ex. le *CICAD No. 34: Chlorinated Napthalenes* du PISSC (document international succinct sur l'évaluation des risques chimiques des naphtalènes chlorés; IPCS, 2001). On a également consulté les bases de données documentaires accessibles par Internet et interrogé des chercheurs, des professeurs d'université et des représentants de l'industrie pour se renseigner davantage sur les NC. Cette évaluation préalable définitive n'est pas un examen exhaustif ou critique des données accessibles. Elle vise plutôt à faire état des travaux et des éléments de preuve les plus importants qui ont trait à la conclusion tirée.

La documentation publiée, les comptes rendus de conférence ainsi que le contenu Internet ont également été analysés en quête de toute information pertinente. Le présent document tient compte des données recensées jusqu'en mars 2010 ainsi que des réponses fournies à un questionnaire facultatif sur les NC que Environnement Canada a fait parvenir aux entreprises du secteur en 2003 afin de recueillir des données sur la fabrication, l'importation et l'utilisation de ces substances au Canada.

Cette évaluation préalable définitive a été produite par le personnel du Programme des substances existantes d'Environnement Canada. Elle a été soumise à un groupe d'examen

et de consultation externe. En outre, la version préliminaire a fait l'objet d'une période de consultation publique de 60 jours. Les commentaires reçus de l'extérieur ont été pris en considération, mais le contenu et le résultat définitifs de l'évaluation demeurent la responsabilité d'Environnement Canada.

L'information déterminante ainsi que les facteurs pris en compte aux fins de l'évaluation sont présentés dans les sections qui suivent.

Identité, utilisations, sources et rejets dans l'environnement

Identité de la substance

La figure 1 illustre la structure générale d'une molécule de naphtalène chloré.

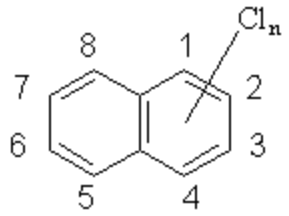

Figure 1. Structure générique d'une molécule de naphtalène chloré illustrant le noyau naphtalénique, le système de numérotation des atomes de carbone et les sites de substitution possibles par le chlore.

Les NC résultent de la substitution par le chlore des atomes d'hydrogène liés aux atomes de carbone numérotés, comme l'illustre la figure 1. La structure moléculaire des NC est $C_{10}H_{8-n}Cl_n$ (n = 1–8). Il est possible de former 75 congénères différents de NC. Leur système de nomenclature s'apparente à celui des biphényles polychlorés et utilise le système de numérotation illustré à la figure 1. Les NC se divisent en huit groupes d'homologues, qui se distinguent par le nombre d'atomes de chlore que porte la molécule. On désigne ces groupes d'homologues à l'aide des préfixes *mono-* à *octa-* (p. ex. mono-NC, di-NC). On trouve couramment l'expression « naphtalènes polychlorés » (NPC) dans la documentation scientifique. L'abréviation *NC* est utilisée dans le présent rapport parce qu'elle décrit mieux toute la classe des dérivés chlorés du naphtalène, y compris les congénères monochlorés. Les propriétés physicochimiques des congénères NC dépendent essentiellement du nombre d'atomes de chlore que compte la molécule et, dans une moindre mesure, de leur position.

Les NC étaient vendus sous forme de mélanges. En Amérique du Nord, ils ont été fabriqués aux États-Unis par la firme Koopers Inc. jusqu'en 1977 et vendus sous le nom de marque Halowax® (Kirk-Othmer, 1980). Les mélanges de marque Halowax ont été utilisés couramment dans les essais de toxicité des NC; des chercheurs ont cependant fait

état de variations dans les proportions relatives des divers groupes d'homologues composant ces mélanges.

Les principales propriétés physicochimiques des NC et des mélanges de marque Halowax utiles dans l'estimation du devenir de ces substances dans l'environnement sont présentées dans les tableaux 1 et 2, respectivement. Lorsqu'on estime la solubilité dans l'eau de ces composés avec le programme WSKOWWIN (version 1.41), on obtient des valeurs qui sont systématiquement plus élevées que les mesures analytiques, par un facteur autour de 10 habituellement. Les mesures de la solubilité des composés chimiques peu solubles dans l'eau (c.-à-d. moins de 1 000 µg/L) peuvent ainsi comporter une erreur importante (Mackay *et al*., 1999); c'est pourquoi les valeurs obtenues avec le logiciel WSKOWWIN ont servi de valeur estimative prudente de la limite supérieure de solubilité.

Tableau 1. Valeurs ou plages de valeur des principales propriétés physicochimiques des NC

	Masse moléculaire (g/mol)	**Solubilité (µg/L)** [a]	**Pression de vapeur (Pa)** [b] **(liquide sous-refroidi, 25 °C)**	**Constante de la loi de Henry ($Pa \cdot m^3/mol$ 25 °C)** [c]	**Log K_{oe}** [d]	**Point de fusion (°C)**	**Point d'ébullition (°C)**
Mono-NC	162,61	924; 2 870 (10 300)	5,59; 2,53	22,21–24,48	3,90–4,19	-2,3; 59,5–60	259–260
Di-NC	197,00	137–862 (2 713)	0,198–0,352	3,67–29,15	4,19–4,88	37–138	287–298
Tri-NC	231,50	16,7–65 (709)	0,0678–0,114	1,11–51,24	5,12–5,59	68–133	274*
Tétra-NC	266,00	3,70–8,30 (177)	0,0108–0,0415	0,87–40,66	5,76–6,38	111–198	Inconnu
Penta-NC	300,40	7,30 (44)	0,00275–0,00789	0,46–12,45	6,80 (penta-1,2,3,5,8); 7,00 (penta-1,2,3,4,6)	147–171	313*
Hexa-NC	335,00	0,11* (11)	0,00157–0,000734	0,31–2,27	7,50 (hexa-1,2,3,5,7,8); 7,70 (hexa-1,2,3,4,6,7);	194	331*
Hepta-NC	369,50	0,04* (2,60)	$2,78 \times 10^{-4}$, $2,46 \times 10^{-4}$	0,11–0,19	8,20	194	348*
Octa-NC	404,00	0,08 (0,63)	$6,84 \times 10^{-5}$	0,02	6,42–8,50	198	365*

Source des données : IPCS (2001), sauf indication contraire.

[a] Les valeurs de solubilité dans l'eau qui ne sont pas entre parenthèses ont été déterminées expérimentalement pour les congénères solides avec la méthode de saturation en milieu aqueux (Opperhuizen *et al*., 1985); les valeurs indiquées entre parenthèses ont été estimées avec le logiciel WSKOWWIN 2000.

[b] Source : Lei *et al.* (1999).

[c] Les valeurs sont tirées de Puzyn et Falandysz (2007).

[d] Les valeurs de K_{oe} mesurées sont tirées de : Opperhuizen (1987), Opperhuizen *et al*. (1985) [méthode par agitation en flacon], Bruggeman *et al*. (1982), Lei *et al*. (2000) [méthode de la CLHP en phase inversée].

*Valeur estimée au moyen des méthodes décrites par Lyman *et al*. (1982).

Tableau 2. Principales propriétés physicochimiques des mélanges de marque Halowax

Mélange Halowax	Numéro de registre CAS	Taux de chloration (%)	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Solubilité dans l'eau	Constante de la loi de Henry ($Pa \cdot m^3/mol$)
Halowax 1031	25586-43-0	22	250[a]	-25	1,9[b]	Insoluble[a]	31,9
Halowax 1000	58718-66-4	26	250[a]	-33	Aucune valeur disponible	Insoluble[a]	Aucune valeur disponible
Halowax 1001	58718-67-5	50	308[a]	98	Aucune valeur disponible	Insoluble[a]	Aucune valeur disponible
Halowax 1099	39450-05-0	52	315[a]	102	Aucune valeur disponible	Insoluble[a]	Aucune valeur disponible
Halowax 1013	12616-35-2	56	328[a]	120	Aucune valeur disponible	Insoluble[a]	Aucune valeur disponible
Halowax 1014	12616-36-3	62	344[a]	137	Aucune valeur disponible	Insoluble[a]	Aucune valeur disponible
Halowax 1051	2234-13-1	70	S.O.	185	Aucune valeur disponible	Aucune valeur disponible	Aucune valeur disponible

Source des données : IPCS (2001).
[a] Brinkman et De Kok (1980).
[b] Valeur estimée.

Tableau 3a. Composition (% en poids) des mélanges de marque Halowax selon IPCS (2001)

	Halowax 1031	Halowax 1000	Halowax 1001	Halowax 1099	Halowax 1013	Halowax 1014	Halowax 1051
Mono-NC	95	60	0	0	0	0	0
Di-NC	5	40	10	10	0	0	0
Tri-NC	0	0	40	40	10	0	0
Tétra-NC	0	0	40	40	50	20	0
Penta-NC	0	0	10	10	40	40	0
Hexa-NC	0	0	0	0	0	40	0
Hepta-NC	0	0	0	0	0	0	10
Octa-NC	0	0	0	0	0	0	90

Tableau 3b. Composition (% en poids) des mélanges de marque Halowax selon d'autres sources [1,2]

	Halowax 1031	Halowax 1000	Halowax 1001	Halowax 1099	Halowax 1013	Halowax 1014	Halowax 1051
Mono-NC	65	15	0,06	0,04	0,04	0,04	0,08
	(65–70,1)	(6,7–69)	(0,01–0,3)	(0 – 1,1)	(0–0,2)	(0–0,066)	(0–0,25)
Di-NC	30	76	4,4	3,6	0,45	0,66	0,11
	(24,8–30)	(28–76,5)	(3,5–6,1)	(0 – 35,7)	(0–12.7)	(0–1,9)	(0–0,34)
Tri-NC	2,6	6,4	51,7	38,7	13,1	6,0	0,13
	(0,8–2,6)	(1,2–44,1)	(48,1–54)	(38 – 54,6)	(8,2–53,2)	(2,8–17,1)	(0–0,4)
Tétra-NC	2,2	1,3	40,7	48	53,3	16	0,26
	(0–2,2)	(1,2–47,4)	(38–44,7)	(9,5 - 52)	(26,3–56)	(12–18,2)	(0–0,77)
Penta-NC	0,38	0,44	3,3	9,0	30	47,7	0,10
	(0–0,38)	(0,21–8,44)	(2,2–4,7)	(0,3 – 9,7)	(3–38)	(32,2–55)	(0–0,22)
Hexa-NC	0,054	0,33	0,12	0,50	3,2	25,3	0,31
	(0–0,054)	(0,006–0,33)	(0–0,18)	(0 – 0,6)	(2,6–4,75)	(21–35,3)	(0–0,82)
Hepta-NC	0,016	0,073	0,02	0,05	0,12	3,0	7,6
	(0–0,016)	(0,017–0,073)	(0–0,04)	(0 – 0,061)	(0,1–0,154)	(1,6–4,24)	(6,2–18,1)
Octa-NC	0,03	0,015	0,01	0,02	0,01	0,13	91,4
	(0–0,03)	Aucune fourchette	(0–0,024)	(0 – 0,037)	(0,0089–0,013)	(0–6,6)	(81,8–93,5)

1. Les proportions relatives indiquées représentent la moyenne et la fourchette des valeurs tirées de Falandysz *et al*. (2006a et 2006). La proportion relative des homologues dans les mélanges de marque Halowax peut cependant varier; ainsi, on trouve des valeurs différentes dans Wiedmann et Ballschmiter (1993), Imagawa et Yamashita (1994), Harner et Bidelman (1997), Falandysz *et al*. (2006a), Falandysz *et al*. (2006b), Helm et Bidleman (2003), Espadaler *et al*. (1997) et Noma *et al*. (2004).
2. Les valeurs entre parenthèses indiquent la plage de chaque congénère.

Comme le révèlent les tableaux 3a et 3b, les proportions relatives des différents groupes d'homologues formant les mélanges de marque Halowax varient selon les sources.

Sources d'origine naturelle

Il est probable que les NC présents dans l'environnement proviennent essentiellement de l'activité humaine (voir, p. ex. Gevao *et al*., 2004, et Horii *et al*., 2000). Une certaine quantité pourrait par ailleurs être produite naturellement par la combustion des matières ligneuses, par exemple durant les feux de forêt. Certains chercheurs (voir p. ex. Lee *et al*., 2005) ont signalé que la combustion du bois à des fins domestiques peut libérer des NC dans l'atmosphère, mais aucune étude sur les rejets attribuables à la combustion naturelle n'a été relevée.

Fabrication et importation

Les mono- et di-NC ainsi que les « naphtalènes, dérivés chloro » (un mélange de composition chimique variable qui regroupe les composés de la classe des naphtalènes chlorés, N^{o} CAS = 70776-03-3) figurent à la *Liste intérieure des substances* du Canada, ce qui indique que ces substances ont été utilisées à des fins commerciales au Canada entre le 1er janvier 1984 et le 31 décembre 1986. Durant cette période, 700–3 500 kg/an

ont été importés au Canada, selon les données de la Liste. Selon Holliday *et al*. (1982), on n'a jamais fabriqué de NC au Canada, ceux-ci étant probablement importés de fabricants américains.

Les réponses à un questionnaire facultatif qu'Environnement Canada a fait parvenir à l'industrie en 2003 indiquent qu'aucun NC n'a été produit au Canada de 2000 à 2002. Une seule entreprise a déclaré en avoir importé (tri- et tétra-NC) de 2000 à 2002. Ces importations ont cessé depuis.

Dans les années 1990, la japonaise Sumitomo 3M a importé du Canada 54 tonnes d'une matière adhésive à base de Néoprène FB, un produit renfermant 3 % de tri-NC et 1 % de tétra-NC (Yamashita *et al*., 2003).

Deux associations industrielles du Canada ont indiqué que des liquides pour remplir des manomètres de laboratoire contenaient de très petites quantités de mono-NC. Ces associations ont déclaré que ces fluides ont été remplacés par d'autres ne contenant pas de NC en 2004.

La firme Wellington Laboratories de Guelph, en Ontario, fournit des NC qui servent de matériel étalon en chimie analytique (p. ex. la série des mélanges de marque Halowax et des congénères spécifiques) et sont achetés par des laboratoires du monde entier, dont certains au Japon (Wellington Laboratories, 2005; Takasuga *et al*., 2004). On ignore s'il s'agit du seul fournisseur de ce type de matériel au Canada.

Utilisations

Les données de la *Liste intérieure des substances* (1984-1986) indiquent que les NC étaient utilisés pour la fabrication de produits chimiques organiques, d'abrasifs, de polymères, de composantes plastiques et de résines de synthèse.

À l'heure actuelle, il n'existe aucune utilisation commerciale de NC au Canada, aux États-Unis et dans de nombreux autres pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Depuis 1980, on ne fabrique plus de NC aux États-Unis (IPCS, 2001). Des données datant de 1981 indiquent qu'environ 15 tonnes étaient alors importées aux États-Unis chaque année, surtout pour servir avec les huiles de mesure des indices de réfraction et comme isolants électriques dans les condensateurs (IPCS, 2001).

La production commerciale de NC a débuté vers 1910; ceux-ci étaient vendus sous forme de mélanges de plusieurs groupes d'homologues destinés à divers usages. Les mono-NC et les mélanges de mono-NC et de di-NC ont été utilisés comme fluides de jauge résistant aux produits chimiques et comme matériau d'étanchéité pour instrument, comme fluides caloporteurs, comme solvants de spécialité à point d'ébullition élevé, comme agents de dispersion des colorants, comme additifs pour les carter de moteur et comme ingrédients pour les composés de mise au point des moteurs. Des mono-NC ont également été utilisés comme matière première dans la fabrication de colorants et comme agents de

préservation du bois dotés de propriétés fongicide et insecticide (Crookes et Howe, 1993).

Des produits contenant des tri-NC et des dérivés plus chlorés ont été utilisés comme substances d'imprégnation pour divers types de condensateurs et de produits de trempage et d'enrobage en électronique et par l'industrie automobile, comme liants temporaires dans la fabrication de pièces de céramique, le couchage et l'imprégnation du papier, le moulage de précision des alliages, les agents d'arrêt en galvanoplastie, comme additifs dans les huiles pour engrenages et les composés de coupe, dans l'ignifugation et l'isolement des câbles et conducteurs électriques, comme agents d'étanchéité hydrofuges, comme séparateurs d'accumulateur, dans les huiles de mesure des indices de réfraction, comme composés de masquage en galvanoplastie et dans les lubrifiants pour meule (Kirk Othmer 1980; EPA, États-Unis, 1983).

Jusqu'au début des années 1970, General Motors du Canada utilisait des condensateurs pour automobiles contenant des NC importés des États-Unis (Holliday *et al*., 1982). Dow Chemical du Canada a déclaré qu'elle n'utilisait pas de NC dans ses installations canadiennes de production de chlore (Holliday *et al*., 1982).

Production et rejets accidentels dans l'environnement

Les NC constituent des sous-produits accidentels de nombreux procédés industriels faisant intervenir des atomes de chlore, surtout en présence de chaleur, comme l'incinération des déchets et la production de ciment et de magnésium (Falandysz, 1998; SFT, 2001; Takasuga *et al*., 2004), et l'affinage au chlore des métaux comme l'aluminium (Vogelgesang, 1986; Aittola *et al*., 1994). On pense que les procédés aux chloralcalis pourraient également produire des NC (Falandysz, 1998; Kannan *et al*., 1998), de même que la combustion lente (à 600 ºC) des dichlorophénols (DCP) [Kim *et al*., 2007]. On ignore cependant les quantités de NC rejetées dans l'environnement en provenance de ces sources.

Comme des NC sont présents dans les poussières des fours à ciment, ces poussières doivent être incorporées à des produits du ciment, sinon elles peuvent être éliminées dans une décharge autorisée par les autorités provinciales. En général, dans les décharges où les poussières des fours à ciment sont acceptées en application d'un permis d'exploitation, on exige qu'une membrane soit installée, et les eaux souterraines des environs doivent être surveillées.

Selon des études qui remontent à un certain temps, des naphtalènes mono- et dichlorés se forment en faibles concentrations comme sous-produits de la chloration de l'eau potable (Shiraishi *et al*. 1985), mais rien qui étaie cette constatation n'a été trouvé dans les publications récentes.

Les préparations commerciales de biphényles polychlorés (BPC) comme l'Aroclor renferment également des traces de contamination aux NC. Selon Falandysz (1998), les préparations d'Aroclor de qualité technique contiennent 67 µg/g de NC en moyenne et

Yamashita *et al*. (2000) font état de valeurs comprises entre 5,2 et 67 µg/g. Si l'on tient compte des quantités de matières contenant des BPC utilisées ou entreposées au Canada (Environnement Canada, 2003), et en supposant que leur teneur moyenne en NC est 67 µg/g de BPC, on estime que ces BPC renferment moins de une tonne de NC.

Lee *et al*. (2005) ont estimé que la combustion de charbon et de bois à des fins domestiques au R.-U. ne produit que 2 kg de NC par année, formés d'une grande diversité de congénères portant de trois à huit atomes de chlore, les tri- et tétra-NC arrivant en tête; notons que les dérivés mono- et dichlorés n'étaient pas inclus dans l'étude. Par comparaison, Lee *et al.* ont estimé que les émissions de NC attribuables aux BPC totalisaient environ 300 kg par année au R.-U.

Les incinérateurs municipaux et de déchets spéciaux constituent tout probablement une source importante de NC dans l'air, tant au Canada que dans le reste du monde.

- Helm *et al*. (2003) ont analysé les cendres volantes produites par un incinérateur de déchets médicaux, un four à ciment, un incinérateur de déchets solides municipaux et une installation de frittage, tous situés au Canada. Les échantillons provenant de l'incinérateur municipal, du four à ciment et de l'installation de frittage renfermaient de 1,3 à 2,0 ng de NC totaux par gramme de cendres alors que l'échantillon de l'incinérateur de déchets médicaux en contenait 3 600 ng par gramme de cendres.
- Helm et Bidelman (2003) ont rapporté des teneurs moyennes en NC totaux (tri- à octa-NC) dans des échantillons de cendres volantes prélevés au Canada de 1,82 ng/g (incinérateur de déchets solides municipal), de 2,09 ng/g (four à ciment), de 2,66 ng/g (installation de frittage) et de 5 439 ng/g (incinérateur de déchets médicaux).
- Dans l'air des Grands Lacs et aux alentours d'installations industrielles de Toronto, Helm *et al*. (2003) ont relevé la présence de congénères de NC caractéristiques de la combustion.

En Allemagne, Schneider *et al*. (1998) ont détecté la présence de tous les groupes d'homologues des NC dans les cendres volantes d'un incinérateur de déchets municipaux. Les échantillons contenaient surtout des di- à penta-NC; les mono- à tri-NC étaient également présents en grande quantité durant la phase gazeuse de l'incinération. Il y avait également formation de grandes quantités de hexa-1,2,3,5,6,7 chloronaphtalène accompagné d'autres hexa-isomères (Schneider *et al.*, 1998). Dans une étude sur la production accidentelle de NC par des incinérateurs de déchets municipaux du Japon, Takasuga *et al*. (2004) ont constaté la présence de tous les groupes d'homologues de NC dans les effluents gazeux, les mono- à tétra-NC étant les plus importants. Les chercheurs ont étudié la formation de NC durant l'incinération des déchets et leur présence dans l'air ambiant lors du démarrage, du fonctionnement en régime continu et de l'arrêt de l'installation municipale (Takasuga *et al*., 2004). En 1992, les concentrations des mono- à octa-NC ont été mesurées dans des échantillons d'air ambiant provenant de trois installations d'incinération de l'ouest du Japon. Les concentrations totales de NC dans les effluents gazeux étaient de 15 000, 4 300 et 13 000 ng/m^3 durant les opérations de démarrage, d'exploitation en régime continu et d'arrêt, respectivement. Les concentrations de NC dans les échantillons prélevés en hiver étaient légèrement plus

élevées que dans ceux recueillis l'été (Takasuga *et al*., 2004). Notons cependant qu'au Japon, les incinérateurs fonctionnent à des températures moins élevées que celles prescrites au Canada, ce qui peut influer sur la production de NC. En Suisse, dans une étude des NC présents dans des carottes de sédiments datées, on a conclu que les réactions thermiques prennent de l'importance par rapport aux formulations techniques comme sources de NC dans l'environnement (Bogdal *et al*., 2006).

Les produits contenant des NC qui sont mis en décharge et les anciennes installations industrielles où des NC étaient utilisés peuvent également constituer des sources de ces substances dans l'environnement. Les rejets environnementaux associés à ces sources n'ont par ailleurs pas été mesurés au Canada.

Devenir environnemental

Le devenir de chaque groupe d'homologues de NC a été évalué séparément parce que, comme nous l'avons indiqué précédemment, les propriétés physicochimiques de ces substances dépendent pour une large part du nombre d'atomes de chlore de leur structure (voir le tableau 1). D'après les profils d'utilisation actuels, le plus vraisemblable serait que les rejets se limitent au milieu atmosphérique, mais des rejets directs dans l'eau sont aussi possibles.

Distribution dans les divers milieux

On a utilisé un modèle de fugacité de niveau III (tableau 4) pour déterminer comment les NC se répartiraient dans les divers compartiments environnementaux. Le NC des rejets atmosphériques ont tendance à rester dans l'air ou à descendre au sol alors que les NC qui sont rejetés en milieu aquatique seulement ont tendance à rester dans l'eau ou à descendre jusqu'aux sédiments.

Tableau 4. Distribution des NC dans l'environnement selon le modèle de prédiction*

	Milieux récepteurs (recevant 100 % des rejets)	**Répartition en pourcentage**			
		Air	**Eau**	**Sol**	**Sédiments**
Mono-NC	Air	97,50	0,61	1,84	0,068
	Eau	5,37	85,10	0,10	9,44
	Sol	0,62	0,08	99,30	0,01
Di-NC	Air	96,60	0,94	2,26	0,20
	Eau	9,44	74,70	0,22	15,60
	Sol	0,43	0,05	99,50	0,01
Tri-NC	Air	64,80	0,21	34,50	0,49
	Eau	4,59	28,00	2,45	65,00
	Sol	0,22	0,01	99,80	0,02
Tétra-NC	Air	33,40	0,12	65,50	0,99
	Eau	1,59	10,60	3,12	84,70
	Sol	0,19	0,27	97,40	2,13
Penta-NC	Air	3,99	0,09	91,80	4,09
	Eau	0,08	2,05	1,72	96,20
	Sol	0,00	0,00	99,90	0,11

	Milieux récepteurs (recevant 100 % des rejets)	Répartition en pourcentage			
Hexa-NC	Air	56,20	0,17	34,00	9,62
	Eau	0,02	1,77	0,01	98,20
	Sol	0,00	0,00	99,90	0,12
Hepta-NC	Air	36,40	0,22	50,90	12,50
	Eau	0,00	1,71	0,01	98,30
	Sol	0,00	0,00	99,90	0,13
Octa-NC	Air	14,60	0,40	70,20	14,80
	Eau	0,20	2,61	0,97	96,20
	Sol	0,69	1,50	42,40	55,40

La somme des pourcentages de chaque rangée ne vaut pas nécessairement 100 étant donné que les valeurs ont été arrondies à deux décimales.

Persistance et transport atmosphérique à grande distance

Selon les modélisations de la cinétique de dégradation par réaction avec les radicaux hydroxyle effectuées avec le logiciel AOPWIN (version 1.75) de la Syracuse Research Corporation, et en supposant une concentration quotidienne (24 heures) de radicaux hydroxyle de 5×10^5 molécules/cm^3, une valeur caractéristique dans l'hémisphère Nord, tous les NC, sauf les mono-NC, ont une demi-vie atmosphérique de plus de deux jours (tableau 5). Si l'on utilise la constante cinétique d'hydroxylation mesurée pour le di-1,4 NC, qui est la seule dont on dispose, on obtient également une demi-vie atmosphérique supérieure à deux jours (Klöpffer *et al*., 1988). Comme l'estimation de la demi-vie atmosphérique par AOPWIN ne tient pas compte de la position des atomes de chlore dans les anneaux naphtaléniques, il se peut que la vitesse de réaction de chacun des isomères soit un peu plus élevée ou plus basse que celle prévue pour l'ensemble de son groupe d'homologues.

Tableau 5. Demi-vie atmosphérique estimée des NC, selon le modèle AOPWIN de la Syracuse Research Corporation

	k_{OH} estimée (cm^3/mol par seconde)	Demi-vie atmosphérique estimée (jours)
Mono-NC	$15{,}2 \times 10^{-12}$	1,06
Di-1,4 NC	$4{,}44 \times 10^{-12}$	3,62
Di-2,7 NC	$4{,}44 \times 10^{-12}$	3,62
Tri-NC	$2{,}01 \times 10^{-12}$	7,98
Tétra-NC	$9{,}11 \times 10^{-13}$	17,6
Penta-NC	$4{,}13 \times 10^{-13}$	38,8
Hexa-NC	$1{,}87 \times 10^{-13}$	85,7
Hepta-NC	$8{,}48 \times 10^{-14}$	189
Octa-NC	$3{,}84 \times 10^{-14}$	417

Le modèle TaPL3 a été utilisé pour estimer la distance de transport caractéristique, définie comme étant la distance maximale parcourue par 63 % de la substance après son rejet dans l'environnement. Beyer *et al*. (2000) ont proposé de considérer le potentiel de transport à grande distance (PTGD) comme étant élevé si la distance de transport caractéristique est supérieure à 2 000 km, moyen, si elle est de 700 à 2 000 km et faible, si elle est inférieure à 700 km. Selon les estimations, le PTGD des émissions atmosphériques de NC est faible pour les mono-NC, moyen pour les di-NC et élevé pour les tri- à octa-NC. D'après le modèle, les mono-NC devraient rester principalement dans les secteurs à proximité de leurs sources d'émission alors que les tri- à octa-NC sont susceptibles d'être transportés par voie atmosphérique au-delà des frontières et d'atteindre des régions éloignées comme l'Arctique.

On a décelé la présence de tri-NC et de dérivés plus chlorés dans l'air et le biote de l'Arctique, de l'Antarctique et d'autres régions sans source locale importante de NC, ce qui dénote un transport atmosphérique à grande distance (Helm *et al*., 2004). Les congénères tri- et tétrachlorés constituaient 90 à 95 % de la masse totale des NC contenus dans les échantillons atmosphériques prélevés dans l'Arctique canadien par Harner *et al*. (1998), le reste étant constitué de penta- et hexa-NC. Comme les tétra-, penta- et hexa-NC sont les groupes d'homologues les plus fréquemment décelés dans les tissus de la faune des régions polaires (Corsolini *et al*., 2002; Helm *et al*., 2002), les penta- et hexa-NC pourraient également y être transportés en quantités appréciables.

Helm et Bidelman (2005) ont étudié la distribution des NC entre les phases particulaire et gazeuse dans l'air de l'Arctique et ont constaté que leurs mesures concordaient avec le coefficient de partage octanol-air (K_{OA}) prévu. En hiver, la fraction particulaire allait de 5 % ou moins, pour les dérivés tri- et tétrachlorés, à 20 à 35 %, pour les penta-NC et 80 à 100 %, pour les hexa-, hepta- et octa-NC. Herbert *et al*. (2005) a observé que la somme de tous les congénères de NC (ΣΔNC) décelés dans les îles de Ny Ålesund et de Tromsø, en Norvège, était de 27 à 48 pg/m^3 et de 9 à 47 pg/m^3, respectivement. Selon Lee *et al*. (2007), les concentrations atmosphériques des ΣΔNC dans l'Arctique étaient de 1 à 8 pg/m^3, les variantes tri- et tétrachlorées étant les plus importantes.

Wania (2003) a calculé le potentiel de contamination de l'Arctique (PCA) des substances organiques persistantes à partir de leur coefficient de partage octanol-air (K_{OA}) et de leur coefficient de partage air-eau (K_{AE}, la constante de la loi de Henry sans dimension). Les deux ensembles de données sur le partage présentant un PCA élevé se chevauchent dans la plage $6,5 < \log K_{OA} < 10$ et $-0,5 > \log K_{AE} > -3$, ce qui correspond également à une fourchette de $\log K_{OE}$ allant de 5 à 8 (c.-à-d. les substances dont le potentiel de bioaccumulation est élevé) [Wania, 2003]. La plage du $\log K_{AE}$ à 25 °C de chaque groupe d'homologues (à l'exception des di- et octa-NC) a été estimée à partir des fourchettes des constantes de la loi de Henry présentées au tableau 1, à l'aide de la formule suivante :K_{AE}= Constante de la loi de Henry/ RV X T. Les valeurs de $\log K_{OA}$ ont été mesurées par Harner et Bidleman (1998) ou estimées pour les mono-NC avec la formule suivante :$K_{OA} = K_{OE} / K_{AE}$

Cette information est présentée au tableau 6. Les zones ombragées marquent les valeurs se situant dans les fourchettes établies par Wania (2003). Selon ces critères, au moins une partie des congénères de NC appartenant aux groupes di-, tri-, tétra- et pentachlorés posséderaient un PCA élevé.

Tableau 6. Potentiel de contamination de l'Arctique des NC

	Log K_{AE} à 25 °C	**Log K_{OA} à 25 °C[1]**
Mono-NC	-2,05–-2,01	4,61–4,96 *
Di-NC	-2,83–-1,93	6,93
Tri-NC	-3,35–-1,68	7,27-7,56
Tétra-NC	-3,45–-1,78	8,08-8,64
Penta-NC	-3,73–-2,3	8,73-9,15
Hexa-NC	-3,9–-3,04	9,70-10,37
Hepta-NC	-4,35–-4,12	8,18-8,24 *
Octa-NC	-5,09	9,25 *

1. Valeurs mesurées tirées de Harner et Bidleman (1998)

*Ces valeurs ont été calculées avec la formule $K_{OA} = K_{OE}/K_{AE}$ en utilisant une valeur médiane de K_{OE} et la valeur K_{AE} estimée avec la formule susmentionnée.

Persistance dans l'eau, le sol et les sédiments

On dispose de peu de données sur la dégradation abiotique et biotique des NC. Dans un essai de biodégradation aérobie de 5 jours effectué dans un milieu de culture liquide, Kitano *et al*. (2003) ont constaté que 100 % du 2-NC, 95 % du di-1,4 NC et 50 % du di-2,7 NC avaient été transformés en divers produits hydroxylés. Des données indiquent aussi que certains NC (di-1,4-NC, di-2,7-NC et le tétra-1,2,3,4-NC) produisent des composés hydroxylés lorsqu'ils sont dégradés par des champignons lignivores en bouillon de culture (Mori *et al*., 2009). Par exemple, on a constaté que le tétra-1,2,3,4-NC est dégradé à 70 % au bout de 14 jours; sa demi-vie, calculée au moyen d'équations de premier ordre, est estimée à 8,06 jours.

Aucune dégradation des dérivés tétra- à hexa-NC n'a été constatée dans un essai de biodégradation aérobie de 28 jours sur des sédiments lacustres naturels enrichis (Järnberg *et al*., 1999). Comme l'ont souligné Gevao *et al*. (2000), il est possible qu'une réaction de déchloration des NC (semblable à celle observée pour les BPC) se produise en milieu anaérobie même si le phénomène n'a pas encore été observé. Il se pourrait donc qu'une partie des NC moins chlorés détectés dans les couches sédimentaires anaérobie constituent des produits de dégradation des congénères à plus forte teneur en chlore.

Comme les données expérimentales sur la dégradation des NC sont rares, la méthode du poids de la preuve reposant sur des RQSA (Environnement Canada, 2007) a aussi été utilisée, avec le modèle BIOWIN (BIOWIN, 2000). Les résultats sont résumés au tableau 7.

Tableau 7: Biodégradation des NC déterminée au moyen du modèle BIOWIN (2000)

Groupe d'homologues	Sous-modèle 4 (Dégradation primaire)		Sous-modèle 3 (Dégradation ultime)		Sous-modèle 5 (MITI, prob. linéaire)		Sous-modèle 6 (MITI, prob. non linéaire)	
	Résultat	Demi-vie estimée (jours)	Résultat	Demi-vie estimée (jours)	Résultat	Demi-vie estimée (jours)	Résultat	Demi-vie estimée (jours)
Mono-NC	3,448	< 182	2,633	< 182	0,292	≥ 182	0,175	≥ 182
Di-NC	3,233	< 182	2,351	< 182	0,188	≥ 182	0,053	≥ 182
Tri-NC	3,018	< 182	2,068	< 182	0,083	≥ 182	0,015	≥ 182
Tétra-NC	2,803	≥ 182	1,785	≥ 182	-0,022	≥ 182	0,004	≥ 182
Penta-NC	2,588	≥ 182	1,502	≥ 182	-0,126	≥ 182	0,001	≥ 182
Hexa-NC	2,373	≥ 182	1,220	≥ 182	-0,231	≥ 182	0,0003	≥ 182
Hepta-NC	2,158	≥ 182	0,937	≥ 182	-0,335	≥ 182	0,0001	≥ 182
Octa-NC	1,943	≥ 182	0,654	≥ 182	-0,440	≥ 182	0,0000	≥ 182

Certains des résultats obtenus avec le modèle BIOWIN pour les mono et di-NC sont contradictoires. D'après les résultats des deux sous-modèles de biodégradation rapide (5 et 6), la biodégradation est relativement lente, et la demie-vie dans l'eau serait ≥ 182 jours, tandis que d'après le sous-modèle 3, la demi-vie de dégradation ultime est < 182 jours. Les résultats du sous-modèle de biodégradation primaire (sous-modèle 4 BIOWIN) indiquent que les mono- et di-NC ont une demi-vie primaire < 182 jours.

Pour les tri-NC, les trois sous-modèles de dégradation ultime BIOWIN (3, 5 et 6) indiquent que la biodégradation est lente et que la demi-vie dans l'eau serait ≥ 182 jours. Toutefois, le sous-modèle de biodégradation primaire (sous-modèle 4 BIOWIN) indique que les tri-NC ont une demi-vie primaire < 182 jours.

Pour ce qui est des tétra- à octa-NC, les quatre sous-modèles de biodégradation (3,4,5 et 6) indiquent que la biodégradation de ces homologues est lente et que leur demi-vie dans l'eau serait ≥ 182 jours.

Lorsqu'on applique un rapport d'extrapolation de 1:1:4 à la demi-vie de biodégradation dans l'eau:le sol:les sédiments (Boethling *et al*., 1995), on obtient aussi pour les tétra- à octa-NC des valeurs de demi-vie dans le sol ≥ 182 jours, et dans les sédiments, des valeurs ≥ 365 jours. Ces valeurs signifient que les tétra- à octa-NC devraient être persistants dans le sol et les sédiments.

On a décelé des tri- à hepta-NC dans des sédiments lacustres de plus de 33 ans environ (Gevao *et al*., 2000), et, d'après les quantités mesurées, les valeurs de demi-vie des NC dans les sédiments dépassent un an (les mono-, di- et octa-NC n'ont pas été analysés dans ces études). On trouvera les calculs à l'appui de cette conclusion à l'annexe A. En outre, dans une étude sur les NC dans les sédiments de Norvège, en comparant différentes couches de carottes de sédiments, on a constaté que la composition en isomères de tétra- à octa-NC était demeurée inchangée et on en a conclu qu'essentiellement aucune dégradation n'était survenue au cours d'une période d'environ 50 ans (Ishaq *et al*., 2009).

Avec les données de Meijer *et al*. (2001), on peut estimer les demi-vies de dégradation suivantes dans des sols enrichis de boues d'épuration contenant des NC, selon l'analyse effectuée d'un échantillon conservé depuis 1972 et d'un échantillon datant de 1990 : 7,4 ans pour les tri-NC, 13,1 ans pour les tétra-NC et 35,3 ans pour les penta-NC. Il n'a pas été possible de calculer la demi-vie des hexa-NC et des hepta-NC parce que leur concentration dans les échantillons n'avait pas diminué de façon significative.

Selon le poids de la preuve, à savoir la persistance prévue des di- à octa-NC dans l'air, les distances de transport caractéristiques élevées des tri- à octa-NC, la valeur élevée du potentiel de contamination de l'Arctique estimée des di- à penta-NC, les données empiriques sur le transport atmosphérique à grande distance de plusieurs NC dans l'Arctique, les données empiriques sur la persistance des dérivés tri- à heptachlorés dans les sédiments et les sols et la demi-vie de dégradation estimée des tétra- à octa-NC dans l'eau, la conclusion est que les dérivés di- à octachlorés de naphtalène sont des substances persistantes, telles que définies dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999 (Canada, 2000).

Bioaccumulation

Des études sur le terrain ont démontré que les substances organiques lipophiles ayant une valeur log K_{oe} égale ou supérieure à 5, et/ou un facteur de bioconcentration (FBC) et un facteur de bioaccumulation (FBA) égaux ou supérieurs à 5000, comme les BPC, le DDT et le chlordane, s'accumulent et se bioamplifient dans les tissus des espèces fauniques des niveaux trophiques supérieurs (Canada, 1995). Par conséquent, le fait qu'une substance possède un facteur de bioamplification (FBM) nettement plus élevé que 1 peut constituer un important élément de preuve à l'appui de son potentiel de bioaccumulation, tout particulièrement lorsque les données pertinentes sur le FBC et le FBA sont limitées. L'analyse du poids de la preuve à l'égard de la bioaccumulation des NC tiendra donc compte de l'information sur leur bioamplification le long des chaînes trophiques, dans le cadre de l'application du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999 (Canada, 2000).

Les dérivés tri- à octachlorés du naphtalène sont des substances organiques neutres et des mesures effectuées avec la méthode par agitation en flacon (Opperhuizen, 1987; Opperhuizen *et al*., 1985) ou la CLHP en phase inversée (Lei *et al*., 2000) indiquent que leur valeur log K_{oe} est égale ou supérieure à 5, comme le montrent les données résumées au tableau 1.

On a mesuré des FBC supérieurs à 5 000 dans les organismes du biote aquatique pour les di- à penta-NC, comme l'indiquent les données résumées au tableau 8. On ne dispose d'aucune valeur de FBC pour les dérivés hexachlorés. Les études sur le FBC effectuées par Oliver et Niimi (1984, 1985) sont jugées acceptables, même si l'une d'elles a été faite avec un agent solubilisant (méthanol), parce que les concentrations d'exposition (limite inférieure de la fourchette en ng/L) se situaient à l'intérieur de la plage de solubilité dans l'eau établie pour les NC à l'étude (voir le tableau 1). Les valeurs de FBC issues des travaux de Matsuo (1981) se trouvent également au tableau 8; il s'agit cependant d'une

source secondaire et ni ces valeurs ni les méthodologies utilisées ne semblent figurer dans la source originale (Kawasaki, 1980) des données sur le FBC que cite Matsuo (1981). On ne dispose cependant d'aucune autre référence sur les valeurs mesurées du FBC pour les penta-NC.

L'information recueillie sur le FBC indique que les di-, tri-, tétra- et penta-NC présentent un potentiel élevé de bioconcentration dans le poisson. Ce ne semble pas être le cas des octa- et hepta-NC (Opperhuizen *et al*., 1985); notons cependant que la durée d'exposition à ces derniers était peu élevée (sept jours). On ne dispose d'aucune étude sur la bioconcentration des hexa-NC. Toutefois, comme les valeurs log K_{oe} des dérivés plus chlorés sont supérieures à 5, on prévoit que l'apport dû à l'alimentation soit nettement supérieur à celui attribuable à l'eau (Arnot et Gobas, 2003). On a décelé des quantités relativement importantes de dérivés hexa- et heptachlorés dans les tissus du marsouin commun (Falandysz et Rappe, 1996) et du pygargue à queue blanche (Falandysz *et al*., 1996). On a également constaté que les congénères 66-67 des hexa-NC se bioamplifient dans de nombreuses espèces d'organismes aquatiques et d'oiseaux prédateurs (Falandysz, 1997), comme nous le verrons plus loin.

Tableau 8. Facteurs de bioconcentration des NC dans le poisson et d'autres espèces aquatiques (d'après IPCS, 2001)

	Espèce	**Concentration d'exposition (µg/L)**	**Durée de l'exposition (dépuration)**	**FBC**	**Source**
	Poisson				
Mono-NC	Carpe commune (*Cyprinus carpio*)	Valeur non indiquée	Valeur non indiquée	191	Matsuo (1981)
2-NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	100–1 000[a]	7 jours (84 jours)	4 300	Opperhuizen *et al*. (1985)
Di-1,4 NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	10–1 000[a]	7 jours (84 jours)	2 300	Opperhuizen *et al*. (1985)
Di-1,4 NC	*Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel)	$1{,}7 \times 10^{-3}$	Valeur non indiquée	5 600	Oliver et Niimi (1984)
Di-1,8 NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	10–100[a]	7 jours (84 jours)	6 100	Opperhuizen *et al*. (1985)
Di-2,3 NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	10–100[a]	7 jours (84 jours)	11 000	Opperhuizen *et al*. (1985)
Di-2,7 NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	10–100[a]	7 jours (84 jours)	11 000	Opperhuizen *et al*. (1985)
Tri-NC	*Cyprinus carpio* (carpe commune)	Valeur non indiquée	Valeur non indiquée	4 677	Matsuo (1981)
Tri-1,3,7 NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	1–100[a]	7 jours (84 jours)	27 000	Opperhuizen *et al*. (1985)
Tétra-NC	Carpe commune	Valeur non	Valeur non indiquée	8 710	Matsuo (1981)

	Espèce	Concentration d'exposition (µg/L)	Durée de l'exposition (dépuration)	FBC	Source
	(*Cyprinus carpio*)	indiquée			
Tétra-1,2,3,4 NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	0,1–10[a]	7 jours (84 jours)	33 000[b]	Opperhuizen *et al*. (1985)
Tétra-1,2,3,4 NC	*Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel)	$5{,}6 \times 10^{-3}$	Valeur non indiquée	5 100	Oliver et Niimi (1985)
Tétra-1,3,5,7 NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	0,1–1[a]	7 jours (84 jours)	34 000[b]	Opperhuizen *et al*. (1985)
Tétra-1,3,5,8 NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	1–10[a]	7 jours (84 jours)	25 000[b]	Opperhuizen *et al*. (1985)
Penta-NC	Carpe commune (*Cyprinus carpio*)	Valeur non indiquée	Valeur non indiquée	10 000	Matsuo (1981)
Hepta-NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	Valeur non indiquée	7 jours (84 jours)	0	Opperhuizen *et al*. (1985)
Octa-NC	Guppy (*Poecilia reticulata*)	Valeur non indiquée	7 jours (84 jours)	0	Opperhuizen *et al*. (1985)
Octa-NC	*Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel)	$1{,}3 \times 10^{-2}$	Valeur non indiquée	330	Oliver et Niimi (1985)

[a] Les concentrations d'exposition sont des plages estimées à partir d'une présentation graphique des résultats.

[b] L'état d'équilibre n'a pas été atteint durant l'expérience.

Les chercheurs Tysklind *et al*. (1998) et Åkerblom *et al*. (2000) ont étudié le phénomène de bioaccumulation des NC chez des alevins de saumon Atlantique (*Salmo salar*). Les poissons ont reçu de la nourriture contenant de 0,1 à 10 µg de Halowax 1001, 1014 et 1051 par gramme d'aliments. L'étude a duré 41 semaines. Après 17 semaines, les facteurs de bioamplification (FBM) mesurés allaient de 0,73 à 2,5 pour les congénères à élution simple, chez les alevins ayant reçu 2 µg de NC par gramme d'aliments (Tysklind *et al*., 1998). Les congénères tétrachlorés (n^{o} 42), pentachlorés (n^{os} 58 et 61) et hexachlorés (n^{os} 65 et 69) présentaient un FBM allant de 1,0 à 2,5. En appliquant un modèle RQSA aux résultats de l'étude, on a estimé que les variantes 66, 67 et 68 des hexa-NC auraient un FBM allant de 1,0 à 1,5, alors que celui des isomères 64, 70 et 71 se situerait entre 0,90 et 0,97. À la fin des 41 semaines, les valeurs log FBM des tri- à octa-NC totaux allaient de 3,34 à 3,54 (Åkerblom *et al*., 2000).

On a constaté que les dérivés tétra- à heptachlorés avaient des FBM supérieurs à 1 dans plusieurs chaînes alimentaires aquatiques. Selon Hanari *et al*. (2004), les teneurs de NC décelées dans la St. Clair River près de Marine City, au Michigan, correspondraient à un FBM d'environ 3 pour les algues benthiques, la moule zébrée et le gobie à taches noires. Dans leurs travaux sur une chaîne trophique benthique de la mer Baltique, Lundgren *et al*. (2002) ont obtenu des valeurs FBM de 1,1 et de 1,4, respectivement, pour les variantes 66-67 et 69 des hexa-NC. Dans une chaîne alimentaire pélagique de la mer

de Baltique, les valeurs de FBM obtenues pour les hexa-NC 66-67 étaient de 1,2 dans le binôme marsouin commun-hareng (Falandysz et Rappe, 1996a).

Falandysz (1997c) a calculé les FBM des congénères tétra- à heptachlorés du naphtalène pour de nombreux types de combinaisons prédateur-proie du biote aquatique de la mer de Baltique. Le chercheur a fait l'hypothèse que l'exposition se limitait à la voie alimentaire (proie). Il a étudié les paires prédateur-proie suivantes : hareng-plancton, épinoche-plancton, lançon-plancton, limande-moule, cormoran noir-poisson, pygargue à queue blanche-plancton, pygargue à queue blanche-cormoran et marsouin commun-hareng. Il a constaté que presque tous ces organismes présentaient des FBM supérieurs à 1 pour au moins quelques-uns des tétra-NC, le couple pygargue à queue blanche-poisson affichant la valeur la plus élevée, soit 95. La plupart des prédateurs bioamplifient par leur alimentation au moins quelques-uns des penta-NC, à l'exception du binôme marsouin commun-hareng; le couple pygargue à queue blanche-poisson affiche la valeur la plus élevée avec un FBM de 150. Le phénomène de bioamplification alimentaire des congénères hexachlorés 66-67 s'observe chez tous les prédateurs et certains d'entre eux bioamplifient également d'autres congénères hexachlorés. Les pygargues à queue blanche présentaient le facteur de bioamplification des contaminants du poisson le plus élevé, les valeurs étant supérieures à 30 pour certains congénères tétra-, penta- et hexachlorés. Les paires hareng-plancton, limande-moule, pygargue à queue blanche-cormoran bioamplifiaient au moins un des hepta-NC étudiés ou les deux, la valeur la plus élevée étant de 5,7, relevée chez le couple pygargue à queue blanche-poisson.

D'autres données témoignant de l'existence du phénomène de bioamplification des NC, c.-à-d. l'augmentation de la concentration des NC totaux avec l'augmentation du niveau trophique, sont présentées au tableau 9. Le rapport des concentrations de NC et de BPC reste relativement stable le long de la chaîne alimentaire marine de l'Arctique étudiée (krill, poisson crocodile et labbe de McCormick). On sait que les BPC sont bioamplifiés dans une mesure significative : on peut supposer la même chose pour les NC (Corsolini *et al*., 2002).

Tableau 9. Concentration des NC et des BPC totaux (ng/g) le long de la chaîne trophique

Espèce	NC	BPC	Rapport des concentrations (NC/BPC)
Krill	$1{,}5 \times 10^{-3}$	1,9	$7{,}9 \times 10^{-4}$
Poisson crocodile	$3{,}4 \times 10^{-3}$	8,4	$4{,}0 \times 10^{-4}$
Labbe de McCormick (foie)	2,55	11 150	$2{,}30 \times 10^{-4}$
Labbe de McCormick (tissus musculaires)	$9{,}7 \times 10^{-2}$	2 630	$4{,}00 \times 10^{-5}$

Source des données : Corsolini *et al*., 2002.

En outre, on a établi que l'efficacité d'assimilation alimentaire des NC chez le grand brochet était de 35 % pour les octa-NC, de 66 % pour les hepta-NC et de 63 % et 78 % pour les hexa-NC, selon le congénère étudié. Ces valeurs sont nettement supérieures à

celles estimées par le modèle empirique de Gobas *et al.* (1988) pour les molécules de cette taille (Burreau *et al.*, 1997) et dénotent un potentiel d'absorption accru.

Les demi-vies de certains congénères hexachlorés chez le rat et l'humain s'apparentent à celles des composés récalcitrants comme les dibenzodioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofurannes polychlorés (PCDF), dont le potentiel d'accumulation dans les organismes et d'amplification dans les chaînes trophiques est avéré (Asplund *et al*., 1994a et 1994b; Ryan *et al.* 1993). Asplund *et al.* (1994a) ont étudié la rétention chez le rat d'un mélange des congénères hexaclorés 66-67 et d'un autre congénère hexachloré non précisé. Ils ont obtenu des demi-vies de 41 jours dans les tissus adipeux et de 36 jours dans le foie, qui sont des valeurs comparables à celles mesurées pour les congénères des PCDF substitués aux positions 2,3,7 et 8 les plus longs à éliminer (Asplund *et al.*, 1994a). On a analysé pendant une dizaine d'années environ les concentrations du hexa-1,2,3,4,6,7 NC et du hexa-1,2,3,5,6,7 NC dans des échantillons de sang prélevés chez trois sujets ayant été exposés à de l'huile de riz contaminé aux NC, en 1979, à Taiwan. On a calculé que les demi-vies correspondant aux concentrations mesurées dans les échantillons se situaient entre 1,5 et 2,4 années (Ryan et Masuda, 1994). Ces demi-vies élevées chez l'humain s'apparentent à celles signalées pour certains PCDF (Ryan *et al.*, 1993).

Selon le poids de la preuve, notamment les valeurs log K_{oe} mesurées des tri- à octa-NC (tableau 1) et les valeurs de BCF mesurées des di- à penta-NC chez le poisson (tableau 7), et compte tenu des autres éléments d'information dont on dispose sur les facteurs de bioamplification mesurés des tétra- à hepta-NC, sur l'efficacité d'assimilation alimentaire élevée des hexa- à octa-NC chez le grand brochet et sur la très faible vitesse d'élimination systémique des hexa-NC chez le rat et l'humain, la conclusion est que les di- à octa-NC sont bioaccumulables, au sens du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999 (Canada, 2000).

Effets environnementaux

Organismes aquatiques

Comme on dispose de peu de mesures écotoxicologiques fiables pour la plupart des groupes d'homologues des NC, on a eu recours au modèle ECOSAR (version 0.99h) pour étudier la toxicité de ces substances. Le modèle WSKOWWIN (version 1.41) a servi à estimer les valeurs de log K_{oe} et de solubilité dans l'eau. Les valeurs de K_{oe} obtenues se comparent dans l'ensemble aux valeurs K_{oe} mesurées dont on dispose, les valeurs de solubilité dans l'eau estimées étaient généralement supérieures aux valeurs mesurées disponibles (voir le tableau 2). Comme le modèle ECOSAR d'estimation des effets aigus et des effets chroniques utilise des valeurs de coupure de 5,0 et de 8,0, respectivement, pour le log K_{oe}, les estimations obtenues pour les homologues possédant des valeurs K_{oe} supérieures aux valeurs de coupure n'ont pas été incluses au tableau 10. Et, toutes les valeurs de toxicité supérieures aux valeurs de solubilité dans l'eau prévues ont également été exclues du tableau 10.

Tableau 10. Estimations de la toxicité des NC, selon le modèle ECOSAR (résultats indiqués en µg/L)

	Toxicité aiguë invertébré CL_{50}	Poisson CL_{50} [1] valeur médiane (fourchette)	Algues vertes CL_{50} 96-heures/ toxicité chronique	Poisson Valeur d'effet chronique - 30 jours	Daphnies Valeur d'effet chronique CE_{50} [2] 16 jours
Mono-NC	190	1858 (1318–2911)	2020/575	413	330
Di-NC	35	624 (536–712)	651/270	136	136
Tri-NC[a]	7	212 (209–215)	208/125	44	55
Tétra-NC	NV	NV	63/55	14	22
Penta-NC	NV	NV	19/25	4	8
Hexa-NC	NV	NV	NV	1,3	3
Hepta-NC	NV	NV	NV	0,4	1,2
Octa-NC	NV	NV	NV	NV	NV

[1] CL_{50} – Concentration d'une substance qui est jugée létale pour 50 % des organismes d'essai.
[2] CE_{50} – Concentration d'une substance qui est jugée susceptible de causer un effet toxique sublétal chez 50 % des organismes d'essai.

[a] Les résultats de l'essai de toxicité aiguë sont inclus dans le tableau, même si la valeur K_{oe} calculée pour les tri-NC (5,10) et légèrement supérieure à la valeur de coupure de 5,00.
NV : résultats non valides, en raison des valeurs log K_{oe} trop élevées ou de solubilité dans l'eau trop basses.

Des études toxicologiques sur les NC, surtout les mélanges de marque Halowax, ont été effectuées sur une diversité d'espèces aquatiques comme des plantes, des invertébrés, des poissons et des grenouilles. Le PISSC a publié en 2001 un résumé de la plupart de ces études. Les travaux plus récents dont ne fait pas état le document du PISSC ont également été examinés et les résultats des principales études sont présentés ci-dessous. Comme certains essais ont été réalisés avec des agents solubilisants tels que l'acétone, les concentrations d'essai obtenues peuvent dépasser la solubilité dans l'eau de certains des homologues ou des mélanges de NC. Rappelons toutefois que les solubilités des mélanges de marque Halowax ne sont pas bien caractérisées : tous les produits de cette marque sont qualifiés d'insolubles dans le rapport du PISSC (2001) et leur solubilité réelle n'est pas indiquée, comme c'est le cas pour certains isomères spécifiques (se reporter au tableau 1 pour les valeurs estimatives de la solubilité des groupes d'homologues). Par conséquent, les solubilités des mélanges de marque Halowax ont été estimées de façon approximative à partir des valeurs indiquées (voir le tableau 1) pour les principaux groupes de congénères composant le mélange (se reporter au tableau 3b), afin de comparer les solubilités aux concentrations d'essai des études de toxicité. Les valeurs de toxicité de chacun des groupes d'homologues des NC sont résumées ci-dessous pour les organismes aquatiques les plus sensibles. En général, les valeurs de toxicité sont considérées comme acceptables, car elles sont dans un intervalle de 10 unités des valeurs de solubilité mesurées et sous les valeurs de solubilité prévues avec le modèle ECOSAR.

Mono-NC

Dans les essais de létalité effectués avec les mono-NC, l'invertébré le plus sensible est la mysis effilée, chez qui la CL_{50}-96 h était de 370 µg/L (EPA, 1980). On n'a relevé aucune étude de toxicité chronique sur les organismes aquatiques. Cette valeur est supérieure à la CL_{50}-96 h de 190 µg/L obtenue par ECOSAR pour la même espèce et est similaire à la valeur CE_{50}-16 jours de toxicité chronique établie par le modèle ECOSAR pour les daphnies. Le mené-tête-de-mouton s'est révélé l'organisme vertébré le plus sensible avec une CL_{50}-96 h de 690 µg/L (Ward *et al*., 1981).

Dans les essais de toxicité chronique effectués avec le mélange Halowax 1000, l'effet le plus marqué a été une réduction de 11 % de la croissance de l'algue marine *Dunaliella tertiolecta* obtenue à 100 µg/L lors d'une étude de sept jours (Walsh *et al.*, 1977). Cette valeur est inférieure à la valeur de toxicité chronique de 575 µg/L prévue pour les algues, mais elle se situe dans les plages de valeur de toxicité aiguë estimées par ECOSAR pour les invertébrés. Toutes ces valeurs sont inférieures aux valeurs de solubilité mesurées et estimées des mono-NC (tableau 1). Selon le document du PISSC publié en 2001, le mélange Halowax 1000 se compose de 60 % de mono-NC et de 40 % de di-NC (voir le tableau 3a), mais ces valeurs ne concordent pas avec la moyenne (et les plages de valeur) suivantes des pourcentages obtenues expérimentalement (voir le tableau 3b) : 15 (6,7–69), 76 (28–76,5) et 6.5 (1,2–44,1) pour les mono-, di- et tri-NC, respectivement.

Di-NC

On n'a relevé aucune étude de toxicité portant uniquement sur ce groupe d'homologues. L'effet aigu le plus important du Halowax 1000, mélange composé de 76 % de di-NC et de 15 % de mono-NC, a été obtenu à 100 µg/L, d'après les moyennes rapportées par Falandysz *et al.* (2006b) [voir le tableau 3b]. Il s'agit d'une réduction de 11 % de la croissance de l'algue marine *Dunaliella tertiolecta* observée lors d'une étude sur sept jours (Walsh *et al*., 1977). Cette valeur est inférieure à la valeur d'effet chronique de 270 µg/L prévue par ECOSAR pour les algues, mais elle se situe dans la plage des autres valeurs de toxicité aiguë et chronique prévues par le modèle pour les invertébrés et les poissons. Ces valeurs d'effet toxique se situent généralement en deçà des valeurs de solubilité mesurées et estimées des di- et mono-NC (tableau 1).

Tri-NC

On n'a relevé aucune étude de toxicité portant uniquement sur ce groupe d'homologues. Signalons cependant que, selon les moyennes rapportées par Falandysz *et al.* (2006b), le mélange Halowax 1099 comprend environ 38,7 % de tri-NC (voir le tableau 3b). Dans une étude effectuée avec ce mélange (qui renferme également 48 % de tétra-NC environ), on a obtenu une valeur de CL_{50}-96 h de 69 µg/L pour la crevette *Palaemonetes pugio* (Green et Neff, 1977). En 1977, Neff et Giam ont exposé des limules (*Limulus polyphemus*) juvéniles à un mélange de Halowax 1099 pendant 96 jours. Ils ont constaté que la moitié des animaux au stade final T_1 étaient morts après 27 jours à la concentration d'exposition la plus forte de 80 µg/L (valeur nominale). Ils ont observé des effets importants sur la durée de la période d'intermue à 80 µg/L. Les chercheurs ont utilisé de l'acétone comme agent solubilisant dans les deux études. Ces valeurs de toxicité sont

environ dix fois plus élevées que la limite de solubilité mesurée des tri-NC et des tétra-NC, mais elles sont inférieures aux valeurs de solubilité estimées avec le modèle ECOSAR. Elles tombent également dans la plage des valeurs d'effets aigu et chronique prévues pour les invertébrés et le poisson par ce logiciel.

Tétra-NC

On n'a relevé aucune étude de toxicité portant uniquement sur ce groupe d'homologues. Signalons cependant que, selon les moyennes rapportées par Falandysz *et al.* (2006b), le mélange Halowax 1099 comprend environ 48 % de tétra-NC et le mélange Halowax 1013 en contient 53,3 % (voir le tableau 3b). Les études menées avec le mélange Halowax 1099 sont décrites ci-dessus (voir la section sur les tri-NC). Le mélange Halowax 1013 (qui renferme également environ 30 % de penta-NC) provoque une réduction de la croissance des algues marines *Nitzschia sp.* à 500 µg/L (Walsh *et al.*, 1977). On a obtenu une CL_{50}-96 h de 74 µg/L pour la crevette *Palaemonetes pugio* avec ce mélange (Green et Neff, 1977). Ces valeurs sont généralement dix fois plus élevées environ que la limite de solubilité mesurée des tétra-NC et elles sont inférieures à la solubilité estimée avec le modèle ECOSAR. De l'acétone a été utilisée comme agent solubilisant dans cette étude. La valeur de toxicité mesurée chez la crevette est supérieure aux valeurs de toxicité chronique pour les invertébrés et le poisson prévues par ECOSAR, mais du même ordre de grandeur. La valeur de toxicité mesurée pour les algues marines est dix fois plus élevée que celles prévues par le modèle ECOSAR pour les algues.

Penta-NC

On n'a relevé aucune étude de toxicité portant uniquement sur ce groupe d'homologues. Signalons cependant que, selon les moyennes rapportées par Falandysz *et al*. (2006b), le mélange Halowax 1014 renferme 47,7 % environ de penta-NC (voir le tableau 3b). Ce mélange renferme également 25,3 % de hexa-NC, dont certains se sont révélés très toxiques pour les mammifères, en raison de leur mode d'action apparenté à celui des dioxines. Les penta-NC forment environ 30 % du mélange Halowax 1013 (qui renferme également 53,3 % de tétra-NC et 13,1 % de tri-NC). Green et Neff (1977) ont obtenu une CL_{50}-96 h de 74 µg/L pour la crevette *Palaemonetes pugio* avec le mélange Halowax 1013. Cette valeur de toxicité est environ dix fois plus élevée que la limite de solubilité mesurée des penta-NC et légèrement supérieure à celle prédite avec le modèle WSKOWWIN pour ce groupe d'homologues et sous les valeurs de solubilité prévues par ce même modèle pour les tri- et tétra-NC. Selon le modèle ECOSAR, les valeurs de toxicité chronique des penta-NC pour le poisson et les daphnies, ainsi que les algues vertes sont inférieures à 10 µg/L et à 25 µg/L, respectivement.

L'EPA (1980) a effectué une série d'études de toxicité aiguë avec le mélange Halowax 1014 (proportion de tétra-, penta-, et hexa-NC = 16: 47,7: 25,3) et la crevette brune (*Penaeus aztecus*), la crevette *Palaemonetes pugio,* le mené tête-de-mouton (*Cyprinodon variegatus*) et le mulet cabot (*Mugil cephalus*). Les CL_{50}-96 heures (exprimées en µg/L) ont été établies à 7,5, 248, plus de 343 et plus de 263, respectivement; le rapport publié par l'EPA ne précisait cependant pas le protocole

particulier utilisé pour les expériences. Le mélange Halowax 1014 n'a pas affecté significativement la croissance des quatre espèces d'algues marines à des concentrations allant jusqu'à 1 000 µg/L durant les études de sept jours (Walsh *et al*., 1977). Une concentration de 100 µg/L de Halowax 1014 a tué 52 % des larves de la grenouille *Rana agilis* après 18 heures, et retardé de trois semaines la métamorphose des têtards survivants (Buggiani, 1980). Seule la valeur CL_{50} de 7,5 µg/L obtenue pour la crevette brune se compare ou est inférieure aux valeurs de solubilité des penta-NC mesurée et estimée par le modèle WSKOWWIN.

Talykina *et al*. (2003) ont étudié les effets du mélange Halowax 1014 sur les érythrocytes (globules rouges) de poissons medaka adultes (*Oryzias latipes*) après une exposition *in ovo*. Ils ont observé une augmentation de la fréquence des micronoyaux dans les érythrocytes à la plus faible concentration d'essai, soit 300 ng de Halowax 1014/g d'œuf.

Villalobos *et al*. (2000) ont réalisé des essais de toxicité du cycle de vie partiel en injectant dans des œufs de medaka (*Oryzias latipes*, stade précoce de la gastrula) des mélanges de Halowax 1013, 1014 ou 1051 dissous dans de la trioléine. Ils ont ensuite laissé les embryons se développer et les alevins atteindre leur maturité sexuelle (quatre mois) avant de les sacrifier. Le mélange Halowax 1013 a provoqué la mort de 64 % des œufs à une dose de 10 ng/oeuf, la moitié des morts survenant le troisième jour et la dose la plus élevée (30 ng/oeuf) a causé 28 % de la mortalité chez les sujets en fin de développement (Villalobos *et al*., 2000). Ce mélange a également provoqué l'éclosion prématurée des embryons à toutes les doses d'essai (0,3–30 ng/oeuf). Les chercheurs n'ont pas été en mesure de calculer la DL_{50} associée au mélange Halowax 1013 parce qu'ils n'ont pas observé de relation dose-réponse monotoxique. Il semble donc que la dose seuil de Halowax 1013 dans cette étude se situe à 0,3 ng/oeuf.

Hexa-NC

Aucune étude de toxicité portant exclusivement sur les hexa-NC n'a été relevée. Le mélange Halowax 1014 et le seul mélange de cette marque qui contient une proportion significative de hexa-NC, soit environ 25,3 % (21–35,3 %), selon les données rapportées par Falandysz *et al*. (2006b) [voir le tableau 3b]. Les résultats des études de toxicité aiguë faites avec le Halowax 1014 sont présentés ci-dessus, les CL_{50} obtenues allant de 7,5 µg/L à plus de 343 µg/L pour les invertébrés, le poisson et les grenouilles. La valeur la plus basse, soit une CL_{50} de 7,5 µg/L chez la crevette brune, est environ cent fois plus élevée que la solubilité des hexa-NC mesurée et sous la valeur prédite par le modèle WSKOWWIN. Ce modèle prévoit des valeurs de toxicité chronique de 1 à 3 µg/L pour le poisson et les daphnies.[1]

Hepta-NC

[1] Étant donné que, tout comme lors de la Catégorisation (Environnement Canada, 2003), seules les valeurs de toxicité se situant autour de deux ordres de grandeur ou moins des valeurs de solubilité rapportées dans la littérature ont été retenues pour tenir compte des incertitudes associées aux mesures de solubilité des NC dans l'eau, surtout pour les homologues très peu solubles.

Aucune étude de toxicité portant exclusivement sur les hepta-NC n'a été relevée. Les valeurs de toxicité chronique de ce groupe d'homologues prévues par le modèle ECOSAR pour le poisson et les daphnies sont de l'ordre de quelque µg/L (voir le tableau 9). Le Halowax 1051 est le seul mélange de cette marque qui renferme une proportion significative de hepta-NC qui, selon les données rapportées par Falandysz *et al*. (2006b), se limite à 7,6 % environ, la proportion des octa-NC étant de 91,4 % (voir le tableau 3b). Les études de toxicité effectuées avec le Halowax 1051 sont décrites ci-dessous.

Villalobos *et al*. (2000) ont injecté du Halowax 1051 dans des embryons de medaka, selon le protocole décrit précédemment. Le produit s'est révélé être le moins toxique des trois mélanges Halowax étudiés; chez les embryons, la mortalité n'a jamais dépassé 20 % pour toutes les doses d'essai après 8 à 16 jours d'exposition. Ce mélange a cependant provoqué une diminution significative des indices gonadosomatiques chez les femelles après 122 jours d'exposition aux quatre doses d'exposition (0,3–10 ng/oeuf), sans toutefois que l'on puisse en dégager une relation dose-réponse.

Talykina *et al*. (2003) ont étudié les effets du mélange Halowax 1051 sur les érythrocytes (globules rouges) de poissons medaka adultes (*Oryzias latipes*) après une exposition *in ovo*. Ils ont observé une augmentation de la fréquence des micronoyaux dans les érythrocytes à la plus faible concentration d'essai, soit 300 ng de Halowax 1051/g d'œuf (0,3 ng/embryon).

Octa-NC

Trois études de toxicité chronique ont été relevées sur les octa-NC : il s'agit d'essais effectués sur les puces d'eau (*Daphnia magna*) par LeBlanc, en 1980, sur le mené tête-de-mouton (*Cyprinodon variegatus*) par Heitmuller *et al*., en 1981, et sur la mysis effilée (*Mysidopsis bahia*) par l' EPA, en 1980. Dans les deux premières études, les chercheurs n'ont observé aucun effet aux concentrations d'essai les plus élevées (530 mg/L et 560 mg/L, respectivement). L' EPA a obtenu une CL_{50}-96 heures supérieure à 500 mg/L (il s'agit du seul résultat expérimental rapporté dans l'article). Cela indique que les octa-NC possèdent une toxicité aiguë relativement faible pour les organismes aquatiques. Ces concentrations d'effet sont nettement supérieures aux valeurs de solubilité mesurée et prédite pour les octa-NC. On ne dispose d'aucune estimation de la toxicité pour ce groupe d'homologues, étant donné que le K_{oe} des octa-NC se situe hors de la fourchette des valeurs acceptables du modèle.

Les résultats des études de toxicité menées avec le Halowax 1051, qui comprend environ 91,4 % de octa-NC, sont décrites dans la section précédente sur les hepta-NC.

Espèces fauniques terrestres

La présente section porte sur la toxicité des dérivés hexa- à octachlorés de naphtalène, tout particulièrement sur l'exposition par voie alimentaire, étant donné que l'on s'attend à

ce que ce soit l'ingestion de nourriture qui constitue le principal mode d'exposition à ces groupes d'homologues à log K_{oe} élevé (7,5–8,5).

Le document du PISSC (2001) comporte un résumé des études effectuées sur la toxicité des NC sur les mammifères; d'autres études ont également été examinées. Aucune étude de toxicité à long terme sur les mammifères n'a été relevée. Une étude de 135 jours sur des brebis a été recensée (Brock *et al.,* 1957). La plupart des travaux relevés étaient des études à court terme, dont bon nombre avaient été menés sur des animaux de laboratoire comme le rat, le lapin et le cobaye. Il semble que les bovins soient plus sensibles aux NC que les animaux de laboratoire de type rongeur; ils sont également plus sensibles à ces produits que le mouton (IPCS, 2001). Aucune étude sur les mono- ou di-NC n'a été effectuée sur les bovins.

Études sur oiseaux et mammifères : mélanges de penta- et hexa-NC

Seules deux études sur la toxicité des NC pour les oiseaux ont été relevées. Elles portaient sur des dindonneaux et des poulets qui ont reçu une ration contenant du Halowax 1014 (25,3 % de hexa-NC, 47,7 % de penta-NC et 16 % de tétra-NC; voir le tableau 3b) pendant 40 jours (Pudelkiewicz *et al.,*1958, 1959). Une dose de 20 mg/kg de moulée a provoqué la mort de la moitié des dindonneaux sans cependant causer d'effet important sur les poulets. Chez les dindonneaux, on a observé un taux de mortalité de 6,5 % et une réduction du gain pondéral de 33 % à une dose de 5 mg/kg de moulée.

Flinn et Jarvik (1936) ont administré deux mélanges de NC à des lapins en simultané. Tous les lapins ayant reçu une dose quotidienne de 30 mg (incorporée dans de l'huile de paraffine) des deux mélanges, essentiellement composés respectivement de tétra- et de penta-NC, et de penta- et de hexa-NC, sont morts (5 sur 5 dans chaque groupe) entre le 12^{e} et le 26^{e} jour. L'autopsie a révélé la présence dans le foie de nombreuses zones jaunes et d'une importante nécrose (Flinn et Jarvik, 1936).

On a noté des changements modérés des tissus hépatiques (cellules gonflées et vacuolisées, ainsi qu'une nécrose et une dégénérescence de cellules isolées) chez des rats nourris ave un mélange de penta- et hexa-NC (à raison de 125 mg/ animal un jour sur deux) pendant 26 jours. L'examen microscopique des autres organes (non précisés dans l'article) n'a révélé aucune anomalie (Bennett *et al*., 1938). Des groupes de dix rats auxquels on a administré un mélange de dérivés penta- et hexa-NC dans de la moulée, à une dose de 100 mg/animal par jour pendant 55 jours ou de 300 mg/animal par jour pendant 33 jours, sont tous morts ou ont atteint un état moribond (Drinker *et al*., 1937; Bennett *et al*., 1938).

Des lésions gastro-intestinales et de graves dommages au foie ou des décès ont été signalés chez des moutons ayant reçu une dose orale de 1,1 mg/kg de poids corporel par jour d'une mélange de Halowax 1014 sur une période de 90 à 135 jours (Brock *et al.*, 1957).

On a observé une chute de la production spermatique chez des taureaux nourris d'un mélange de penta- et hexa-NC (à raison de 50 à 200 mg par jour pendant environ sept semaines) [Vlahos *et al*., 1955].

Études sur mammifères : hexa-NC

Une dégénérescence hépatique et rénale ainsi que des décès ont été observés chez des cochons nourris de hexa-NC à raison de 19–22 mg/kg de poids corporel par jour jusqu'à dix jours alors qu'une dose de 17,1–17,6 mg/kg de poids corporel par jour a entraîné une baisse des taux de vitamine A (Link *et al.*, 1958; Huber et Link, 1962). L'exposition de rats par voie orale à des hexa-NC à raison de 0,3–2,3 mg/jour sur une période allant de 56 à 84 jours a entraîné une augmentation en fonction de la dose des poids relatifs du foie et des doses de 20 et de 60 mg/jour ont provoqué des lésions hépatiques (Weil et Goldberg, 1962). Une dose orale de 1,1 mg/kg de poids corporel par jour de congénères de hexa-NC administrée à des bovins dans des capsules de gélatine pendant une période de 5 à 10 jours a provoqué de graves maladies systémiques (hyperkératose) [Bell, 1953].

Études sur mammifères : hepta-NC

Des doses orales de 0,69 à 2,4 mg/kg de poids corporel par jour de hepta-NC administrées à des bovins dans des capsules de gélatine pendant de 7 à 9 jours ont entraîné de graves maladies systémiques (hyperkératose) [Bell, 1953]. Une dose orale unique de 500 mg/kg de poids corporel de hepta-NC a provoqué la mort des trois lapins de l'étude en sept jours (Cornish et Block, 1958).

Études sur mammifères : octa-NC

Une dose orale unique de 500 mg/kg de poids corporel de octa-NC a entraîné la mort des trois lapins de l'étude en sept jours (Cornish et Block, 1958). Une dose orale de 2,4 mg/kg de poids corporel par jour de octa-NC administrée dans des capsules de gélatine pendant 9 jours a provoqué une maladie systémique grave (hyperkératose), alors qu'une dose orale de 1,0 mg/kg de poids corporel par jour pendant 11 jours a entraîné une hyperkératose légère (Bell, 1953).

Évaluation du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Pour effectuer la présente évaluation écologique préalable, on a examiné diverses données scientifiques et techniques et formulé des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de la prudence évoqués dans la LCPE 1999. Comme les di- à octa-NC sont particulièrement préoccupants en raison de leur nature persistante et bioaccumulable, leur capacité de nuisance environnementale a été évaluée séparément de celle des mono-NC.

Exposition environnementale

Il existe une petite base de données sur les concentrations environnementales des NC au Canada. Des données beaucoup plus nombreuses ont cependant été recueillies sur leur présence aux États-Unis et en Europe, notamment dans les sédiments et les sols. Au Canada, on a décelé des NC dans les milieux ou dans les tissus des animaux suivants : air des régions arctiques et urbaines, eau du lac Ontario, poissons et oiseaux de la région des Grands Lacs et des environs, phoques et baleines de l'Arctique canadien et marmottes de l'île de Vancouver. Les principales données sur l'exposition environnementale au Canada, aux États-Unis et ailleurs sont présentées ci-dessous.

Il faut noter que la validité de certaines des anciennes données de surveillance des NC a été remise en question. Certains ont exprimé des doutes sur la méthodologie utilisée pour obtenir ces données, précisant que des BPC peuvent être co-élutés avec les PNC et nuire à la détection de ces derniers si la chromatographie en phase gazeuse est la seule méthode d'analyse utilisée (Crookes et Howe, 2002). La plupart des études utilisées pour la présente évaluation sont récentes (elles remontent aux années 1990 ou sont plus récentes).

Au Canada, les concentrations atmosphériques de NC ont été mesurées à Toronto (Harner et Bidleman, 1997; Helm et Bidleman, 2003), autour des Grands Lacs, et près de Cornwall, en Ontario (Helm *et al*., 2003). C'est dans la région suburbaine de Toronto qu'on observe les plus fortes concentrations totales de NC au Canada, soit 84,5 pg/m^3 (Helm et Bidleman, 2003). Les tétra-NC constituent le principal groupe d'homologues décelés dans la portion ouest du lac Ontario et à Toronto, suivis des congénères penta- et hexachlorés (Helm *et al*., 2003; Helm et Bidleman, 2003). Le pourcentage de tétra-NC était significativement plus élevé au-dessus du lac Supérieur et du lac Ontario tandis que les pourcentages de penta- et hexa-NC étaient plus élevés dans les échantillons prélevés au-dessus du lac Ontario. Ces observations concordent avec le nombre plus élevé de sources de NC aux abords du lac Ontario et le transport à grande distance plus marqué des congénères tétrachlorés moins lourds vers la région du lac Supérieur (Helm *et al*., 2003).

Les teneurs de NC dans les régions arctiques du Canada et d'autres pays ont fait l'objet de nombreuses études. Selon Harner *et al*. (1998) et Helm *et al*. (2004), les teneurs de NC totaux mesurées dans l'air à Alert et Tagish, dans l'Arctique canadien, s'établissent à moins de 0,01–55 pg/m^3, les tri- et tétra-NC étant les principaux groupes de congénères décelés. Herbert *et al.* (2005) ont enregistré des concentrations totales de NC de 27–48 et 9–47 pg/m^3 dans l'air à Ny Ålesund et à Tromsø, en Norvège, respectivement.

Lee *et al.* (2007) ont relevé les teneurs totales de NC du réseau d'échantillonnage atmosphérique passif mondial (réseau d'EAP) dans plusieurs localités en Arctique : Barrow, en Alaska, Alert, au Nunavut, et Ny Ålesund, en Norvège. Les teneurs s'échelonnaient de 1 à 8 pg/m^3, les tri- et tétra-NC étant les principaux congénères observés dans ces zones arctiques. Les teneurs des congénères associés à la combustion (n^{os} 52-60, 50, 51, 54 et 66-67) étaient plus fortes dans la plupart des sites

d'échantillonnage, ce qui souligne la contribution des émissions attribuables à cette source aux concentrations atmosphériques de la planète.

Les teneurs des congénères de NC dans les bassins atmosphériques des zones urbaines canadiennes et leur transport transfrontalier ont été étudiés par Harner *et al*. (2006), qui ont constaté que les dérivés tri- à octa-NC sont transportés de Détroit jusqu'à pointe Pelée et Toronto, en Ontario.

On utilise certains congénères de NC absents des préparations de marque Halowax de qualité technique (c. à-d. les congénères 44 et 54) et d'autres congénères dont les teneurs dans les sources de combustion comme les gaz de cheminée et les cendres volantes sont nettement plus élevées que dans les mélanges de marque Halowax (p. ex. les congénères 52-60 et 73) comme indicateurs des sources environnementales de NC associées à la combustion. On a constaté que les congénères marqueurs de combustion se concentraient dans l'air des zones suburbaines et industrielles de Toronto, comparativement à son centre-ville, ce qui indiquerait qu'il existe actuellement des sources associées à la combustion dans les zones suburbaines de Toronto, les émissions par évaporation issues de lieux ayant déjà utilisé des mélanges Halowax étant plus importantes au centre-ville (Helm et Bidleman, 2003).

L'absence de mono- et de di-NC des relevés est surtout attribuable au fait qu'on ne mesure habituellement pas ces paramètres dans les échantillons d'air.

On dispose de peu de données sur les concentrations de NC dans l'eau, que ce soit au Canada ou ailleurs. Des teneurs de 16,4–24,5 pg/L de tri- et tétra-NC ont été observées à divers endroits du lac Ontario (Helm *et al.,* 2003). La présence de NC n'a pas été décelée (seuil de détection = 10 ng/L) à proximité d'une usine à Owen Sound, en Ontario, qui est située sur les rives du lac Huron (Kauss, 1991), malgré le fait que la teneur des NC dans les effluents de cette installation s'établissait à 13 ng/L (Kauss, 1991). L'observation sporadique de NC à des concentrations allant de 20 à 50 ng/L dans les effluents terminaux rejetés sur le rivage pourrait être attribuable à la vidange de la contamination résiduelle du réseau d'aqueduc ou d'égout. On ne dispose que d'une seule autre donnée sur les teneurs de NC dans l'eau en Amérique du Nord : il s'agit du chloro-2 naphtalène, qui a été détecté dans le Miami-Dade County, en Floride, à des teneurs de 740 ng/L (en 2002) et de 10 000 ng/L (en 2003), respectivement. Ces contaminants pourraient provenir des environs de sites du programme Superfund contaminés au BPC ou d'anciennes décharges.

On ne connaît qu'une seule étude de calcul des teneurs de NC dans les sédiments du Canada. On n'a détecté aucune présence de NC dans les sédiments de surface (moins de 20 ng/g) dans le port d'Owen Sound, en Ontario, à proximité d'une usine (Kauss, 1991). C'est dans le canal Trenton de la rivière Detroit que Furlong *et al*. (1988) ont mesuré la plus forte concentration de NC observée dans des sédiments (61 000 ng/g de poids sec). Cette teneur est encore plus élevée que celle mesurée dans les sols contaminés aux NC à proximité d'une ancienne usine de chloralcalis de l'État de la Géorgie (Kannan *et al*.,

1998). Les dérivés penta- à hepta-NC prédominaient dans la plupart des échantillons de sédiments de surface et en suspension analysés.

Aucune donnée n'a été trouvée sur les teneurs en NC des sols du Canada. Une seule mesure pour le sol aux États-Unis a été trouvée : Kannan *et al*. (1998) ont établi que la teneur du sol à proximité d'une ancienne usine de chloralcalis de l'État de la Géorgie était de 17 900 ng/g (poids sec). Il s'agit d'une valeur très élevée par rapport aux concentrations mesurées dans des sols à vocation agricole, résidentielle et industrielle en Angleterre, en Espagne et en Allemagne (moins de 0,01-15,4 ng/g de poids sec) [Meijer *et al.*, 2001; Schumacher *et al.,* 2004; Krauss et Wilcke, 2003].

Acune donnée n'a été trouvée sur la teneur en NC des boues d'épuration au Canada. Seulement deux mesures ont été faites ailleurs. Une teneur moyenne de 83 ng/g de poids sec (fourchette de 50 à 190 ng/g de poids sec) de di- à penta-NC a été observée dans les boues d'épuration de 14 usines de traitement des eaux usées du R.-U. (Stevens *et al*., 2003). Des concentrations de 3,2 ng/g de poids sec et de 5,8 ng/g de poids sec de tétra- et penta-NC ont été mesurées dans les boues d'épuration d'une usine de traitement des eaux usées de Göteborg, en Suède (Nylund *et al*., 1992).

Il existe quelques études sur les teneurs en NC dans le biote du Canada. On ne dispose d'aucune information sur les invertébrés aquatiques. Des données ont été relevées pour les poissons, les oiseaux et les mammifères aquatiques de la région des Grands Lacs et de l'Arctique. Il n'existe qu'une seule mesure pour les espèces fauniques terrestres du Canada (la marmotte de l'île de Vancouver, une espèce en voie de disparition). On dispose également de quelques données sur diverses espèces de poisson et d'oiseau recueillies en Suède et dans la mer Baltique, à proximité de la Pologne. Les données canadiennes ainsi que les teneurs de NC dans le biote mesurées aux États-Unis et en Europe sont présentées au tableau 11. Les données canadiennes figurent en premier, suivies des données américaines et européennes.

Règle générale, les tétra-, penta- et hexa-NC sont les principaux groupes d'homologues décelés dans les tissus des espèces fauniques. Les proportions observées chez les diverses espèces dépendent des sources de NC en cause (c.-à-d. anciennes sources industrielles de [Halowax] ou sources associées à la combustion) et également de l'espèce, la capacité de métaboliser ces substances variant de l'une à l'autre. Ainsi, les tétra-NC sont les principaux congénères décelés dans le phytoplancton de la mer Baltique (79–82 %) alors que les penta-NC prédominent (50 %) chez le hareng (Falandysz et Rappe, 1996). Dans l'Arctique canadien, ce sont les penta-NC (33–57 %) et hexa-NC (22–45 %) qu'on trouve surtout chez le béluga, tandis que les tétra-NC arrivent en tête de liste chez le phoque annelé (58–83 %) [Helm *et al*., 2002]. Ces différences ont été attribuées au métabolisme sélectif, qu'expriment également ces espèces pour les PCDD (Helm *et al*., 2002).

L'analyse de carottes de sédiments datées prélevées au Royaume-Uni et au Japon a révélé que les concentrations environnementales de NC ont baissé de plusieurs ordres de grandeur depuis quelques dizaines d'années (Yamashita *et al*., 2000; Gevao *et al*., 2000; Horii *et al*., 2004). Les concentrations maximales des tri- à hepta-NC ont été observées

dans les années 1960, dans les sédiments lacustres des zones profondes d'Esthwaite Water, un lac d'une région rurale du nord-ouest de l'Angleterre qui devient anoxique de façon saisonnière (Gevao *et al*., 2000). Dans la baie de Tokyo et dans un lac d'une région rurale du Japon, les concentrations maximales de NC totaux ont été observées dans sédiments déposés dans les années 1980. Quoi qu'il en soit, les concentrations de NC mesurées dans les sédiments récemment déposés dans ces deux régions du monde restent bien au-dessus des valeurs de référence d'avant 1900, une différence de plusieurs ordres de grandeur s'observant au Royaume-Uni (Gevao *et al*., 2000) et d'environ 100 ordres de grandeur dans la baie de Tokyo (Horii *et al*., 2004).

Les données indiquent que la concentration de NC dans l'environnement canadien baisse aussi. Dans une étude réalisée en 2009 sur les tendances temporelles, on signale que la concentration de NC dans les tissus des truites du lac Ontario a baissé de huit ordres de grandeur de 1979 à 2004 (Gewurtz *et al*., 2009). Toutefois, cette baisse était spécifique au congénère et était surtout prononcée pour les plus chlorés d'entre eux. Selon les auteurs de l'étude, les concentrations de NC dans les tissus de la truite entière pourraient encore être relativement élevées (c.-à-d. suffisantes pour donner lieu à des restrictions de consommation).

Il n'est pas étonnant que les concentrations ambiantes de NC présentent une tendance à la baisse, car l'utilisation de ces substances diminue. Toutefois, la concentration de NC dans l'environnement pourrait encore être relativement élevée en raison de la résistance des NC à la dégradation et peut-être aussi parce qu'il continue de s'en produire de façon involontaire comme durant l'incinération.

Tableau 11. Concentrations de NC totaux dans le biote

Organisme et type de tissus	Lieu	Année d'échan-tillonnage	Nombre d'échan-tillons	Moyenne (fourchette) en ng/g de masse lipidique, sauf indication contraire	Source
Invertébrés aquatiques					
Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*)	Rivière Raisin, Michigan, embouchure de la rivière et port de Monroe	1998–1999	Plus de 100, homo-généisés	46,4–54,8 (1,12–1,75 - poids frais)	Hanari *et al.* (2004)
Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*)	Marine City, rivière St. Clair, Michigan	1998–1999	Plus de 100, homo-généisés	1,09 (0,002 - poids frais)	Hanari *et al.* (2004)
Amphipode (espèce non précisée)	Rivière Raisin, Michigan, embouchure de la rivière	1999	Ni	85,9 (1,1 - poids frais)	Hanari *et al*. (2004)
Poissons					
Touladi (*Salvelinus namaycush*) et	Thunder Bay, lac Huron, Michigan	1996	2	0,98–1,1 - poids frais	Kannan *et al*. (2000)

Organisme et type de tissus	Lieu	Année d'échan-tillonnage	Nombre d'échan-tillons	Moyenne (fourchette) en ng/g de masse lipidique, sauf indication contraire	Source
grand corégone (*Coregonus clupeaformis*)					
Touladi (*Salvelinus namaycush*)	Lac Siskiwit, île Royale, lac Supérieur	1996	4	0,041–0,25 - poids frais	Kannan *et al*. (2000)
Achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieui*)	Rivière Raisin, Michigan, route n° 24	1998	Ni, homogénat de filets	2,26–4,21	Hanari *et al*. (2004)
Achigan à grande bouche (espèce non précisée)	Rivière Raisin, Michigan, embouchure de la rivière et lac Érié	1999	Ni, homogénat de filets	22,7	Hanari *et al*. (2004)
Gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*)	Rivière Raisin, Michigan, embouchure de la rivière et port de Monroe	1998–1999	Ni, organisme entier	12,1–43,6 (0,264-1,14 - poids frais)	Hanari *et al*. (2004)
Gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*)	Près de l'embouchure de la rivière Belle et Marine City, rivière St. Clair, Michigan	1998–1999	Ni, organisme entier	2,13–4,81	Hanari *et al*. (2004)
Carpe (*Cyprinus carpio*) et doré jaune (*Sander vitreus*)	Île Grassy, rivière Détroit, Michigan	1996	3	1,31–31,4 - poids frais	Kannan *et al*. (2000)
Chaboisseau à quatre cornes (*Triglopsis quadricornis*)	Cinq endroits, golfe de Botnie, portion nord de la mer Baltique, au large de la côte de la Suède	1991–1993	14	0,54–1,5[b] (fourchette des moyennes)	Lundgren *et al*. (2002)
Brochet (*Esox lucius*) muscle et foie	Lacs et cours d'eau en Suède ayant des sources ponctuelles de NC	1988	3	210–360[b] (0,48–33,0 - poids frais)	Järnberg *et al*. (1997)
Brochet (*Esox lucius*) foie et muscle	Autres lacs, Suède	1988	5	13–170[b]	Järnberg *et al*. (1997)
Lotte (*Lota lota*) foie et muscle	Divers endroits, Suède	1988	6	0,98–4,9[b]	Järnberg *et al*. (1997)
Morue (*Gadus morrhua*)	Archipel de Karlskrona, sud de la Suède	1988	2	9,8–10[b]	Järnberg *et al*. (1997)
Ménomini (*Coregonus clupeaformis*)	Lac Storvindeln, Lapland, Suède	1986	35 éch. de muscle, regroupés	2,58[e]	Jansson *et al*. (1993)
Omble chevalier (*Salvelinus*	Lac Vättern, portion centrale de la Suède	1987	15 éch. de muscle,	40,8[e]	Jansson *et al*. (1993)

Organisme et type de tissus	Lieu	Année d'échan-tillonnage	Nombre d'échan-tillons	Moyenne (fourchette) en ng/g de masse lipidique, sauf indication contraire	Source
alpinus)			regroupés		
Hareng (*Clupea harengus*)	Mer Baltique	1987	60 éch. de muscle, regroupés	34,8[e]	Jansson *et al*. (1993)
Hareng (*Clupea harengus*)	Golfe de Botnie, mer Baltique, deux endroits	NI	13, organisme entier	0,49 (0,41–0,58]	Lundgren *et al*. (2003)
Perche (*Perca fluviatilis*)	Golfe de Botnie, mer Baltique, quatre endroits	NI	9, organisme entier	0,48 (0,22–1,20)	Lundgren *et al*. (2003)
Perche (*Perca fluviatilis*)	Gdánsk	1992	8, éch. regroupés	69	Falandysz *et al*. (1997b)
Limande à queue jaune (*Platichthys flesus*)	Mikoszewo, golfe de Gdánsk, mer Baltique	1992	5, éch. regroupés	83	Falandysz *et al*. (1997b)[b]
Limande à queue jaune (*Platichthys flesus*)	Gdynia, golfe de Gdánsk	1992	5, éch. regroupés	36	Falandysz *et al*. (1997b)[b]
Lamproie (*Lampetra fluviatilis*)	Gdánsk	1992	3, éch. regroupés	8,9	Falandysz *et al*. (1997b)[b]
Lamproie (*Lampetra fluviatilis*)	Gdynia, golfe de Gdánsk, Pologne	1992	3, éch. regroupés	6,3	Falandysz *et al*. (1997b)[b]
Poisson-crocodile (*Chionodraco hamatus*); Poisson des glaces (*Trematomus pennelli*)	Mer de Ross, Antarctique	1994–1996	4	(0,0015–0,0047 - poids frais)	Corsolini *et al*. (2002)
Calandre antarctique (*Pleuragrama antarcticum*)	Mer de Ross, Antarctique	1994–1996	3	0,086 - poids frais	Corsolini *et al*. (2002)
Morue polaire, (*Gadus callarias*) foie	Vestertana, côte arctique de la Norvège	1987–1994	Morceaux provenant de 5 foies	[0,132–1,06][g]	Sinkkonen et Paasivirta (2000)
Oiseaux					
Œufs de cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*)	Baie Saginaw et Thunder Bay, lac Huron, Michigan; baie Whitefish, lac Supérieur, Ontario (aucune source	1998	9	1,13 [0,38–2,40] - poids frais	Kannan *et al*. (2001)

Organisme et type de tissus	Lieu	Année d'échan-tillonnage	Nombre d'échan-tillons	Moyenne (fourchette) en ng/g de masse lipidique, sauf indication contraire	Source
	ponctuelle proche)				
Œufs de goéland argenté (*Larus argentatus*)	Voir ci-dessus	1998	6	0,565 [0,083–1,30] poids frais	Kannan *et al*. (2001)
Fulmar boréal (*Fulmuras glacialis*)	Île Prince Leopold et cap Vera, île d'Ellesmere, Nunavut	2003	5 œufs à chaque endroit	1,33, 1,40	Muir *et al*. (2004)
Œufs de cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*)	Île Gull, baie Green, lac Michigan	Ni	Ni	Max. = 22 - poids frais	Kannan *et al*. (2001)
Cormoran noir (*Phalacrocorax carbo sinensis*)	Golfe de Gdánsk, mer Baltique	1992	3	Pectoraux : 122 [75–160] Foie : 159 [68–240]	Falandysz *et al*. (1997a)
Pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*)	Divers endroits, Pologne	1991–1992	5 oiseaux, d'âges variés	Pectoraux : 516 [25–1400][b] Foie : 646 [30–2400][b] Tissu adipeux : 61 [56–66][b]	Falandysz *et al*. (1996)
Pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*)	Mer Baltique, Suède, deux endroits	1985	2	120[b]	Järnberg *et al*. (1997)
Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*)	Suède, divers endroits	1982–1986	35 éch. de muscle, regroupés	50,0[e]	Jansson *et al*. (1993)
Mammifères aquatiques					
Phoque commun (*Phoca vitulina*)	Golfe de l'Alaska	2000–2001		0,3-27	Wang *et al*. (2007)
Phoque annelé (*Phoca hispida*)	Pangnirtung, île de Baffin, Territoires du Nord-ouest	1993	6, d'âges variés et des deux sexes	0,049 [0,035–0,071] masse lipidique[d]	Helm *et al*. (2002)
Phoque annelé (*Phoca hispida*)	Fjord Grise, île d'Ellesmere, Territoires du Nord-ouest	2003	7 femelles	0,277 ± 0,149	Muir *et al*. (2004)
Béluga (*Delphinapterus leucas*)	Détroit d'Hudson, Canada	2003	8 mâles	0,421± 0,258	Muir *et al*. (2004)
Béluga (*Delphinapterus leucas*)	Nastapoka, baie d'Hudson, Canada	2003	6 femelles	0,156 ± 0,094	Muir *et al*. (2004)
Béluga	Kimmirut, Territoires	1994	6, d'âges	0,253 [0,036–	Helm *et al*. (2002)

Organisme et type de tissus	Lieu	Année d'échan-tillonnage	Nombre d'échan-tillons	Moyenne (fourchette) en ng/g de masse lipidique, sauf indication contraire	Source
(*Delphinapterus leucas*)	du Nord-ouest		variés et des 2 sexes	0,383] masse lipidique[d]	
Loutre eurasienne (*Lutra lutra*) homogénat	Plusieurs endroits en Suède ayant des teneurs peu élevées en BPC	Années 1980	6 animaux	7,0[b]	Järnberg *et al*. (1997)
Loutre eurasienne (*Lutra lutra*) homogénat	Plusieurs endroits en Suède ayant des teneurs élevées en BPC	Années 1980	9 animaux	2,6[b]	Järnberg *et al*. (1997)
Phoque gris (*Halichoerus grypus*)	Mer Baltique		7	0,05–0,2 - poids frais	Koistinen (1990)
Phoque gris (*Halichoerus grypus*)	Mer Baltique	1979–1985	8, éch. regroupés	0,89[e]	Jansson *et al*. (1993)
Marsouin commun (*Phocoena phocoena*)	Sud de la mer Baltique	1991–1993	4	1,7–2,8 - masse lipidique[a]	Falandysz et Rappe (1996)
Marsoin commun (*Phocoena phocoena*)	Kattegatt		3	0.524–0.729 masse humide	Ishaq et al. (2000)
Phoque de Weddell (*Leptonichotes weddelli*)	Mer de Ross, Antarctique	1994-1996	1	Foie 0,044 (pds hum.) Lard 0,077	Corsolini *et al*. (2002)
Phoque	Antarctique	?	?	1,2–58	Schiavone *et al*. (2009)
Mammifères terrestres					
Marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*)	Mont Washington, île de Vancouver	2001	1 femelle	0,063	Lichota *et al*. (2004)
Ours blanc (*Ursus maritimus*)	Alaska	N.i.	5	Foie 0,370 [<0,0001–0,945]	Corsolini *et al.* (2002)
Lapin européen (*Oryctolagus cuniculus*)	Revingehed, sud de la Suède	1986	15 éch. de muslce, regroupés	1,4[e]	Jansson *et al*. (1993)
Orignal (*Alces alces*)	Grimsö, Suède	1985–1986	13 éch. regroupés, muscle	1,3[e]	Jansson *et al*. (1993)

N.i. : non indiqué

[a] L'analyse s'est limitée aux NC ayant de quatre à huit atomes de chlore.

[b] L'analyse s'est limitée aux NC ayant de quatre à sept atomes de chlore.

[c] Les concentrations ont été estimées de manière qualitative en comparant la hauteur de pic des ions traces à celle de la norme instrumentale (1,2,3,4-TCDD marqué au ^{13}C).
[d] L'analyse s'est limitée aux NC ayant de trois à sept atomes de chlore.
[e] L'analyse s'est limitée aux NC ayant de quatre à six atomes de chlore.
[f] L'analyse a porté sur les congénères hexa-NC et sur un congénère penta-NC.
[g] L'analyse s'est limitée aux penta- et hexa-NC. Les données n'expriment aucune tendance temporelle significative.

Mono-NC

Calcul des quotients de risque

Les données toxicologiques sur les organismes susceptibles d'être exposés au produit ont été analysées afin d'établir le critère d'effet le plus sensible pour chaque milieu d'exposition visé. Une concentration d'expositions estimée (CEE) a été choisie pour chaque récepteur potentiel, en fonction des données empiriques issues d'études de surveillance. Les données sur l'exposition dans l'environnement canadien ont été utilisées. Les CEE représentent habituellement le pire cas raisonnable.

La concentration estimée sans effet (CESE) a été déterminée pour chaque critère d'effet, en divisant une Valeur critique de toxicité (VCT) par un Facteur d'application (FA). La VCT représente habituellement la plus faible valeur de toxicité acceptable. En général, on préfère utiliser des données de toxicité chronique en raison des préoccupations liées à l'exposition à long terme.

On a utilisé des facteurs d'application pour tenir compte des diverses sources d'incertitudes associées, par exemple, au fait d'extrapoler, à partir des effets aigus observés chez l'organisme d'essai, des données obtenues en laboratoire et d'une seule espèce d'une part, les effets chroniques qui surviendraient chez une espèce différente, dans un milieu naturel et dans des écosystèmes, d'autre part.

Comme les mono-NC sont relativement solubles dans l'eau (voir le tableau 1) et qu'ils ont été mesurés à des concentrations élevées à proximité de sites contaminés dans d'autres pays, on a calculé les quotients de risque de ces substances pour les organismes pélagiques. En l'absence de preuve de la présence de ces substances dans l'air ou dans le sol à l'échelle internationale et faute de données pertinentes sur leurs effets, les risques d'une exposition dans l'air ou les sols contaminés du biote fouisseur et des espèces fauniques terrestres n'ont pas été évalués.

On peut considérer que la valeur de 100 µg/L, qui correspond à la plus faible concentration de Halowax 1000 (mélange composé de 6,7–69 % de mono-NC) [voir les tableaux 3a et 3b] qui réduit de manière significative la croissance de l'algue marine *Dunaliella teriolecta* lors d'une exposition chronique (Walsh *et al*., 1977), constitue une valeur prudente de la VCT pour les organismes pélagiques. La CESE a été obtenue en

divisant la VCT par un facteur d'application de 10 pour tenir compte de l'extrapolation des données de laboratoire aux conditions sur le terrain et de la variabilité inter- et intraspécifique. On a ainsi obtenu une CESE de 10 µg/L.

À proximité d'une usine située à Owen Sound, en Ontario, les teneurs en NC totaux mesurées dans l'effluent terminal rejeté sur les rives de la baie Owen Sound s'établissaient à 20-50 ng/L (Kauss, 1991). Toutefois, l'effluent terminal de l'usine comportait surtout des tri- et tétra-NC, ce qui s'apparente à la composition du mélange Halowax 1099 (Kauss, 1991). Le seuil de détection de 20 ng/L de la méthode d'analyse n'a pas permis de déceler la présence de chloro-1 naphtalène et de chloro-2 naphtalène dans l'effluent terminal. Aux fins de l'établissement d'un quotient de risque prudent, on présumera cependant que la teneur de l'effluent terminal en mono-NC était de 10 ng/L (la moitié de la limite de détection). Après application d'un facteur de dilution de 10 à cette valeur d'effluent, on obtient une concentration de mono-NC égale à 1 ng/L (0,001 µg/L), qui sert de CEE.

On divise la valeur de la CEE par la valeur de la CESE pour estimer le quotient de risque. Voici le résultat obtenu avec la formule suivante :

$$\text{Quotient pour les organismes pélagiques} = \frac{\text{CEE}}{\text{CESE}}$$

$$= \frac{0{,}001\ \mu g/L}{10\ \mu g/L}$$

$$= 0{,}0001$$

Le quotient est nettement inférieur à 1, ce qui indique que le risque associé à la présence de mono-NC dans les eaux canadiennes est négligeable.

Autres éléments de preuve

On ne s'attend pas à ce que les mono-NC persistent dans l'air, ou dans tout autre milieu environnemental. En outre, on ne prévoit pas que ceux-ci présentent un important potentiel de transport à grande distance.

D'après les données dont on dispose, notamment les valeurs de log K_{oe} mesurées et les valeurs du FBC mesurées dans le poisson, les mono-NC ne constituent pas des substances bioaccumulables. Toutefois, les données empiriques et modélisées dont on dispose sur leur toxicité dans l'eau indiquent qu'elles pourraient causer des effets nocifs aux organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles : moins de 1 mg/L dans les essais de toxicité aiguë et 0,1 mg/L dans les essais de toxicité chronique.

Aucun mono-NC n'a été décelé dans l'environnement canadien et les NC ne sont actuellement pas utilisés à des fins commerciales au Canada.

Di- à octa-NC

Les di- à octa-NC persistent dans l'air. On a établi que les dérivés di- à hexa-NC possédaient des potentiels de contamination de l'Arctique élevés. En outre, selon les estimations, les di- à octa-NC seraient persistants dans l'eau et les dérivés tri- à hepta-NC sont persistants, tant dans les sédiments que dans les sols.

Selon le poids de la preuve, notamment les valeurs de log K_{oe} mesurées pour les di- à octa-NC et les valeurs du FBC mesurées pour les di- à penta-NC dans le poisson, et compte tenu de l'information complémentaire sur les facteurs de bioamplification mesurés des tétra- à hepta-NC, de l'efficacité d'assimilation alimentaire élevée des hexa- à octa-NC chez le brochet et de la très faible vitesse d'élimination systémique des hexa-NC chez le rat et l'humain, la conclusion est que les di- à octa-NC sont également des substances bioaccumulables.

Les substances persistantes et bioaccumulables qui pourraient aussi être toxiques à faibles concentrations lors d'essais effectués en laboratoire sont tout particulièrement préoccupantes. Même si les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de prévoir précisément leurs effets écologiques, ces substances sont généralement considérées comme étant très dangereuses. Il convient donc d'évaluer celles-ci en recourant à une démarche plus prudente (fondée sur le principe de prudence).

L'existence d'éléments démontrant qu'une substance est fortement persistante et bioaccumulable au sens du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) [Canada, 2000], conjuguée avec la possibilité de rejet ou de formation dans l'environnement et avec le potentiel de toxicité pour les organismes, constituent une forte indication que la substance pourrait pénétrer dans l'environnement dans des conditions de nature à avoir des effets écologiques nocifs à long terme. Les substances persistantes demeurent longtemps dans l'environnement après y avoir été rejetées, ce qui accroît l'ampleur et la durée possibles de l'exposition. Les substances dont la demi-vie est longue dans les milieux mobiles (l'air et l'eau) et qui se distribuent dans ces milieux dans des proportions importantes peuvent être à l'origine d'une contamination étendue. Le rejet de faibles quantités de substances bioaccumulables peut donner lieu à des concentrations internes élevées chez les organismes exposés. Les substances fortement bioaccumulables et persistantes sont particulièrement préoccupantes en raison de leur bioamplification possible dans les réseaux trophiques, ce qui peut entraîner une exposition interne très élevée en particulier chez les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs.

Les données empiriques et modélisées dont on dispose sur la toxicité des NC sur les organismes aquatiques indiquent que les di-, tri-, tétra- et penta-NC peuvent causer des effets nocifs aux organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles : moins de 1 mg/L en cas d'exposition aiguë et moins de 0,1 mg/L en cas d'exposition chronique. On a constaté que les hexa-, hepta- et octa-NC provoquaient des effets nocifs chez les mammifères (particulièrement les bovins) à des doses relativement faibles, soit 2,4 mg/kg de poids corporel par jour ou des doses inférieures.

La production commerciale des mono- à octa-NC, sous forme de mélanges Halowax destinés à diverses utilisations, a débuté vers 1910. Ils ne sont actuellement pas utilisés à des fins commerciales au Canada, mais les procédés industriels utilisant de la chaleur et/ou du chlore comme l'incinération des déchets, la production de ciment et de magnésium et l'affinage des métaux comme l'aluminium, peuvent être une source de rejets involontaires de NC dans l'environnement.

Bien que les NC ne soient plus utilisés au Canada, à cause de leurs usages historiques et leurs rejets involontaires, on a décelé des NC dans les échantillons prélevés sur de larges portions du territoire canadien. On en a trouvé, par exemple, dans les milieux ou dans la chair des animaux suivants : air des régions arctiques et urbaines, eau du lac Ontario, poissons et oiseaux de la région des Grands Lacs et des environs, phoques et baleines de l'Arctique canadien et marmottes de l'île de Vancouver. Leur présence étendue dans le biote démontre que de l'absorption et de la bioaccumulation se produise et ainsi il y aurait potentiellement des effets nocifs.

Finalement, il y a un consensus international sur les enjuex posés par les NC et le besoin de prendre des actions internationales coordonnées à cause de leur transport sur de grandes distances dans l'atmosphére.

À la lumière des éléments de preuve exposés ci-dessus, tout particulièrement la capacité avérée des NC de persister dans l'environnement, de s'accumuler dans les organismes et d'être toxiques de façon aïgue ou chronique à faibles doses et, compte tenu des limites des méthodes actuelles d'estimation quantitative du risque pour les substances de cette nature et considérant, malgré le fait qu'il n'y ait plus de production commerciale de NC au Canada, que ceux-ci continuent d'être rejetés dans l'environnement canadien en raison de leur production involontaire et du transport à distance des polluants atmosphériques qui ont été identifiés comme un enjeu suite à un consensus international, la conclusion est que les naphtalènes chlorés peuvent avoir des effets nocifs sur l'environnement du Canada.

Sources d'incertitude

On ignore quelles quantités de NC sont émises involontairement au Canada, par exemple, dans l'atmosphère durant l'incinération.

On comprend mal le devenir des NC dans l'environnement, car seulement quelques études empiriques ont été réalisées sur des aspects comme, par exemple, la répartition et la dégradation de ces substances dans l'environnement. On dispose de données limitées sur la solubilité des congénères individuels et des mélanges Halowax de NC. Il a donc fallu recourir à la modélisation en complément de l'information empirique en main. Comme on a fondé les estimations par modèle sur des structures représentatives de chaque groupe d'homologues, il se pourrait que les valeurs des propriétés de certains congénères à l'intérieur de chaque groupe soient supérieures ou inférieures.

Les données sur les concentrations de NC dans l'environnement canadien sont limitées et incomplètes. On ne dispose d'aucune donnée sur les teneurs de NC dans le sol ou dans les boues d'épuration et les données sur la présence des NC faiblement chlorés dans d'autres milieux environnementaux du Canada sont très limitées (il n'en existe aucune sur les mono-NC). Les invertébrés aquatiques ne font pas partie des espèces analysées dans les quelques études sur les teneurs de NC dont on dispose pour le biote canadien. Par conséquent, l'information recueillie sur les concentrations environnementales dans d'autres pays a été prise en compte dans la présente évaluation.

L'information disponible indique généralement que les NC ont un important potentiel de bioconcentration et de bioaccumulation, mais relativement peu d'études ont été menées pour calculer les facteurs de bioconcentration ou de bioaccumulation des divers groupes d'homologues.

On n'a relevé aucune étude de toxicité chronique en milieu aquatique portant sur les mono-NC à l'état pur et certaines données calculées expérimentalement ne concordent pas avec les données modélisées. Aucune étude de toxicité sur les organismes aquatiques n'a été relevée sur les groupes d'homologues individuels des dérivés di- à hepta-NC. Il a donc fallu en établir la toxicité par ECOSAR et par extrapolation des résultats des essais de toxicité réalisés sur des mélanges de marque Halowax. L'extrapolation de la toxicité d'un mélange de groupes d'homologues de NC à un groupe d'homologues particulier a ses limites compte tenu de l'incertitude à l'égard de la composition exacte de ces mélanges. En outre, les mélanges peuvent avoir des effets cumulatifs de nature additive, antagoniste ou synergique, qui peuvent donc différer de ceux de leurs ingrédients pris isolément. On a constaté que les concentrations avec effet observé en conditions expérimentales étaient supérieures aux solubilités mesurées et prévues pour les dérivés octachlorés. On ne dispose d'aucune estimation de la toxicité des octa-NC par ECOSAR étant donné que la valeur log K_{oe} de ce groupe se situe à l'extérieur de la fourchette acceptable du modèle. L'absence d'études appropriées sur la toxicité à long terme des NC chez les mammifères et d'information empirique sur leurs effets sur les organismes vivant dans les sols et les sédiments ne facilite pas la caractérisation par voie expérimentale de leur comportement toxicologique.

Conclusion

À la lumière de l'information présentée dans le présent rapport d'évaluation, il a été conclu que les di- à octa-NC pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou à une concentration, ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur sa diversité biologique.

Par conséquent, il a été conclu que les di- à octa-NC remplissent un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

De plus, les di- à octa-NC sont persistants et de bioaccumulables conformément au *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada2000), leur présence dans l'environnement est essentiellement le résultat d'activités humaines et ils sont pas des radionucléides naturels ni des substances inorganiques naturelles.

La production et l'utilisation des CNs a été interdites ou restreintes dans divers pays de l'OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques), dont la Suisse, l'Allemagne et le Japon notamment. De plus, en décembre 2009, les NCs ont été ajoutés Protocole relatif aux polluants organiques persistants (POP) sous la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance selon le consensus international sur la capacité de ces substances à être transportés sur de longues distances selon le consensus international sur les risques liés à la présence des CNs dans l'environnement et le besoin de prendre action à l'échelle internationale.

Ces substances seront intégrées à un projet de mise à jour de l'inventaire de la Liste intérieure des substances. En outre, la recherche et la surveillance permettront au besoin de vérifier les hypothèses posées dans le cadre de l'évaluation préalable, et, le cas échéant, l'efficacité des possibles mesures de contrôle définies à l'étape de la gestion des risques.

Références

Ahotupa, M., et A. Aitio. 1980. Effect of chlorinated naphthalenes and terphenyls on the activities of drug metabolizing enzymes in rat liver. *Biochem Biophys Res Commun* 93(1):250–257. [cité dans IPCS, 2001].

Aittola, J.-P., J. Paasivirta, A. Vattulainen , S. Sinkkonen, J. Koistinen, J. Tarhanen. 1994. Formation of chloroaromatics at a metal reclamation plant and efficiency of stack filter in their removal from emission. *Organohalogen Compounds* 19:321–324.

Åkerblom, N., K. Olsson, A.H. Berg, P.L.Andersson, M. Tysklind, L. Förlin, et L. Norrgren. 2000. Impact of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in juvenile Baltic salmon, *Salmo salar*: Evaluation of estrogenic effects, development, and CYP1A induction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38:225–233.

Arnot, J.A., et F.A.C.P. Gobas. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *Quant. Struct. Act. Relat.* 22: 1–9.

Asplund, L., E. Jakobsson, P. Haglund, et A. Bergman. 1994a. 1,2,3,5,6,7-Hexachloronaphthalene and 1,2,3,4,6,7-hexachloronaphthalene selective retention in rat liver and appearance in wildlife. *Chemosphere* 28 (12):2075–2086.

Asplund, L., B.G. Svensson, U. Nilsson, B. Jansson, U. Widequist, et S. Skerfving. 1994b. Levels of polychlorinated naphthalenes (PCN) in human blood plasma with reference to fish intake. *In:* Asplund L, *Development and application of methods for determination of polychlorinated organic pollutants in biota*. Stockholm, Université de Stockholm. 9 p. (Thèse). [cité dans IPCS, 2001].

[BCFBAF] Bioaccumulation Program for Windows [Estimation Model]. 2008. Version 3.00. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Bell, W.D. 1953. The relative toxicity of the chlorinated naphthalenes in experimentally produced bovine hyperkeratosis (X-disease). *Vet. Med.* 48: 135–146.

Bennett, G.A., C.K. Drinker, et M.F.Warren. 1938. Morphological changes in the livers of rats resulting from exposure to certain chlorinated hydrocarbons. *J. Ind. Hyg. Toxicol.* 20(2):97–123. [cité dans IPCS, 2001]

Beyer, A., D. Mackay, M. Matthies, F. Wania., et E. Webster. 2000. Assessing Long-Range Transport Potential of Persistent Organic Pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 34 (4): 699-703.

Bogdal C., Kohler M., Schmid P., Sturm M., Grieder E., Scheringer M. et Hungerbuhler K. 2006. Polychlorinated naphthalenes: congener specific analysis and source identification in a dated sediment core from Lake Thun, Switzerland. *Organohalogen Compounds* 68: 300-303.

Brinkman, U.A.T., et A, De Kok. 1980. Production, properties and usage. *In:* Kimbrough RD, éd. *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products*. *Vol. 26.* New York, Elsevier/North-Holland Biomedical Press.

Brock, W.E., E.W Jones, R. MacVicar, et L.S. Pope. Chlorinated naphthalene intoxication in sheep. *Am.J. Vet.Res.* 18:625–630.

Bruggeman, W.A., Jvd. Steen, et O. Hutzinger. 1982. Reversed-phase thin-layer chromatography of polynuclear aromatic hydrocarbons and chlorinated biphenyls. Relationship with hydrophobicity as measured by aqueous solubility and octanol–water partition coefficient. *J. Chromatogr.* 238:335–346.

Brunström, B., M. Engwall, K. Hjelm, L. Lindqvist, et Y. Zebuhr. 1995. EROD induction in cultured chick embryo liver: A sensitive bioassay for dioxin-like environmental pollutants. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(5):837–842. [cité dans IPCS, 2001].

Buggiani, S.S. 1980. The effects of polychlorinated naphthalenes (PCN) on metamorphosis of *Rana agilis* tadpoles. *Developments in Animal Vet. Sci.* 6: 326. [*in* Holliday *et al.*, 1982].

Burreau, S., J. Axelman, D. Broman, et E. Jakobsson. 1997. Dietary uptake in pike (*Esox lucius*) of some polychlorinated biphenyls, polychlorinated naphthalenes and polybrominated diphenyl ethers administered in natural diet. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(12):2508–2513.

Campbell, M.A., S. Bandiera, L. Robertson, et A. Parkinson. 1983. Hepta-, hexa-, tetra-, and dichloronaphthalene congeners as inducers of hepatic microsomal drug-metabolizing enzymes. *Toxicology* 26:193–205. [cité dans IPCS, 2001]

Campbell, M.A., S. Bandiera, L. Robertson, A. Parkinson A, et S. Safe. 1981. Octachloronaphthalene induction of hepatic microsomal aryl hydrocarbon hydroxylase activity in the immature male rat. *Toxicology* 22:123–132

Canada. 1995. *Politique de gestion des substances toxiques* -- Critères de persistance et de bioaccumulation. Ministère des Approvisionnements et Services, Ottawa (ON) (ISBN 0-662-23524-X; N^{o} de cat. En 40-499/2-1995).

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. L.C., 1999, c. 33, Gazette du Canada. Partie III, vol. 22, n^{o} 3. Accès : http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*. *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars, 2000, DORS/2000-107, *Gazette du Canada* Partie II, vol. 134, n^{o} 7, p. 607-612. Accès : http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf

Cockerline, R., M. Schilling, et S. Safe. 1981. Polychlorinated naphthalenes as hepatic microsomal enzyme inducers in the immature male rat. *General pharmacology* 12:83–87. [cité dans IPCS 2001].

Cornish, H.H., et W.D. Block. 1958. *Metabolism of chlorinated naphthalenes. J. Biol. Chem.* 231:583–588. [cité dans Crookes et Howe, 1993].

Corsolini, S., K. Kannan, T. Imagawa, S. Focardi, et J.P. Giesy. 2002. Polychloronaphthalenes and other dioxin-like compounds in Arctic and Antarctic marine food webs. *Environ. Sci. Technol.* 36: 3490–3496.

Crookes, M.J., et P.D. Howe. 1993. *Environmental hazard assessment: Halogenated naphthalenes.* Rapport produit pour la Toxic Substances Division, Directorate for Air, Climate and Toxic Substances, ministère de l'Environnement, Royaime-Uni. Building Research Establishment, Garston, Watford (R.-U.).

Drinker, C.K., M.F. Warren, et G.A. Bennett. 1937. The problem of possible systemic effects from certain chlorinated hydrocarbons. *J. Ind. Hyg. Tox,* 19(7):283–311. [cité dans IPCS, 2001]

Dyke, P.H., 1998. *PCB and PAH Releases from Incineration and Power Generation Processes.* Rapport technique de R et D P4-052 publié par la Environment Agency. ISBN 185705895 X. Consulté en juillet 2007. Accès : http://www.pops.int/documents/guidance/NIPsFinal/techrep.pdf

Engwall, M., B. Brundström, et E. Jakobsson. 1993. EROD- and AHH-inducing potency and lethality of chlorinated naphthalenes in chicken (*Gallus domesticus*) and eider duck (*Somateria mollissima*) embryos. *Organohalogen Compounds* 14:151–154. [cité dans IPCS, 2001].

Engwall, M., B. Brundström, et E. Jakobsson. 1994. Ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) and aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH)-inducing potency and lethality of chlorinated naphthalenes in chicken

(*Gallus domesticus*) and eider duck (*Somateria mollissima*) embryos. *Arch. Toxicol*. 68:37–42. [cité dans IPCS, 2001].

Environnement Canada. 2003. *Inventaire national des matières comprenant des BPC utilisées ou entreposées au Canada*. Rapport sommaire de 2002. Produit pour le Conseil canadien des ministres de l'Environnement par la Direction générale de la prévention de la pollution par les toxiques, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. Gatineau (QC). Mai 2003. 14 p.

Espadaler, I., E. Eljarrat, J. Caixach, J. Rivera, I. Martí, et F. Ventura. 1997. Assessment of polychlorinated nphthalenes in aquifer samples for drinking water purposes. *Rapid Commun. Mass Spectrom*.23-4:410–414.

Falandysz, J., et C. Rappe. 1996a. Spatial distribution in plankton and bioaccumulation features of polychlorinated naphthalenes in a pelagic food chain in southern part of the Baltic proper. *Environ. Sci. Technol.* 30(11):3362–3370.

Falandysz J., Strandberg L., Kulp S.E., Strandberg B., Bergqvistz P.A., et Rappe C. 1996b. Congener-specific analysis of chloronaphthalenes in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* breeding in Poland. *Chemosphere* 33(1):51–69.

Falandysz, J., B. Strandberg, L. Strandberg, P.A. Bergqvist, et C. Rappe. 1997a. Concentrations and biomagnification of polychlorinated naphthalenes in black cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* from the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *The Science of the Total Environment* 204(1):97–106.

Falandysz, J., L. Strandberg, P.A. Bergqvist, B. Strandberg, et C. Rappe. 1997b. Spatial distribution and bioaccumulation of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in mussel and fish from the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *The Science of the Total Environment* 203(2):93–104.

Falandysz, J. 1997c. Bioaccumulation and biomagnification features of polychlorinated naphthalenes. *Organohalogen Compounds* 32:374–379.

Falandysz J. 1998. Polychlorinated naphthalenes: an environmental update. *Environ Pollut* 101:77–90.

Falandysz J., Nose K., Ishikawa Y., Lukaszewicz E., Yamashita N., Noma Y. 2006a. Chloronaphthalenes composition of several batches of Halowax 1051. *Journal of Environmental Science and Health—Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 41(3):291–301.

Falandysz J., Nose K., Ishikawa Y., Lukaszewicz E., Yamashita N., Noma Y. 2006b. HRGC/HRMS analysis of chloronaphthalenes in several batches of halowax 1000, 1001, 1013, 1014 and 1099. *Journal of Environmental Science and Health—Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 41(10):2237–2255.

Flinn, F.B., et N.E. Jarvik. 1936. Action of certain chlorinated naphthalenes on the liver. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine* 35:118–120. [cité dans IPCS, 2001].

Furlong, E.T., D.S. Carter, et R.A. Hites. 1988. Organic contaminants in sediments from the Trenton Channel of the Detroit River. *J. Great Lakes Res.* 14:451–489. [cité dans Marvin *et al.*, 2002].

Gevao, B., T. Harner, et K.C. Jones. 2000. Sedimentary record of polychlorinated naphthalene concentrations and deposition fluxes in a dated lake core. *Environ. Sci. Technol.* 34(1):33–38.

Gewurtz S.B., Lega R., Crozier P.W., W. M., Fayez L., Reiner E.J., Helm P.A., Marvin C.H. et Tomy G.T. 2009. Factors influencing trends of polychlorinated naphthalenes and other dioxin-like compounds in Lake Trout (*Salvelinus Namaycush*) from Lake Ontario, North America (1979-2004). *Environmental Toxicology and Chemistry* 28(5): 921-930.

Gobas, F.A.P.C., D.C.G. Muir, et D. Mackay. 1988. Dynamics of dietary bioaccumulation and faecal elimination of hydrophobic organic chemicals in fish. *Chemosphere* 17:943–962.

Goldstein, J.A., et S. Safe. 1989. Mechanism of action and structure–activity relationships for the chlorinated dibenzo-p-dioxins and related compounds. *In:* éd. Kimbrough, R.D. et A.A. Jensen. *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products.* Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V. (Division biomédicale), p. 239–293. [cité dans IPCS, 2001].

Green, F.A., et J.M. Neff. 1977. Toxicity, accumulation and release of three polychlorinated naphthalenes (Halowax 1000, 1013 and 1099) in postlarval and adult grass shrimp *Palaemonetes pugio*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 17(4):399–407.

Hanari, N., K. Kannan, Y. Horii, S. Taniyasu, N. Yamashita, D.J. Jude, et M.B. Berg. 2004. Polychlorinated naphthalenes in benthic organisms of a Great Lakes food chain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 47:84–93.

Hanberg, A., M. Stahlberg, A. Georgellis, C. De Wit, et U.G. Ahlborg. 1991. Swedish dioxin survey: Evaluation of the H-4-II E bioassay for screening environmental samples for dioxin-like enzyme induction. *Pharmacology and toxicology* 69(6):442–449. [cité dans IPCS, 2001].

Hanberg, A, F. Waern, L. Asplund, E. Haglund, et S. Safe. 1990. Swedish dioxin survey: determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20:1161–1164. [cité dans IPCS, 2001].

Harner, T., et T.F. Bidleman. 1997. Polychlorinated naphthalenes in urban air. *Atmospheric environment* 31(23):4009–4016.

Harner, T., et T.F Bidleman. 1998. Measurements of octanol-air partition coefficients for polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated naphthalenes. *Journal of Chemical and Engineering Data* 43:40–46.

Harner, T., H. Kylin, T. Bidleman, C. Halsall, W. Strachan, L. Barrie, et P. Fellin. 1998. Polychlorinated naphthalenes and coplanar polychlorinated biphenyls in Arctic air. *Environ. Sci. Technol.* 32:3257–3265.

Harner, T., M. Shoeib, T. Gouin, et P. Blanchard. 2006. Polychlorinated naphthalenes in Great Lakes air: assessing spatial trends and combustion inputs using PUF disk passive air samplers. *Environ. Sci. Technol.* 40:5333–5339.

Heitmuller, P.T., T.A. Hollister, et P.R Parrish. 1981. Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 27:596–604. [cité dans IPCS, 2001].

Helm P., Bidleman T., Jantunen T.F. et Ridal J. 2000. Polychlorinated Naphthalenes in Great Lakes Air: Source and Ambient Air Profiles. *Organohalogen Compounds* 47:17–20.

Helm, P.A., et T.F. Bidleman. 2003. Current combustion-related sources contribute to polychlorinated naphthalene and dioxin-like polychlorinated biphenyl levels and profiles in air in Toronto, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 37:1075–1082.

Helm, P.A., et T.F. Bidleman. 2005. Gas–particle partitioning of polychlorinated naphthalenes and non- and mono-ortho-substituted polychlorinated biphenyls in arctic air. *Science of the Total Environment* 342(1):161–173.

Helm, P.A., T.F. Bidleman, H.H. Li, et P. Fellin. 2004. Seasonal and spatial variation of polychlorinated naphthalenes and non-/mono-ortho-substituted polychlorinated biphenyls in arctic air. *Environ. Sci. Technol.* 38(21):5514–5521.

Helm, P., T. Bidleman, G. Sternand, et K. Koczanski. 2002. Polychlorinated naphthalenes and coplanar polychlorinated biphenyls in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) and ringed seal (*Phoca hispida*) from the eastern Canadian Arctic. *Environmental Pollution* 119:69–78.

Helm, P., L. Jantunen, J. Ridal, et T. Bidleman. 2003. Spatial distribution of polychlorinated naphthalenes in air over the Great Lakes and air-water gas exchange in Lake Ontario. *Environ. Toxicol. Chem.* 22:1937–1944.

Herbert. B.M.J., C.J. Halsall, S. Villab, L. Fitzpatrick, K.C. Jones, R.G.M. Lee, et R. Kallenborn. 2005. Polychlorinated naphthalenes in air and snow in the Norwegian Arctic: a local source or an Eastern Arctic phenomenon? *Science of the Total Environment* 342(1):145–160.

Holliday, M.G, F.R. Engelhardt, et A.M.K. Young. 1982. *Les chloronaphtalènes : un aperçu de l'hygiène du milieu*. Rapport 83-EHD-96, Direction de la santé environnementale, Direction générale de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada. 117 p.

Holm, G., J. Lundström, T. Andersson, et L. Norrgren. 1994. Influences of halogenated organic substances on ovarian development and hepatic EROD activity in the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus*, and rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquatic toxicology* 29(3–4):241–256. [cité dans IPCS, 2001].

Holm, G., L. Norrgren, T. Andersson, et A. Thuren. 1993. Effects of exposure to food contaminated with PBDE, PCN or PCB on reproduction, liver morphology and cytochrome P450 activity in the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Aquatic toxicology* 27:33–50. [cité dans IPCS, 2001].

Horii Y., Falandysz J., Hanari N., Rostkowski P., Puzyn T., Okada M., Amano K., Naya T., Taniyasu S. et Yamashita N. 2004. Concentrations and fluxes of chloronapthalenes in sediment from Lake Kitaura in Japan in past 15 centuries. *Journal of Environmental Science and health*, A39 (3): 587-609.

Huber, W.G., et R.P. Link. 1962. Toxic effects of hexachloronaphthalene on swine. *Toxicology and applied pharmacology*, 4:257–262. [cité dans IPCS, 2001; Crookes et Howe, 1993].

Imagawa, T., et N. Yamashita. 1994. Isomer specific analysis of polychlorinated naphthalenes in Halowax and fly ash. *Organohalogen Compounds* 19:215–218. [cité dans Falandysz 1998, 1997a].

[IPCS] (International Programme on Chemical Safety). 2001. *Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) No. 34*, Chlorinated Naphthalenes. Organisation mondiale de la santé, Genève.

Ishaq, R., K. Karlsson, et C. Näf. 2000. Tissue distribution of polychlorinated naphthalenes (PCNs) and non-*ortho* chlorinated biphenyls (non-*ortho* PCBs) in harbor porpoises (Phocoena phocoena) from Swedish waters. *Chemosphere* 41(2):1913–1925. [cité dans Jakobsson et Asplund, 2000].

Ishaq R., Persson N.J., Zebuhr Y., Broman D. et Naes K. 2009. PCNs, PCDD/Fs, and non-orthoPCBS, in water and bottom sediments from the industrialized Norwegian Grelandsfjord. *Environmental Science and Technology*. 43(10): 3442-3447.

Jakobsson, E., et L. Asplund. 2000. Polychlorinated Naphthalenes (PCNs). In: J. Paasivirta, ed. *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 3 Anthropogenic Compounds Part K, New Types of Persistent Halogenated Compounds. Berlin, Springer-Verlag.

Jansson, B., R. Andersson, L. Asplund, K. Litzen, K. Nylund, U. Sellström, U.-B. Uvemo, C. Wahlberg, U. Wideqvist, T. Odsjö, et M. Olsson. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:1163–1174.

Järnberg, U., L. Asplund, C. De Wit, A.L. Egebäck, U. Wideqvist, et E. Jakobsson. 1997. Distribution of polychlorinated naphthalene congeners in environmental and source-related samples. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 32(3):232-245.

Järnberg, U., L. Asplund, A.L. Egebäck, B. Jansson, M. Unger, et U. Wideqvist. 1999. Polychlorinated naphthalene congener profiles in background sediments compared to a degraded Halowax 1014 technical mixture. *Environ. Sci. Technol.* 33(1):1–6. [cité dans IPCS, 2001].

Kannan, K., K. Hilscherova, T. Imagawa, N. Yamashita, L.L. Williams, et J.P. Giesy. 2001. Polychlorinated naphthalenes, -biphenyls, -dibenzo-p-dioxins, and -dibenzofurans in double-crested cormorants and herring gulls from Michigan waters of the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 35(3):441–447.

Kauss, P.B. 1991. *Polychlorinated naphthalenes survey at Goodyear (Owen Sound Harbour)*. 16 au 19 octobre 1990. Section des Grands Lacs, Direction des ressources en eau, Ministère de l'Environnement de l'Ontario. ISBN 0-7729-8747-5, p. 1–49.

Kawasaki, M. 1980. Experiences with the test scheme under the Chemical Control Law of Japan: an approach to structure-activity correlations. *Ecotox. And Environ. Safety* 4:444–454.

Kim D.H., Mulholland J.A., Ryu J.-Y. 2007. Chlorinated naphthalene formation from the oxidation of dichlorophenols. *Chemosphere* 67(9):135-143.

Kirk-Othmer. 1980. *Encyclopaedia of Chemical Technology*, 3^{e} édition. John Wiley and Sons Inc. (É.-U.). [cité dans Crookes et Howe, 1993].

Kitano, S., T. Mori, et R. Kondo. 2003. Degradation of polychlorinated naphthalenes by the lignin-degrading basidiomycete *Phlebia lindtneri. Organohalogen Compounds* 61:369–372.

Klöpffer, W., F. Haag, E.G. Kohl, et R. Frank. 1988. Testing of the abiotic degradation of chemicals in the atmosphere: The smog chamber approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 15:298–319.

Koistinen, J. 1990. Residues of planar polychloroaromatic compounds in Baltic fish and seal. *Chemosphere* 20:1043–1048. [cité dans Helm *et al.*, 2002].

Krauss, M., et W. Wilcke. 2003. Polychlorinated naphthalenes in urban soils: analysis, concentrations and relation to other persistent organic pollutants. *Environmental Pollution* 122:73–89.

LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24:648–691. [cité dans IPCS, 2001].

Lee, R.G.M., P. Coleman, J.L. Jones, K.C. Jones, et R. Lohmann. 2005. Emission factors and importance of PCDD/Fs, PCBs, PCNs, PAHs and PM10 from the domestic burning of coal and wood in the U.K. *Environ. Sci. Technol.* 39:1436–1447.

Lee, S.C., T. Harner, K. Pozo, M. Shoeib, F. Wania, D. Muir, L. Barrie, et K. Jones. 2007. Polychlorinated Naphthalenes in the Global Atmospheric Passive Sampling (GAPS) Study. *Environ. Sci. Technol.* 41(8):2680–2687.

Lei, Y.D., F. Wania, et W.Y. Shiu. 1999. Vapor pressures of the polychlorinated naphthalenes. *J. Chem. Eng. Data* 44:577–582.

Lei, Y.D., F. Wania, W.Y. Shiu, et D.G.B. Boocock. 2000. HPLC-based method for estimating the temperature dependence of n-octanol-water partition coefficients. J. *Chem. Eng. Data* 45:738–742.

Lichota, G.B., M. McAdie, et P.S. Ross. 2004. Endangered Vancouver Island marmots (Marmota vancouverensis): sentinels of atmospherically delivered contaminants to British Columbia, Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 23(2):402–407.

Link, R.P., J.C. Smith, et D.L. Newton. 1958. Toxic effect of chlorinated naphthalenes in pigs. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 133:83–85. [cité dans IPCS, 2001; Crookes et Howe, 1993].

Lundgren, K., R. Ishaq, B.v. Bavel, D. Broman, et M. Tysklind. 2003. Polychlorinated naphthalene (PCN) levels and distribution pattern in fish from the Baltic Sea. *Organohalogen Compounds.* 62:399-403.

Lundgren, K., M. Tysklind, R. Ishaq, D. Broman, et Bv. Bave. 2002. Polychlorinated naphthalene levels, distribution, and biomagnification in a benthic food chain in the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 36(23):5005–5013.

Lyman, W.J., Rosenblatt D.H. et Reehl W.J. 1982. *Handbook of Chemical Property Estimation Me*thods, McGraw-Hill, New York.

Mackay, D., W.Y. Shiu, et K.C. Ma. 1999. *Physical-Chemical Properties and Environmental Fate and Degradation Handbook*. CRCnetBASE 1999. Chapman & Hall CRCnetBASE, CRC Press LLC, Boca Raton (FL) (CD-ROM).

Mäntylä, E., et M. Ahotupa. 1993. Polychlorinated biphenyls and naphthalenes: long-lasting induction of oxidative stress in the rat. *Chemosphere* 27:383–390. [cité dans IPCS, 2001].

Marvin, C. M. Alaee, S. Painter, M. Charlton, P. Kauss, T. Kolic, K. MacPherson, D. Takeuchi, et E. Reiner. 2002. Persistent organic pollutants in Detroit River suspended sediments: polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans, dioxin-like polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes. *Chemosphere* 49:111–120.

Matsuo, M. 1981. i/o*-characters to describe bioconcentration factors of chlorobenzenes and naphthalenes — meaning of the sign of the coefficients of i/o in the correlating equations. *Chemosphere* 10(9):1073–1078.

Meijer, S.N., T. Harner, P.A. Helm, C.J. Halsall, A.E. Johnston, et K.C. Jones. 2001. Polychlorinated naphthalenes in U.K. soils: time trends, markers of source, and equilibrium status. *Environ. Sci. Technol.* 35(21):4205–4213.

Mori T., Nakamura K., Kondo R. 2009. Fungal hydroxylation of polychlorinated naphthalenes with chlorine migration by wood rotting fungi. *Chemosphere*. 77(2009): 1230-1235.

Muir, D, M. Alaee, B. Braune, C. Butt, L. Chan, P. Helm, S. Mabury, N. Stock, G. Tomy, et X. Wang. 2004. New contaminants in arctic biota. Résumé de projet, p. 139–148. *In : Synopsis of Research Conducted Under the 2003–2004 Northern Contaminants Program*, Affaires indiennes et du Nord canadien, Gatineau (QC).

Neff, J.M., et C.S. Giam. 1977. Effects of Aroclor 1016 and Halowax 1099 on juvenile horseshoe crabs *Limulus polyphemus*. *In :* Vernberg F, Calabrese A, Thurberg F, Vernberg W, eds. *Physiological responses of marine biota to pollutants*. New York (NY), Academic Press, p. 21–35.

Noma, Y., T. Yamamoto, et S. Sakai. 2004. Congener-specific composition of polychlorinated naphthalenes, coplanar PCBs, dibenzo-p-dioxins, and dibenzofurans in the Halowax series. *Environ. Sci. Technol.* 38(6):1675–1680.

Norrgren, L., T. Andersson, et M. Björk. 1993. Liver morphology and cytochrome P450 activity in fry of rainbow trout after microinjection of lipid-soluble xenobiotics in the yolk-sac embryos. *Aquatic toxicology* 26:307–316. [cité dans IPCS, 2001].

Nylund, K., L. Asplund, B. Jansson, P. Jonsson, K. Litzén et U. Sellström. 1992. Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge. *Chemosphere* 12:1721–1730.

Oliver, B.G. 1987. Biouptake of chlorinated hydrocarbons from laboratory-spiked and field sediments by oligochaete worms. *Environ. Sci. Technol.* 21:785–790.

Oliver, B.G., et A.J. Niimi. 1984. Rainbow trout bioconcentration of some halogenated aromatics from water at environmental concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 3:271-277.

Oliver, B.G., et A.J. Niimi. 1985. Bioconcentration factors of some halogenated organics for rainbow trout: Limitations in their use for prediction of environmental residues. *Environ. Sci. Technol.* 19:842–849.

Opperhuizen, A. 1987. Relationships between octan-1-ol/water partition coeffiecients, aqueous activity coefficients and reversed phase HPLC capacity factors of alkylbenzenes, chlorobenzenes, chloronaphthalenes and chlorobiphenyls. *Toxicol. Environ. Chem.* 15:249–264.

Opperhuizen. A., Evd Velde, F. Gobas, D. Liem, et Jvd Steen. 1985. Relationship between bioconcentration in fish and steric factors of hydrophobic chemicals. *Chemosphere* 14:1871–1896.

Pudelkiewicz, W., R. Boucher, E. Callenbach, et R. Miller. 1959. Some physiological responses of New Hampshire chickens to a mixture of penta- and hexachloro-naphthalenes. *Poultry science* 38:424–430. [cité dans IPCS, 2001].

Pudelkiewicz, W.J., R.V. Boucher, E.W. Callenbach, et R.C. Miller. 1958. Some physiological responses of broad breasted bronze poults to chlorinated naphthalene. *Poultry Science* 37:185–187.

Puzyn, T., et J. Falandysz. 2007. QSPR modeling of partition coefficients and Henry's law constants for 75 chloronaphthalene congeners by means of six chemometric approaches—A comparative study. *J. Phys. Chem. Ref. Data* 36(1):203–214.

Ryan, J.J., D. Levesque, L.G. Panopia, W.F. Sun, Y. Masuda, et H. Kuroki. 1993. Elimination of polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) from human blood in the Yusho and Yu-Cheng rice oil poisonings. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 24:504–512. [cité dans IPCS, 2001].

Ryan, J.J., et Y. Masuda. 1994. Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in the rice oil poisonings. *Organohalogen Compounds* 21:251–254. [cité dans IPCS, 2001].

Safe, S., L. Robertson, A. Parkinson, M. Shilling, R.C. Cockerline, et M.A. Campbell. 1981. Polybrominated biphenyls, polychlorinated naphthalenes and polychlorinated terphenyls as microsomal enzyme inducers. *In :* Khan MAQ, éd. *Toxicology of halogenated hydrocarbons: health and ecological effects*. New York (NY), American Chemical Society, Environmental Chemistry Division, p. 97–105. [cité dans IPCS, 2001].

Schiavone A., Kannan K., Horii Y., Focardi S., Corsolini S. 2009. Occurrence of brominated flame retardants, polycyclic musks, and chlorinated naphthalenes in seal blubber from Antarctica: Comparison to organochlorines. *Marine Pollution Bulletin* 58(9): 1415-1419.

Schneider, M., L. Stieglitz, R. Will, et G. Zwick. 1998. Formation of polychlorinated naphthalenes on fly ash. *Chemosphere* 37(9-12):2055–2070. [cité dans Helm et Bidleman, 2003].

Schumacher, M., M. Nadal, et J.L. Domingo. 2004. Levels of PCDD/Fs, PCBs, and PCNs in soils and vegetation in an area with chemical and petrochemical industries. *Environ. Sci. Technol.* 38(7):1960–1969.

[SFT]. 2001. Lettre de L. Säll de la Norwegian Pollution Control Authority (SFT) au ministère de l'Habitation, de l'Aménagement spatial et de l'Environnement, 18 déc. 2001. [*in* van de Plassche et Schwegler, 2002].

Shiraishi, Hh, N.H. Pilkington, A. Otsuki, et F. Fuwa. 1985. Occurrence of chlorinated polynuclear aromatic hydrocarbons in tap water. *Environ. Sci. Technol.* 19(7):585–590.

Sinkkonen, S., et J. Paasivirta. 2000. Polychlorinated organic compounds in the Arctic cod liver: trends and profiles. *Chemosphere* 40:619–626.

Stevens, J.L., G.L. Northcott, G.A. Stern, G.T. Tomy, et K.C. Jones. 2003. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks and polychlorinated n-alkanes in U.K. sewage sludge: survey results and implications. *Environ. Sci. Technol.* 37: 462–467.

Takasuga, T., L. Tsuyoshi, E. Ohi, et K.S. Kumar. 2004. Formation of polychlorinated naphthalenes, dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, biphenyls and organochlorine pesticides in thermal processes and their occurrence in ambient air. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46:419–431.

Talykina, M.G., D.M. Papoulias, J.A. Allert, Y.U Izyuov, S.A. Villalobos, J.P. Giesy, et D.E. Tillitt. 2003. The effect of polychlorinated naphthalenes and tributyltin on the occurrence of aberrant nuclei in erythroid cells of medaka. *Environ. Sciences* 10(6):337-348.

Tysklind, M., M. Nyström, N. Åkerblom, P.L. Andersson, B. Van Bavel, et L. Norrgren. 1998. Determination and modelling of biomagnification factors for polychlorinated naphthalenes (PCNs) in salmon (*Salmo salar*). *Organohalogen Compounds* 39:13–16.

[U.S. EPA] United States Protection Environmental Agency. 1980. *Ambient water quality criteria for chlorinated naphthalenes*. Washington (DC), (EPA 440/5-80-031; PB81-117426). [cité dans IPCS, 2001].

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1983. Category of chemical substances known as chlorinated naphthalenes proposed determination of significant new uses. Federal Register, 48(89), 20668-79. [cité dans Crookes et Howe, 1993].

van de Plassche E., Schwegler A. 2002 Preliminary Risk Profile for Polychlorinated Naphthalenes. Ministry of VROM/DGM. Royal Haskoning, The Netherlands. Accès : http://www.unece.org/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2000-2003/pcn.pdf

Villalobos, S.A., D.M. Papoulias, J. Meadows, A.L. Blankenship, S.D. Pastva, K. Kannan, D.E. Hinton, D.E. Tillitt, et J.P.Giesy. 2000. Toxic responses of medaka, d-rR strain, to polychlorinated naphthalene mixtures after embryonic exposure by in ovo nanoinjection: a partial life-cycle assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(2):432–440.

Vlahos, K., K. McEntee, P. Olafson, et W. Hansel. 1955. Destruction and restoration of spermatogenesis in a bull experimentally poisoned with highly chlorinated naphthalene. *Cornell Veterinarian* 45:198. [cité dans IPCS, 2001].

Vogelgesang, J. 1986. Hexachlorobenzene, octachlorostyrene and other organochlorine compounds in waste water from industrial high-temperature processes involving chlorine. *Wasser- und Abwasser-Forschung* 19:140–144.

Wagstaff, D.J. 1973. Effects of chlorinated naphthalenes on liver levels of detoxication enzymes and vitamin A. *Toxicol. Appl. Pharmacol*.25:490–491. [cité dans IPCS, 2001].

Walsh, G.E., K.A Ainsworth, et L. Faas. 1977. Effects of uptake of chlorinated naphthalenes in marine unicellular algae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 18:297–302.

Wania, F. 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions. *Environ. Sci. Technol.* 37(7):1344–1351.

Wang D., Shannon A., Hoover-Miller A. et Qing X. 2007. Polychlorinated naphthalenes and coplanar polychlorinated biphenyls in tissues of harbour seals (*Phoca vitulina*) from the northern Gulf of Alaska. *Chemosphere*. 67(10): 2044-2057.

Ward, G.S., P.R. Parrish, et R.A.Rigby. 1981. Early life stage toxicity tests with a saltwater fish: effects of eight chemicals on survival, growth, and development of sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). *J. Toxicol. Environ. Health* 8:225–302. [cité dans IPCS, 2001].

Weil, C.S., et M.E. Goldberg. 1962. Toxicological and pharmacological criteria of repeated doses of a hepatotoxic agent. *Acta Pharmacologica* 19:129–138. [cité dans IPCS, 2001].

Wellington Laboratories. 2005. *2003–2004 Catalogue* (en ligne). Consulté le 5 avril 2005. Accès : www.well-labs.com/catalogue/catalogue.html

Wiedmann, T., et K. Ballschmiter. 1993. Quantification of chlorinated naphthalenes with GC-MS using the molar response of electron impact ionization. *Fresenius J. Anal. Chem.* 346(6–9):800-804

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [Estimation Model]. 2000. Version 1.41. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Yamashita N., Kannan K., Imagawa T., Villeneuve D., Hashimoto S., Myazaki A. et Giesy J.P. 2000.Vertical profile of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, napthalenes, biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons, and alkylphenols in a sediment core from Tokyo Bay, Japan. *Environ Sci Technol* 34:3560-3567.

Yamashita, N., K. Kannan, T. Imagawa, A. Myazaki, et J.P. Giesy. 2000. Concentrations and profiles of polychlorinated naphthalene congeners in eighteen technical polychlorinated biphenyl preparations. *Environ. Sci. Technol.* 34:4236–4241.

Yamashita, N., S. Taniyasu, N. Hanari, Y. Horii, et J. Falandysz. 2003. Polychlorinated naphthalene contamination of some recently manufactured industrial products and commercial goods in Japan. *J. Environ. Sci. Health.Part A*(9):1745–1759.

Annexe A

Persistance des NC dans les sédiments

On peut démontrer que les tri- à hepta-NC remplissent le critère énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999* (LCPE, 1999) pour la persistance dans les sédiments (demi-vie dans les sédiments d'une année ou plus) en utilisant les données de surveillance recueillies par l'analyse d'une carotte de sédiments datée. Gevao *et al*. (2000) ont mesuré les NC dans une carotte sédimentaire prélevée dans le lac Esthwaite Water, qui est situé dans une zone semi-rurale du nord-ouest de l'Angleterre. À partir de la plus faible concentration du groupe d'homologues se trouvant dans les sédiments de ce lac, soit 0,619 µg de hexa-NC/kg (échantillon datant de 1962 et analysé en 1995), et en supposant une demi-vie d'une année, on peut calculer la concentration de NC qui aurait dû être présente dans les sédiments en 1962 pour obtenir la valeur calculée. On utilise la formule suivante, fondée sur un scénario de décomposition du premier degré :

$$C(t) = C_o e^{-kt}$$

- C(t), est la concentration, mesurée en 1995, dans les sédiments datés de 1962 (0,619 µg/kg);
- C_o est la concentration originale présente en 1962;
- k est la vitesse de la réaction de dégradation, qui est égale à 0,693 si l'on suppose une demi-vie d'une année ($t_{1/2} = \ln 2/k$);
- t est le nombre d'années écoulé de 1962 à 1995, soit 33.

Il s'en suit que :

$$0{,}619 = C_o e^{-(0{,}693)\,(33)}$$
$$C_o = 5{,}32 \times 10^9 \text{ µg/kg}$$
$$= 5{,}32 \text{ kg/kg}$$

Par conséquent, il aurait fallu que 5,32 kg de hexa-NC soient présents dans chaque kg de sédiments en 1962 pour que leur concentration soit de 0,619 µg/kg en 1995, si la demi-vie est d'une année. Comme il s'agit d'une valeur non réaliste, on peut conclure que la demi-vie des hexa-NC présents dans les sédiments est supérieure à une année. Des calculs similaires ont été effectués pour les autres groupes d'homologues (tri-, tétra-penta- et hepta-NC) dont Gevao *et al*. (2000) avaient mesuré les teneurs. Les chercheurs ont obtenu des valeurs C_o supérieures pour chacun de ces groupes d'homologues, ce qui indiquerait que leur demi-vie est également supérieure à une année, et qu'ils satisfont ainsi au critère de la LCPE pour la persistance dans les sédiments.

Persistance dans les sols

À partir des données de Meijer *et al*. (2001), qui ont mesuré l'évolution de la concentration de NC dans des échantillons de sols agricoles prélevés au R.-U., il est possible de démontrer que les NC satisfont au critère de persistance dans les sols énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999 (demi-vie égale ou supérieure à 182 jours (0,5 an) dans le sol, Canada, 2000). Des boues d'épuration renfermant 245 ng/kg de poids sec de NC ont été épandues sur le sol agricole d'essai en 1968 et mélangées avec celui-ci sur une profondeur de 15 cm. Le sol n'a reçu aucun autre apport de NC par la suite, sauf les dépôts d'origine atmosphérique. On a établi qu'un échantillon conservé depuis 1972 contenait 0,4061 ng/g de poids sec de penta-NC. En 1990, la teneur de penta-NC mesurée dans un échantillon du même sol était de 0,2853 ng/g de poids sec. L'équation de décomposition du premier degré suivante permet de calculer la demi-vie des NC dans ce sol :

$C(t) = C_o e^{-kt}$

- C(t) est la concentration de 0,2853 ng/g, mesurée en 1990;
- C_o est la concentration de 0,4061 ng/g, mesurée en 1972;
- k est la vitesse de la réaction de dégradation;
- t est le nombre d'année écoulé de 1972 à 1990, soit 18.

Et, pour obtenir la valeur de k :

$k = [\ln (C(t) / C_o)] / -t$

$k = [\ln (,2853/,4061)] / -18$

$k = 0,0196$

$t_{½} = \ln 2/k$
$t_{½} = \ln 2/0,0196$
$= 35,33$

On obtient ainsi une demi vie de 35,33 années pour les penta-NC présents dans le sol, ce qui démontre que ce groupe d'homologues satisfait au critère de la LCPE 1999 pour la persistance dans le sol (demi-vie dans le sol de 182 jours ou plus).

D'après les données de Meijer *et al*. (2001), qui ont analysé 39 congénères ou groupes de congénères de NC (ceux impossibles à séparer pour l'analyse) dans les échantillons de sol, les congénères hexa- et hepta-NC 66-67, 64-68, 69, 71-72, 63, 65, 73 et 74 sont des substances très persistantes, étant donné que leurs concentrations ne se sont pas modifiées de manière significative durant les 18 années écoulées entre 1972 et 1990. Selon les résultats de l'étude, tous les autres groupes d'homologues analysés, soit les tri-, tétra- et penta-NC, satisfont au critère de la LCPE pour la persistance dans le sol, leur demi-vie

dans le sol étant de 7 à 9,5 années pour les tri-NC, de 10,6 à 18 années pour les tétra-NC et de 35,3 années pour l'ensemble des penta-NC.