



Environnement
Canada

Environment
Canada

Programme des substances existantes

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) – LCPE (1999)



Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)

Ébauche du Rapport d'évaluation écologique
préalable du 4,6-dinitro-o-crésol (DNOC)

Juillet 2006

Canada

4,6-dinitro-*o*-crésol (DNOC)

N° CAS 534-52-1

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999* - LCPE (1999) exige du ministre de l'Environnement et du ministre de la Santé qu'ils procèdent à une évaluation préalable des substances répondant aux critères de catégorisation stipulés par la Loi et les règlements y afférents afin de déterminer dans les meilleurs délais si ces substances présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou pour la santé humaine. À la lumière des résultats de l'évaluation préalable, les ministres peuvent proposer de ne rien faire à l'égard de la substance, de l'inscrire sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) en vue d'une évaluation plus approfondie, ou recommander son inscription sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 et, le cas échéant, sa quasi-élimination.

Une évaluation préalable comporte l'analyse d'une substance afin de déterminer si cette substance est « toxique » ou peut devenir « toxique » au sens de la LCPE (1999). L'évaluation écologique préalable consiste à faire l'examen de divers renseignements pertinents et à formuler des conclusions fondées sur le poids de la preuve, comme l'exige le paragraphe 76.1 de la LCPE (1999). La présente évaluation préalable ne constitue pas un examen approfondi de toutes les données disponibles; on y trouve plutôt les études les plus importantes et les ensembles de faits à l'appui des conclusions. L'un de ces ensembles a trait à l'examen des quotients de risque servant à déterminer les effets écologiques possibles. Toutefois, on examine aussi d'autres éléments qui influent sur le risque actuel ou potentiel, notamment la persistance, la bioaccumulation, la transformation chimique et les tendances des concentrations ambiantes.

Le 4,6-dinitro-*o*-crésol (DNOC) a été inclus dans un projet pilote de 123 substances choisies pour une évaluation préalable en vertu de la LCPE (1999) parce qu'il est probable que les humains peuvent y être fortement exposés. Le DNOC est aussi considéré comme une substance persistante et intrinsèquement toxique pour les organismes aquatiques.

Les données pertinentes à l'évaluation écologique préalable du DNOC ont été relevées dans des publications originales, des revues documentaires et des bases de données commerciales et gouvernementales. Des recherches ont été effectuées dans les sources publiées, les comptes rendus de conférence et sur Internet pour obtenir des renseignements utiles. Les données relevées en date d'août 2004 ont été prises en compte dans le présent document. Les études originales permettant de déterminer si la substance est « toxique » au sens de la LCPE (1999) ont fait l'objet d'une évaluation critique par Environnement Canada. Les données des principales études de toxicité ont été évaluées à l'aide de robustes résumés d'études semblables à ceux recommandés par l'Organisation de coopération et de développement économiques pour

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

l'évaluation des études concernant les ensembles de données de dépistage pour les substances produites en grandes quantités (OCDE, 2003).

Le présent rapport d'évaluation écologique préalable et les documents de travail connexes non publiés ont été rédigés par des évaluateurs d'Environnement Canada sous la direction de Barbara Elliott. Le contenu du présent rapport a fait l'objet d'un examen scientifique par des personnes possédant les connaissances techniques nécessaires, dont Pierrette Blanchard (Service météorologique du Canada, Environnement Canada), Mark McMaster (Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada) et Suzanne Lesage (Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada).

Les conclusions des rapports d'évaluation préalable des effets écologiques et des effets sur la santé humaine ont été approuvées par le Comité mixte de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada. Les documents de travail connexes à l'évaluation écologique peuvent être obtenus sur demande, par courrier électronique, à l'adresse existing.substances.existantes@ec.gc.ca. Les documents de travail connexes à l'évaluation des effets sur la santé humaine peuvent être obtenus sur demande, par courrier électronique, à l'adresse ExSD@hc-sc.gc.ca. Le Registre de la LCPE peut fournir, à l'adresse <http://www.ec.gc.ca/ceparegistry>, des liens avec les évaluations préalables des effets écologiques et des effets sur la santé humaine, effectuées en vertu de la LCPE (1999).

Les données et les considérations critiques sur lesquelles l'évaluation est fondée sont résumées ci-dessous.

Propriétés du DNOC

Le DNOC (n° CAS 534-52-1) est un solide cristallin jaune à la température ambiante (U.S. EPA, 1986a), aussi connu sous les noms de 2-méthyl-4,6-dinitrophénol, de méthyl-2-dinitro-4,6 phénol, d'Antinonnin, de Degrassan, de Dekrysil, de Detal, de Dillex et de Kreozan.

Les propriétés physiques et chimiques du DNOC, mesurées et prédites, sont indiquées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Propriétés physiques et chimiques du DNOC

	Mesurée		Prédite	
	Valeur	Références ¹	Valeur	Modèle
Formule moléculaire	C ₇ H ₆ N ₂ O ₅	1		
Masse moléculaire	198,1348	1		
Point de fusion (°C)	86,6	2	121,23	EPIWIN (v. 3.11)
	85,8	3	87,0	ASTER
Point d'ébullition (°C)	378	2	344,23	EPIWIN (v. 3.11)
	220	3	401,38	MMP (v. 1.44)
			364	ASTER
Densité (g/cm ³)	1,58 à 20 °C	4	2,147 931	MMP (v. 1.40)

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

	Mesurée		Prédite	
	Valeur	Références ¹	Valeur	Modèle
Pression de vapeur (Pa)	$4,31 \times 10^{-2}$ à 20 °C	4	$7,3 \times 10^{-4}$	EPIWIN (v. 3.10)
	$1,40 \times 10^{-2}$ à 25 °C	4	$7,4 \times 10^{-8}$	MMP (v. 1.44)
	$4,79 \times 10^{-2}$ à 35 °C	5	$1,4 \times 10^{-4}$	ASTER
	$1,6 \times 10^{-2}$ à 25 °C	6		
Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mole)	$1,4 \times 10^{-1}$ à 25 °C	4	$3,09 \times 10^{-3}$	EPIWIN (v. 3.11) Méthode Bond
			$4,94 \times 10^{-6}$	EPIWIN (v. 3.11) Méthode Group
			$6,49 \times 10^{-5}$	EPIWIN (v. 3.11) Méthode EPI
			$4,3 \times 10^{-2}$ à 20°C	Base de données CHEMFATE de la SRC
Coefficient de partage octanol/eau (log K _{oc})	2,564	4	2,27	EPIWIN (v. 3.11)
	2,12 (espèces neutres)	7	1,91	PALLAS (v. 4.0)
	1,78 à pH 4	8	2,130	ClogP (v. 3.3)
	0,087 à pH 7	8	1,61	Hansch (MMP v. 1.44)
	1,32 à pH 10	8	2,1366	Ghose (MMP v. 1.44)
			2,29	ASTER
Solubilité dans l'eau (mg/L)	1 000 à 15 °C	1	691,9	EPIWIN (v. 3.11)
	198 à 20 °C	7	467,3	EPIWIN (v. 3.11)
	21,3 à pH 4	8	48 875,4	MMP (v. 1.44)
	694 à pH 7	8		
	3 300 à pH10	8		
	100 000 (sel de sodium du DNOC)	9		
Solubilité dans d'autres liquides (g/g)	4,3/100 (éthanol)	6		
	100/100 (acétone)	6		
	37/100 (benzène)	6		
Coefficient de partage carbone organique/eau (log K _{oc})	2,35–2,77	5	2,779	EPIWIN (v. 3.11)
	2,564	4	2,58	ASTER
	1,3 (sel de sodium du DNOC)	9		
Constante de distribution solide/eau (K _d)	<5 (sol limoneux contenant de 0,8 à 3 % de matière organique)	10		
	1,93	11		
pKa	4,4	4	4,32	PALLAS (v. 4.0)
	4,31	2		
Coefficient de partage air/eau (K _{ae})	$3,0 \times 10^{-5}$ à 25 °C	12		

¹ Références :

1. ChemFinder
2. Base de données PhysProp de la SRC
3. Verschueren, 2001
4. HSDB
5. ATSDR, 1995
6. PISSC, 2000
7. Schwarzenbach *et al.*, 1988

8. PNUE/FAO, 2002
9. Vogue *et al.*, 1994
10. U.S. EPA, 1989
11. Jafvert, 1990
12. Schwarzenbach *et al.*, 2003

Portée de l'évaluation

En raison de sa nature chimique, le DNOC forme facilement des sels de sodium, de potassium et d'ammonium solubles dans l'eau, et à peu près 100 % du DNOC dissous est ionisé aux valeurs du pH que l'on retrouve dans l'environnement (6 à 8). À la lumière de ces renseignements, Environnement Canada a examiné l'utilisation des sels du DNOC pour savoir s'ils devraient aussi être inclus dans la présente évaluation préalable. Les sels de sodium, de potassium et d'ammonium du DNOC ne figurent pas sur la Liste intérieure des substances (LIS), mais le sel de sodium est inscrit sur la Liste extérieure des substances (LES). Si une entreprise avait l'intention de fabriquer ou d'importer ces substances, ces dernières seraient considérées comme des substances nouvelles au Canada et assujetties au Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles. La présente évaluation écologique préalable a donc porté sur les utilisations du DNOC, mais un examen du devenir et des effets de ses sels a aussi été effectué.

Le DNOC a déjà été homologué comme un pesticide en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (LPA), mais il ne l'est plus depuis décembre 1990. Trois de ses sels (sodium, ammonium et potassium) ont été utilisés comme pesticides à l'échelle internationale, mais ils n'ont jamais été homologués en vertu de la LPA au Canada.

Fabrication, importation et utilisation du DNOC

Dans l'ensemble, le DNOC est surtout utilisé dans l'industrie des matières plastiques comme inhibiteur de la polymérisation dans le styrène et les produits vinyliques aromatiques; il sert aussi d'intermédiaire dans la synthèse des fongicides, des colorants et des produits pharmaceutiques (PISSC, 2000; PNUE/FAO, 2002).

En 1986, deux entreprises canadiennes ont déclaré la fabrication ou l'importation de DNOC en quantités variant entre 100 et 1 000 tonnes (Environnement Canada, 1990). Depuis longtemps, le DNOC a été utilisé au Canada comme un antioxydant, un inhibiteur de la corrosion, un antiternissant et un anti-incrustant, ce qui lui a permis d'occuper 99,9 % du marché canadien (Environnement Canada, 1990).

À la suite d'une enquête menée auprès de l'industrie, Environnement Canada a recueilli de l'information sur les profils d'utilisation en l'an 2000 (Environnement Canada, 2003a). Conformément à l'article 71 de la LCPE (1999), cet avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure des substances s'appliquait à toute personne qui, au cours de l'année civile 2000, avait fabriqué ou importé du DNOC seul, dans un mélange ou dans un produit, en une quantité totale supérieure à 10 000 kg. L'enquête a indiqué que le DNOC n'était

pas fabriqué au Canada; toutefois, entre 100 et 1 000 tonnes de cette substance ont été importées en 2000 (Environnement Canada, 2003a).

Rejets de DNOC

Une entreprise seulement, située sur la rivière Sainte-Claire, près de Sarnia, en Ontario, a déclaré à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) des rejets de DNOC (Environnement Canada, 2003b). Bien que cette installation ait déclaré des transferts hors site seulement et que ses rejets dans l'eau, l'air ou le sol aient été nuls, elle a servi à établir un scénario prudent pour calculer la quantité de DNOC pouvant être rejetée dans la rivière Sainte-Claire par une installation de ce genre. Dans un scénario prudent, il est présumé qu'un client reçoit la quantité annuelle totale importée (de 100 à 1 000 tonnes) et que 0,2 % de la quantité annuelle de DNOC importée est rejetée dans la rivière Sainte-Claire, ce qui, d'après un jugement professionnel, tient compte des pertes régulières en cours de traitement et des déchets provenant du nettoyage du matériel dans le cas d'une substance manutentionnée en vrac. Ce scénario représente les rejets dans les déchets solides et les eaux usées. Le pourcentage mentionné permet de calculer un rejet annuel compris entre 200 et 2 000 kg. Il est en outre présumé que le DNOC est utilisé pendant toute l'année et qu'il est continuellement rejeté (24 heures par jour) au cours de l'année (350 jours d'exploitation). Les rejets quotidiens sur une période de 350 jours correspondent à environ 0,57–5,7 kg/jour. Le taux d'élimination des stations d'épuration des eaux usées (SEEU) fut également pris en compte. Le modèle de SEEU (CEMC, 2001) a prédit que 27 % du DNOC serait éliminé et que 73 % pénétrerait dans l'environnement sous la forme de l'effluent final des eaux usées traitées par une SEEU.

Des publications scientifiques ont mentionné qu'il existait dans l'atmosphère deux principales sources de nitrophénols (une catégorie comprenant le DNOC). Ces sources comprennent la formation secondaire de ces substances à la suite de réactions dans la troposphère; elles comprennent aussi les émissions des automobiles. Des chercheurs ont étudié la présence et la formation de DNOC dans l'atmosphère (Nojima *et al.*, 1976; Alber *et al.*, 1989; Richartz *et al.*, 1990). Il a été démontré que la réaction du toluène et du méthyl-2-phénol avec le monoxyde d'azote et les radicaux hydroxyle donnait lieu à la formation de DNOC comme polluant secondaire. Il est difficile de calculer la quantité qui peut résulter du rejet anthropique du composé précurseur. Les émissions directes de DNOC en provenance du tuyau d'échappement des automobiles n'ont probablement que peu d'importance. Dans des conditions expérimentales, on a constaté que les gaz d'échappement d'une automobile contenaient moins de 0,01 ng de DNOC/m³ (Trempe *et al.*, 1993).

Élimination du DNOC

D'après l'INRP (Environnement Canada, 2003b), la Nova Chemicals (tableau 2) a transféré annuellement pour élimination jusqu'à deux tonnes de DNOC et de ses sels. Pour toutes les années antérieures à 2002, les méthodes de traitement employées étaient d'ordre biologique, comme la bio-oxydation, et l'incinération, ou thermique. En 2002, l'élimination s'est faite par enfouissement.

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Tableau 2 : Données de l'INRP pour le DNOC et ses sels (tous les chiffres proviennent de l'installation de la Nova Chemicals à Sarnia, en Ontario)

Année	Transferts pour élimination (en tonnes)	Traitement biologique (en tonnes)	Incinération (en tonnes)	Épandage (en tonnes)
2002	1,49			1,49
2001	0,01	0,01		
2000	0,25	0,03	0,22	
1999	0,02	0,02		
1998	0,68	0,04	0,64	
1997	0,36	0,06	0,3	
1996	2,00	0,08	1,92	
1995	0,03	0,03		
1994	0,04	0,04		

Devenir dans l'environnement et partage

L'analyse du devenir dans l'environnement intègre les données sur le comportement chimique de la substance aux propriétés du milieu récepteur. Elle a pour but de déterminer la répartition de la substance entre plusieurs milieux après son rejet dans l'environnement, ce qui comprend la prise en compte de la persistance et de la bioaccumulation de cette dernière.

Le modèle de fugacité de niveau III (CEMC, 2002) prédit le devenir suivant calculé pour la forme neutre du DNOC rejeté dans différents milieux :

- S'il était rejeté dans l'eau seulement (comme son utilisation déclarée le laisse entendre), le DNOC demeurerait en très grande partie dans l'eau (99 %), et une faible quantité passerait dans les sédiments (1 %). La perte de la substance présente dans le milieu aquatique à l'équilibre sera principalement due à son transport (~55 % par advection) à l'extérieur du système et à sa dégradation (~45 %).
- S'il était rejeté dans l'air seulement, le DNOC demeurerait en très grande partie dans le sol (91 %), et 7 % passerait dans l'eau.
- S'il était rejeté dans le sol seulement, le DNOC demeurerait en très grande partie dans le sol (98 %) et une faible quantité passerait dans l'eau (2 %).

Les données suivantes ont été prises en compte pour savoir si le DNOC satisfaisait aux critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* pris en vertu de la LCPE (1999) :

- *Persistance* :
 - a) dans l'air, on a estimé que la demi-vie variait entre huit heures et 129 jours (U.S. EPA, 1986b; Atkinson, 1987; Howard *et al.*, 1991);
 - b) dans l'eau de surface, la demi-vie varie entre trois et cinq semaines (Mill et Mabey, 1985; Kelly *et al.*, 1994; PISSC, 2000);

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

- c) dans les sédiments, on estime que la demi-vie est de 150 jours (EPIWIN version 3.11);
- d) dans le sol, la demi-vie varie entre 14 heures et moins de deux mois (Callahan *et al.*, 1979; HSDB).

- **Bioaccumulation :**

- a) un facteur de bioaccumulation (FBA) de 25 a été calculé pour le DNOC (Gobas et Arnot, 2003).

Critère de persistance : demi-vie égale ou supérieure à 2, 182, 365 et 182 jours dans l'air, l'eau, les sédiments et le sol, respectivement.

Critère de bioaccumulation : FBA ou FBC (facteur de bioconcentration) égal ou supérieur à 5 000, ou log K_{oe} égal ou supérieur à 5,0.

D'après le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation, le DNOC est persistant dans l'air sans être bioaccumulable.

Concentrations dans l'environnement

Atmosphère et précipitations

On n'a pas relevé de données de surveillance pour le DNOC dans l'atmosphère ou les précipitations au Canada. Le tableau 3 résume les données de surveillance provenant d'autres pays.

Tableau 3 : Concentrations de DNOC dans l'atmosphère et les précipitations

Endroit	Période d'échantillonnage	N ^{bre} d'échantillons	Limite de détection ¹ (µg/L)	Concentration moyenne (µg/L) ²	Référence
Danemark	Octobre à novembre 2001	5	ns	[0,07–3,2 ng/m ³]	Bossi et Andersen, 2003
Pays-Bas	2000–2001	18	ns	> 0,1	Duyzer et Vonk, 2002
Italie, Milan	Novembre 1998	12	ns	[600–7 200], eau de pluie	Belloli <i>et al.</i> , 2000
Allemagne, Bavière, eau de pluie	1995–1998	ns	ns	[0,1–2,4] (valeurs approchées tirées d'un graphique)	Schüssler et Nitschke, 2001
Allemagne, Bavière	Juillet 1998 à mars 1999	> 100	ns	3,4 [0,5–4,2], eau de brouillard	Römpf <i>et al.</i> , 2001
Allemagne, Hanovre, pluie et neige	1988	ns	0,1–1,0	Mesure qualitative	Alber <i>et al.</i> , 1989
Angleterre, Great Dun Fell	Avril à mai 1993	6	ns	0,7 [0,26–2,13], eau des nuages	Lüttke et Levsen, 1997
Allemagne, mont Brocken	Juin 1994	6	ns	4,2 [0,1–10], eau des nuages	Lüttke <i>et al.</i> , 1999

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Suisse, Dübendorf, échantillon de pluie et air ambiant	Mars à novembre 1985	3	ns	0,05 µg/m ³ , air ambiant [0,95–1,6 µg/L], pluie	Leuenberger <i>et al.</i> , 1988
--	----------------------	---	----	---	----------------------------------

¹ ns = non spécifié.

² À moins d'indication contraire, les chiffres entre crochets indiquent l'intervalle des valeurs, s'il en est (p. ex. [minimum–maximum]).

Le DNOC a été décelé dans l'atmosphère et les précipitations à un certain nombre d'endroits en Europe, mais l'épandage de pesticides n'explique pas à lui seul la présence de phénols nitrés dans la pluie (Leuenberger *et al.*, 1988). Il a été démontré que le DNOC passe facilement de la phase gazeuse à la phase aqueuse, et il n'est pas surprenant que cette substance ait été retrouvée dans l'eau de pluie (Schwarzenbach *et al.*, 2003). Le DNOC a été décelé au Danemark, même s'il n'avait pas été utilisé au cours des dix dernières années (Danish Environmental Protection Agency, 2001). Les concentrations mesurées dans la pluie au Danemark sont du même ordre de grandeur que celles décelées en Angleterre, en Allemagne et en Suisse.

Comme il était impossible de relever des données de surveillance pour le DNOC dans l'atmosphère ou les précipitations au Canada, plusieurs scénarios de rejet ont été créés afin de calculer la quantité de DNOC qui pourrait être rejetée dans les eaux réceptrices au Canada à la suite de l'entraînement par la pluie de cette substance présente dans l'atmosphère. Les scénarios comprenaient des données sur les précipitations provenant de 12 villes canadiennes, une estimation de la quantité de DNOC présente dans l'eau de pluie et des chiffres sur les eaux de ruissellement des zones bâties et naturelles qui sont traitées par une SEEU. On a présumé que l'événement de précipitation qui éliminerait le DNOC de l'atmosphère serait une forte chute de pluie, et que cette substance serait entraînée au tout début et non pendant toute la durée de l'événement. La concentration de DNOC utilisée dans le scénario est fondée sur les valeurs pour les précipitations en Europe dont on a jugé qu'elles étaient des concentrations réalistes possibles de DNOC dans l'air au Canada. La concentration moyenne de DNOC dans l'eau des nuages du nord de l'Allemagne (4,2 µg/L) a été choisie. On a présumé que l'eau de pluie serait rejetée comme une source ponctuelle par une SEEU, mais qu'elle ne serait pas traitée parce que l'efficacité d'élimination d'une SEEU pendant un orage est probablement faible. Les plus fortes concentrations de DNOC ont été mesurées dans les eaux réceptrices provenant des SEEU de London, Ontario (0,0023 mg/L), de Guelph, Ontario (0,0023 mg/L) et de Granby, Québec (0,0025 mg/L).

Concentrations en milieu aquatique

On n'a pas relevé de données de surveillance récentes pour le DNOC en milieu aquatique au Canada. Des données plus anciennes sur les concentrations de cette substance dans les eaux canadiennes et celles d'autres pays sont résumées dans le tableau 4.

Tableau 4 : Concentrations de DNOC dans l'eau de surface

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Endroit	Période d'échantillonnage ¹	N ^{bre} d'échantillons ¹	Limite de détection ¹ (µg/L)	Concentration moyenne ^{1,2} (µg/L)	Référence
Italie, le Po	Janvier 1994 à décembre 1996	ns (des échantillons ont été prélevés à des intervalles de 15 jours pendant la période d'échantillonnage)	0,1	nd	Davi et Gnudi, 1999
Allemagne, l'Elbe	1994	ns	0,05	[ns–0,06]	Pietsch <i>et al.</i> , 1995
Danemark, région de Hølvads Rende, eau du sol, eau de drainage, eau de ruisseau	Octobre 1989 à décembre 1991	ns	ns	0,005 (eau du sol) nd (eau de drainage) [0,02–0,16] (eau de ruisseau)	Mogensen et Spliid, 1995
Danemark, région de Bolbo Bæk, eau du sol, eau de ruisseau	Avril 1990 à décembre 1991	ns	ns	0,005 (eau du sol) 0,16 (eau de ruisseau)	Mogensen et Spliid, 1995
Danemark, quatre étangs	Novembre 1989 à décembre 1990	ns	ns	[nd–0,64]	Mogensen et Spliid, 1995
Pays-Bas, la Meuse et le Rhin; Slovaquie, le Danube et la Nitra	ns	4	0,4	nd	Brouwer et Brinkman, 1994
Allemagne, Bavière, mont Ochsenkopf et campus de l'Université de Bayreuth	Automne 1988	ns	1,98	[nd–12,5]	Richartz <i>et al.</i> , 1990
Source ponctuelle					
Ontario, rivière Sainte-Claire près de Sarnia (zone industrielle)	1979	24	1	[nd–10]	Munro <i>et al.</i> , 1985
Ontario, rivière Sainte-Claire près de Sarnia (zone industrielle)	1980	25	1	nd	Munro <i>et al.</i> , 1985
Ontario, rivière Sainte-Claire près de Sarnia, effluent industriel, eau de procédé et d'égout, eau de fossé du canton ³	1979	119	1	[nd–10 000]	Munro <i>et al.</i> , 1985

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Endroit	Période d'échantillonnage ¹	N ^{bre} d'échantillons ¹	Limite de détection ¹ (µg/L)	Concentration moyenne ^{1,2} (µg/L)	Référence
Ontario, rivière Sainte-Claire près de Sarnia, effluent industriel, eau de procédé et d'égout, eau de fossé du canton ³	1980	61	1	nd	Munro <i>et al.</i> , 1985
États-Unis, Californie eau souterraine	ns	ns	ns	ns-35	Hallberg, 1989
Italie, Tarente, eau marine de surface contaminée par une raffinerie de pétrole ou par les déchets d'une usine sidérurgique	ns	2	0,017	[0,030-0,065]	Cardellicchio <i>et al.</i> , 1997
Endroit non spécifié, effluent d'une raffinerie de pétrole, effluent d'une fabrique de papier	ns	ns	0,5	nd	Paterson <i>et al.</i> , 1996

¹ ns = non spécifié; nd = non décelé.

² Les chiffres entre crochets indiquent l'intervalle des valeurs, s'il en est (p. ex. [minimum-maximum]).

³ La concentration moyenne dans l'effluent est mentionnée pour donner une idée de l'exposition qui en résulte. Cette valeur n'a pas été incluse dans la section sur les rejets de DNOC parce que des renseignements sur les quantités d'effluent et le taux de rejet n'ont pas été fournis.

Comme on n'avait pas relevé de données de surveillance récentes pour l'eau de surface au Canada, un modèle a été utilisé pour calculer l'exposition en milieu aquatique. Le scénario a fait appel au modèle ChemSim (Environnement Canada, 2003c) pour prédire les valeurs de l'exposition. Des calculs du modèle ont été effectués pour trois valeurs du débit du cours d'eau et deux taux de charge (calculés dans la section sur les rejets de DNOC), soit en tout six calculs. Tel qu'indiqué dans le scénario de rejet, on présume que le DNOC est utilisé pendant toute l'année et qu'il est rejeté continuellement (24 heures par jour) au cours de l'année (350 jours d'exploitation). Deux valeurs du faible débit du cours d'eau (le 2^e centile et demi et le 10^e centile) ont été choisies pour calculer les valeurs estimées de l'exposition (VEE) en période d'été. La valeur du débit au 50^e centile a aussi été choisie pour calculer les VEE dans des conditions plus normales. On a estimé que la concentration maximale de DNOC à 20 m en aval de l'installation déclarante était inférieure à 0,006 mg/L pour un rejet de 5,7 kg/jour (le pire des scénarios) et le débit du 2^e centile et demi. Si le traitement dans une SEEU est pris en compte, la VEE est de 0,0014 mg/L.

Sédiments, boues d'épuration et sol

Le tableau 5 résume les concentrations de DNOC mesurées dans le sol, les sédiments et les boues d'épuration. En raison de son débit élevé et de la vitesse de son courant, la rivière

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Sainte-Claire dilue et disperse rapidement cette substance. Il semble donc peu probable que les concentrations de DNOC soient une source importante d'exposition pour les organismes benthiques, car on croit qu'une faible quantité seulement de cette substance passe dans les sédiments (1 %). D'après les résultats de la modélisation, si le taux de rejet est de 5,7 kg/jour, 0,057 kg/jour (ou 1 %) pourrait être adsorbé sur les sédiments.

Tableau 5 : Concentrations de DNOC dans le sol, les sédiments et les boues

Endroit	Période d'échantillonnage ¹	N ^{bre} d'échantillons ¹	Limite de détection ¹ (ng/g)	Concentration moyenne ^{1,2} (ng/g)	Référence
Ontario, sol d'un ancien parc urbain	ns	60	100	Intervalle typique pour l'Ontario <W ³	MEE0, 1994
Ontario, sol de parc rural	ns	101	100	Intervalle typique pour l'Ontario <W ³	MEE0, 1994
Canada, sol agricole	ns	30	50	nd	Webber, 1994
11 endroits au Canada, échantillons de boues	Septembre 1993 à février 1994	12 échantillons / site	ns	nd	Webber et Nichols, 1995
Sédiments, îles artificielles, mer de Beaufort	ns	ns	ns	<10 (poids sec)	Fowler et Hope, 1984
Boues urbaines canadiennes	1980 à 1985	15	ns	[1 200–1 500] (poids sec)	Webber et Lesage, 1989
Pologne, monts Holy Cross, sol	Du 3 au 6 juillet 1996	8	1	nd	Migaszewski, 1999
Italie, Tarente, sédiments contaminés par une raffinerie de pétrole ou par les déchets d'une usine sidérurgique	ns	2	ns	nd	Cardellicchio <i>et al.</i> , 1997

¹ ns = non spécifié; nd = non décelé.

² Les chiffres entre crochets indiquent l'intervalle des valeurs, s'il en est (p. ex. [minimum–maximum]).

³ <W est un qualificatif indiquant que l'échantillon peut contenir la substance à analyser, mais que sa concentration n'est probablement pas supérieure à la limite de détection de la méthode (LDM). W peut varier entre un tiers et un cinquième de la LDM (MEE0, 1994).

Le DNOC a été décelé dans 13 % des boues urbaines canadiennes échantillonnées pendant la période de 1980 à 1985; ses concentrations variaient entre 1 200 et 1 500 ng/g en poids sec, et sa concentration médiane était de 1 300 ng/g en poids sec (Webber et Lesage, 1989). Il n'a pas été décelé (limite de détection non spécifiée) dans les boues ou les composts de boues provenant de divers endroits au Canada échantillonnés en 1993 et 1994 (Webber et Nichols, 1995).

Le DNOC n'a pas été décelé (limite de détection de la méthode = 100 ng/g) dans 101 échantillons de sol de « parcs ruraux », ni dans 60 échantillons de sol d'« anciens parcs

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

urbains » en Ontario (MEEO, 1994). De même, cette substance n'a pas été décelée (limite de détection = 50 ng/g) dans le sol agricole provenant de divers endroits au Canada (Webber, 1994).

Biote

Le DNOC n'a pas été décelé dans des échantillons composites de poisson (limite de détection non mentionnée) provenant des États-Unis (DeVault, 1985).

Tel qu'indiqué dans la section portant sur le devenir dans l'environnement et le partage, le potentiel de bioaccumulation du DNOC est relativement faible. Toutefois, comme on pourra le voir dans la section sur la caractérisation des effets, les résultats des études de toxicité à dose répétée par voie orale indiquent que les mammifères peuvent être assez sensibles au DNOC. L'exposition de la faune au DNOC présent dans les aliments et l'eau a donc été calculée.

Une VEE pour la faune a été obtenue en calculant la dose journalière acceptable de la substance pour le vison et la loutre. Un modèle d'énergétique fondé sur le modèle général d'exposition de la faune tiré de l'Exposure Factors Handbook de l'Environmental Protection Agency (EPA) a été utilisé (U.S. EPA, 1993).

$$DJA = \left[TML \left(\frac{C_i \cdot P_i}{GE_i \cdot AE_i} \right) \right] \cdot Pt$$

où :

- DJA = dose journalière acceptable (mg/kg-mc par jour)
- TML = taux métabolique libre normalisé du récepteur faunique d'intérêt (250 kcal/kg-mc par jour pour le vison et la loutre de rivière)
- C_i = concentration de contaminant dans la i ème espèce proie (mg/kg-mc) (voir ci-dessous)
- P_i = pourcentage de la i ème espèce proie dans le régime (sans unité) (valeur par défaut : 35 % pour le vison, et 100 % pour la loutre)
- GE_i = énergie brute de la i ème espèce proie (valeur par défaut = 850 kcal/kg-mc de proie)
- AE_i = efficacité d'assimilation de la i ème espèce proie par le récepteur faunique (valeur par défaut = 0,91)
- Pt = pourcentage de temps passé par le récepteur dans la zone contaminée (= 9 % pour le vison, et 0,06 % pour la loutre).

Le modèle incorporait le taux métabolique des récepteurs fauniques d'intérêt (le vison et la loutre), le pourcentage d'absorption de la nourriture par les récepteurs et le temps passé par les animaux dans la zone contaminée (la rivière Sainte-Claire), qui est fondé sur l'aire typique habitée par les récepteurs fauniques.

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

La concentration de la substance dans un poisson (C_i) doit être calculée en se fondant sur la valeur la plus élevée de la VEE_{eau} et un FBA. Ce dernier a été calculé à l'aide du modèle modifié de Gobas (Gobas et Arnot, 2003). Il représente une chaîne alimentaire benthique/pélagique et calcule l'accumulation due à toutes les sources dans un poisson du milieu de la chaîne alimentaire qui serait habituellement mangé par un mammifère piscivore.

$$C_i = VEE_{\text{eau}} \cdot \text{FBA}$$

où :

- C_i = concentration dans un poisson proie (mg/kg-mc)
 VEE_{eau} = VEE calculée pour l'eau de surface (mg/L) (voir la section sur les concentrations en milieu aquatique)
FBA = facteur de bioaccumulation pour la substance (L/kg) (voir la section sur le devenir dans l'environnement et le partage)

$$C_i = 0,0014 \cdot 25 = 0,035$$

Le modèle a calculé que la VEE était de 0,0004 mg/kg-mc par jour pour le vison et de 0,000 007 mg/kg-mc par jour pour la loutre.

Caractérisation des effets

Effets biotiques

Les principales études de toxicité du DNOC pour les organismes dans différents milieux naturels sont indiquées dans les tableaux 6 à 9. Les études portant principalement sur la toxicité aiguë du DNOC pour les microorganismes, les invertébrés aquatiques, les insectes, les invertébrés terrestres et les vertébrés ont été relevées dans les publications. On n'a pas trouvé de données sur la toxicité aiguë ou chronique en milieu marin.

Tableau 6 : Toxicité du DNOC pour les organismes aquatiques

Organisme	Paramètre ¹	Concentration (mg/L)	Référence
Microorganismes			
Bactérie <i>Pseudomonas putida</i>	Seuil de toxicité, CE_3 après 16 heures (croissance)	16	Bringmann et Kühn, 1980
Cyanobactérie <i>Microcystis aeruginosa</i>	Seuil de toxicité, CE_3 après 72 heures (croissance)	0,15	Bringmann et Kühn, 1978
Algue verte <i>Scenedesmus quadricauda</i>	Seuil de toxicité, CE_3 après 7 jours (croissance)	13	Bringmann et Kühn, 1980
Algue verte	CE_{50} après 96 heures (biomasse)	6	Sewell <i>et al.</i> , 1995a

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Organisme	Paramètre ¹	Concentration (mg/L)	Référence
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE ₅₀ après 48 heures (vitesse de croissance)	12	Sewell <i>et al.</i> , 1995a
Protozoaire <i>Entosiphon sulcatum</i>	Seuil de toxicité, CE ₅ après 72 heures (croissance)	5,4	Bringmann et Kühn, 1980
Protozoaire <i>Chilomonas paramecium</i>	Seuil de toxicité, CE ₅ après 72 heures (croissance)	5,4	Bringmann et Kühn, 1981
Protozoaire <i>Uronaemia parduczi</i>	Seuil de toxicité, CE ₅ après 72 heures (croissance)	0,012	Bringmann et Kühn, 1981
Plantes aquatiques			
<i>Lemna minor</i>	Vitesse de croissance spécifique, exposition pendant 7 jours	0,32	Sloof et Canton, 1983
Invertébrés aquatiques			
Puce d'eau <i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ après 24 heures	5,7	van der Hoeven, 1984
	CL ₅₀ après 14 jours	1,6	van der Hoeven, 1984
	CSEO après 14 jours (reproduction)	0,6	van der Hoeven, 1984
	CL ₅₀ après 24 heures	2,3	Kühn <i>et al.</i> , 1989
	CL ₅₀ après 24 heures	1,5	Kühn <i>et al.</i> , 1989
	CSEO après 24 heures (mortalité)	1,3	Kühn <i>et al.</i> , 1989
	CSEO après 21 jours (reproduction)		
Puce d'eau <i>Daphnia pulex</i>	CE ₅₀ après 48 heures CL ₅₀ après 3 heures (sel de sodium du DNOC)	0,145 3,5	Mayer et Ellersieck, 1986 PAN, 2004
Puce de mer <i>Gammarus fasciatus</i>	CL ₅₀ après 96 heures	0,11	Mayer et Ellersieck, 1986
Insectes			
<i>Pteronarcys californica</i>	CL ₅₀ après 96 heures	0,32	Mayer et Ellersieck, 1986
Vertébrés (poissons)			
Crapet arlequin <i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ après 96 heures	0,95	Sewell <i>et al.</i> , 1995b
	CL ₅₀ après 96 heures	0,36	Mayer et Ellersieck, 1986
Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ après 96 heures	0,45	Sewell <i>et al.</i> , 1995c
	CSEO après 96 heures	0,32	Sewell <i>et al.</i> , 1995c
	CL ₅₀ après 96 heures	0,066	Mayer et Ellersieck, 1986
Saumon de l'Atlantique <i>Salmo salar</i>	CL ₅₀ après 96 heures	0,20	Zitko <i>et al.</i> , 1976
Crapet arlequin <i>Lepomis macrochirus</i>	CL ₅₀ après 96 heures	0,23	Buccafusco <i>et al.</i> , 1981
Cyprin doré <i>Carassius auratus</i>	CL ₅₀ après 48 heures (sel de sodium du DNOC)	0,45	PAN, 2004
Carpe <i>Cyprinus carpio</i>	CSEO après 13 jours (pH compris entre 6,9 et 9,0) CSEO après 13 jours (pH de 7,8) CSEO après 13 jours (pH de 9,0)	≤ 0,25 0,5–1,0 aucun effet	Ghillebaert <i>et al.</i> , 1995
Carpe <i>Cyprinus carpio</i>	CL ₅₀ après 48 heures (sel de sodium du DNOC)	0,17	PAN, 2004
Medaka <i>Oryzias latipes</i>	CL ₅₀ après 48 heures (sel de sodium du DNOC)	0,20	PAN, 2004

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

¹ CE = concentration efficace; CL₅₀ = concentration létale médiane; CSEO = concentration sans effet observé.

Tableau 7 : Toxicité aiguë du DNOC pour les plantes terrestres

Organisme	Paramètre ¹	Concentration (mg/L)	Référence
Tabac <i>Nicotiana sylvestris</i>	DE ₅₀	0,466	Strube <i>et al.</i> , 1991

¹ DE₅₀ = dose efficace médiane.

Tableau 8 : Toxicité aiguë du DNOC pour les invertébrés terrestres

Organisme	Paramètre	Concentration	Référence
<i>Lombric Eisenia fetida</i>	CL ₅₀ après 7 jours	17 mg de DNOC/kg de sol	van der Hoeven, 1992
	CL ₅₀ après 14 jours	15 mg de DNOC/kg de sol	
	CSEO après 14 jours	10 mg de DNOC/kg de sol	
Abeilles domestiques <i>Apis mellifera</i>	DL ₅₀ (par ingestion)	2,04 ± 0,25 µg de DNOC/abeille	Beran et Neururer, 1955
	DL ₅₀ (par contact)	406 ± 27 µg de DNOC/abeille	

Tableau 9 : Toxicité du DNOC pour les vertébrés terrestres

Organisme	Paramètre	Concentration (mg/kg-mc)	Référence
Caille du Japon <i>Coturnix japonica</i>	DL ₅₀ après 24 heures	14,8 (IC ¹ de 95 % = 13–17)	Dickhaus et Heisler, 1980
Caille du Japon <i>Coturnix japonica</i>	CL ₅₀ après 8 jours	106	Til et Kengen, 1980
Faisans	DL ₅₀	8,4	Janda, 1970
Perdrix	DL ₅₀	8,3	Janda, 1970
Rats	DMEO après 90 jours	2,5 (par jour)	Den Tonkelaar <i>et al.</i> , 1983

¹ IC = intervalle de confiance

Le vertébré aquatique le plus sensible signalé dans les publications est la truite arc-en-ciel (Mayer et Ellersieck, 1986; Sewell *et al.*, 1995c). Les valeurs de la CL₅₀ mentionnées par ces auteurs sont respectivement de 0,066 et de 0,45 mg/L. L'étude portant sur la CL₅₀ après 96 heures mentionnée par Sewell *et al.* (1995c) est inédite, mais elle a été citée dans un rapport évalué par les pairs (PISSC, 2000). Le saumon de l'Atlantique et le crapet arlequin sont aussi des espèces sensibles dont les valeurs de la CL₅₀ après 96 heures sont respectivement de 0,20 et de 0,23 mg/L (Zitko *et al.*, 1976; Buccafusco *et al.*, 1981).

L'effet du DNOC sur les vertébrés terrestres (le vison et la loutre), c'est-à-dire la valeur critique de la toxicité pour la faune, ou VCT, a été calculé à l'aide des données sur la toxicité à dose répétée par voie orale pour les mammifères (des rats) mentionnées pour la substance (2,5 mg/kg-mc par jour dans une étude sur l'exposition dans le régime des rats pendant 90 jours, dose minimale avec effet observé (DMEO) (Den Tonkelaar *et al.*, 1983). La VCT_{faune} a été calculée au moyen de la valeur chronique (moyenne géométrique de la concentration sans effet observé [CSEO] et de la DMEO) tirée de l'étude sur les rats et corrigée pour la masse corporelle d'une espèce sentinelle

prédictive (Sample *et al.*, 1996). Dans le cas présent, le vison et la loutre de rivière sont les espèces sentinelles prédictives.

La VCT_{faune} est donc calculée comme suit :

$$VCT_{\text{faune}} = VCh_{\text{eu}} \cdot (MC_{\text{eu}}/MC_{\text{esp}})$$

où :

VCh_{eu} = valeur chronique pour l'espèce utilisée (moyenne géométrique de la DMEO [2,5 mg/kg-mc par jour] et de la CSEO [0,25 mg/kg-mc par jour] = 0,8 mg/kg-mc par jour)

MC_{eu} = masse corporelle moyenne de l'espèce utilisée (0,35 kg)

MC_{esp} = masse corporelle de l'espèce sentinelle prédictive (0,807 kg pour le vison, et 6,01 kg pour la loutre) (Martin, 2004).

Donc, $VCT_{\text{faune}} = 0,8 \times (0,35/0,807) = 0,35$ pour le vison, et $0,8 \times (0,35/6,01) = 0,047$ pour la loutre.

La $VESEO_{\text{faune}}$ est calculée comme suit au moyen de la VCT_{faune} :

$$VESEO_{\text{faune}} = VCT_{\text{faune}}/C$$

où :

$VESEO_{\text{faune}}$ = valeur estimée sans effet observé pour la faune (mg/kg-mc par jour)

C = coefficient (pour tenir compte de la variation interspécifique, et de l'extrapolation des données de laboratoire aux données sur le terrain) (10).

Par conséquent, la $VESEO_{\text{vison}}$ est de 0,035 mg/kg-mc par jour, et la $VESEO_{\text{loutre}}$ est de 0,0047 mg/kg-mc par jour.

Effets non biotiques

Appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique

Le potentiel de destruction de l'ozone (PDO) d'une substance est le rapport entre le changement calculé dans la colonne d'ozone pour chaque unité de masse d'un gaz rejeté dans l'atmosphère et l'appauvrissement calculé pour une masse égale du gaz de référence CFC-11 (le chlorofluorocarbure-11), une substance destructrice de l'ozone dont le PDO est de 1. La formule utilisée pour calculer le PDO s'applique seulement aux substances contenant des atomes de chlore ou de brome. Comme le DNOC ne contient pas d'atomes de ce genre, son PDO est de zéro, et on conclut qu'il ne contribue pas à l'appauvrissement de la couche d'ozone.

Formation d'ozone troposphérique

Pour calculer la formation d'ozone troposphérique, un indice du potentiel de formation photochimique d'ozone (PFPO) est utilisé (Environnement Canada, 1996). Le PFPO est une mesure de l'efficacité relative de la formation d'ozone par une unité de masse de substance organique comparativement à celle d'une masse équivalente d'éthène. Par définition, le PFPO de l'éthène est de 100.

La formation épisodique d'ozone peut être calculée au moyen d'une échelle de réactivité fondée sur la constante de vitesse de la réaction entre le radical hydroxyle et l'hydrocarbure ainsi que du poids moléculaire de la substance étudiée comparativement à l'éthène :

$$\text{PFPO} = (k_s/M_s) (M_{\text{éthène}}/k_{\text{éthène}}) \times 100$$

où :

k_s = constante de vitesse de la réaction à 298 K entre le radical hydroxyle et la substance ($3,0 \times 10^{-11}$ cm³/mole par seconde)

$k_{\text{éthène}}$ = constante de vitesse de la réaction à 298 K entre le radical hydroxyle et l'éthène ($8,5 \times 10^{-12}$ cm³/mole par seconde)

M_s = masse moléculaire de la substance (198,13 g/mole pour le DNOC)

$M_{\text{éthène}}$ = masse moléculaire de l'éthène (28 g/mole).

Le PFPO du DNOC est de 50.

Même s'il est reconnu que le DNOC peut contribuer à la formation d'ozone troposphérique, sa contribution dépend de sa concentration et de sa réactivité comparativement à celles d'autres composés organiques volatils (COV) dans une région. Néanmoins, le DNOC est un COV réactif. Les COV « participant à des réactions photochimiques atmosphériques » ont été ajoutés en tant que catégorie à l'annexe 1 de la LCPE (1999) (Liste des substances toxiques) en juillet 2003 et sont assujettis à diverses activités de gestion des risques portant sur l'ensemble de ces substances plutôt que sur chacune d'elles. Puisque ces COV figurent déjà dans l'annexe 1, la capacité d'une substance existante donnée de participer à des réactions photochimiques ne permet pas de conclure qu'elle est toxique au sens de l'article 64 de la LCPE (1999).

Il faut aussi noter que les rejets de DNOC ne résultant pas de son utilisation comme pesticide se font probablement en milieu aquatique et qu'une faible partie de cette substance passe dans l'atmosphère. La mesure dans laquelle le DNOC peut se former dans l'atmosphère à partir de polluants précurseurs et le mécanisme de cette formation ne sont pas encore bien connus.

Potentiel de réchauffement planétaire

Le potentiel de réchauffement planétaire (PRP) est le rapport entre le réchauffement calculé pour chaque unité de masse d'un gaz rejeté dans l'atmosphère et le réchauffement calculé

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

pour un gaz de référence, le CFC-11. On a calculé que le PRP du DNOC était de $7,2 \times 10^{-12}$; il est donc peu probable que cette substance contribue pour la peine aux changements climatiques.

Caractérisation du risque

Dans le cadre de la caractérisation du risque, un ensemble de faits comprend l'examen des quotients de risque pour déterminer les effets écologiques potentiels. D'autres facteurs qui influent sur les risques actuels ou potentiels, comme la persistance, la bioaccumulation et les tendances des concentrations ambiantes, sont aussi pris en compte.

Analyse des quotients de risque

Les résultats critiques pour l'exposition et les effets ainsi que les quotients de risque sont résumés dans le tableau 10 et décrits plus en détail ci-dessous.

Tableau 10 : Résumé des données utilisées dans l'analyse des quotients de risque (QR) pour le DNOC

Scénario	VEE	VCT	C ¹	VESEO	QR (VEE/ VESEO)
Organismes pélagiques					
Rejet industriel; truite arc-en-ciel	0,0014 mg/L	0,26 mg/L	100	0,0026 mg/L	0,54
Chute de pluie; truite arc-en-ciel	0,0025 mg/L	0,26 mg/L	10	0,026 mg/L	0,096
Organismes du sol					
Lombric	0,1 mg/kg	15 mg/kg de poids sec	100	0,15 mg/kg de poids sec	0,67
Consommateurs fauniques					
Vison	0,0004 mg/kg-mc par jour	0,35	10	0,035 mg/kg-mc par jour	0,011
Loutre de rivière	0,000 007 mg/kg-mc par jour	0,047	10	0,0047 mg/kg-mc par jour	0,0015

¹ C = coefficient

Organismes pélagiques

Dans le cas des organismes pélagiques, un quotient de risque a été calculé à l'aide de la moyenne des valeurs de la CL₅₀, après 96 heures pour la truite arc-en-ciel, mentionnées par Mayer et Ellersieck (1986) (0,066 mg/L) et par Sewell *et al.* (1995c) (0,45 mg/L). La moyenne des deux études, soit 0,26 mg/L, est la VCT.

En ce qui concerne le *scénario de rejet industriel*, si le traitement dans une SEEU est pris en compte (efficacité d'élimination de 27 %), la VEE sera de 0,0014 mg/L. Si l'on divise la VCT par un coefficient de 100 pour tenir compte de l'extrapolation de la toxicité aiguë à la toxicité chronique, des variations intraspécifiques et interspécifiques, des paramètres biologiques dont la

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

sensibilité est différente et de l'extrapolation des données de laboratoire aux données de terrain, la valeur de la VESEO est de 0,0026 mg/L.

Le quotient de risque est donc calculé comme suit :

$$\frac{VEE}{VESEO} = \frac{0,0014 \text{ mg/L}}{0,0026 \text{ mg/L}} = 0,54$$

Même si l'on tient compte de l'élimination dans une SEEU, le scénario est prudent surtout en raison de la quantité considérable de DNOC présumément utilisée par une seule installation.

La valeur maximale de la VEE dans le *scénario de la chute de pluie* a été estimée à 0,0025 mg/L sans prendre en compte le traitement dans une SEEU parce qu'on a présumé qu'il s'agissait d'une forte chute de pluie. Comme la chute de pluie est un scénario d'exposition aiguë, il n'est pas nécessaire que le coefficient tienne compte de l'extrapolation de la toxicité aiguë à la toxicité chronique. Par conséquent, si l'on divise par un coefficient de 10 la même VCT de 0,26 mg/L pour la truite arc-en-ciel, on obtient une VESEO de 0,026 mg/L. Le quotient de risque est donc calculé comme suit :

$$\frac{VEE}{VESEO} = \frac{0,0025 \text{ mg/L}}{0,026 \text{ mg/L}} = 0,096$$

Organismes du sol

Les concentrations de DNOC dans les sols canadiens n'ont pas été quantifiées. Le MEEQ (1994) n'a pas décelé cette substance dans 161 échantillons de sol prélevés en Ontario. La limite de détection de la méthode, soit 0,1 mg/kg (100 ng/g), servira de substitut pour la concentration de DNOC dans le sol canadien et elle est choisie comme la VEE.

Une étude des effets du DNOC sur les organismes terrestres a été relevée dans les publications. La CL_{50} d'une étude de toxicité aiguë de 14 jours sur le lombric est de 15 mg/kg de sol. Cette valeur est choisie comme la VCT pour l'exposition des organismes du sol au DNOC. Si on la divise par un coefficient de 100 pour tenir compte de l'extrapolation des conditions de laboratoire à celles sur le terrain, du rapport entre la toxicité aiguë et la toxicité chronique ainsi que des variations interspécifiques et intraspécifiques de sensibilité, on obtient une VESEO de 0,15 mg/kg.

Le quotient de risque pour les organismes du sol est donc calculé comme suit :

$$\frac{VEE}{VESEO} = \frac{0,1 \text{ mg/kg}}{0,15 \text{ mg/kg}} = 0,67$$

Faune aquatique

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Les VEE pour le vison et la loutre de rivière ont été respectivement estimées à 0,0004 et à 0,000 007 mg/kg-mc par jour. La VESEO calculée pour le vison est de 0,035 mg/kg-mc par jour et de 0,0047 mg/kg-mc par jour pour la loutre de rivière.

Les quotients de risque pour la faune aquatique sont donc calculés comme suit :

$$\frac{VEE_{\text{vison}}}{VESEO_{\text{vison}}} = \frac{0,0004 \text{ mg/kg-mc par jour}}{0,035 \text{ mg/kg-mc par jour}} = 0,011$$

$$\frac{VEE_{\text{loutre}}}{VESEO_{\text{loutre}}} = \frac{0,000 007 \text{ mg/kg-mc par jour}}{0,0047 \text{ mg/kg-mc par jour}} = 0,0015$$

Organismes benthiques

On n'a pas relevé de données de surveillance pour le DNOC dans les sédiments au Canada. Lorsqu'elle est rejetée dans l'eau, cette substance n'est que modérément adsorbée sur les sédiments aquatiques (PISSC, 2000). D'après une simulation de niveau III du devenir dans plusieurs milieux, il est probable que 1 % seulement du DNOC passe dans les sédiments, ce qui porte à croire que l'exposition des organismes benthiques à cette substance sera minimale.

Analyse du poids de la preuve

L'analyse des quotients de risque pour les organismes pélagiques et du sol ainsi que pour la faune a démontré qu'il était improbable que ces organismes soient actuellement exposés à des concentrations de DNOC supérieures aux seuils d'exposition connus produisant un effet. Cette conclusion est fondée sur les chiffres actuels des importations, les endroits où le DNOC est utilisé à l'échelle industrielle et l'état actuel des connaissances de la chimie atmosphérique de cette substance.

Un scénario prudent fondé sur les concentrations de DNOC présent dans les précipitations et qui pourrait probablement pénétrer dans les eaux réceptrices canadiennes porte à croire que cette source présente peu de risque pour les organismes aquatiques.

En outre, les estimations modélisées des rejets industriels dans la rivière Sainte-Claire indiquent que le DNOC n'a probablement pas d'effets nocifs sur les organismes pélagiques ou benthiques. Cette conclusion est fondée sur un scénario prudent de rejet élaboré pour la seule entreprise qui importe la substance et qui déclare actuellement des rejets de DNOC à l'INRP, même si elle n'a pas déclaré de rejets dans l'eau.

Bien que la sorption soit faible aux valeurs du pH que l'on retrouve dans l'environnement, on a constaté que la lixiviation du DNOC dans l'eau souterraine était peu importante, probablement en raison de la biodégradation de cette substance.

Les sources potentielles de rejet du DNOC dans l'environnement sont l'air et l'eau. Les propriétés du DNOC permettent d'affirmer que cette substance est persistante dans l'air, sans être bioaccumulable. Les chiffres de la modélisation du transport à longue distance indiquent que le DNOC peut être transporté sur des distances modérées, et que sa concentration diminue à mesure que la latitude augmente.

Conclusions proposées pour l'environnement

Le DNOC satisfait aux critères de catégorisation en raison de sa persistance dans l'air et de sa toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Il n'est pas bioaccumulable.

La comparaison des seuils d'exposition produisant un effet avec les valeurs prudentes de l'exposition pour différents milieux indique que les quotients de risque sont inférieurs à 1. On croit que le DNOC est utilisé par un petit nombre d'installations industrielles au Canada.

À la lumière des données existantes et du poids de la preuve, il est proposé que le DNOC ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet sur l'environnement ou sur la diversité biologique ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Autres considérations

D'après un scénario de rejet utilisant des données européennes de surveillance pour déterminer les effets des concentrations de DNOC présent dans les précipitations et rejeté dans les cours d'eau canadiens, il existe une faible probabilité de risque. Il s'agit d'un scénario prudent qui comporte toutefois beaucoup d'incertitude. En Europe, des études sont en cours afin de savoir jusqu'à quel degré et comment le DNOC se forme dans l'atmosphère. À mesure que la science évolue ou que des données canadiennes de surveillance deviennent disponibles, ces renseignements pourraient servir à établir des priorités en ce qui concerne la nécessité d'une évaluation plus poussée.

Incertitudes

Des incertitudes sont liées au calcul des VESEO utilisées dans la présente évaluation. Toutefois, un nombre modéré d'études empiriques provenant de différentes sources a été relevé, ce qui accroît la confiance dans les valeurs. Des coefficients variant entre 10 et 100 ont été utilisés pour tenir compte des lacunes concernant la toxicité chronique, les effets sur le terrain et les effets sur des espèces pouvant être plus sensibles. On n'a pas relevé de données sur les effets pour les espèces marines.

Il existe très peu de données canadiennes de surveillance pour le DNOC, et celles qui ont été relevées étaient assez anciennes. Dans le but de suppléer à la quantité limitée de données empiriques et de mieux connaître les concentrations de DNOC qui peuvent exister dans l'environnement, les rejets ont été calculés, et le devenir ainsi que l'exposition ont été modélisés.

La pénétration du DNOC dans l'environnement en provenance de deux sources, les rejets industriels et les précipitations entraînant cette substance présente dans l'atmosphère, a été étudiée. Pour tenir compte de l'incertitude considérable liée à ces estimations, des hypothèses prudentes ont été avancées pour assurer que les erreurs protégeraient l'environnement.

Bien que les installations industrielles n'aient pas déclaré de rejets directs de DNOC dans l'eau, un scénario prudent a été élaboré afin de calculer les rejets possibles provenant d'une source industrielle. Dans ce scénario, les hypothèses suivantes ont été avancées : une estimation de la limite supérieure de la quantité de DNOC pouvant être utilisée par une seule installation, une estimation légèrement prudente de la fraction de la substance habituellement rejetée en raison des méthodes de manutention d'une substance utilisée en vrac, et une estimation du centile inférieur du débit pour le plan d'eau récepteur utilisé dans le scénario. Le débit de la rivière Sainte-Claire a été utilisé dans le scénario d'exposition parce qu'il y a lieu de croire que la seule installation canadienne utilisant actuellement d'importantes quantités de DNOC se trouve au voisinage de cette rivière. Le débit de ce cours d'eau est extrêmement rapide, et les effluents sont donc dispersés très rapidement. S'il existait des installations rejetant d'importantes quantités de DNOC dans des plans d'eau de moindre envergure, les hypothèses avancées n'accorderaient peut-être pas suffisamment de protection. Il y a toutefois lieu de croire qu'il n'existe pas actuellement d'autres importants utilisateurs de DNOC au Canada.

Pour calculer l'exposition possible au DNOC provenant de l'atmosphère et présent dans les précipitations, on a présumé de façon prudente que la concentration dans l'atmosphère au Canada serait semblable à celle dans les régions plus fortement peuplées de l'Europe, que la chute de pluie serait particulièrement forte, qu'un pourcentage élevé des précipitations en provenance d'une subdivision de recensement serait rejeté dans le plan d'eau récepteur à partir d'une seule source de rejets, et que la SEEU urbaine n'éliminerait pas le DNOC. En particulier, l'hypothèse selon laquelle les concentrations atmosphériques au Canada seraient les mêmes que les concentrations moyennes ou élevées en Allemagne, un pays beaucoup plus peuplé et industrialisé, est incertaine. Il y a lieu de croire que l'utilisation dans le scénario de données de surveillance provenant de l'Allemagne est une hypothèse prudente, mais les origines du DNOC présent dans l'atmosphère ne sont pas encore bien connues, et on n'a pas trouvé de données canadiennes de surveillance de l'atmosphère permettant de faire une comparaison.

Références

- Alber, M., H.B. Böhm, J. Brodesser, J. Feltes, K. Levsen et H.F. Schöler. 1989. Determination of nitrophenols in rain and snow. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 334: 540–545.
- ASTER (Assessment Tools for the Evaluation of Risk). Version 1.0. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota.
- Atkinson, R. 1987. Kinetics and mechanisms of the gas-phase reactions of the hydroxyl radical with organic compounds. *Int. J. Chem. Kinet.* 19: 799–828.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1995. Toxicological profile for dinitrocresols. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, Géorgie. 204 p.
- Belloli, R., E. Bolzacchini, L. Clerici, B. Rindone et G. Sesana. 2000. Nitrophenols in air and rainwater. Division of Environmental Chemistry Preprints of Extended Abstracts 40(1): 378–381.
- Beran, F. et J. Neururer. 1955. About understanding of the effects for pesticides on the honey bee (*Apis mellifera* L.). Hazards of pesticides to honey bees. *Pflanzenschutzberichte* 15(8/12): 97–147 [cité dans PISSC, 2000].
- Bossi, R. et H.V. Andersen. 2003. A multiresidue method for the determination of pesticides and selected nitrophenols in the atmosphere. Dans : A.A.M. Del Re, E. Capri, L. Padovani et M. Trevisan (éd.), Pesticides in air, plant, soil and water systems. Compte rendu du 12^e Symposium sur la chimie des pesticides, Piacenza, Italie, du 4 au 6 juin 2003. La Goliardica Pavese s.r.l., Pavie, Italie. p. 781–788.
- Bringmann, G. et R. Kühn. 1978. Grenzwerte der schadwirkung wassergefährdender stoffe gegen blualgen (*Microcystis aeruginosa*) und Grünalgen (*Scenedesmus quadricauda*) im Zellvermehrungshemmtest. *Vom Wasser* 50: 45–60.
- Bringmann, G. et R. Kühn. 1980. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test. *Water Res.* 14: 231–241.
- Bringmann, G. et R. Kühn. 1981. Vergleich der wirkung von schadstoffen auf flagellate sowie ciliate bzw auf holozoische bakterienfressende sowie saprozoische protozoen. *Gwf-Wasser/Abwasser* 122: 308–313.
- Brouwer, E.T. et U.A. Brinkman. 1994. Determination of phenolic compounds in surface water using on-line liquid chromatographic precolumn-based column switching techniques. *J. Chromatogr.* 678: 223–231.

Buccafusco, R.J., S.J. Ells et G.A. LeBlanc. 1981. Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 26(4): 446–452 [cité dans U.S. EPA, 1986a].

CLogP. v. 3.3. Biobyte Corporation

Callahan, M.A., M.W. Slimak, N.W. Gabel, I.P. May, C.F. Fowler, J.R. Freed, P. Jennings, R.L. Durfee, F.C. Whitmore, B. Maestri, W.R. Mabey, B.R. Holt et C. Gould. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. Vol. 2. Office of Water and Waste Management and Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (EPA-440/4-79-029b; PB-204381).

Cardellicchio, N., S. Cavalli, V. Piangerelli, S. Giandomenico et P. Ragone. 1997. Determination of phenols in environmental samples by liquid chromatography–electrochemistry. *Fresenius J. Anal. Chem.* 358(6): 749–754.

CEMC (Canadian Environmental Modelling Centre). 2004. Modèle de station d'épuration des eaux usées (SEEU), version 2.10. Trent University, Peterborough, Ontario. Disponible à l'adresse <http://www.trentu.ca/cemc/models/STP210.html> (téléchargé en juin 2005).

CEMC (Canadian Environmental Modelling Centre). 2002. Modèle de fugacité de niveau III, version 2.7 datée de mars 2002. Trent University, Peterborough, Ontario. Disponible à l'adresse <http://www.trentu.ca/cemc/models/L3270.html> (téléchargé en mars 2004).

ChemFinder: <http://www.chemfinder.com> (consulté le 17 septembre 2003).

Danish Environmental Protection Agency. 2001. Pesticides in air and in precipitation and effects on plant communities. Pesticides Research No. 57. Disponible à l'adresse http://www.mst.dk/udgiv/publications/2001/87-7944-929-8/html/helepubl_eng.htm.

Davi, M.L. et F. Gnudi. 1999. Phenolic compounds in surface water. *Water Res.* 14: 3213–3219.

Den Tonkelaar, E.M., F.Z.R. Van Leeuwen et C. Kuiper. 1983. Semichronic toxicity of DNOC in the rat. *Meded. Fac. Landbouwwet. Rijksuniv. Gent* 48(4): 1015–1022 [cité dans Santé Canada, 2004].

DeVault, D.S. 1985. Contaminants in fish from Great Lakes harbors and tributary mouths. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14: 587–594 [cité dans Santé Canada, 2004].

Dickhaus, S. et E. Heisler. 1980. Acute toxicity of technical active substance DNOC (99±1%) after oral administration to quail. Pharmatox, Hanovre, Allemagne (Pharmatox Study No. 1-8-239-80; rapport inédit rédigé pour Ruhr-Stickstof AG) [cité dans PISSC, 2000].

Duyzer, J. et V.W. Vonk. 2002. Deposition of persistent organic compounds and pesticides to water surfaces in the Netherlands. *Dans* : P.M. Mindgley et M. Reuther (éd.), Transport and chemical transformation in the troposphere: compte rendu du Symposium EUROTRAC de 2002, Garmisch-Partenkirchen, Allemagne, du 11 au 15 mars 2002. p. 1–4.

Environnement Canada. 1990. Quantity and use pattern information relating to the Domestic Substances List 1984–1986. Data collected with respect to subsection 25(1) (CEPA 1988) and following procedures stated in Environment Canada. 1988. Reporting for the Domestic Substances List. Ministère des Approvisionnements et Services (DSS Cat. No. En 40-364/1988E).

Environnement Canada. 1996. Ecological risk assessments of priority substances under the *Canadian Environmental Protection Act*. Document-ressource. Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Ottawa, Ontario.

Environnement Canada. 2003a. Phenol, 2-methyl-4,6-dinitro- (CAS RN 534-52-1). Preliminary report of section 71 (CEPA 1999). Notice with respect to certain substances on the Domestic Substances List (DSL). Février 2003. Direction des substances existantes, Environnement Canada. p. 13.

Environnement Canada. 2003b. Inventaire national des rejets de polluants. Résumé pluriannuel.

Environnement Canada. 2003c. ChemSim. Chemical release and dispersion analysis application. Mis au point par le Centre d'hydraulique canadien, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa, Ontario.

EPIWIN version 3.11. Comprend AOPWIN (v. 1.91), BCFWIN (v. 2.15), BIOWIN (v. 4.01), ECOSAR (v. 0.99g), HENRYWIN (v. 3.10), KOWWIN (v. 1.67), MPBPWIN (v. 1.41), PCKOCWIN (v. 1.66), et WSKOW (v. 1.41). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Fowler, B.R. et D. Hope. 1984. Detailed organic analysis of surficial sediment from abandoned artificial petroleum exploration islands in the Beaufort Sea. Rédigé pour le Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Yellowknife, T.N.-O., par Arctic Laboratories Ltd., Inuvik, T.N.-O., 52 p. + annexes.

Ghillebaert, F., C. Chaillou, F. Deschanps et P. Roubaud. 1995. Toxic effects, at three pH levels, of two reference molecules on common carp embryo. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 32: 19–28.

Gobas, F.A.P.C. et J. Arnot. 2003. Categorization of organic substances on the Domestic Substances List for bioaccumulation potential. Rédigé pour la Direction des substances existantes, Environnement Canada. 15 juin 2003. 109 p.

- Hallberg, G.R. 1989. Pesticide pollution of groundwater in the humid United States. *Agric. Ecosyst. Environ.* 25: 299–367 [cité dans PISSC, 2000].
- Howard, P., R. Boethling et W. Jarvis. 1991. Handbook of environmental degradation rates. Lewis Publishers, Boca Raton, Floride.
- HSDB (Hazardous Substances Data Bank): <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/>
- Jafvert, C.D. 1990. Sorption of organic acid compounds to sediments: initial model development. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 1259–1268.
- Janda, J. 1970. On the toxicity of DNOC to pheasants, partridges and hares. *Sci. Agric. Bohem.* 2(4): 301–312 [cité dans PISSC, 2000].
- Kelly, T.J., R. Mukund, C.W. Spicer et A.J. Pollock. 1994. Concentrations and transformations of hazardous air pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 28(8): 378a–387a.
- Kühn, R., M. Pattard, K.-D. Pernak et A. Winter. 1989. Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. *Water Res.* 23(4): 501–510.
- Leuenberger, D., J. Czuczwa, J. Tremp et W. Giger. 1988. Nitrated phenols in rain: atmospheric occurrence of phytotoxic pollutants. *Chemosphere* 17(3): 511–515.
- Lüttke, J. et K. Levsen. 1997. Phase partitioning of phenol and nitrophenols in clouds. *Atmos. Environ.* 31(16): 2649–2655.
- Lüttke, J., K. Levsen, K. Acker, W. Wieprecht et D. Möller. 1999. Phenols and nitrated phenols in clouds at Mount Brocken. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 74(1–4): 69–89.
- Martin, P. 2004. Communication personnelle. Service canadien de la faune, Région de l'Ontario, Environnement Canada.
- Mayer, R.L., Jr. et M.R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. 508 p. (Resource Publication 160).
- MEEO (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario). 1994. Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. Queen's Printer for Ontario, Toronto, Ontario (ISBN 0-7778-1979-1).
- Migaszewski, Z.M. 1999. Determining organic compounds in soils and vegetation of the Holy Cross Mtns, Poland. *Water Air Soil Pollut.* 111(1–4): 123–138.

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Mill, T. et W. Mabey. 1985. Photochemical transformation. *Dans* : W.B. Neely et G.E. Blau (éd.), *Environmental exposure from chemicals*. Vol. 1. CRC Press, Boca Raton, Floride [cité dans U.S. EPA, 1986a].

MMP version 1.44. Syracuse Research Corporation, Syracuse, New York.

Mogensen, B.B. et N.H. Spliid. 1995. Pesticides in Danish watercourses: occurrence and effects. *Chemosphere* 31(8): 3977–3990.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River point source survey 1979–1980. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ontario, et Environnement Canada, Ottawa, Ontario. 194 p.

Nojima, K., K. Fukaya et S. Fukui. 1976. Studies of photochemistry of aromatic compounds. *Chemosphere* 2: 25–30.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 2003. Manual for investigation of HPV chemicals. Secrétariat de l'OCDE, Paris, France, avril 2003. Disponible à l'adresse http://www.oecd.org/document/7/0,2340,en_2649_34379_1947463_1_1_1_1,00.html (consulté le 27 février 2004).

PALLAS. Version 4.0. pour Windows. CompuDrug Chemistry Ltd.

PAN (Pesticide Action Network North America Pesticides Database). 2004. DNOC, sodium salt — Aquatic ecotoxicity. http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC33294 (consulté le 6 avril 2004).

Paterson, B., C.E. Cowie et P.E. Jackson. 1996. Determination of phenols in environmental waters using liquid chromatography with electrochemical detection. *J. Chromatogr.* 731(1–2): 95–102.

Pietsch, J., W. Schmidt, F. Sacher, S. Fichtner et H.-J. Brauch. 1995. Pesticides and other organic micro pollutants in the river Elbe. *Fresenius J. Anal. Chem.* 353: 75–82.

PISSC (Programme international sur la sécurité des substances chimiques). 2000. Dinitro-*ortho*-cresol. Organisation mondiale de la santé, Genève. 70 p. (Critères d'hygiène de l'environnement 220).

PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement)/FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). 2002. DNOC (dinitro-*ortho*-cresol). Document d'orientation des décisions. Secrétariat provisoire de la Convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international. 32 p.

Rapport d'évaluation écologique préalable

Environnement Canada

Juillet 2006

Richartz, H., A. Reischl, F. Trautner et O. Hutzinger. 1990. Nitrated phenols in fog. *Atmos. Environ.* 24A(12): 3067–3071.

Römpf, A., O. Klemm et H. Frank. 2001. Haloacetates and nitrophenols in fog and rain. *Dans* : P.M. Midgley, M. Reuther et M. Williams (éd.), *Transport and chemical transformation in the troposphere. Compte rendu du 6^e Symposium EUROTRAC, Garmisch-Partenkirchen, Allemagne, du 27 au 31 mars 2000.* Springer, Berlin. p. 908–911.

Sample, B.E., D.M. Opresko et G.W. Suter II. 1996. Toxicological benchmarks for wildlife: 1996 revision. Rédigé par le Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee (ES/ER/TM-86/R3). Disponible à l'adresse <http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm86r3.pdf>.

Santé Canada. 2004. Screening health assessment supporting working document, dinitro-*o*-cresol (CAS 534-52-1). Ébauche. 22 avril 2004.

Schüssler, W. et L. Nitschke. 2001. Nitrophenols in precipitation. *Chemosphere* 42: 277–283.

Schwarzenbach, R.P., R. Stierli, B.R. Folsom et J. Zeyer. 1988. Compound properties relevant for assessing the environmental partitioning of nitrophenols. *Environ. Sci. Technol.* 22(1): 83–92.

Schwarzenbach, R.P., P.M. Gschwend et D.M. Imboden. 2003. *Environmental organic chemistry*. 2^e édition. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.

Sewell, I.G., C. Mead et A.J. Bartlett. 1995a. Technical DNOC. Algal inhibition test. Safepharm Laboratories, Derby, R.-U. (Étude n^o 764/15; rapport inédit rédigé pour ELF Atochem Agri SA).

Sewell, I.G., C. Mead et A.J. Bartlett. 1995b. Technical DNOC. Acute toxicity to bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Safepharm Laboratories, Derby, R.-U. (Étude n^o 764/12; rapport inédit rédigé pour ELF Atochem Agri SA).

Sewell, I.G., C. Mead et A.J. Bartlett. 1995c. Technical DNOC. Acute toxicity to rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). Safepharm Laboratories, Derby, R.-U. (Étude n^o 764/13; rapport inédit rédigé pour ELF Atochem Agri SA).

Sloof, W. et J.H. Canton. 1983. Comparison of the susceptibility of 11 freshwater species to 8 chemical compounds. II. (Semi)chronic toxicity tests. *Aquat. Toxicol.* 4(3): 271–281.

SRC (Syracuse Research Corporation) Environmental Fate Data Base (EFDB): CHEMFATE. <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>.

SRC (Syracuse Research Corporation) PhysProp Database. Interrogé le 17 octobre 2003. <http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm>.

Strube, K., D. Janke, R. Kappler et U. Kristen. 1991. Toxicity of some herbicides to *in vitro* growing tobacco pollen tubes (the pollen test). *Environ. Exp. Bot.* 31(2): 217–222.

Til, H.P. et M.T.F. Kengen. 1980. Subacute (8-day) dietary LC₅₀ study with DNOC in Japanese quail. CIVO-TNO, Zeist, Pays-Bas (Étude n° R 6596; rapport inédit rédigé pour Pennwalt Holland bv) [cité dans PISSC, 2000].

TOPKAT. Version 6.1. 2001. Accelrys Inc.

Tremp, J., P. Mattrell, S. Fingler et W. Giger. 1993. Phenols and nitrophenols as tropospheric pollutants: emissions from automobile exhausts and phase transfer in the atmosphere. *Water Air Soil Pollut.* 68: 113–123.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1986a. Health and environmental effects profile for dinitrocresols. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 76 p. (EPA/600/X-86/197).

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1986b. Computer printout: Graphic Exposure Modeling System (GEMS) EXAMS model. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. [cité dans U.S. EPA, 1986a].

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1989. Drinking water health advisory. Pesticides. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. p. 323–334.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1993. Wildlife exposure factors handbook. Volume 1. National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (EPA/600/R-93/187). Disponible à l'adresse <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/toc2-37.pdf>.

van der Hoeven, J.C.M. 1984. Assessment of the effects of 4,6-dinitro-*o*-cresol (DNOC) on the reproduction of *Daphnia magna*. Notox Toxicological Research and Consultancy, sHertogenbosch, Pays-Bas (rapport inédit rédigé pour Pennwalt Holland bv).

van der Hoeven, J.C.M. 1992. Acute toxicity of DNOC technical to the worm species *Eisenia fetida*. TNO Institute, Delft, Pays-Bas (Étude TNO n° R91/324; rapport inédit rédigé pour Elf Atochem Agri SA) [cité dans PISSC, 2000].

Verschueren, K. 2001. Handbook of environmental data on organic chemicals. 4^e édition. John Wiley and Sons, New York, New York. p. 958–961.

Vogue, P.A., E.A. Kerle et J.J. Jenkins. 1994. OSU extension pesticide properties database. Disponible à l'adresse <http://npic.orst.edu/ppdmmove.htm> (consulté le 18 mars 2004).

Webber, M.D. 1994. Industrial organic compounds in selected Canadian municipal sludges and agricultural soils. Centre technique des eaux usées, Rockcliffe Research Management Inc., Burlington, Ontario. 100 p.

Webber, M.D. et S. Lesage. 1989. Organic contaminants in Canadian municipal sludges. *Waste Manage. Res.* 7: 63–82.

Webber, M.D. et J.A. Nichols. 1995. Organic and metal contaminants in Canadian municipal sludges and a sludge compost. Centre technique des eaux usées, Rockcliffe Research Management Inc., Burlington, Ontario. 168 p.

Zitko, V., D.W. McLeese, W.G. Carson et H.E. Welch. 1976. Toxicity of alkyldinitrophenols to some aquatic organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 16(5): 508–515.