

Mise à jour de l'évaluation préalable pour le Défi concernant le
1,1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3,3-bis[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane
(M4Q)

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
3555-47-3

Environnement Canada
Santé Canada

Mars 2015

N° de cat. : En14-224/2015F-PDF
ISBN 978-0-660-23507-3

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d'Environnement Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à enviroinfo@ec.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'environnement, 2015.

Also available in English

Sommaire

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable de la substance 1,1,1,5,5,5 hexaméthyl 3,3 bis[(triméthylsilyl) oxy]trisiloxane. Cette substance, dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service¹ est 3555-47-3, sera désignée par son acronyme commun, M4Q, dans la présente évaluation. Une priorité élevée a été accordée à l'évaluation préalable de cette substance inscrite au Défi du Plan de gestion des produits chimiques, car elle répond aux critères de la catégorisation écologique relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains et qu'elle semblait être commercialisée au Canada.

L'évaluation des risques que présente le M4Q pour la santé humaine n'a pas été jugée hautement prioritaire à la lumière des résultats fournis par les outils simples de détermination du risque d'exposition et du risque pour la santé élaborés par Santé Canada aux fins de la catégorisation des substances de la *Liste intérieure des substances*.

Le M4Q est une substance organique qui se forme à de faibles concentrations sous forme d'impureté pendant la production de certains produits à base de siloxane et de produits intermédiaires. Cette substance n'est pas présente de façon naturelle dans l'environnement. On a rapporté de faibles niveaux de M4Q sous forme de sous-produit de réaction ou d'impureté dans des adhésifs à base de silicone, des matériaux d'étanchéité, des produits intermédiaires de traitement et des agents antiadhésifs. Cette substance peut également se retrouver à de faibles concentrations sous forme d'impureté dans les bouche-pores, les agents de finition, les lubrifiants et les additifs pour lubrifiants, les agents antimousse ainsi que dans les régulateurs de viscosité utilisés dans les produits tels que les cosmétiques et les additifs pour peintures et revêtements.

Les réponses aux avis publiés en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) ont déterminé que les quantités de M4Q importées au Canada étaient de l'ordre de 1 001 à 100 000 kg en 2005 et de 1 000 à 10 000 kg en 2006. Dans tous les cas d'importation, il a été déclaré que cette substance était présente sous forme d'impureté dans le produit final. Le M4Q est formé en tant que sous-produit de réaction; par conséquent, aucune activité de fabrication n'est associée à cette substance.

D'après certaines hypothèses et les profils d'utilisation déclarés au Canada, la majeure partie de M4Q devrait être présente dans des produits dirigés vers des sites d'enfouissement après une utilisation industrielle ou de consommation/commerciale. On peut également observer des rejets dans les effluents pendant les applications industrielles, avec des pertes proportionnellement plus faibles grâce à la volatilisation des produits commerciaux et de consommation. Des renseignements indiquent que, pendant les opérations de traitement conduisant à la formation de

¹ Numéro de registre du Chemical Abstracts Service : Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire pour les rapports au gouvernement du Canada lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

M4Q, les substances deviennent liées au sein de la matrice de silicone du produit, et que cela limite, sans toutefois éliminer complètement, la probabilité de rejets dans l'environnement.

D'après les propriétés physiques et chimiques du M4Q, lorsque cette substance est rejetée dans l'environnement, elle devrait demeurer principalement dans l'air, même si elle peut se retrouver dans les sédiments en cas de rejet dans l'eau.

Aucune donnée empirique sur la dégradation n'a été trouvée pour le M4Q. De ce fait, des estimés modélisés pour le M4Q ainsi que des données empiriques et modélisées pour d'autres siloxanes méthylés volatils (VMS) chimiquement semblables ont été utilisées pour évaluer son potentiel de persistance dans l'environnement. La demi-vie atmosphérique de 5,9 jours prévue pour le M4Q est comparable aux valeurs dérivées pour d'autres VMS. De plus, la modélisation prévoit que le M4Q aura un important potentiel de transport atmosphérique, mais il est peu probable que cette substance se dépose sur l'eau ou le sol dans les régions éloignées.

Les estimations modélisées prévoient que le M4Q se biodégradera lentement dans l'environnement. Cette biodégradation lente est cohérente avec les données disponibles pour les autres VMS. Toutefois, la majorité des données indiquent que les VMS, tel que le VMS linéaire, octaméthyltrisiloxane (MDM), et les VMS cycliques, D4 et D5, s'hydrolyseront rapidement dans l'eau et dans le sol. Aucune donnée empirique sur la dégradation dans les sédiments n'a été trouvée pour les VMS. L'analyse du potentiel de persistance dans l'environnement pour les VMS a donc été effectuée à partir de demi-vies de biodégradation modélisées et calculées qui démontrent un faible potentiel d'élimination et, donc, que ces substances peuvent être présentes dans l'environnement pour de longues périodes de temps. Toutefois, d'autres VMS examinés dans cette évaluation ont démontré un faible potentiel de dégradation microbienne et, compte tenu de l'information démontrant que ces substances se dégradent de façon abiotique dans le sol et dans l'eau, il semble qu'une analyse de la persistance dans les sédiments reposant seulement sur les données de la biodégradation sous-estimerait le potentiel d'élimination dans ce milieu.

Aucune donnée expérimentale sur le facteur de bioaccumulation (FBA) ou le facteur de bioconcentration (FBC) n'était disponible pour le M4Q. D'après les données sur le FBC de deux substances proches structurellement et mécaniquement, le FBC du M4Q ne devrait pas être supérieur à 5 000. Les estimations du FBA calculées pour le M4Q ont déterminé que cette substance peut avoir un grand potentiel d'accumulation dans les organismes grâce à l'exposition alimentaire. Tandis que la valeur absolue du FBA est incertaine, elle devrait dépasser 5000. Cependant, alors que le M4Q peut s'accumuler dans des organismes individuels, un facteur de bioamplification empirique inférieur à 1 indique que cette substance ne devrait pas être transférée d'un niveau trophique au niveau trophique supérieur dans le réseau alimentaire étudié.

Le M4Q a démontré un faible potentiel de risques pour les espèces aquatiques, et aucun effet nocif n'a été observé après des expositions prolongées à des concentrations allant jusqu'au seuil de solubilité dans l'eau. De plus, les estimations modélisées n'indiquent aucun effet chez le poisson, *Daphnia*, la mysis et l'algue. Des effets nocifs ont été observés dans le cadre d'une étude sur la toxicité dans les sédiments. On n'a trouvé aucune information sur les effets potentiels sur les espèces terrestres. Cependant, les résultats obtenus pour un composé semblable

mécaniquement laissent entendre que le M4Q ne devrait pas être dangereux pour les invertébrés terrestres ou les plantes.

Des données de surveillance indiquent que les niveaux d'exposition au M4Q dans l'environnement sont très faibles. Les concentrations de la substance se trouvaient en dessous des seuils de détection dans les échantillons de sédiments et de biote, y compris ceux prélevés près de sources potentielles de rejet de M4Q. De faibles concentrations de M4Q ont été détectées dans certains influents et effluents d'usines de traitement des eaux usées, certaines eaux de procédés industriels avant traitement et des lixiviats de sites d'enfouissement. Cependant, les réductions substantielles des concentrations dans les effluents par rapport à celles que l'on retrouve dans les influents indiquent que le traitement des eaux usées réduit efficacement la quantité de M4Q qui est prête à se mélanger aux eaux réceptrices. Les résultats des analyses du quotient de risque réalisées pour les eaux de surface et les sédiments ont déterminé que les plus fortes concentrations de M4Q prévues dans l'environnement canadien sont nettement moins importantes que les concentrations expérimentales sans effet.

La faible présence de M4Q dans les produits, ainsi que la réduction de ses rejets directs à partir de ces produits et les preuves d'élimination efficace dans les usines de traitement des eaux usées indiquent que le M4Q aura un potentiel d'exposition faible dans l'environnement. Cette exposition faible et l'absence de toxicité dans le cadre d'essais en laboratoire réalisés à des concentrations atteignant le niveau de solubilité maximale de la substance indiquent que le M4Q présente des risques d'effets nocifs faibles pour les organismes ou pour l'intégrité globale de l'environnement. Il est donc proposé de conclure que le M4Q ne satisfait pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) et b) de la LCPE (1999), car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, 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, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

En ce qui a trait à la santé humaine, l'exposition de la population générale au M4Q pourrait surtout avoir lieu lors de l'utilisation de peintures, de revêtements et de produits cosmétiques.

Les données empiriques disponibles étaient limitées en ce qui a trait aux effets du M4Q sur la santé. Quant aux données relatives aux analogues, elles indiquent l'existence d'effets potentiels principalement sur le foie des animaux de laboratoire, après une exposition à des doses répétées. Les marges entre les estimations de la limite supérieure de l'exposition provenant des milieux naturels (principalement l'air) et de l'utilisation de produits de consommation contenant du M4Q (les revêtements alkydés) et de cosmétiques contenant du M4Q, et les concentrations associées à des effets critiques chez les animaux de laboratoire sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les bases de données concernant les effets sur la santé et l'exposition.

Compte tenu de l'adéquation potentielle des marges d'exposition entre les estimations supérieures de l'exposition au M4Q et des niveaux d'effet critique chez les animaux de laboratoire, il est proposé de conclure que le M4Q est une substance qui ne répond pas aux critères énoncés au paragraphe 64(c) de la LCPE (1999), car il ne pénètre pas l'environnement en quantités, à des

concentrations ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaines au Canada.

Par conséquent, d'après les renseignements disponibles, le M4Q ne satisfait à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés dans la Loi afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

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

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti), 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 des classifications qui ont été établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Le 9 décembre 2006, les ministres ont publié un avis d'intention dans la Partie I de la *Gazette du Canada* (Canada, 2006) dans lequel ils priaient l'industrie et les autres parties intéressées de fournir, selon un calendrier déterminé, des renseignements précis qui pourraient servir à étayer l'évaluation des risques, ainsi qu'à élaborer et à évaluer les meilleures pratiques de gestion des risques et de bonne gestion des produits pour ces substances jugées hautement prioritaires.

On a décidé d'accorder une attention hautement prioritaire à l'évaluation des risques pour l'environnement du 1,1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3,3-bis[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane, car il a été déterminé, lors de la catégorisation, que cette substance répondait aux critères relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques et il semble qu'elle est commercialisée au Canada. Le volet du Défi portant sur cette substance a été publié dans la *Gazette du Canada* le 26 décembre 2009 (Canada, 2009a, 2009b). En même temps a été publié le profil de la substance, qui présentait l'information technique (obtenue avant décembre 2005) sur laquelle a reposé sa catégorisation. Des renseignements relatifs aux propriétés chimiques, au potentiel de bioaccumulation, à la persistance, au danger et aux utilisations et au potentiel d'exposition de la substance ont été communiqués en réponse au Défi.

Même s'il a été jugé hautement prioritaire d'évaluer les risques que présente le 1,1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3,3-bis[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane pour l'environnement, cette substance ne répond pas aux critères pour le PFRE ou le REI, ni aux critères définissant un risque important pour la santé humaine sur la base des classifications établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux relativement à la cancérogénicité, à la génotoxicité ou à la toxicité pour le développement ou la reproduction.

Les évaluations préalables effectuées portent une attention particulière aux renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de l'article 64 de la LCPE (1999). Les évaluations préalables visent à examiner des renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence.² L'utilisation du terme « prudence » dans l'ensemble de la présente évaluation se rapporte à l'approche protectrice adoptée.

La présente évaluation préalable tient compte des renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir, les dangers, les utilisations et l'exposition, notamment les renseignements supplémentaires soumis par les intervenants. Nous avons relevé des données pertinentes jusqu'à septembre 2014. Les études les plus importantes, ainsi que les résultats modélisés, ont fait l'objet d'une évaluation critique en vue de formuler des conclusions. Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements contenus dans les évaluations des risques et des dangers effectuées par d'autres instances ont été utilisés. L'évaluation préalable n'est pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Elle fait plutôt état des études et des éléments de preuve les plus importants pour appuyer la conclusion.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs et d'une consultation de ces derniers. L'ébauche originale de la présente évaluation préalable a été publiée en janvier 2011 et a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Après la réception de nouveaux renseignements pertinents pour la présente évaluation, des révisions importantes ont été apportées à la partie écologique de la présente évaluation préalable et la mise à jour de l'ébauche a été publiée en mars 2014 pour une deuxième période de commentaires du public de 60 jours. Aucun autre commentaire n'a été reçu concernant la mise à jour de l'ébauche au cours de la deuxième période de commentaires du public de 60 jours.

Les méthodes utilisées dans les évaluations préalables menées dans le cadre du Défi ont été examinées par un Groupe consultatif du Défi indépendant. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

² La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut notamment les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE 1999 sur les substances des lots 1 à 12 du Défi, énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC), n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail. De la même manière, la conclusion qui s'inspire des critères contenus dans l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas les mesures prises en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

Identité de la substance

Nom de la substance

Aux fins du présent document, la substance (1,1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3,3-bis[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane) est appelée M4Q, appellation établie suivant les règles de nomenclature des polydiméthylsiloxanes présentées dans Fendinger *et al.* (1997).

Tableau 1. Identité de la substance – M4Q

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	3555-47-3
Nom dans la LIS	1,1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3,3-bis[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane
Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)^a	<i>Trisiloxane, 1,1,1,5,5,5-hexamethyl-3,3-bis[(trimethylsilyl)oxy]-</i> (TSCA, AICS, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC); <i>1,1,5,5,5-Hexamethyl-3,3-bis[(trimethylsilyl)oxy]trisiloxane</i> , (EINECS); <i>1,1,1,5,5,5-Hexamethyl-3,3-bis[(trimethylsilyl)oxy]trisiloxane</i> (ECL); <i>Tetra(trimethylsiloxy)silane</i> (PICCS); <i>Silane, tetra(trimethylsiloxy)-</i> (PICCS)
Autres noms	<i>Silanol, trimethyl-, tetraester with silicic acid (H₄SiO₄); Silicic acid (H₄SiO₄), tetrakis(trimethylsilyl) ester; Tetrakis(trimethylsiloxy)silane; Tetrakis(trimethylsilyl) silicate; 1,1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3,3-bis(triméthylsilyl)trisiloxane</i>
Groupe chimique (groupe de la LIS)	Produits chimiques organiques définis
Principale classe chimique ou utilisation	Organosiliciums
Principale sous-classe chimique	Méthylsiloxanes cycliques volatils ramifiés (VMS ramifiés)
Formule chimique	C ₁₂ H ₃₆ O ₄ Si ₅
Structure chimique	
SMILES^b	[Si](O[Si](O[Si](C)(C)C)(O[Si](C)(C)C)O[Si](C)(C)C)(C)(C)C
Masse moléculaire	384,85 g/mol

^a National Chemical Inventories (NCI). 2009 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); NZIoC (inventaire des substances chimiques de la Nouvelle-Zélande); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act).

^b Simplified Molecular Input Line Entry System.

Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2 présente les données physiques et chimiques (valeurs expérimentales et modélisées) du M4Q qui se rapportent à son devenir dans l'environnement.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques du M4Q

Propriété	Type	Valeur ^a	Température (°C)	Référence
Point de fusion (°C)	Expérimental	-60*	s.o.	Acros Organics BVBA, 2000
Point de fusion (°C)	Modélisé	-26,25	s.o.	MPBPVPWIN, 2008
Point d'ébullition (°C)	Expérimental	221,71* (494,86 K)	s.o.	Flaningam, 1986
Point d'ébullition (°C)	Modélisé	217,2	s.o.	MPBPVPWIN, 2008
Masse volumique (kg/m ³)	Expérimental	868	s.o.	Acros Organics BVBA, 2000
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental	8,96* (0,0672 mm Hg) ^b	25	Flaningam, 1986
Pression de vapeur (Pa)	Modélisé	20,2 (0,151 mm Hg)	25	MPBPVPWIN, 2008
Pression de vapeur (Pa)	Calculé	8,98	s.o.	Schenker <i>et al.</i> , 2005
Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)	Estimé	$4,61 \times 10^7$ ^c	25	Kozerski, 2012
Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)	modélisé	$7,99 \times 10^4$ ($7,89 \times 10^{-1}$ atm·m ³ /mol; méthode d'estimation fondée sur les liaisons)	25	HENRYWIN, 2008
Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)	modélisé	$1,17 \times 10^8$ ($1,16 \times 10^3$ atm·m ³ /mol; méthode d'estimation de la pression de vapeur et de l'hydrosolubilité) ^d	25	HENRYWIN, 2008

Propriété	Type	Valeur ^a	Température (°C)	Référence
Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol)	modélisé	2,30 × 10 ^{7*} (2,27 × 10 ² atm·m ³ /mol; méthode de la pression de vapeur et de l'hydrosolubilité) ^e	25	HENRYWIN, 2008
Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension)	Calculé	9,84 ^f	25	Kozerski, 2012
Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension)	Modélisé	9,6*	25	KOWWIN, 2008
Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension)	Calculé	9,48	25	Schenker <i>et al.</i> , 2005
Log K _{oa} (coefficient de partage octanol-air) (sans dimension)	Calculé	5,17 ^g	25	Xu et Kropscott, 2006
Log K _{oa} (coefficient de partage octanol-air) (sans dimension)	Calculé	5,57 ^f	25	Kozerski, 2012
Log K _{oa} (coefficient de partage octanol-air) (sans dimension)	Modélisé	5,5 (valeur corrigée)	25	KOAWIN, 2008; Schenker <i>et al.</i> , 2005
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau) (sans dimension)	Calculé	5,58 ^h	25	Kozerski, 2012
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau) (sans dimension)	Calculé	5,29 ^f	25	Nguyen <i>et al.</i> , 200

Propriété	Type	Valeur ^a	Température (°C)	Référence
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau) (sans dimension)	Modélisé	5,2* (estimation à partir de l'ICM) 8,3 (estimation à partir du log K _{oc})	25	KOCWIN, 2008
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Expérimental	0,00015*	23	Varaprath <i>et al.</i> , 1996
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Modélisé	0,000066	25	WSKOWWIN, 2008
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Calculé	0,0001497	s.o.	Schenker <i>et al.</i> , 2005

Abréviations : s.o., sans objet.

^a Les valeurs entre parenthèses représentent les valeurs originales rapportées par les auteurs ou estimées par les modèles.

^b Valeur extrapolée dans PhysProp (2006).

^c Valeur estimée à partir d'un log K_{oc} de 4,27, lui-même calculé à partir de l'équation suivante : $\log K_{oc} = \log K_{oa} + \log K_{ae}$. Les valeurs du log K_{oc} et du log K_{oa} utilisées dans l'équation étaient respectivement de 9,84 et 5,57 et provenaient de Kozerski (2012).

^d Les valeurs d'entrée utilisées pour les estimations de la pression de vapeur et de l'hydrosolubilité étaient de 20,2 Pa pour la pression de vapeur (MPBPVPWIN, 2008) et de 0,000066 mg/L pour l'hydrosolubilité (WSKOWWIN, 2008).

^e Les valeurs d'entrée utilisées pour les estimations de la pression de vapeur et de l'hydrosolubilité étaient de 8,96 Pa pour la pression de vapeur (Flanigan, 1986) et de 0,00015 mg/L pour l'hydrosolubilité (Varaprath *et al.*, 1996).

^f Valeurs estimées à l'aide du modèle de relation énergétique de solvation linéaire (linear solvation energy relationship – LSER) d'Abraham *et al.* (1994).

^g Valeur calculée à partir d'une relation empirique entre le log K_{oa} et un point d'ébullition normal pour plusieurs perméthylsiloxanes cycliques et linéaires et à partir de valeurs mesurées directement de log K_{oa}. En utilisant le point d'ébullition de 222 °C pour le M4Q, une valeur de log K_{oa} de 5,17 a été calculée (Xu et Kropscott, 2006).

^h Valeur calculée à l'aide d'un modèle à paramètres multiples qui comprenait des données mesurées pour les perméthylsiloxanes cycliques D4 et D5 dans l'ensemble d'étalonnage.

*Valeur choisie pour la modélisation.

Le M4Q fait partie d'un groupe de composés organosiliciés (c.-à-d., des substances contenant une chaîne principale alternant silicium et oxygène) appelés méthylsiloxanes volatils (VMS) (Chandra, 1997). Les VMS sont des alkylsiloxanes oligomériques présentant une faible masse moléculaire (moins de 600 g/mol) et une pression de vapeur importante dans des conditions environnementales ambiantes (Allen *et al.*, 1997; Hobson *et al.*, 1997). Ce groupe de substances est également très hydrophobe et présente une faible solubilité dans l'eau. Le M4Q est un VMS ramifié, ce qui indique que la composante structurale de la molécule de siloxane est organisée de façon ramifiée autour d'une chaîne principale de silicium et d'oxygène (tableau 1).

Les valeurs relatives aux propriétés chimiques choisies aux fins d'utilisation dans la modélisation du devenir et du comportement du M4Q dans l'environnement ont fait l'objet d'un contrôle de cohérence interne à l'aide des méthodes d'harmonisation décrites dans Schenker *et al.* (2005). Voici les valeurs utilisées dans le cadre de la procédure d'harmonisation : 8,96 Pa (pression de vapeur empirique); 0,00015 mg/L (hydrosolubilité empirique); log K_{ae} de 4,1 (calculé à partir de la constante de la loi de Henry de l'estimation de la pression de vapeur et de l'hydrosolubilité de HENRYWIN se chiffrant à $2,3 \times 10^7$ Pa·m³/mol); log K_{oa} de 5,5 (estimation de KOAWIN se chiffrant à 8,1, corrigée à l'aide de valeurs empiriques et estimées du log K_{oa} pour la substance analogue étroitement apparentée, l'octaméthyltrisiloxane (MDM; numéro CAS 107-51-7) et du

log K_{oc} de 9,6 (KOWWIN). Cette procédure d'harmonisation a permis de déterminer que la correction la moins importante (0 %), et donc la plus grande cohérence interne, concernait les valeurs suivantes : 8,98 Pa (pression de vapeur), 0,0001497 mg/L (hydrosolubilité), log K_{ac} de 3,97, log K_{oa} de 5,51 et log K_{oc} de 9,48. La proximité des valeurs harmonisées, des valeurs déterminées de manière empirique et des valeurs obtenues par l'intermédiaire de la modélisation laisse entendre que les valeurs de propriétés choisies sont conformes à celles que l'on serait en droit d'attendre de manière empirique selon la théorie de l'équilibre chimique.

Sources

Il n'y a pas de source naturelle connue du M4Q.

Les résultats de l'enquête menée en réponse à l'avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) ont indiqué qu'au cours de l'année civile 2005, le M4Q n'a pas été fabriqué au Canada en une quantité égale ou supérieure au seuil de déclaration de 100 kg. Toutefois, deux entreprises canadiennes ont déclaré avoir importé du M4Q au Canada, que ce soit dans un produit ou dans un mélange. Ces deux entreprises ont déclaré avoir importé entre 1 001 et 100 000 kg de cette substance par an (Environnement Canada, 2007).

Une autre enquête menée en vertu de l'article 71 pour l'année civile 2006 a indiqué que le M4Q n'a pas été fabriqué au Canada en une quantité égale ou supérieure au seuil de déclaration de 100 kg. Les importations totales déclarées pour cette année étaient comprises entre 1 000 et 10 000 kg (Environnement Canada, 2010a). Pour toutes les activités d'importation, la substance était décrite sous la forme d'une impureté dans les produits de consommation finale.

La présence du M4Q a été signalée dans des applications en Norvège, au Danemark et en Suède en 2010 (l'année de déclaration la plus récente), mais aucune information sur les quantités n'a été fournie (SPIN, 2013). À l'heure actuelle, le M4Q ne figure pas sur les listes de substances chimiques produites en grandes ou en petites quantités de l'Union européenne (ESIS, c1995-2009) et n'est pas inclus dans le HPV Challenge Program de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (HPVIS, 2012).

Utilisations

Les renseignements fournis dans le cadre de l'enquête menée en vertu de la section 71 pour l'année 2005 ont indiqué que le M4Q pourrait être présent dans divers produits associés aux activités commerciales suivantes au Canada : construction de bâtiments résidentiels et non résidentiels; construction de routes, de rues et de ponts; utilisation par des entrepreneurs de construction de fondations, de structures et d'extérieurs de bâtiments; fabrication de produits à base de caoutchouc, de machines industrielles, de produits transformés du papier, de résine, de caoutchouc synthétique ainsi que de fibres et de filaments artificiels et synthétiques; fabrication de produits pharmaceutiques et de médicaments, de peintures, de revêtements, d'adhésifs, de savons, de produits de nettoyage, de produits de toilette, d'ordinateurs et de périphériques informatiques, de semi-conducteurs et d'autres composants électroniques; fabrication d'appareils électroménagers, de pièces et de produits pour l'industrie aéronautique, de produits chimiques de

base et d'autres produits et préparations chimiques. D'autres activités commerciales ont également été signalées pour les usines de fibres et de fils, les produits de finition et de revêtement des tissus, les tissus d'ameublement et d'autres produits textiles ainsi que les usines de pâtes, de papiers et de cartons. Les autres activités commerciales signalées comprennent les magasins de chaussures ainsi que les magasins de pneus, de pièces et d'accessoires pour automobiles (Environnement Canada, 2007).

Le M4Q n'est pas fabriqué de manière délibérée; il s'agit d'une impureté qui se forme à de faibles concentrations lors de la production de certains produits à base de siloxane et de produits intermédiaires (Dow Corning Corporation, 2012). La majeure partie du M4Q produite sera présente dans des produits intermédiaires, dans des élastomères et dans des produits en caoutchouc, tandis qu'une partie moindre sera présente dans les additifs, notamment les produits antimousse à base de siloxane (Dow Corning Corporation, 2012).

De faibles concentrations de M4Q (égales ou inférieures à 3 % poids/poids [p/p]) ont été rapportées sous forme de sous-produit de réaction ou d'impureté dans un large éventail de produits à base de silicone comme les adhésifs, les matériaux d'étanchéité, les produits intermédiaires de traitement et les agents antiadhésifs (Environnement Canada, 2010a). La substance peut également se retrouver à de faibles concentrations (égales ou inférieures à 1,5 % p/p) sous forme d'impureté dans les bouche-pores, agents de finition, les lubrifiants et les additifs pour lubrifiants, agents antimoussants, régulateurs de viscosité dans les produits de consommation tels que les additifs pour peintures et revêtements, et dans les produits cosmétiques.

Le M4Q a été déclaré dans la section 71 comme impureté dans des ingrédients cosmétiques (Environnement Canada, 2010a). Selon les notifications soumises aux termes du *Règlement sur les cosmétiques* à Santé Canada, le M4Q est présent sous forme d'impureté dans certains produits cosmétiques (crème pour le visage, fard à paupières, nettoyant pour le visage, crème corporelle et crème de bronzage) (courriel adressé en avril 2013 par la direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada; source non citée).

Le M4Q est présent sous forme d'impureté dans des préparations de produit antimousse ainsi que dans des substances à base de siloxane et de diméthyl siloxane utilisées dans des matériaux d'emballage des aliments. Plus précisément, il a été décelé dans des encres d'imprimerie utilisées sur les surfaces extérieures en papier ou en plastique des boîtes à lait et dans un antimousse utilisé dans la fabrication de cartons destinés à être utilisés dans la fabrication d'articles d'emballage alimentaire (communication personnelle de 2010 de la Direction des aliments de Santé Canada; source non citée).

Cette substance n'est pas répertoriée comme additif alimentaire approuvé dans les listes des additifs alimentaires autorisés qui ont été incorporées par renvoi dans les autorisations de mise en marché en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* (Canada, 2014).

Le M4Q n'est pas inscrit dans la Base de données sur les produits pharmaceutiques, la base de données interne des ingrédients non médicinaux de la Direction des produits thérapeutiques, la Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels ou la Base de données des

produits de santé naturels homologués comme ingrédient médicinal ou non médicinal présent dans les produits pharmaceutiques, les produits de santé naturels ou les médicaments vétérinaires au Canada (BDIPSN, 2014; BDPSNH, 2014; BDPP, 2014; communication personnelle de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada, 2010; communication personnelle de la Direction des médicaments vétérinaires de Santé Canada, 2010, source non citée). Le M4Q est présent dans deux produits antiparasitaires (communication personnelle de 2013 de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada; source non citée).

Rejets dans l'environnement

Le M4Q n'est pas délibérément fabriqué ou importé, mais se présente plutôt en tant qu'impureté qui se forme à de faibles concentrations lors de la production de certains produits à base de siloxane (se reporter à la section Sources). Étant donné que le M4Q pourrait être présent dans divers produits à base de silicone, les rejets dans l'environnement canadien pourraient se produire pendant les activités de traitement, notamment le transport et l'entreposage de matériaux, ainsi que pendant la durée de vie utile et l'élimination de produits finis. Sur cette base, tant des rejets non dispersifs que des rejets dispersifs de M4Q dans l'environnement sont possibles. Les résultats de l'avis publié en application de l'article 71 pour l'année 2006 (Environnement Canada, 2010a) ont été utilisés pour estimer les rejets potentiels de M4Q dans l'environnement canadien.

Dans la majorité des produits et des applications dans lesquels il est présent, le M4Q devrait se lier au sein de la matrice de silicone du produit (Environnement Canada, 2010a; Dow Corning Corporation, 2012). Ce confinement au sein des produits limitera, sans toutefois totalement éliminer, les risques de rejets de M4Q lors de l'utilisation du produit. Certaines applications, comme les antimousses ou les lubrifiants industriels, peuvent entraîner le rejet d'une partie de M4Q dans les eaux usées (Dow Corning Corporation, 2012).

Environnement Canada a mis sur pied une méthode pour estimer les pertes d'une substance pendant les différentes étapes de son cycle de vie, y compris son devenir dans un produit ou un article fini (Environnement Canada, 2008). Cette méthode, appelée le débit massique, comprend une analyse du cycle de vie et un tableur (outil de débit massique) qui intègrent les renseignements sur la fabrication, l'importation et l'utilisation des produits disponibles pour la substance. En commençant par une masse définie de la substance, chaque étape du cycle de vie est par la suite évaluée jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de masse. Les facteurs pertinents sont étudiés, les incertitudes sont reconnues et des hypothèses peuvent être émises pendant chaque étape, selon les renseignements disponibles. Les pertes estimées représentent le bilan massique exhaustif de la substance au cours de son cycle de vie et elles comprennent les rejets dans les eaux usées et d'autres milieux récepteurs (sol, air), la transformation chimique, le transfert vers les activités de recyclage et le transfert vers les sites d'élimination des déchets (site d'enfouissement, incinération). Toutefois, à moins de disposer de données précises sur le taux ou le potentiel de rejet de cette substance provenant des sites d'enfouissement et des incinérateurs, la méthode ne permet pas de quantifier les rejets dans l'environnement à partir de ces sources, pendant ou après leur élimination.

En règle générale, les rejets d'une substance dans l'environnement peuvent découler de différentes pertes de la substance pendant le processus de fabrication, son utilisation industrielle

ainsi que son utilisation commerciale et par les consommateurs. Ces pertes peuvent être regroupées en sept types : (1) déversements dans les eaux usées; (2) émissions atmosphériques; (3) émissions dans les terres; (4) transformation chimique; (5) élimination sur les sites d'enfouissement; (6) élimination par incinération; et (7) élimination par recyclage (p. ex. le recyclage, jugé comme une perte, n'est pas pris en considération). Elles sont estimées à partir de données issues d'enquêtes réglementaires, des industries, ainsi qu'en fonction des données publiées par différents organismes. Les déversements dans les eaux usées font référence aux pertes dans les eaux usées brutes avant tout traitement, que ce soit un traitement des eaux usées industrielles sur place ou un traitement des eaux usées hors site. De la même manière, les pertes par transformation chimique font référence aux modifications de l'identité de la substance qui peuvent avoir lieu au cours des étapes de fabrication, d'utilisation industrielle ou d'utilisation commerciale et par les consommateurs, mais elles excluent celles qui ont lieu pendant les opérations de gestion des déchets telles que l'incinération et le traitement des eaux usées. La perte dans les terres inclut le transfert accidentel ou les rejets dans le sol ou les surfaces pavées ou non pavées pendant l'utilisation de la substance et sa durée de vie utile (p. ex. à partir de l'utilisation de machinerie agricole ou d'automobiles). La perte dans les terres n'inclut toutefois pas les autres transferts vers l'utilisation de la substance et sa durée de vie utile (p. ex. application au sol des biosolides et dépôts atmosphériques).

Les pertes estimées pour le M4Q au cours de son cycle de vie (fondées sur des hypothèses prudentes) sont présentées au tableau 3 (Environnement Canada, 2010b). Étant donné que le M4Q n'a pas été fabriqué au Canada au-delà des seuils de déclaration, les pertes estimées sont fondées sur les quantités importées déclarées en 2006.

Tableau 3. Estimations des pertes de M4Q pendant son cycle de vie

Type de perte	Proportion (%)	Étapes pertinentes du cycle de vie
Eaux usées (avant le traitement des eaux usées)	32,2	Utilisation à des fins industrielles
Émissions atmosphériques	0,7	Utilisation commerciale et par les consommateurs
Émissions dans les terres	0,0	-
Transformation chimique	0,0	-
Sites d'enfouissement	64,1	Utilisation industrielle et utilisation commerciale et par les consommateurs
Incinération	2,0	Utilisation commerciale et par les consommateurs
Recyclage	0,0	-
Exportation	1,1	Utilisation commerciale et par les consommateurs

La majeure partie du M4Q (64,1 %) devrait se trouver dans des produits qui sont, au final, jetés dans des sites d'enfouissement ou incinérés après leur utilisation industrielle ou leur utilisation commerciale ou par les consommateurs. Des rejets dans les eaux usées (32,2 %) provenant d'utilisations industrielles de produits en contenant peuvent également se produire. Une petite part (0,7 %) serait émise dans l'air au cours des utilisations commerciales ou par les consommateurs, tandis qu'une part de 1,1 % se retrouverait dans les produits de consommation finale exportés.

Concentrations environnementales mesurées

Les données relatives à la présence du M4Q dans l'environnement sont présentées dans l'annexe II. Aucune donnée n'a été recueillie pour le M4Q dans l'air, dans l'eau ou dans le sol. Cependant, de récentes données de surveillance canadiennes sont disponibles pour les sédiments, les effluents des procédés et les eaux usées (à savoir, les influents et les effluents des usines de traitement des eaux usées, les lixiviats de sites d'enfouissement et les eaux industrielles), et le biote.

Le M4Q n'a pas été détecté (limites de détection de 0,6-20 ng/g p.s.) dans 93 échantillons ponctuels de sédiments prélevés en 2011 à divers endroits dans la région des Grands Lacs (Backus *et al.* 2012). Un échantillon ponctuel est un échantillon dans lequel toute la substance d'essai de l'échantillon est prélevée en même temps; par conséquent, un échantillon ponctuel illustre les conditions propres à l'emplacement au moment auquel ledit échantillon a été prélevé. Les sites d'échantillonnage de l'étude ont été sélectionnés pour inclure des sites se trouvant à proximité de sources ponctuelles de M4Q connues ou potentielles, ainsi que des sites éloignés des sources ponctuelles ou non ponctuelles.

Le M4Q était présent dans trois des 126 échantillons de sédiments prélevés en 2012 dans des endroits à Terre-Neuve (n = 1), en Nouvelle-Écosse (n = 3), au Nouveau-Brunswick (n = 2), au Québec (n = 78), en Ontario (n = 39) et en Colombie-Britannique (n = 3) (Pelletier *et al.*, 2012). Le programme de surveillance comprenait un échantillonnage des sédiments benthiques et de la matière particulaire dans la colonne d'eau. Le M4Q n'a été détecté dans aucun des échantillons de sédiments benthiques, mais il a été mesuré à des concentrations de 3, 3,2 et 5 ng/g de poids sec dans trois échantillons de matières particulaires sur 21 prélevés dans la rivière Détroit en Ontario.

Alaee (2012) a analysé les échantillons ponctuels d'influents et d'effluents prélevés en 2011 dans 15 usines de traitement des eaux usées en Ontario, au Québec et en Colombie-Britannique. Le M4Q était présent dans 8 des 16 échantillons d'influents à des concentrations de 5 à 238 ng/L, et dans 1 des 15 échantillons d'effluents à une concentration de 5 ng/L.

Les données préliminaires de Alaee (2014) indiquent des concentrations de 16 à 136 ng/L dans 4 des 16 échantillons d'influents des usines de traitement des eaux usées, et de 31 ng/L dans l'un des 16 échantillons prélevés en 2012 d'usines de traitement des eaux usées en Ontario, au Québec et en Colombie-Britannique.

Des mesures préliminaires menées par Khera (2014) indiquent une concentration de 279 ng/L de M4Q dans un des 17 échantillons d'influents prélevés en 2012 dans des usines de traitement des eaux usées au Canada. La concentration était inférieure à la limite de détection (25 ng/L) dans les 18 échantillons d'effluents recueillis dans les usines. Des concentrations de 147, 1 507 et 10 004 ng/L ont été mesurées dans trois des 16 échantillons d'influents prélevés des usines de traitement des eaux usées de l'Ontario début 2013, tandis que deux échantillons d'effluents contenaient 77 et 113 ng/L (n = 16 échantillons, limite de détection 25 ng/L). On ignore la cause de la forte concentration de M4Q (10 004 ng/L) trouvée dans l'un des échantillons d'influents. À la lumière des concentrations très faibles mesurées dans les échantillons d'eaux usées dans le cadre des programmes de surveillance, dont celui-ci (c.-à-d. la fourchette globale dans les influents est de 5 à 1 507 ng/L dans 19 échantillons sur 110, tandis qu'elle est de 5 à 113 ng/L dans 4 échantillons sur 110; voir l'annexe du tableau II-1), la concentration mesurée de 10 004 ng/L est considérée comme anormalement élevée. En juillet 2013, la limite de détection pour les échantillons d'influents et d'effluents a été relevée à 53 ng/L. Le M4Q a été décelé dans deux des 24 échantillons d'influents (à 46 et 56 ng/L) prélevés sur le reste de l'année 2013, mais n'a pas été détecté dans 24 échantillons d'effluents (limite de détection de 53 ng/L). Le M4Q a été mesuré à 59 et 137 ng/L dans deux des 21 échantillons d'influents prélevés en 2014 dans les usines de traitement des eaux usées, mais n'a pas été trouvé dans 21 échantillons d'effluents (limite de détection de 53 ng/L).

Le M4Q n'a pas été détecté (seuil de détection de 0,5-1 ng/L) dans neuf échantillons ponctuels d'eau prélevés en 2011 et provenant des usines de traitement sur place de quatre installations industrielles en Ontario et au Québec (Alaee, 2012). La substance était présente à une concentration de 4 ng/L dans l'un des quatre échantillons d'eau de procédé intermédiaire prélevés dans une cinquième installation, mais n'a pas été détectée (seuil de détection de 0,5 ng/L) dans l'effluent terminal de cette installation. Des concentrations de 4 050 et de 9 990 ng/L ont été mesurées dans deux des trois échantillons d'eau de prétraitement dans une sixième installation, la concentration des effluents de ladite installation se chiffrant à 567 ng/L. Cependant, les effluents provenant de cette installation sont dirigés en aval vers une usine publique de traitement des eaux usées et, par conséquent, les concentrations de M4Q rejeté dans les eaux de surface seraient réduites.

Dans les données préliminaires d'Alaee (2014), le M4Q était présent à des concentrations de 30 et 3 470 ng/L dans deux des trois échantillons d'eau prélevés en 2012 dans une installation industrielle en Ontario.

Un échantillon ponctuel de lixiviat prélevé en 2011 dans un site d'enfouissement au Québec contenait du M4Q au niveau du seuil de détection de 1 ng/L (Alaee, 2012). Le M4Q n'a pas été détecté (seuil de détection de 0,5 ng/L) dans des échantillons ponctuels de lixiviat prélevés la même année dans deux sites d'enfouissement en Ontario.

Les données préliminaires provenant des sites d'enfouissement en Ontario, au Québec et en Colombie-Britannique indiquent la présence de M4Q à des concentrations de 1,8 à 6,2 ng/L dans 4 des 15 échantillons de lixiviat prélevés en 2012 (Alaee, 2014).

Le M4Q n'a pas été détecté (seuil de détection de 0,026 ng/g p.h.) dans les échantillons de sang prélevés sur des chélydres serpentes (*Chelydra s. serpentina*; n = 32), des cormorans (*Phalacrocorax auritus*; n = 22) et des phoques communs (*Phoca vitulina*; n = 15) dans des sites de référence et des sites contaminés de la région des Grands Lacs, au Canada (Wang *et al.*, 2012). Les sites d'échantillonnage contaminés étaient ceux se trouvant à proximité de centres urbains et industriels, tandis que les sites de référence se trouvaient en amont ou à une certaine distance des sources potentielles de M4Q.

Le M4Q n'a pas été détecté (seuil de détection de 0,24 ng/g de poids humide) dans des homogénats du corps entier de la truite grise (*Salvelinus namaycush*; n = 60) et le doré jaune (*Sander vitreus*; n = 17) prélevés dans les Grands Lacs, le lac Kusawa (Yukon), le lac Athabasca (Alberta) et le lac Winnipeg (Manitoba) (McGoldrick *et al.*, 2014).

Le M4Q n'a pas été détecté (seuil de détection de 0,10 ng/g poids humide) dans les échantillons de poissons entiers de grand brochet (*Esox lucius*; n = 7), de doré jaune (*Sander vitreus*; n = 4), de perchaude (*Perca flavescens*; n = 2), de gobie à taches noires, (*Neogobius melanostomus*; n = 4 échantillons combinés de 8 à 12 taches noires) de moules (*Elliptio complanata*; n = 7; échantillons combinés de 5 moules chacun) prélevés en 2012 et en 2013 dans le fleuve Saint-Laurent (Pelletier, 2013). Les sites d'échantillonnage ont été sélectionnés dans le panache de dispersion immédiate des effluents provenant du centre urbain dense de Montréal (Québec) et reflètent l'exposition proche de la source à la contamination urbaine.

Devenir dans l'environnement

Le modèle de fugacité de niveau III (EQC 2011) simule la distribution d'une substance dans un environnement d'évaluation hypothétique appelé « monde unitaire ». Le modèle EQC mis à jour en 2011 simule la distribution dans l'environnement d'une substance chimique à l'échelle régionale (à savoir, 100 000 km²) et permet d'obtenir la fraction de la masse totale dans chaque milieu provenant d'une émission dans le monde unitaire et les concentrations qui en résultent dans chaque milieu.

La distribution masse-fraction du M4Q calculée à l'aide du modèle EQC figure au tableau 4 et utilise des émissions constantes uniques dans l'atmosphère, l'eau et le sol. Le modèle EQC de niveau III prend pour hypothèse des conditions hors de l'équilibre entre les milieux naturels, mais des conditions à l'équilibre au sein de chaque milieu. Les résultats du tableau 4 représentent les effets nets du partage chimique, du transport entre divers milieux, et de la perte tant par le processus d'advection (hors de la région modélisée) que par celui de la dégradation ou de la transformation.

Les résultats du modèle de fugacité de niveau III laissent entendre que le M4Q devrait demeurer principalement dans l'air lorsque la substance est rejetée dans ce milieu ou dans le sol. Lorsqu'il est rejeté dans l'eau, le M4Q devrait se répartir principalement dans les sédiments, une petite partie de la substance demeurant dans la colonne d'eau. De la même manière, alors que le M4Q rejeté dans le sol devrait se répartir principalement dans l'air, une petite partie de cette substance devrait demeurer dans le sol. Les valeurs d'entrée utilisées dans la modélisation sont fournies à l'annexe I.

Tableau 4. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC, 2011), indiquant le pourcentage de répartition dans chaque milieu pour trois scénarios de rejet.

Substance rejetée dans :	Pourcentage de la substance répartie dans chaque milieu			
	Air	Eau	Sol	Sédiments
l'air (100 %)	100	0	0	0
l'eau (100 %)	3	19	0	78
le sol (100 %)	92	0	8	0

La pression de vapeur modérée (8,96 Pa à 25 °C; tableau 2) indique que le M4Q est volatil et qu'il devrait demeurer dans l'air s'il est rejeté dans ce milieu, avec une faible tendance à se déplacer dans les autres milieux naturels. Le modèle EQC prévoit qu'environ 67 % des quantités émises dans l'air seront entraînées vers l'extérieur du monde unitaire et subiront d'autres transports atmosphériques, alors que les quantités restantes, soit 33 %, feront l'objet de réactions (d'une dégradation) dans l'atmosphère.

La très faible hydrosolubilité de 0,00015 mg/L (à 25 °C) et les valeurs calculées de log K_{co} très élevées de 5,2 à 5,6 (tableau 2) indiquent que le M4Q rejeté dans l'eau aura tendance à s'adsorber sur les matières solides en suspension et les sédiments. Par conséquent, si l'eau était le milieu

récepteur, la substance devrait principalement demeurer dans le milieu sédimentaire tandis qu'une plus petite partie demeurerait dans la colonne d'eau. Le modèle EQC prévoit que dans des conditions d'état stable d'un rejet continu dans l'eau, environ 19 % de la substance demeurera dans l'eau (de ces 19 % dans l'eau, environ 4 % seront adsorbés sur les matières solides en suspension). La quantité restante se répartira dans les sédiments (78 %) ou s'échappera de la surface de l'eau pour arriver dans l'air (3 %). Même si la constante de la loi d'Henry calculée pour cette substance est élevée, la volatilisation à partir de la surface de l'eau ne devrait pas représenter un processus dominant dans le devenir de cette substance d'après le modèle de niveau III. Cependant, dans l'environnement, l'évaporation à partir de la surface de l'eau pourrait être favorisée dans certaines conditions environnementales (augmentation de la température et de la turbulence à la surface). De plus, d'autres facteurs influenceront l'importance relative de la sorption et de la volatilisation lors de la répartition du M4Q dans l'eau. Ces facteurs comprennent la nature du plan d'eau récepteur, notamment les concentrations de sédiments et de matière organique en suspension, ainsi que la demi-vie plus longue prévue dans les sédiments que dans l'eau, ce qui se traduit par une plus grande fraction en masse retenue dans le milieu sédimentaire liée à des processus d'élimination plus lents.

En cas de rejet dans le sol, la pression de vapeur modérée laisse entendre que le M4Q aura fortement tendance (92 %) à se volatiliser de la surface du sol dans l'air. Environ 8 % des quantités rejetées dans le sol devraient demeurer dans ce milieu (tableau 4); de ces 8 %, 33 % devraient se trouver dans l'air des pores du sol et 67 % devraient être adsorbées sur les solides. Cette capacité d'adsorption, conjuguée à la faible solubilité dans l'eau (0,00015 mg/L; tableau 2), porte à croire que le M4Q sera relativement immobile dans le sol.

Potentiel de transport à grande distance

On a utilisé le modèle de transport et de persistance de niveau III (TaPL3) (TaPL3, 2000) pour estimer la distance de transport caractéristique (DTC), définie comme la distance maximale parcourue dans l'air par 63 % de la substance. Beyer *et al.* (2000) ont proposé que des DTC de plus de 2 000 km représentent le potentiel élevé de transport atmosphérique à grande distance (PÉTGD), celles de 700 à 2 000 km représentent le modéré, et celles de moins de 700 km le potentiel faible. D'après une estimation de la DTC de 2 959 km par le modèle TaPL3, le potentiel de transport atmosphérique à grande distance du M4Q est jugé élevé. Cela signifie qu'on estime que le M4Q peut être transporté dans l'atmosphère vers des régions éloignées comme l'Arctique.

Le modèle de dépistage des polluants organiques persistants (POP) de l'OCDE peut également être utilisé pour identifier les produits chimiques à fort potentiel de persistance et de transport à grande distance (Scheringer *et al.*, 2009). Le modèle de l'OCDE est un modèle global qui compartimente la terre en air, eau et sol. Ce modèle est « orienté vers le transport » plutôt que vers une « cible », car il cerne simplement la DTC sans préciser l'endroit où une substance peut être transportée en particulier (Fenner *et al.*, 2005). Klasmeier *et al.* (2006) ont laissé entendre qu'un seuil de 5 098 km, basé sur l'estimation de la DTC du modèle pour le PCB-180, permettrait d'identifier des substances ayant un fort potentiel de transport à grande distance. Le PCB-180 a été détecté dans des régions éloignées. La DTC calculée pour le M4Q à l'aide du modèle de l'OCDE est de 2 963 km, ce qui indique que le M4Q présente un potentiel important de transport dans l'air, même s'il se situe sous la limite suggérée pour les polluants mondiaux par Klasmeier *et al.* (2006). Le modèle de dépistage des POP de l'OCDE permet également de calculer l'efficacité du transfert (ET), qui correspond au pourcentage du flux des émissions vers l'atmosphère déposé à la surface (eau et sol) dans une région éloignée ($\% ET = D/E \times 100$, où E est le flux des émissions vers l'atmosphère et D, le flux du dépôt sur les milieux en surface dans une région cible). L'efficacité du transfert calculée du M4Q était de $5,2 \times 10^{-3} \%$, ce qui est inférieur à la limite de 2,248 % (PCB-28) établie pour les substances de référence du modèle dont on sait de manière empirique qu'elles sont déposées de l'air sur le sol ou dans l'eau. La faible efficacité du transfert signifie que même si le M4Q a le potentiel de se déplacer sur de grandes distances dans l'atmosphère, il est peu probable qu'il se dépose sur la surface de la Terre dans quelque région éloignée que ce soit, même lorsqu'il s'agit de milieux froids.

Les valeurs d'entrée utilisées pour modéliser le potentiel de transport à grande distance du M4Q sont fournies à l'annexe I.

En outre, les valeurs du $\log K_{oa}$ et du $\log K_{ae}$, respectivement de 5,17 et de 4,27 (Xu et Kropscott, 2006; Kozerski, 2012), portent également à croire que le M4Q présente un faible potentiel de contamination de l'Arctique (PCA) s'il est examiné à l'aide des parcelles de partage chimique décrites par Wania (2003, 2006). On dit souvent de ces produits chimiques que ce sont des « voiliers » en ce sens qu'ils ont un potentiel de transport atmosphérique à grande distance, mais qu'ils ne se retrouvent pas nécessairement dans d'autres milieux naturels en raison de leurs pressions de vapeur élevées.

Les estimations modélisées indiquent que le M4Q a un potentiel de transport atmosphérique important et qu'il peut atteindre des lieux éloignés de ses sources d'émission. Cependant, malgré le fait qu'elle puisse se déplacer sur de grandes distances dans l'atmosphère, cette substance ne possède pas le potentiel de se déposer dans l'eau ou le sol dans des régions éloignées et on estime qu'elle présente un faible potentiel de contamination de l'Arctique. On s'attend à ce que le M4Q dans l'air soit au final dégradé par les radicaux hydroxyles qui se trouvent dans l'air.

Persistence et potentiel de bioaccumulation

Persistence dans l'environnement

Milieux pertinents

D'après les résultats du modèle de fugacité de niveau III, l'air et les sédiments sont considérés comme les principaux milieux pertinents pour le M4Q, en fonction du milieu dans lequel cette substance est rejetée. Cette substance devrait être présente dans une moindre mesure dans l'eau et dans le sol lorsqu'elle est rejetée directement dans ces milieux (se reporter au tableau 4).

Sources de données et modélisation de la persistance

Aucune donnée expérimentale sur la dégradation du M4Q n'a été relevée et des relations quantitatives structure-activité (RQSA) ont donc été utilisées pour évaluer le potentiel de dégradation de cette substance dans l'environnement. Les résultats sont résumés dans le tableau 5 ci-dessous. Étant donné l'importance écologique du milieu aquatique et le fait que le M4Q devrait être rejeté dans ce milieu, la biodégradation dans l'eau est la plus étudiée. En l'absence de modèles convenables de biodégradation pour le sol et les sédiments, les résultats obtenus pour l'eau ont été extrapolés de façon à obtenir des estimations du potentiel de biodégradation du M4Q dans ces milieux.

Les données empiriques et modélisées calculées pour d'autres méthylsiloxanes volatils (VMS) ont également fourni des éléments de preuve importants, notamment concernant les processus de dégradation abiotiques, et ont été utilisées, au final, pour formuler une conclusion sur le potentiel de persistance dans l'eau et dans le sol.

Tableau 5. Données modélisées sur la dégradation du M4Q

Processus du devenir	Modèle et base du modèle	Résultat et prévision du modèle	Demi-vie extrapolée (jours)
Oxydation atmosphérique	AOPWIN, 2008 ^a	$t_{1/2} = 5,9$ jours	> 2
Réaction avec l'ozone	AOPWIN, 2008 ^a	s.o. ^b	s.o.
Hydrolyse	HYDROWIN, 2008 ^a	s.o. ^b	s.o.
Biodégradation primaire (aérobie)	BIOWIN, 2008 ^a Sous-modèle 4 : enquête d'expert (résultats qualitatifs)	3,3 ^c « se biodégrade lentement »	< 182
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN, 2008 ^a Sous-modèle 3 : enquête d'expert (résultats qualitatifs)	2,3 ^c « se biodégrade lentement »	> 182
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN, 2008 ^a Sous-modèle 5 : Probabilité linéaire MITI	-0,4 ^d « se biodégrade très lentement »	> 182
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN, 2008 ^a Sous-modèle 6 :	0,0 ^d « se biodégrade très lentement »	> 182

Processus du devenir	Modèle et base du modèle	Résultat et prévision du modèle	Demi-vie extrapolée (jours)
	Probabilité non linéaire MITI		
Biodégradation ultime (aérobie)	CATABOL, c2004-2008 Pourcentage de la DBO (demande biochimique en oxygène)	% DBO = 6,5 « se biodégrade très lentement »	> 182

^a EPI Suite 2000-2008.

^b Le modèle ne donne pas d'estimation pour ce type de structure.

^c Le résultat s'exprime par une valeur numérique comprise entre 0 et 5, correspondant aux types de durée de dégradation suivants : 5,0 – en heures; 4,0 – en jours; 3 – en semaines; 2 – en mois; 1 – durées plus longues.

^d Le résultat s'exprime par un taux de probabilité.

La demi-vie atmosphérique prévue de 5,9 jours (AOPWIN, 2008; tableau 5) indique que le M4Q s'oxydera dans l'air. AOPWIN (2008) prévoit une demi-vie atmosphérique légèrement plus longue de 8,9 jours pour le VMS linéaire, MDM (n° CAS 107-51-7) et des demi-vies de 5,96 à 8,9 jours pour les VMS cycliques, D4 (n° CAS 556-67-2), D5 (n° CAS 541-02-6) et D6 (n° CAS 540-97-6). En comparaison, les demi-vies atmosphériques empiriques pour le MDM sont de 5,8 et de 8,8 jours (Environnement Canada, Santé Canada, 2014), tandis que celles des VMS cycliques sont comprises entre 3 et 22,8 jours (Environnement Canada, Santé Canada, 2008a, 2008b, 2008c). Aucune estimation de la demi-vie n'est disponible pour la réaction du M4Q avec d'autres espèces photooxydantes dans l'atmosphère, comme l'ozone. Toutefois, comme pour les autres VMS, les réactions avec des radicaux hydroxyles constitueraient le processus le plus important régissant la dégradation du M4Q dans l'atmosphère.

HYDROWIN (2008) ne fournit aucune estimation du potentiel d'hydrolyse du M4Q, car les organosiliciums comme le M4Q ne sont pas représentés dans l'ensemble d'étalonnage du modèle et sortent donc de son domaine d'application. Les données empiriques relatives à d'autres VMS indiquent que l'hydrolyse est une autre voie de dégradation importante pour ces substances dans l'environnement. Des demi-vies par hydrolyse de 0,12 à 60,9 jours ont été signalées pour le MDM dans l'eau à des températures comprises entre 10 et 35 °C et à des valeurs de pH comprises entre 7 et 9 (Mosey et Kozerski, 2008). Les demi-vies des VMS cycliques D4 et D5, dans des conditions identiques, étaient comprises entre 0,008 et 23 jours (Durham, 2005) et entre 0,18 et 425 jours (Durham, 2006), respectivement. Le taux d'hydrolyse le plus lent pour l'ensemble de ces trois VMS se produisait à un pH neutre de 6,9 à 7. La différence entre les taux constatés à des pH neutres et à des pH acides ou basiques était plus prononcée pour le D5, dont les demi-vies à des valeurs de pH comprises entre 4 et 9, à l'exclusion d'un pH de 7, allaient de 0,18 à 15 jours, tandis que celles à une valeur de pH de 7 étaient comprises entre 25 et 425 jours (Durham, 2006). Brooke *et al.* (2009) ont examiné les résultats du D5 et ont conclu que la cinétique de l'hydrolyse des VMS pouvait être décrite en termes de composé acide catalysé (ion oxonium) et de composée basique catalysé (ion hydroxonium), avec seulement une petite contribution de la réaction non catalysée au taux de réaction dans son ensemble. La présence plus importante de ces ions à des valeurs de pH faibles et élevées, par rapport à la valeur de pH neutre, entraîne un taux d'hydrolyse constaté plus élevé.

Il a été prouvé que la dégradation liée à des réactions d'hydrolyse catalysée par des conditions acides en surface contribuait de manière considérable à l'élimination des VMS dans le sol, et on s'attend à ce que le M4Q présent dans le sol soit également soumis à cette voie de dégradation.

Des demi-vies de dégradation de 1,5 à 120 jours ont été rapportées pour le MDM dans le sol, avec une température de 21 °C et une humidité relative comprise entre 32 % et 100 % (Xu et Doede, 2010; Xu *et al.*, 2012), tandis que celles du D4 étaient de 3,54 à 5,25 jours dans des sols dont l'humidité relative était de 32 % et de 93 %, respectivement (Xu et Chandra, 1999). La volatilisation à partir de la surface du sol est également un facteur dans l'élimination des VMS dans le sol. Hirner *et al.* (2003) ont décrit l'interaction entre la dégradation et la volatilisation des VMS dans le sol, la dégradation dominant dans des sols dont la teneur en eau est faible. À mesure qu'augmente la teneur en eau, la volatilisation s'accélère et devient le processus d'élimination dominant. D'après l'interaction entre ces deux processus, les auteurs ont considéré qu'il était peu probable que les VMS persistent dans les sols, dans une grande variété de conditions d'humidité (Hirner *et al.*, 2003).

Le sous-modèle BIOWIN 4, un modèle d'enquête sur la biodégradation primaire, estime que le M4Q subira une biodégradation primaire dans l'eau avec une demi-vie de moins de 182 jours; cependant, la biodégradation ultime (c.-à-d., la minéralisation complète) se produira lentement. Les résultats des quatre modèles de biodégradation ultime (sous-modèles 3, 5 et 6 de BIOWIN et modèle CATABOL, c2004-2008; tableau 5) indiquent que la demi-vie de biodégradation ultime du M4Q dans l'eau sera vraisemblablement supérieure à 182 jours.

Bien que les substances organosiliciées ne soient pas bien représentées dans les ensembles d'échantillonnage des modèles de biodégradation retenus, la lente biodégradation ultime prévue est jugée raisonnable par rapport à la biodégradation à laquelle on pourrait s'attendre pour une structure fortement ramifiée comme celle du M4Q (se reporter au tableau 1). En outre, les résultats sont cohérents avec les données empiriques et modélisées obtenues pour d'autres VMS, qui signalent une lente biodégradation pour ces substances. Par exemple, le VMS linéaire MDM affiche une faible biodégradation dans les essais de biodégradation immédiate standard (OCDE, 2006), avec un pourcentage moyen de biodégradation de -3,7 % à la fin de la période d'essai de 28 jours (Schaefer et Matthews, 2009). Un faible potentiel de biodégradation a également été observé dans des essais similaires menés sur les VMS cycliques D4, D5 et D6, avec des pourcentages moyens de biodégradation compris entre 0,14 et 4,47 % pour ces trois substances (Springborn Smithers Laboratories, 2004, 2005a, 2005b). SEHSC (2011) a rapporté une demi-vie de biodégradation de 365 jours pour le D4 dans les sédiments. Considérés dans leur ensemble, ces résultats indiquent qu'il est peu probable que la biodégradation représente un processus d'élimination important des VMS comme le M4Q dans l'environnement.

Résumé de la persistance potentielle

Le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000) établit le critère utilisé pour déterminer si une substance est persistante en vertu de la LCPE (1999). D'après ce *Règlement*, une substance est persistante si sa demi-vie dans l'air est supérieure ou égale à deux jours, ou elle est soumise à un transport atmosphérique depuis sa source jusqu'à une région éloignée, si sa demi-vie dans l'eau ou le sol est supérieure ou égale à 182 jours ou si sa demi-vie dans les sédiments est supérieure ou égale à 365 jours.

Aucune donnée empirique sur la dégradation n'a été trouvée pour le M4Q; des estimations modélisées et des données déduites à partir d'autres VMS ont donc été utilisées pour formuler des conclusions sur le potentiel de persistance dans l'environnement de cette substance. Une

demi-vie prévue de 5,9 jours a été déterminée pour la dégradation du M4Q dans l'air et, d'après ce résultat, le M4Q répond au critère de persistance énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (demi-vie dans l'air supérieure ou égale à deux jours). La demi-vie prévue est comparable à celles obtenues pour d'autres VMS, comprises entre 5,96 et 8,9 jours, donnant plus de poids à la prévision. En outre, la modélisation prévoit que le M4Q peut avoir un potentiel de transport atmosphérique important et qu'il peut être en mesure d'atteindre des régions éloignées de sa source d'émission; il est toutefois peu probable que le M4Q se dépose dans l'eau ou dans les sols desdites régions éloignées. Toutefois, il a un faible potentiel de contamination de l'Arctique (voir la partie sur le devenir dans l'environnement), étant donné qu'il n'est pas susceptible de se déposer dans l'eau ou le sol dans des régions éloignées.

Les estimations modélisées de la demi-vie de biodégradation prévoient que le M4Q se biodégradera lentement dans l'environnement, avec des demi-vies de biodégradation ultime supérieures à 182 jours dans l'eau et le sol et supérieures à 365 jours dans les sédiments. Cette biodégradation lente prévue est cohérente avec les données empiriques et modélisées disponibles pour les autres VMS. Cependant, les preuves empiriques indiquent que les processus de dégradation abiotiques comme l'hydrolyse représentent des mécanismes d'élimination importants pour les VMS cycliques et linéaires dans l'environnement, et on s'attend à ce que ces processus jouent également un rôle dans l'élimination du M4Q. La majorité des données indiquent que les VMS s'hydrolyseront rapidement dans l'eau et le sol et, en s'appuyant sur cette information, il est considéré que le M4Q ne répond pas au critère de persistance d'une demi-vie supérieure ou égale à 182 jours dans ces milieux qui est énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Aucune donnée empirique sur la dégradation dans les sédiments n'a été trouvée pour les VMS. D'après une demi-vie de biodégradation ultime modélisée supérieure à 182 jours dans l'eau pour le M4Q, et à l'aide d'un rapport proportionnel de 1:4 pour la demi-vie dans l'eau par rapport à la demi-vie dans les sédiments aquatiques, tel qu'il a été calculé par Boethling *et al.* (1995), on estime que la demi-vie de biodégradation du M4Q dans les sédiments est supérieure à 365 jours. Cette demi-vie est cohérente avec la valeur calculée de 365 jours qui a été signalée pour le VMS cyclique D4. Par conséquent, il est considéré que le M4Q répond au critère de persistance énoncé dans le *Règlement* (demi-vie supérieure ou égale à 365 jours dans les sédiments).

Potentiel de bioaccumulation

Collecte des données

Pour fournir le meilleur poids de la preuve possible pour le potentiel de bioaccumulation du M4Q, des données empiriques et modélisées pour cette substance, ainsi que des données sur les propriétés des substances dont la structure et les mécanismes sont semblables, à savoir le L4, le L5, le MDM et le PTS, ont été prises en compte. Les données relatives aux structures et aux propriétés physiques et chimiques de ces substances sont fournies à l'annexe V aux fins de comparaison.

Les structures des analogues décrites à l'annexe V présentent une comparabilité structurelle supérieure à 83 %, à l'aide du logiciel CHEMID (2010). D'après les données figurant à l'annexe V, il est considéré que le M4Q présente une biodisponibilité pélagique inférieure à celle

du MDM ou du L4, mais une biodisponibilité comparable à celle du PTS et du L5. Le M4Q est légèrement plus soluble dans l'eau que le L5 (ou comparable si l'on tient compte de la variabilité des mesures) et légèrement moins soluble dans l'eau que le PTS. Cependant, le log K_{oc} pour ces trois composés est très comparable. Le M4Q présente des dimensions moléculaires comparables à celles du PTS, ce qui laisse entendre que l'absorption chez les poissons obtenue dans le cadre de tests en laboratoire sur le FBC serait comparable, ce qui n'est pas vraiment le cas pour le L5, dont la taille est légèrement plus grande que celle du M4Q. Les dimensions du L4 et du MDM sont moins grandes que celles du M4Q et ces composés s'avèrent plus biodisponibles dans l'eau, ce qui semble indiquer que les taux d'absorption de ces substances à partir de l'eau pourraient être très différents de celui du M4Q. Par conséquent, pour les raisons expliquées plus bas dans cette section, il est raisonnable de considérer le PTS comme l'analogue principal en matière de bioconcentration. Les données relatives au MDM, au L4 et au L5 devraient en revanche fournir des limites inférieures et supérieures de bioconcentration, respectivement, pour le M4Q, si la taille moléculaire est considérée de manière isolée. Il est néanmoins raisonnable d'envisager les quatre analogues pour l'absorption alimentaire (c.-à-d., le facteur de bioamplification) en ce qui concerne les expositions dans le monde réel. Les facteurs traitant de la biodisponibilité aqueuse par les branchies pourraient ne pas s'appliquer à l'absorption alimentaire. En outre, les dimensions moléculaires de ces substances chimiques ne diffèrent que très légèrement de celles du M4Q et le tractus gastro-intestinal (TGI) n'est pas soumis à une résistance moléculaire aussi importante que la surface des branchies (Arnot *et al.*, 2010) (se reporter à l'analyse ci-dessous).

Facteur de bioconcentration (FBC)

Aucune donnée expérimentale sur le FBC n'était disponible pour le M4Q. Cependant, des données expérimentales sont disponibles pour une substance analogue acceptable, le PTS (1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3-phényl- 3-[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane; n° CAS 2116-84-9). Blankenship *et al.* (2004) ont exposé des crapets arlequins (*Lepomis macrochirus*) à des concentrations dans l'eau de 0,0008 mg/L (concentration nominale de 0,001) et 0,0044 mg/L (concentration nominale de 0,006) de PTS pendant 45 jours, suivis d'une période de dépuración de 60 jours. Les valeurs du FBC à l'état stable pour la concentration faible se chiffraient respectivement à 404, 1 508 et 1 011 pour les fractions comestibles, non comestibles et entières du poisson, alors que celles pour la concentration élevée se chiffraient respectivement à 164, 566 et 384 pour les mêmes fractions du poisson (tableau 6). L'étude a également déterminé des FBC cinétiques de 620, de 3 827 et de 2 292 pour les fractions comestibles, non comestibles et entières du poisson, respectivement. Les constantes du taux cinétique provenant de cette étude figurent au tableau 8. La concentration de PTS a affiché une dépuración lente chez le poisson et les concentrations moyennes de PTS mesurées dans les fractions comestibles, non comestibles et entières du poisson au 60^e jour de dépuración se chiffraient respectivement à 0,073, 0,678 et 0,407 mg/kg. Les estimations du temps nécessaire pour atteindre 50 % de clairance pour les fractions comestibles, non comestibles et entières du poisson se chiffraient respectivement à 24, 50 et 43 jours (Blankenship *et al.*, 2004).

Une étude de bioconcentration a été menée sur le L5 (dodecaméthylpentasiloxane; n° CAS 141-63-9) (SEHSC, 2006). Des tête-de-boule, *Pimephales promelas*, ont été exposés pendant 35 jours à des concentrations nominales de 7×10^{-5} et de 7×10^{-6} mg/L dans un système expérimental en conditions dynamiques, avant une période de dépuración de 35 jours. L'hydrosolubilité du L5 se chiffre à 7×10^{-5} mg/L. La volatilité élevée et la faible hydrosolubilité

du L5 ont nécessité l'utilisation de procédures particulières pour limiter les pertes de substances provenant du système expérimental. Ces procédures comprenaient l'utilisation d'un solvant et de pots à mélanger fermés ainsi que l'optimisation du débit du diluteur afin de réduire les pertes liées à l'évaporation. Malgré ces précautions, certaines pertes de la substance d'essai se sont produites et les concentrations moyennes mesurées se chiffraient à $3,9 \times 10^{-5}$ et à 4×10^{-6} mg/L, respectivement, aux doses élevées et faibles. Des valeurs de FBC à l'état stable de 1 240 et 1 430, respectivement, ont été calculées pour les concentrations de $3,9 \times 10^{-5}$ et de 4×10^{-6} mg/L tandis que les valeurs de FBC cinétiques calculées à partir des taux d'absorption et de dépuración se chiffraient à 1 240 et à 1 450, respectivement (tableau 6). Plus de 90 % de la substance d'essai était éliminée des tissus des poissons après la période de dépuración de 35 jours. Les constantes du taux cinétique provenant de ces études figurent au tableau 8.

Tableau 6. Données empiriques relatives à la bioaccumulation du PTS et du L5

Substance	Organisme d'essai	Paramètre	Valeurs à l'état stable et cinétiques (L/kg) ^a	Référence
PTS	Crapet arlequin, <i>Lepomis macrochirus</i>	FBC	de 404 à 1 508 (0,0008 mg/L) ^b de 164 à 566 (0,0044 mg/L) ^b de 620 à 3 827 ^c	Blankenship <i>et al.</i> , 2004*
L5	Tête-de-boule, <i>Pimephales promelas</i>	FBC	1 430 ^b , 1 450 ^c (4×10^{-6} mg/L) 1 240 ^b , 1 240 ^c ($3,9 \times 10^{-5}$ mg/L)	SEHSC, 2006

^a Les valeurs entre parenthèses représentent les concentrations d'essai auxquelles les FBC ont été obtenus.

^b Valeurs de FBC à l'état stable

^c Valeurs de FBC cinétiques

* Le sommaire de rigueur d'étude est disponible sur demande pour cette étude.

Le FBC du M4Q a été estimé en utilisant un modèle cinétique de bilan massique basé sur Arnot et Gobas (2003a) qui comprenait des constantes du taux métabolique normalisées (expliquées dans l'analyse des constantes du taux cinétique ci-dessous). Le FBC prévu obtenu pour les poissons du niveau trophique intermédiaire à l'aide du modèle de bilan massique d'Arnot et Gobas (v1.11) et de la constante k_M normalisée de $0,010 \text{ jour}^{-1}$ se chiffre à 1 260, ce qui se compare assez bien avec les valeurs de l'analogue au tableau 6. Le FBC prévu à l'aide du modèle de bilan massique d'Arnot et Gobas (v1.11) en se servant d'une constante k_M d'environ $0,016 \text{ jour}^{-1}$ pour un poisson de 10 g au taux lipidique de 5 % donne un FBC de 812, ce qui est également très comparable aux FBC à l'état stable figurant au tableau 6.

Arnot et Gobas (2006) ont mené une évaluation critique des données disponibles sur la bioaccumulation (FBC et FBA) chez le poisson et d'autres organismes et ont créé une base de données empirique de valeurs de FBC et de FBA de qualité (Arnot et Gobas, 2003b). Dans Arnot et Gobas (2006), à une valeur de $\log K_{oe}$ de 9,6 pour le M4Q, la répartition empirique de données « acceptables » sur le FBC des poissons indique qu'il n'y a aucun FBC consigné à un $\log K_{oe}$ supérieur à 8,2.

Les valeurs de FBC à l'état stable et cinétiques pour les analogues du M4Q figurant au tableau 6 ne dépassent pas 5 000 (même en cas d'utilisation d'un agent solubilisant). Cela est vraisemblablement lié au taux d'absorption à partir de l'eau qui est atténué, dans une certaine mesure, par un encombrement stérique, permettant ainsi à d'autres processus d'élimination de réduire la bioconcentration d'ensemble. Les données sur la taille moléculaire et les diamètres

transversaux peuvent être utiles et sont couramment utilisées par des compétences internationales, comme l'Union européenne (ECHA, 2012), pour tirer des conclusions sur le potentiel de bioaccumulation suivant la méthode du poids de la preuve. De récentes études faisant le lien entre les données de FBC chez les poissons et les paramètres de taille moléculaire (Dimitrov *et al.*, 2002 et 2005) laissent entendre que la probabilité qu'une molécule traverse la membrane cellulaire par diffusion passive diminue de façon importante à mesure qu'augmente le diamètre maximal (D_{\max}). La probabilité qu'une diffusion passive se produise diminue de façon notable lorsque le diamètre transversal est supérieur à environ 1,5 nm et de façon encore plus significative dans le cas des molécules ayant un diamètre transversal supérieur à 1,7 nm. Sakuratani *et al.* (2008) ont également étudié l'effet du diamètre transversal sur la diffusion passive dans un ensemble d'essais de FBC d'environ 1 200 substances chimiques nouvelles et existantes. Ils ont observé que les substances qui ne présentent pas un potentiel de bioconcentration très élevé (FBC inférieur à 5 000) ont souvent un D_{\max} supérieur à 2 nm et un diamètre effectif (D_{eff}) supérieur à 1,1 nm.

Cependant, comme l'ont évoqué Arnot *et al.* (2010), il existe des incertitudes quant aux seuils proposés par Dimitrov *et al.* (2002, 2005) et Sakuratani *et al.* (2008), étant donné que les études sur le FBC utilisées pour calculer ces seuils n'ont pas fait l'objet d'évaluations critiques. Comme l'ont souligné Arnot *et al.* (2010), la taille moléculaire a un effet sur la solubilité et la capacité de diffusion dans les phases aqueuse et organique (membranes), et les plus grosses molécules peuvent avoir un taux d'absorption plus lent. Toutefois, ces mêmes contraintes liées aux cinétiques s'appliquent aux voies de diffusion de l'élimination chimique (c.-à-d. absorption lente = élimination lente). Un potentiel de bioaccumulation important peut donc s'appliquer aux substances qui sont soumises à un processus d'absorption lent, si elles sont biotransformées ou éliminées lentement par d'autres processus. Par conséquent, lorsqu'on évalue le potentiel de bioaccumulation, les données sur la taille moléculaire doivent être examinées avec discernement et de pair avec d'autres éléments de preuve pertinents.

D'après l'analyse tridimensionnelle des conformères calculés à l'aide du modèle de bioaccumulation de base avec des facteurs d'atténuation (Dimitrov *et al.*, 2005), le diamètre maximal du PTS et du L5 est compris entre 1,7 nm et 1,2 nm et le diamètre effectif est compris entre 1,1 nm et 1,1 nm. Le diamètre maximal du M4Q est de 1,3 nm et son diamètre effectif est de 1,2 nm. Cela laisse entendre que le M4Q, le PTS et le L5 présentent des dimensions moléculaires très semblables, bien que le L5 soit légèrement plus grand. Ces composés peuvent connaître une absorption limitée découlant d'effets stériques à la surface des branchies (en raison de la taille du diamètre effectif) et cela permet d'expliquer en partie les FBC empiriques plus faibles.

Facteur de bioamplification (FBM)

Dow Corning Corporation (2010d) a rapporté un FBM à l'état stable apparent pour le M4Q de 0,045 et un FBM normalisé par rapport aux lipides de 0,16 pour des alevins de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), après une exposition à du M4Q radio-marqué au C¹⁴ dans la nourriture des poissons (environ 400 µg/kg) pour une période de 42 jours, suivie d'une période de clairance de 28 jours avec des aliments non contaminés (tableau 7). Les FBM cinétiques basés sur des taux d'absorption et de dépuración se chiffrent respectivement à 0,00252 g/g/j et à 0,0245 j⁻¹, étaient de 0,10 et de 0,37 (pour la valeur ajustée en fonction des lipides) et ont été estimés sans inclure la dilution liée au taux de croissance des poissons au cours de la période d'étude.

Un FBM cinétique de 0,26 et un FBM_{L/L} cinétique ajusté en fonction des lipides de 0,86 ont été signalés pour les alevins de truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*, exposés à du MDM radiomarqué au C¹⁴ sur les aliments aquacoles (environ 500 µg/g) pendant 35 jours, suivis d'une période de clairance de 28 jours avec une nourriture propre (Drottar, 2010; tableau 7). Le FBM à l'état stable calculé sur la base des concentrations de MDM dans les tissus et dans la nourriture des poissons se chiffrait à 0,11 et la valeur normalisée par rapport aux lipides correspondante se chiffrait à 0,38. Le FBM normalisé par rapport aux lipides est considéré comme un paramètre plus pertinent pour évaluer le potentiel de bioamplification (Arnot et Gobas, 2006). L'efficacité de l'assimilation alimentaire chez les poissons exposés a été calculée à 32 % et la demi-vie d'élimination ou de clairance était de 18 jours, en fonction d'une constante de vitesse de clairance de 0,0378/jour (Drottar, 2010).

Les valeurs du FBM décrivent le processus dans lequel la concentration d'un produit chimique dans un organisme atteint un niveau qui est supérieur à celui dans l'alimentation de l'organisme, en raison de l'absorption alimentaire (Gobas et Morrison, 2000). Un FBM supérieur à 1 indique qu'il y a bioamplification. Les données sur le FBM sont considérées comme des indicateurs du potentiel d'absorption et d'accumulation dans le biote par l'intermédiaire de l'alimentation. Les données disponibles en matière de bioamplification semblent indiquer que FBM du M4Q ne dépasse pas 1 dans les réseaux trophiques examinés.

Tableau 7. Données empiriques relatives au facteur de bioamplification du MDM (L3) et du M4Q

Substance	Organisme d'essai	Paramètre	Valeurs à l'état stable, cinétiques et normalisées par rapport aux lipides (/kg)	Référence
MDM	Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	FBM	De 0,11 à 0,86	Drottar, 2010*
M4Q	Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	FBM	De 0,045 à 0,37	Dow Corning Corporation, 2010d*

* Le sommaire de rigueur d'étude est disponible sur demande pour cette étude.

Dans son étude sur la bioaccumulation pour le M4Q, Dow Corning Corporation (2010d) remarque que la comparaison des concentrations du composé d'origine du M4Q avec la radioactivité totale relevée dans les tissus de poisson permet de démontrer qu'elles sont essentiellement semblables, ce qui indique que la radioactivité présente dans les tissus de poisson provenait généralement du composé d'origine du M4Q. Des indications similaires ont été relevées dans les échantillons de tube digestif au fil du temps. La comparaison des concentrations du composé d'origine du M4Q avec la radioactivité totale dans le tube digestif au fil du temps indique que la radioactivité présente dans le tube digestif se compose de M4Q inchangé. La comparaison entre les concentrations du composé d'origine du M4Q avec la radioactivité totale que l'on trouve dans le foie indique que la radioactivité présente dans le foie est aussi constituée principalement du composé d'origine du M4Q (Dow Corning Corporation, 2010d).

De la même manière, dans l'étude sur la bioaccumulation du MDM, la comparaison entre les concentrations du composé d'origine du MDM et de la radioactivité totale dans les échantillons de tissu et de tube digestif de poisson montre que la radioactivité présente est associée au composé d'origine du MDM (Drottar, 2010). Cependant, la comparaison des concentrations du composé d'origine du MDM avec la radioactivité totale dans les extraits de foie prélevés au 1^{er} jour de dépuración indique la présence d'un ou de plusieurs métabolites. La comparaison entre la radioactivité et le composé d'origine dans les extraits de foie apporte la preuve que le MDM peut se métaboliser dans la truite arc-en-ciel (Drottar, 2010).

Bien que cela apporte la preuve d'un certain niveau de métabolisme du M4Q et du MDM par la truite arc-en-ciel, les résultats de cette étude laissent entendre qu'une faible biotransformation s'est produite. En outre, la présence de métabolites inconnus ne permet pas d'établir que le M4Q et le MDM ont été complètement métabolisés; de plus, on ne dispose d'aucune information sur le taux de métabolisme. Les constantes du taux cinétique provenant de ces études figurent également au tableau 8.

L'efficacité d'assimilation alimentaire (E_A) est également l'un des paramètres clés pour estimer le FBA à l'aide de modèles cinétiques à bilan massique comme ceux d'Arnot et Gobas (2003a, 2004), car elle est utilisée dans le calcul de la constante de vitesse d'absorption alimentaire (k_D) et liée au $\log K_{oe}$ de la substance en question (Kelly *et al.*, 2004). Comme le mentionne Arnot (2010), certains produits chimiques sont soumis à une dégradation dans les tissus épithéliaux de l'intestin et du tractus gastro-intestinal (TGI), ce qui peut réduire l'efficacité du transfert de la substance chimique dans l'organisme ainsi que la bioamplification en général. En théorie, une substance qui est fortement métabolisée dans le TGI devrait avoir une faible efficacité de l'assimilation alimentaire, tandis que les substances métabolisées lentement devraient présenter une assimilation potentiellement plus élevée et donc une bioamplification plus élevée.

L'efficacité de l'assimilation alimentaire du M4Q rapportée par Dow Corning Corporation (2010d) est seulement de 8,4 %, soit un niveau très inférieur à la fourchette de 40 à 60 % signalée pour certains composés de biphényle polyhalogéné connus pour avoir un FBM supérieur à 1 (Kelly *et al.* 2004). Cela semble une nouvelle fois indiquer certaines limitations de l'absorption de M4Q à partir du TGI, que ce soit en raison d'effets stériques, de résidus liés dans l'alimentation, ou les deux. Il faut remarquer qu'un FBM utilisant l'équation proposée dans la

partie consacrée à l'alimentation de l'ébauche de révision de la Ligne directrice 305 de l'Organisation de coopération et de développements économiques (OCDE, 2011) ne peut pas être calculé pour le M4Q, car le taux de croissance est plus élevée que la constante de vitesse de dépuración, ce qui entraîne une constante de vitesse de dépuración corrigée pour la croissance négative (c.-à-d., k_{2g}). Cela montre l'effet du taux de croissance qui « surcharge » la cinétique de l'essai sur le FBM (se reporter au tableau 8). Des efforts sont mis en œuvre par l'intermédiaire de l'OCDE afin de gérer les influences du taux de croissance dans l'essai de toxicité par le régime alimentaire de la Ligne directrice 305 (OCDE, 2011).

Une version modifiée à trois niveaux trophiques du modèle de FBA d'Arnot et Gobas (2003a) a été utilisée pour estimer le FBM avec un $\log K_{oe}$ de 9,6 et en supposant une efficacité de l'assimilation alimentaire de 8,4% et une constante du taux métabolique de $0,01 \text{ j}^{-1}$ pour un poisson de niveau trophique intermédiaire (d'après une normalisation du poids corporel de la valeur moyenne géométrique du k_M provenant du tableau 8). Le FBM qui en résulte est 0,5, un chiffre relativement comparable à la fourchette supérieure de FBM cinétiques rapportée pour le M4Q au tableau 7 et légèrement inférieur à la valeur de FBM cinétique de 0,86 rapportée pour le MDM.

Constantes du taux cinétique

Le modèle d'Arnot et Gobas a été employé à l'aide des constantes du taux métaboliques initialement normalisées par rapport au poids, à la température et à la teneur en lipides du poisson dans des études sur le FBC et le FBM. Cela a été effectué en utilisant l'approche décrite dans Arnot *et al.* (2008a), lorsque le FBC ou la constante de vitesse de dépuración sont connus. L'objectif est d'adapter le modèle cinétique pour qu'il corresponde aux données sur le FBC observées, fournissant ainsi des estimations raisonnables des constantes des taux. Les constantes du taux cinétique calculées et empiriques sont résumées selon un format de bilan massique au tableau 8 ci-dessous.

Tableau 8. Constantes du taux cinétique calculées par Environnement Canada pour le M4Q, le PTS, le L5 et le MDM d'après les études sur le FBC et FBM

Substance	Paramètre de l'étude	Constante du taux d'absorption jour^{-1} (k_1)	Constante de vitesse de dépuración jour^{-1} (k_D) ^a	Constante du taux d'élimination par les branchies jour^{-1} (k_2)	Constante du taux métabolique jour^{-1} (k_M)
M4Q	FBM _{cinétique} (0,10) ^a	0,0025 ^a	0,025 ^a	0,0000	environ 0,020 ^c
PTS	FBC _{cinétique} (2 292) ^a	36,9 ^a	0,0161 ^a	0,0002 ^b	environ 0,011 ^c
PTS	FBC _{cinétique} (1 096) ^b	1 001,6 ^b	n.d.	0,0002 ^b	0,056 ^b
L5	FBC _{cinétique} (1 450)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
L5*	FBC _{cinétique} (1 445)	1 427 ^b	n.d.	0,002 ^b	0,060 ^b
MDM	FBM _{és} (0,11)	0,01 ^a	0,038 ^a	0,00 ^d	0,028 ^d

Abréviations : n.d., non disponible ou calcul inutile.

^a Signalée dans Blankenship *et al.* (2004), SEHSC (2006), Dow Corning Corporation (2010d) et Drottter (2010).

^b Calculée suivant la méthode par bilan massique décrite dans Arnot *et al.* (2008) lorsque le FBC est connu. Constantes de taux corrigées par rapport au log K_{oe} , au poids corporel, à la température et à la teneur en lipides du poisson dans l'étude de Dow Corning Corporation (2010d).

^c $k_T = k_2 + k_G + k_M + k_E$

^d Calculée en utilisant un modèle de FBA à un compartiment et corrigée par rapport au log K_{oe} , au poids corporel, à la température et à la teneur en lipides du poisson dans Dow Corning Corporation (2010d) et Drottter (2010).

^e Calculée suivant la méthode par bilan massique décrite dans Arnot *et al.* (2008a) lorsque la vitesse de dépurcation est connue. Constantes de taux corrigées par rapport au log K_{oe} , au poids corporel, à la température et à la teneur en lipides du poisson.

* Les détails de l'étude n'étaient pas disponibles au moment de la présente analyse.

Tableau 8. Constantes du taux cinétique calculées par Environnement Canada pour le M4Q, le PTS, le L5 et le MDM d'après les études sur le FBC et FBM (suite)

Substance	Paramètre de l'étude	Constante du taux de croissance jour ⁻¹ (k_G)	Constante de vitesse d'expulsion de la matière fécale jour ⁻¹ (k_E)	Constante du taux d'élimination totale jour ⁻¹ (k_T) ^e	Référence
M4Q	FBM _{cinétique} (0,10) ^a	0,037 ^a	0,005 ^d	0,062	Dow Corning Corporation, 2010d; Environnement Canada (voir le corps de texte)
PTS	FBC _{cinétique} (2 292) ^a	0,002 ^b	0,004 ^b	0,021 ^b	Blankenship <i>et al.</i> , 2004
PTS	FBC _{cinétique} (1 096) ^b	0,002 ^b	0,004 ^b	0,062	Environnement Canada (voir le corps de texte)
L5	FBC _{cinétique} (1 450)	n.d.	n.d.	n.d.	SEHSC, 2006
L5*	FBC _{cinétique} (1 445)	0,002 ^b	0,004 ^b	0,068	Environnement Canada (voir le corps de texte)
MDM	FBM _{és} (0,11)	0,040 ^a	0,010 ^d	0,078 ^d	Drottter, 2010

Abréviations : n.d., non disponible ou calcul inutile.

^a Signalée dans Blankenship *et al.* (2004), SEHSC (2006), Dow Corning Corporation (2010d) et Drottter (2010).

^b Calculée suivant la méthode par bilan massique décrite dans Arnot *et al.* (2008) lorsque le FBC est connu. Constantes de taux corrigées par rapport au log K_{oe} , au poids corporel, à la température et à la teneur en lipides du poisson dans l'étude de Dow Corning Corporation (2010d).

^c $k_T = k_2 + k_G + k_M + k_E$

^d Calculée en utilisant un modèle de FBA à un compartiment et corrigée par rapport au log K_{oe} , au poids corporel, à la température et à la teneur en lipides du poisson dans Dow Corning Corporation (2010d) et Drottter (2010).

^e Calculée suivant la méthode par bilan massique décrite dans Arnot *et al.* (2008a) lorsque la vitesse de dépurcation est connue. Constantes de taux corrigées par rapport au log K_{oe} , au poids corporel, à la température et à la teneur en lipides du poisson.

* Les détails de l'étude n'étaient pas disponibles au moment de la présente analyse.

La méthode cinétique à bilan massique ajustée aux données sur le FBC de l'analogue prévoit des valeurs de FBC de 1 096 et 1 445 pour le PTS et le L5, respectivement (se reporter au tableau 8), et ces valeurs concordent avec celles de 2 292 (poisson entier) et de 1 240 à 1 450 obtenues de manière empirique pour le PTS et le L5 (tableau 6). Ainsi le niveau de confiance est bon concernant le fait que les constantes du taux cinétique se rapprochent de celles obtenues dans des conditions de laboratoire. Les constantes du taux d'élimination totale calculées sont très proches l'une de l'autre (environ 0,02 à 0,08 j⁻¹), qu'elles soient calculées à partir de données sur le FBC ou le FBM. Les constantes du taux métabolique sont aussi très proches et sont comprises entre 0,01 et 0,06 j⁻¹, ce qui semble indiquer un taux de biotransformation lent et soutenir les

observations portant sur le FBC et le FBM indiquant une faible biotransformation des composés parents (VMS). À titre de comparaison, des constantes de vitesse de dépuration de 0,035 et de 0,040 j^{-1} ont été calculées pour le D4 et le D5, respectivement, chez la truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss* (Woodburn *et al.*, sous presse).

La capacité métabolique d'un organisme peut être liée au poids corporel et à la température (p. ex. Hu et Layton, 2001; Nichols *et al.*, 2007). Pour fournir une constante du taux métabolique plus représentative, la moyenne géométrique des constantes aqueuses et alimentaires du taux métabolique (à savoir 0,029 j^{-1}) a été déterminée pour tous les composés figurant au tableau 8. Cette constante de taux a ensuite fait l'objet d'une normalisation supplémentaire par rapport au poids du poisson du niveau trophique intermédiaire dans la version modifiée du modèle d'Arnot et Gobas (poids du poisson = 184 g, teneur en lipides = 6,8 %, température = 10 °C) conformément aux procédures décrites dans Arnot *et al.* (2008b). La valeur de k_M qui en résulte, une fois arrondie, est de 0,010 j^{-1} . Pour fournir un certain contexte au sein du groupe plus large des substances VMS, cette valeur de k_M se trouve dans la fourchette de valeurs disponibles pour d'autres VMS présentant une faible masse moléculaire, soit de 0,008 à 0,08 (valeur médiane de 0,02) et de 0,001 à 0,01 (valeur médiane de 0,004) pour le D4 et le D5, respectivement (Environnement Canada, Santé Canada, 2008a, 2008b). On a utilisé des poissons de niveau trophique intermédiaire pour représenter les sorties globales du modèle, comme l'a laissé entendre le concepteur du modèle, et ce modèle est très représentatif du poids des poissons susceptibles d'être consommés par des piscivores aviaires ou terrestres; il prévoit aussi un contenu en lipides de 6,8 %, qui est jugé représentatif des conditions canadiennes. La valeur calculée de k_M est conforme à l'analyse pour des métabolites réalisée dans des conditions d'état stable dans le cadre de l'étude sur la bioaccumulation de Dow Corning Corporation (2010d) dans laquelle le matériel radiomarqué était principalement présent en tant que M4Q original, ce qui appuie la notion de « faible dégradation métabolique » de cette substance.

La valeur de k_M , d'après les données du tableau 8, pour le M4Q et pour un poisson de 10 g à une température de 15 °C, a été estimée à 0,016 j^{-1} à l'aide de la méthode d'Arnot *et al.* (2008b). Un examen de la base de données de k_M provenant d'Arnot *et al.* (2008b) pour un poisson de 10 g à une température de 15 °C indique que les substances chimiques présentant un $\log K_{oe}$ d'environ 7,8 à 9 ont une valeur de k_M faible d'environ 0,001 à 0,003 jour^{-1} , mais pouvant atteindre 0,01 jour^{-1} . Ces substances (p. ex. le décachlorobiphényle, le nonachlorobiphényle et l'heptachlorobiphényle) ont toutes des FBC de l'ordre de 10^5 et l'octachloronaphtalène a un FBC mesuré inférieur à 1 000 (Fox *et al.*, 1994; Gobas *et al.*, 1989; Oliver et Nimi, 1988). Les données relatives au FBC en laboratoire sont bien inférieures à celles de la plupart des substances à forte teneur en chlore. Cela semble indiquer qu'un taux métabolique légèrement plus rapide (0,016 j^{-1} à 10 g), qu'une biodisponibilité aquatique plus faible, que des effets stériques possibles et que d'autres voies d'élimination (p. ex. expulsion de la matière fécale et dilution par croissance) pourraient être des facteurs importants pour atténuer le potentiel de bioconcentration du M4Q par rapport aux composés organiques halogénés.

Facteur d'amplification trophique (FAT)

Le FAT est une mesure du potentiel de bioamplification d'une substance au sein d'un réseau trophique étudié dans des conditions naturelles. Ce facteur est estimé en mettant en corrélation des concentrations de substance normalisées dans le biote à différents niveaux trophiques. Une pente positive de la droite de régression des concentrations normalisées pour les lipides en fonction du niveau trophique indique que la concentration de la substance augmente sur plusieurs niveaux trophiques et qu'il y a bioamplification (Weisbrod *et al.*, 2009). À l'inverse, un FAT inférieur à 1 est le signe d'une dilution trophique, qui est largement liée à une fonction du métabolisme.

Aucune valeur de FAT n'était disponible pour le M4Q ou ses analogues au moment de la présente analyse. D'après une fourchette empirique de FBM comprise entre 0,045 et 0,37 (tableau 7), le M4Q devrait présenter un faible potentiel de bioamplification par l'intermédiaire des réseaux trophiques et, par conséquent, présente vraisemblablement un FAT inférieur à 1.

Facteur de bioaccumulation (FBA)

Les facteurs de bioaccumulation sont mesurés dans des conditions naturelles en tant que rapport entre les charges de substance chimique absorbées dans le corps entier découlant de toutes les expositions et les concentrations se trouvant dans l'eau ambiante. Aucune donnée de terrain de ce type n'est disponible pour les VMS pris en compte dans la présente analyse de la bioaccumulation. Le calcul du FBA est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances, car il intègre toutes les expositions d'un organisme à la substance chimique, y compris l'exposition alimentaire qui prédomine pour les substances présentant un $\log K_{oe}$ supérieur à 4, environ (Arnot et Gobas, 2003a).

À un $\log K_{oe}$ de 9,6, la fraction biodisponible prévue du M4Q dans la colonne d'eau (à l'exclusion de la perte attribuable à la volatilisation), selon les modèles de bilan massique des poissons, est inférieure à 1 %, ce qui laisse entendre que l'absorption à partir de l'eau par les branchies n'est pas une exposition pertinente pour le M4Q. Cependant, si le $\log K_{co}$ d'environ 5,2 est utilisé, la principale fraction (environ 90 %) du M4Q se trouvera en phase dissoute dans l'eau. Cette analyse semble indiquer que l'absorption à partir de la phase aqueuse par les branchies est très pertinente pour cette substance chimique.

En l'absence de données empiriques, des estimations du FBA ont été générées en utilisant la version à trois niveaux trophiques du modèle de bilan massique cinétique mis au point par Arnot et Gobas (2003a) et en corrigeant l'efficacité de l'assimilation alimentaire de 19 % par défaut en fonction de la valeur alpha de 8,4 % rapportée dans l'étude sur le FBM du M4Q par Dow Corning Corporation (2010d). Cette correction a une influence directe sur le taux d'absorption alimentaire par défaut (k_D) utilisé comme hypothèse par le modèle. La prévision du FBA pour les poissons du niveau trophique intermédiaire à l'aide d'une constante du taux métabolique normalisée de $0,01 \text{ j}^{-1}$ et d'une valeur de E_D de 8,4 % entraîne un FBA pour ces poissons du niveau trophique intermédiaire d'environ 288 000, soit un chiffre conforme au taux métabolique lent du M4Q et au niveau élevé du $\log K_{oe}$.

Une surestimation possible du FBA pour les poissons du niveau trophique intermédiaire a été envisagée, étant donnée la faible efficacité de l'assimilation alimentaire du M4Q. Le FBM prévu utilisé dans le modèle pour le calcul du FBA concorde bien aux résultats du FBM observés pour le M4Q et le MDM, mais le modèle du FBA estime que le « facteur d'amplification trophique réalisé »³ ou le facteur d'amplification trophique total se chiffre à 14, ce qui représente vraisemblablement une surestimation dans le modèle. Si cette valeur est fixée à une valeur inférieure à 1, pour être comparable au FAT pour le D5 (à l'aide de la limite supérieure du FAT de 0,7) et ainsi représenter une amplification totale bien inférieure dans le modèle, le FBA que l'on obtient est d'environ 14 800. Ces prévisions présentent un certain niveau d'incertitude, car le log K_{oe} du M4Q à 9,6 se situe en dehors du domaine empirique du log K_{oe} du modèle, ce qui semble indiquer que les substances présentant ce log K_{oe} ne sont simplement pas biodisponibles pour les organismes aquatiques ou que les FBA n'ont pas été mesurés pour les substances très hydrophobes. Toutefois, au vu des ordres de grandeur du log K_{co} plus faibles que ceux du log K_{oe} , le M4Q peut encore être considéré dans le domaine du modèle en ce qui a trait à la biodisponibilité, ce qui rend les prévisions moins incertaines. Même si l'on constate une certaine incertitude concernant la valeur absolue du FBA générée par le modèle, il est peu probable que, avec une certaine exposition, le FBA soit de beaucoup inférieur à la valeur calculée, au vu des renseignements cinétiques, et notamment de la lenteur du métabolisme, de la biodisponibilité aquatique relativement élevée et d'une certaine absorption alimentaire de la substance.

Résumé du potentiel de bioaccumulation

On observe une très bonne concordance entre les éléments de preuve pour déduire que le M4Q sera bioaccumulé à partir de l'eau et du régime alimentaire, mais qu'il ne devrait pas se bioamplifier entre les niveaux trophiques et au sein des réseaux trophiques. Le M4Q présente un log K_{oe} très élevé et un faible taux métabolique qu'il est difficile de comparer avec les autres substances chimiques qui, d'après les observations empiriques, présentent une bioconcentration ou une bioaccumulation élevée à partir de l'eau. Les propriétés intrinsèques du M4Q laissent entendre qu'il y a potentiellement une importante fraction biodisponible de M4Q dans certaines eaux naturelles et que, par conséquent, l'eau reste un milieu d'exposition pertinent contribuant à la charge corporelle potentielle dans le biote. Une concordance très importante existe également entre les paramètres cinétiques calculés pour tous les VMS analysés dans la présente évaluation, ce qui semble indiquer que l'élimination du M4Q pour le poisson ne résulte vraisemblablement pas d'un métabolisme important. Cependant, l'efficacité d'absorption du M4Q à partir de l'eau et de l'alimentation se fait vraisemblablement à une vitesse moindre que des VMS plus petits et que les VMS cycliques, ce qui peut limiter la charge corporelle maximale potentielle. Une plus grande importance serait accordée à cet élément de preuve si le métabolisme du M4Q dans le biote était plus rapide, car les deux facteurs (efficacité d'absorption réduite et métabolisme rapide) sont susceptibles de donner lieu à des concentrations beaucoup plus faibles de M4Q dans les tissus et les organes. L'estimation du FBA (14 800 environ) s'appuie sur les propriétés intrinsèques du M4Q et du récepteur du modèle tout en supposant une exposition à l'état stable dans l'environnement. L'exposition environnementale réelle au M4Q peut être limitée en raison

³ Le facteur d'amplification trophique réalisé illustre l'estimation de l'amplification totale par le modèle, de la base du réseau trophique à l'alimentation des poissons du niveau trophique intermédiaire. Ce facteur est appelé « bêta » dans le modèle et est différent du FAT, qui représente l'amplification moyenne par niveau trophique.

de la faiblesse de ses taux d'émission, mais aucune mesure sur le terrain du FBA à proximité des sites d'émission n'est aujourd'hui disponible pour exclure la pertinence de cette substance dans la présente évaluation. Le FBA a des conséquences importantes sur les expositions à chaque niveau trophique des réseaux trophiques, mais peut-être pas entre les niveaux trophiques ou le réseau trophique total, comme le laissent entendre le facteur de bioamplification et le facteur d'amplification trophique.

D'après les données empiriques calculées à partir de substances analogues pertinentes, le M4Q ne satisfait pas au critère de bioconcentration ($FBC \geq 5\,000$) énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000). Cependant, l'analyse des données empiriques et modélisées pour le M4Q et plusieurs analogues pertinents a permis de déterminer qu'il était vraisemblable que le FBA du M4Q dépasse 5 000; c'est pourquoi on estime que la substance satisfait au critère de bioaccumulation ($FBA \geq 5\,000$) énoncé dans le *Règlement*.

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

Sources des données

Les données sur la toxicité empiriques et modélisées ont été prises en compte pour le M4Q. Les renseignements relatifs au mode d'action possible ont également été pris en compte. En l'absence de données empiriques et modélisées sur la toxicité du M4Q pour les organismes terrestres, les données empiriques concernant le VMS cyclique D5 ont été utilisées aux fins de comparaison dans l'examen des effets potentiels sur les organismes terrestres. Étant donné que la narcose non polaire est le mode d'action le plus probable pour tous les composés organosiliciés (voir ci-dessous) et que l'importance de la structure chimique est moindre pour ce mode d'action, l'examen des données sur la toxicité du D5 pour les organismes terrestres, en ce qui a trait à la toxicité potentielle du M4Q pour les organismes terrestres, a été jugé pertinent.

Mode d'action

Aucune information n'a été trouvée sur le mode d'action du M4Q. Cependant, un mécanisme de toxicité par narcose non polaire et non spécifique a été proposé pour d'autres composés organosiliciés, comme le VMS linéaire octaméthyltrisiloxane (MDM; n° CAS 107-51-7; se reporter à Environnement Canada, Santé Canada, 2014) et le VMS cyclique octaméthylcyclotétrasiloxane (D4; n° CAS 556-67-2; Hobson et Silberhorn, 1995; Redman *et al.*, 2012).

Études empiriques – Milieu aquatique/sédimentaire

Les données expérimentales sur les effets écologiques du M4Q qui ont été utilisées pour évaluer le potentiel d'effets nocifs dans le milieu aquatique canadien sont résumées au tableau 9a.

Tableau 9a. Données empiriques sur la toxicité aquatique du M4Q

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre ultime	Valeur ^a	Référence
Truite arc-en-ciel, <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Toxicité aiguë (96 heures)	CSEO ^b	0,000182 mg/L	Dow Corning Corporation, 2010a*
Truite arc-en-ciel, <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Toxicité aiguë (96 heures)	CMEO ^d	> 0,000182 mg/L	Dow Corning Corporation, 2010a*
Truite arc-en-ciel, <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Toxicité chronique (14 jours)	CSEO	0,000159 mg/L	Dow Corning Corporation, 2010c*
Truite arc-en-ciel, <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Toxicité chronique (14 jours)	CSEO	> 0,000159 mg/L	Dow Corning Corporation, 2010c*
Cladocère, <i>Daphnia magna</i>	Toxicité chronique (21 jours)	Survie, croissance, reproduction CSEO	0,000191 mg/L	Dow Corning Corporation 2010b*
Cladocère, <i>Daphnia magna</i>	Toxicité chronique (21 jours)	Survie, croissance, reproduction CMEO	> 0,000191 mg/L	Dow Corning Corporation, 2010b*
Moucheron, <i>Chironomus riparius</i>	Toxicité chronique (28 jours)	Émergence CSEO	56 mg/kg poids sec	Dow Corning Corporation 2013
Moucheron, <i>Chironomus riparius</i>	Toxicité chronique (28 jours)	Émergence CMEO	> 56 mg/kg poids sec	Dow Corning Corporation 2013
Moucheron, <i>Chironomus riparius</i>	Toxicité chronique (28 jours)	Taux de développement CSEO	10 mg/kg poids sec	Dow Corning Corporation, 2013
<i>Chironomus riparius</i> , moucheron	Toxicité chronique (28 jours)	Taux de développement CMEO	17 mg/kg poids sec	Dow Corning Corporation 2013

Abréviations : p.s., poids sec (de sédiment)

^a Toutes les valeurs sont exprimées sous forme de concentrations mesurées médianes.

^b CSEO – Concentration sans effet observé, soit la concentration la plus élevée ne causant pas d'effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin dans un essai de toxicité. Dans cette étude, la CSEO était égale à la concentration la plus élevée des essais.

^c CMEO – La concentration minimale avec effet observé est la concentration la plus faible d'une substance causant des effets statistiquement significatifs par rapport au groupe témoin dans un essai de toxicité.

* Le sommaire de rigueur d'étude est disponible sur demande pour cette étude.

Aucun effet nocif n'a été observé aux concentrations d'essai jusqu'au niveau d'hydrosolubilité signalé, et légèrement au-dessus de ce niveau de 0,00015 mg/L, dans un essai sur la toxicité aiguë dans la colonne d'eau avec la truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*, et dans un essai sur la toxicité chronique avec *O. mykiss* et le cladocère *Daphnia magna* (Dow Corning Corporation, 2010a, 2010b, 2010c). Des déterminations analytiques ont été effectuées dans toutes les études et les résultats présentés au tableau 9a sont exprimés sous forme de concentrations médianes mesurées.

Les pourcentages moyens des taux d'émergence et de développement ont été examinés dans le cadre d'un essai de 28 jours sur la toxicité dans les sédiments avec le moucheron d'eau douce, *Chironomus riparius*, le M4Q étant intégré dans des sédiments naturels contenant 3,1 % de carbone organique (CO) (Dow Corning Corporation, 2013). L'émergence, chez les individus

traités, ne différait pas de manière significative de celle observée chez les individus témoins; cependant, les taux de développement étaient statistiquement plus faibles à la concentration d'essai moyenne la plus faible de 17 mg/kg p.s. de sédiment. La concentration minimale avec effet observé (CMEO) pour cette étude se chiffrait par conséquent à 17 mg/kg p.s. et la concentration sans effet observé (CSEO) se chiffrait à 10 mg/kg p.s.

La charge saturante du M4Q dans les sédiments peut être déterminée en utilisant la relation suivante :

$$C_s = C_e \times K_{co} \times f_{co}$$

où :

C_s = charge saturante (mg/kg poids sec)

C_e = solubilité dans l'eau du M4Q (mg/L) = 0,00015 mg/L (tableau 2)

K_{co} = coefficient de partage carbone organique-eau du M4Q = 158 489 L/kg CO (log K_{co} 5,2; tableau 2)

f_{co} = fraction de carbone organique (CO) dans les sédiments (sans unité)

La charge saturante représente la charge saturante thermodynamique théorique d'un composé dans un milieu donné à l'état stable. Selon les principes de la thermodynamique, cette valeur ne peut être dépassée. Cependant, dans les eaux de surface, la présence de cosolvants ou de surfactants peut créer des conditions qui permettent d'observer une « solubilité apparente » supérieure à la solubilité maximale. Dans les phases solides, comme les sédiments et les sols, la charge saturante est directement fonction de la quantité de carbone organique présente dans la matrice si l'on présume que seules des interactions hydrophobes se produisent avec la matière organique. La teneur en carbone organique des sédiments peut varier d'un emplacement à l'autre et, souvent, des teneurs en carbone moyennes sont utilisées pour calculer les charges saturantes dans les sédiments. La solubilité apparente dans l'eau et les charges saturantes dans les sédiments ou les sols peuvent faire augmenter ou diminuer la biodisponibilité d'un composé. Les valeurs calculées ci-dessus représentent par conséquent les charges de saturation théoriques qui, aux fins de la biodisponibilité, peuvent être dépassées dans certaines circonstances. Par exemple, il est difficile d'être sûr que seules des interactions hydrophobes sont à l'œuvre pour la définition de la charge saturante théorique dans les phases solides. Ces circonstances ne peuvent pas être facilement prévues en l'absence de données précises relatives à la nature du rejet et aux caractéristiques du milieu récepteur.

La charge saturante du M4Q dans des sédiments présentant une teneur en CO de 3,1 % est de 0,71 mg/kg p.s.; par conséquent, les valeurs terminales signalées dans l'étude dépassaient la charge saturante du M4Q dans ces sédiments. Cela semble indiquer que du M4Q libre était présent dans le système expérimental et qu'il a pu participer aux effets observés par l'intermédiaire de facteurs comme l'obstruction physique des surfaces respiratoires.

Études empiriques – Milieu terrestre

Aucune étude sur les effets écologiques n'a été relevée pour le M4Q sur les plantes terrestres, les organismes endogés (comme les lombrics) ou la faune. Une étude menée en laboratoire sur des rongeurs a été effectuée avec le M4Q afin d'évaluer ses effets potentiels sur la santé humaine.

Les données pertinentes obtenues lors de cette étude sont présentées à la section concernant les effets sur la santé humaine de la présente évaluation.

Des études de toxicité dans le sol sur le VMS cyclique D5 sont décrites dans la documentation scientifique et, d'après la similitude probable en matière de mode d'action, leurs résultats sont considérés comme pertinents pour le M4Q. Une concentration inhibitrice médiane (CI₅₀; concentration entraînant une réduction de 50 % dans une mesure biologique) de 767 mg/kg p.s. de sol a été signalée comme entraînant une réduction importante de la production de petits chez le collembole nivicole, *Folsomia candida*, exposé au D5 pendant 28 jours, tandis que la CI₅₀ à 56 jours pour le même paramètre chez le lombric, *Eisenia fetida*, était plus élevée que la concentration d'essai la plus élevée de 4 074 mg/kg p.s. (Environnement Canada, 2010c). Dans un essai de 14 jours sur le D5 et quatre espèces de plantes terrestres, l'espèce la plus sensible était l'orge, *Hordeum vulgare*, avec une CI₅₀ de 209 mg/kg p.s. de sol, d'après une réduction importante de la masse sèche des racines. Le même paramètre était plus élevé que la concentration d'essai la plus élevée de 3 533 à 4 306 mg/kg p.s. pour les trois autres espèces testées, le trèfle rouge (*Trifolium pretense*), le blé dur (*Triticum durum*) et le radis (*Raphanus sativus*) (Environnement Canada, 2010c). En comparaison, les niveaux de D5 mesurés dans les échantillons de sols amendés avec des biosolides prélevés dans des sites du sud de l'Ontario et au Québec étaient compris entre 0,006 et 0,221 mg/kg p.s. (Wang *et al.*, 2010). Même si les sols amendés avec des biosolides représentent un scénario de la pire éventualité pour le D5 dans ce milieu, la plage de valeurs mesurées est bien en dessous de la dose minimale avec effet de 209 mg/kg p.s. obtenue en laboratoire. La similitude proposée dans les modes d'action du D5 et du M4Q laisse entendre que les valeurs terminales de toxicité pour les organismes terrestres seront semblables pour ces deux substances. En outre, le M4Q devrait être présent dans les sols à des niveaux inférieurs à ceux du D5, au vu des quantités supérieures de D5 déclarées au Canada par rapport à celles du M4Q (Environnement Canada, Santé Canada, 2008a). Ces éléments semblent indiquer que le M4Q représente un faible risque pour les invertébrés et les plantes terrestres.

Résultats modélisés

Alors que des données empiriques sur la toxicité pour les organismes aquatiques sont disponibles pour le M4Q, des estimations modélisées d'après des relations structure-activité (RSA) ont également été prises en compte dans l'évaluation des effets nocifs éventuels de cette substance sur les organismes. La RSA de substance organique neutre d'ECOSAR a été utilisée pour évaluer les effets possibles, alors que certains siloxanes sont présents dans l'ensemble d'échantillonnage de ce modèle, car le domaine du modèle est défini par le mode d'action, le log K_{oe} et l'hydrosolubilité plutôt que par la structure chimique. Pour cette raison, les résultats sont considérés comme pertinents pour l'évaluation du potentiel de toxicité.

Les valeurs de l'écotoxicité modélisées et utilisées dans l'analyse du potentiel de risques pour les organismes aquatiques sont fournies au tableau 9b. Aucune estimation modélisée fiable n'est disponible pour les espèces terrestres.

Tableau 9b. Données modélisées sur la toxicité pour les organismes aquatiques

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
Poisson	Toxicité aiguë (96 heures)	CL ₅₀ ^a	5,9 × 10 ^{-5,b} 4,6 × 10 ^{-5,b}	ECOSAR, 2008
Poisson	Toxicité chronique (14 jours)	CL ₅₀	6,8 × 10 ^{-5,b}	ECOSAR, 2008
Poisson	Toxicité chronique (30 jours)	Vtc	1,0 × 10 ^{-5,b}	ECOSAR, 2008
<i>Daphnia</i>	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	1,0 × 10 ^{-4,b}	ECOSAR, 2008
Daphnie	Toxicité chronique (np ^c)	Vtc	4,0 × 10 ^{-5,b}	ECOSAR, 2008
Mysis effilées	Toxicité aiguë (96 heures)	CL ₅₀	2,6 × 10 ^{-7,b}	ECOSAR, 2008
Algue	Toxicité aiguë (96 heures)	CE ₅₀ ^d	0,001 ^b	ECOSAR, 2008
Algue	Toxicité chronique (np)	Vtc	0,094 ^b	ECOSAR, 2008

Abréviations : Vtc = valeur de toxicité chronique; np = non précisée

^a CL₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

^b La valeur du log K_{oe} de 9,6 pour le M4Q dépasse la limite maximale du log K_{oe} définie par le modèle pour cette relation structure-activité (RSA); par conséquent, aucun effet à saturation n'est prévu.

^c np – non précisée : le modèle ne fournit pas de durée d'exposition pour la valeur de toxicité chronique estimée.

^d CE₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet sur 50 % des organismes d'essai.

Les limites maximales du log K_{oe} définies dans ECOSAR ont été dépassées pour tous les paramètres de toxicité aiguë et chronique; par conséquent, le modèle prévoit qu'il n'y aura aucun effet à la limite d'hydrosolubilité du M4Q de 0,00015 mg/L (tableau 2).

En résumé, aucun effet nocif n'a été constaté dans les essais en laboratoire sur les individus de poisson et de *Daphnia* exposés à des concentrations de M4Q allant jusqu'à la limite d'hydrosolubilité pour des périodes de 96 heures à 21 jours. Bien qu'elles soient considérées comme étant hors du domaine des paramètres des propriétés, les estimations modélisées obtenues à l'aide de la RSA de substance organique neutre d'ECOSAR (2008) sont conformes à celles observées de manière expérimentale et ne prévoient aucun effet à saturation après une exposition aiguë chez les individus de poissons, de *Daphnia*, d'algues et de mysis ni après une exposition chronique chez les individus de poissons, de *Daphnia* et d'algues. Par conséquent, d'après les données empiriques et modélisées, le M4Q présente un faible risque potentiel pour les organismes pélagiques à la limite ou en dessous de la limite d'hydrosolubilité de 0,00015 mg/L.

Des taux de développement considérablement réduits ont été observés chez des individus de *Chironomus riparius* exposés au M4Q dans un sédiment naturel avec une teneur en CO de 3 %. Cependant, l'essai a été mené avec des concentrations bien supérieures à la charge saturante du M4Q dans les sédiments présentant cette teneur en carbone organique, et les résultats pourraient avoir été influencés par des facteurs physiques en lien avec la présence de M4Q non dissolu dans le système expérimental.

Aucune information n'a été relevée quant aux effets potentiels sur les organismes vivant dans les sédiments ou les espèces terrestres, comme les plantes terrestres, les invertébrés endogés et la faune. D'après les résultats obtenus pour un composé semblable mécaniquement, le M4Q ne devrait pas constituer un danger pour les invertébrés et les plantes terrestres.

Calcul de la CESE

Milieu aquatique

Aucun effet nocif n'a été constaté dans les essais menés avec des espèces évoluant dans la colonne d'eau et une valeur critique de toxicité (VCT) pour le milieu aquatique a été calculée à l'aide d'une dose sans effet plutôt qu'avec une dose minimale avec effet. La CSEO la plus élevée de 0,000191 mg/L, rapportée par Dow Corning Corporation (2010b) dans le cadre d'un essai de toxicité de 21 jours sur le cladocère, *Daphnia magna*, a été choisie en tant que VCT. En plus de fournir les concentrations d'essai mesurées les plus élevées, la durée de l'étude (21 jours) permet de garantir que l'exposition à la substance d'essai a eu lieu sur une période prolongée. Étant donné que ce paramètre est déjà une valeur de toxicité chronique sans effet, aucun facteur d'évaluation (FE) n'a été appliqué et la concentration estimée sans effet (CESE) se chiffre donc à 0,000191 mg/L.

Sédiments

Une valeur la plus faible avec effet de 17 mg/kg p.s. de sédiments a été obtenue dans le cadre d'un essai sur une espèce vivant dans les sédiments, *Chironomus riparius*, et cette valeur a été choisie en tant que valeur critique de toxicité pour les sédiments. Un facteur d'évaluation de 10 a été appliqué à la VCT de 17 mg/kg p.s. afin de tenir compte de la variabilité interspécifique et intraspécifique en matière de sensibilité au M4Q, ce qui a permis d'obtenir une CESE de 1,7 mg/kg p.s.

Milieu terrestre

Aucune donnée sur les effets écologiques n'a été relevée pour le M4Q sur les espèces de plantes terrestres, d'organismes endogés ou de faune; par conséquent, aucune CESE n'a pu être calculée pour le milieu terrestre.

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les renseignements sur les propriétés chimiques du M4Q et les activités commerciales associées à sa présence dans des produits laissent entendre que la majeure partie de substance restera au sein des produits qui sont, au final, jetés dans les sites d'enfouissement. Cependant, des rejets dans les eaux usées et les eaux réceptrices pourraient également se produire lors de certaines applications de consommation et industrielles. Le M4Q rejeté dans les eaux réceptrices devrait principalement se répartir dans les sédiments, même si une partie demeurera également dans la colonne d'eau ou se volatiliserait dans l'atmosphère. Les rejets de M4Q en provenance des applications de consommation devraient être diffus et, pour cette raison, on estime que les sources industrielles présentent le potentiel le plus élevé de rejets plus concentrés dans l'environnement.

De récentes données de surveillance ont signalé de faibles concentrations de M4Q dans un petit nombre d'échantillons de matière particulaire en suspension; toutefois, la substance était inférieure aux limites de détection dans les sédiments benthiques (voir l'annexe II). Les concentrations potentielles dans les eaux de surface à proximité des points de rejets des usines de traitement des eaux usées ont été estimées à l'aide d'une méthode de modélisation tenant compte des renseignements relatifs à l'importation de la substance, à son utilisation et à ses quantités rejetées estimées, ainsi que des caractéristiques des milieux récepteurs canadiens.

La concentration de M4Q calculée dans les eaux réceptrices à proximité du point de rejet d'une usine de traitement des eaux usées a été utilisée en tant que concentration environnementale estimée (CEE) dans l'évaluation des risques pour les eaux de surface canadiennes. Cette CEE pour les eaux de surface a été calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$C_{\text{eau-ind}} = \frac{1000 \times Q \times L \times (1 - R)}{N \times F \times D}$$

où :

$C_{\text{eau-ind}}$:	concentration en milieu aquatique due aux rejets industriels, en mg/L
Q :	quantité de substance totale utilisée chaque année sur un site industriel, en kg/an
L :	pertes dans les eaux usées, fraction
T :	taux d'élimination de l'usine de traitement des eaux usées, fraction
N :	nombre de jours de rejets annuels, en jour/an
D :	débit de l'effluent de l'usine de traitement des eaux usées, en m ³ par jour
D :	facteur de dilution dans l'eau réceptrice, sans dimension

Une analyse de l'exposition a été réalisée pour le milieu aquatique sur cinq sites où des produits susceptibles de contenir du M4Q ont été utilisés à l'échelle industrielle en 2006 (Environnement Canada, 2010a). Ces sites ont été sélectionnés pour représenter des scénarios réalistes de pire éventualité pour les rejets dans tout le Canada fondés sur l'hypothèse générale selon laquelle la quantité d'une substance rejetée est proportionnelle à la quantité consommée ou produite. Dans cette analyse d'exposition propre au site, chaque scénario comprenait une installation, une usine de traitement des eaux usées et un plan d'eau récepteur. On a estimé la CEE dans les eaux

réceptrices sur la base de la concentration dans les effluents de traitement des eaux usées et de l'application d'un facteur de dilution dans le plan d'eau récepteur limité à une valeur maximale de 10. La concentration dans l'effluent de traitement des eaux usées a été déterminée d'après les données publiées et d'après un taux d'élimination de 95,2 %, en supposant un certain niveau de traitement secondaire à l'usine de traitement des eaux usées, et a été obtenue au moyen du modèle informatique ASTreat (2006). Le débit de l'effluent d'une usine locale de traitement des eaux usées est proportionnel à la population desservie et est compris, pour les sites étudiés, entre 8 000 et 200 000 m³ par jour.

L'hypothèse du nombre de jours de rejet pour les utilisateurs industriels (installations de petite taille ou de taille moyenne) utilisée dans l'estimation était comprise entre 250 et 350 jours par an, pour un scénario de rejet continu. On considère que les valeurs de CEE obtenues représentent le niveau d'exposition à l'état stable dans le cadre d'un scénario de rejet réaliste de la pire éventualité dans des eaux réceptrices situées à proximité du point de rejet d'une usine de traitement des eaux usées au sein d'un site industriel au Canada. Les pertes potentielles dans les eaux usées avant traitement ont été estimées à 2,2 % d'après des hypothèses génériques pour quatre des cinq sites et à 90 % pour un cinquième site. Ces pertes estimées ont été calculées à l'aide des renseignements fournis à l'article 71 de LCPE (1999) (se reporter à la section « Sources » ci-dessus).

D'après les valeurs d'entrée et les hypothèses susmentionnées, il est estimé que les CEE pour le M4Q sont comprises entre 0,00001 et 0,000026 mg/L. La plus forte valeur de CEE dans les eaux réceptrices (26 ng/L, ou 0,000026 mg/L) est proche de la plus forte concentration d'effluents mesurée dans les usines de traitement des eaux usées au Canada (31 ng/L, ou 0,000031 mg/L) déclarée par Alae (2014) dans l'un des 16 échantillons prélevés en 2012 (voir l'annexe, tableau II-1). Khera (2014) a signalé des concentrations plus élevées de 77 et 113 ng/L dans deux des 16 échantillons d'effluents prélevés en 2013, même si la substance était inférieure aux limites de détection dans 63 échantillons d'effluents prélevés de 2012 à 2014 (seuils de détection : 25 et 53 ng/L). À la lumière de l'effet de dilution sur ces substances et sur tous les échantillons d'effluents, on considère que la CEE de 26 ng/L représente une estimation prudente des concentrations potentielles dans les eaux de surface du Canada.

Une relation de partage à l'équilibre (PEq) a été appliquée à la valeur de CEE dans les eaux de surface la plus élevée (0,000026 mg/L) afin de calculer une CEE estimée pour les sédiments. D'après les principes d'interactions hydrophobes,

$$CEE_{\text{sédiments}} = CEE_{\text{eau}} \times K_{\text{co sédiments}} \times f_{\text{co}}$$

où :

- $CEE_{\text{sédiments}}$ = concentration environnementale estimée dans les sédiments (mg/kg p.s.)
 CEE_{eau} = concentration environnementale estimée dans l'eau (mg/L) = 0,000026 mg/L
 K_{co} = coefficient de partage carbone organique-eau (L/kg CO) = 158 498 (se reporter au tableau 2)
 $f_{\text{co sédiments}}$ = fraction de carbone organique dans les sédiments (sans unité)

La fraction de carbone organique (CO) présente dans les sédiments ($F_{\text{CO sédiments}}$) devrait varier considérablement entre les emplacements, et une valeur de moyenne de teneur en CO de 3 % a été utilisée pour représenter les sédiments au Canada.

La valeur de $\text{CEE}_{\text{sédiments}}$ se chiffre alors à 0,124 mg/kg p.s. de sédiments.

Caractérisation des risques pour l'environnement

La présente évaluation préalable examine les renseignements essentiels en vue de déterminer si le M4Q satisfait aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999), et notamment si cette substance peut avoir des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les éléments de preuve examinés pour formuler une conclusion comprennent ceux relatifs aux quantités importées, aux rejets dans l'environnement et à leur répartition, au potentiel de persistance dans l'environnement, au potentiel de bioaccumulation, au potentiel de toxicité et de risque, aux résultats de la surveillance de l'environnement et aux résultats des analyses du quotient de risque d'après les données empiriques et modélisées relatives aux effets et à l'exposition.

Le M4Q n'est pas fabriqué de manière délibérée; il s'agit d'un sous-produit de réaction ou d'une impureté qui se forme à de faibles concentrations lors de la production de certains produits à base de siloxane et de produits intermédiaires. La concentration de M4Q présente dans chaque produit est de l'ordre de 1,5 % ou moins à 3 % ou moins (p/p). Des renseignements indiquent que pendant les opérations de traitement conduisant à la formation de M4Q, les substances deviennent liées au sein de la matrice de silicone du produit, et que cela limite, sans toutefois éliminer complètement, la probabilité de rejets dans l'environnement. Les quantités de M4Q importées au Canada sont relativement faibles, de l'ordre de 1 000 à 10 000 kg en 2006.

Une analyse du cycle de vie du M4Q au Canada a déterminé que la majeure partie de la substance (64 %) devrait demeurer dans les produits qui sont, au final, jetés dans les sites d'enfouissement, tandis qu'une certaine partie (32 %) devrait pénétrer dans les eaux usées avant traitement dans le cadre d'activités industrielles. Il est également estimé que de faibles proportions devraient être incinérées dans les produits (2 %), exportées hors du Canada dans des produits (1 %) ou rejetées dans l'air lors de l'utilisation des produits (moins de 1 %).

Le M4Q est volatil et devrait se répartir de préférence dans l'air dès qu'il entre en contact avec ce milieu naturel. Cela signifie que le M4Q rejeté dans l'air aura tendance à demeurer au sein de ce milieu, alors que le M4Q rejeté dans le sol aura principalement tendance à se volatiliser et à se répartir dans l'air. Le M4Q présent dans l'air devrait subir une dégradation abiotique, principalement par l'intermédiaire de réactions avec des radicaux hydroxyles atmosphériques produits photochimiquement. La demi-vie estimée pour cette réaction s'élève à 5,9 jours, ce qui indique que cette substance n'est pas récalcitrante dans l'air. Le temps de séjour dans l'atmosphère plus long laisse entendre que le M4Q pourrait être en mesure de se déplacer avec les courants atmosphériques vers des régions situées à une certaine distance du site où il a été rejeté. Les modélisations menées pour évaluer ce potentiel ont déterminé que le M4Q a bien un potentiel important de transport atmosphérique à grande distance. Toutefois, les modélisations

prévoient que le M4Q présente un faible potentiel de contamination de l'Arctique, étant donné qu'il est peu probable qu'il se dépose dans l'eau et le sol des régions éloignées.

La répartition du M4Q rejeté dans le milieu aquatique est moins bien définie. Sa faible hydrosolubilité et son coefficient d'adsorption élevé ($\log K_{co}$) semblent indiquer que le M4Q quittera en grande partie la phase aqueuse et qu'il s'absorbera sur les matières solides en suspension avant de se déposer sur les matériaux du lit. De récentes données de surveillance ont en effet mesuré la présence de faibles concentrations de M4Q dans un petit nombre d'échantillons de matière particulaire en suspension, même si la substance n'a pas été décelée dans les sédiments benthiques. Une proportion moindre de M4Q devrait rester dissoute dans la colonne d'eau, et une volatilisation (limitée) devrait aussi se produire. Néanmoins, les conditions environnementales, comme la température et les turbulences en surface, pourraient avoir une influence sur la répartition de la substance entre les milieux atmosphériques et aquatiques; c'est pour cela que le comportement ultime de répartition du M4Q rejeté dans l'eau rendra vraisemblablement compte des interactions entre les facteurs externes et les propriétés chimiques que sont la pression de vapeur modérée, la faible hydrosolubilité et le potentiel important de sorption.

Aucune donnée empirique sur la dégradation n'a été trouvée pour le M4Q; des données modélisées sur la biodégradation ainsi que des données déduites à partir d'autres VMS ont donc été utilisées pour formuler des conclusions sur le potentiel de persistance dans l'environnement de cette substance. Les estimations modélisées prévoient que le M4Q se biodégradera lentement dans l'environnement, conformément aux données empiriques et modélisées disponibles pour les VMS linéaires et cycliques. Cependant, les preuves empiriques indiquent que les processus de dégradation abiotiques comme l'hydrolyse représentent des mécanismes d'élimination importants pour les autres VMS dans l'environnement, et on s'attend à ce que ces processus jouent également un rôle dans l'élimination du M4Q. La majorité des données indiquent que les VMS s'hydrolyseront facilement dans l'eau et le sol et, par conséquent, qu'ils ne persisteront pas dans ces milieux. Aucune donnée empirique sur la dégradation n'a été trouvée pour les VMS dans les sédiments; par conséquent, une conclusion relative au potentiel de persistance dans ce milieu a été formulée en s'appuyant sur les demi-vies de biodégradation modélisées et calculées qui indiquent une élimination lente des VMS à partir de ce milieu naturel.

Aucune donnée empirique relative à la bioconcentration (FBC) n'est disponible pour le M4Q. D'après la plage de valeurs du $\log K_{co}$ de 5,2 à 5,6 qui a été signalée, ainsi que les données relatives aux substances analogues acceptables, il est vraisemblable que le M4Q présente une certaine capacité d'absorption dans les organismes aquatiques, par l'intermédiaire du milieu aquatique qui les entoure. Cependant, la faible hydrosolubilité de cette substance (150 ng/L à 23 °C) semble indiquer qu'elle ne sera pas présente à des quantités importantes à la forme dissoute, laquelle forme est la plus adaptée pour l'absorption par les membranes de l'appareil branchial des poissons; ce potentiel d'exposition réduit pourrait limiter la bioconcentration de cette substance. Un modèle de bilan massique cinétique a été utilisé pour estimer le potentiel de bioaccumulation, à savoir l'absorption à partir du milieu aquatique environnant et du régime alimentaire. Le facteur de bioaccumulation (FBA) qui en résulte intègre la prise en compte de données empiriques sur l'efficacité de l'assimilation alimentaire et le potentiel métabolique du M4Q, et permet de conclure que cette substance sera bioaccumulée tant à partir de l'eau qu'à

partir du régime alimentaire. Un facteur de bioamplification (FBM) empirique inférieur à 1 pour le M4Q indique que cette substance est peu susceptible de passer d'un niveau trophique au niveau trophique au-dessus dans le réseau trophique étudié.

Par conséquent, d'après les données empiriques et modélisées disponibles pour le M4Q et d'autres VMS analogues, le M4Q répond aux critères de persistance dans l'air et les sédiments, mais pas dans l'eau et le sol, conformément au *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) (demi-vie dans l'air ≥ 2 jours; demi-vie dans l'eau et le sol ≥ 182 jours; demi-vie dans les sédiments ≥ 365 jours). D'après les valeurs empiriques et modélisées, le M4Q satisfait au critère de bioaccumulation (FBA ou FBC supérieur ou égal à 5 000) énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Aucun lien n'a été établi entre l'exposition au M4Q dans l'environnement et des effets nocifs dans les organismes. Aucun effet nocif n'a été constaté chez les poissons et *Daphnia* exposés en laboratoire à des concentrations de M4Q pouvant atteindre la limite d'hydrosolubilité. Les estimations modélisées ne prévoient aucun effet chez le poisson, *Daphnia*, la mysis et l'algue à la limite d'hydrosolubilité. Des effets nocifs ont été observés dans un essai en laboratoire mené sur une espèce vivant dans les sédiments, *Chironomus riparius*. Cependant, la charge saturante du M4Q était dépassée dans cette étude, ce qui semble indiquer que les résultats ont pu être influencés par des facteurs physiques découlant de la présence de M4Q non dissolu dans le système expérimental, une situation qui ne devrait pas se produire dans la nature. Aucune information n'a été relevée quant aux effets potentiels sur les espèces terrestres, comme les plantes terrestres, les invertébrés endogés et la faune. D'après les résultats obtenus pour une substance semblable mécaniquement, le M4Q ne devrait pas constituer un danger pour les invertébrés et les plantes terrestres. En outre, les propriétés de pression de vapeur modérée, de faible hydrosolubilité et de capacité d'adsorption élevée semblent indiquer que le M4Q ne présentera qu'une faible répartition et une mobilité limitée dans le sol, même lorsqu'il sera directement rejeté dans ce milieu.

La présence de M4Q dans l'environnement est étroitement liée aux activités industrielles et aux processus de traitement des déchets. De faibles concentrations de M4Q ont été détectées dans certains influents et effluents d'usines de traitement des eaux usées, certaines eaux de procédés industriels avant traitement et dans des lixiviats de sites d'enfouissement. Toutefois, les concentrations et la fréquence d'occurrence dans les effluents des usines de traitement des eaux usées sont plus faibles que dans les influents prélevés aux mêmes moments et aux mêmes usines, ce qui indique que le traitement des eaux usées réduit efficacement la quantité de M4Q qui est prête à se mélanger aux eaux réceptrices. De récentes données de surveillance ont en effet mesuré la présence de faibles concentrations de M4Q dans un petit nombre d'échantillons de matière particulaire en suspension; toutefois, la substance n'a pas été décelée dans les sédiments benthiques et les échantillons de biote, y compris ceux qui ont été prélevés près des exutoires potentiels de M4Q.

Une estimation quantitative du potentiel de risques pour l'environnement a été menée en comparant les concentrations environnementales estimées (CEE) dans le milieu aquatique canadien avec les concentrations estimées sans effet (CESE) dans le cadre d'une analyse du quotient de risque. Pour le milieu pélagique, la valeur de CEE dans les eaux de surface la plus

élevée (0,000026 mg/L), déterminée à l'aide d'un scénario de modèle industriel, a été comparée avec la CESE la plus faible (0,000191 mg/L) calculée à partir de la valeur sans effet à 21 jours pour le cladocère, *Daphnia magna*. Le quotient de risque (CEE/CESE) de 0,13 qui en a résulté indique que le M4Q n'est pas susceptible d'avoir des effets nocifs sur les organismes pélagiques. Ce quotient de risque est jugé prudent en raison des valeurs prudentes de CESE et de CEE utilisées dans cette analyse, notamment en l'absence d'effets observés ou modélisés jusqu'à la limite de solubilité.

Pour le milieu des sédiments, une CEE de 0,124 mg/kg p.s. fondée sur des sédiments présentant une teneur en CO de 3 % a été déterminée en appliquant les principes de relation de partage à l'équilibre (PEq) à la CEE la plus élevée prévue dans les eaux de surface (0,000026 mg/L). En comparaison, le M4Q n'a pas été détecté dans les sédiments benthiques (limites de détection de 0,0006 à 0,02 mg/kg p.s. de sédiments), même s'il a été mesurée à des concentrations allant de 0,003 à 0,005 mg/kg p.s. dans trois des 31 échantillons de matière particulaire en suspension. La comparaison de la CEE avec une CESE de 1,7 mg/kg p.s. calculée à partir de la dose minimale avec effets provenant d'un essai sur la toxicité chronique sur le chironomidé, *Chironomus riparius*, permet d'obtenir un quotient de risque (CEE/CESE) de 0,07. Par conséquent, d'après les hypothèses prudentes utilisées pour calculer les valeurs de CEE pour les eaux de surface et les sédiments, il est peu probable que le M4Q ait des effets nocifs sur les organismes vivant dans les sédiments au Canada.

La faible présence de M4Q dans les produits, ainsi que la réduction de ses rejets directs à partir de ces produits et les preuves d'élimination efficace dans les usines de traitement des eaux usées indiquent que le M4Q aura un potentiel d'exposition faible dans l'environnement. Cette faible exposition devrait réduire les possibilités d'absorption de la substance par les organismes. Alors que le M4Q peut se bioaccumuler, à un certain niveau, dans certains organismes, il ne devrait pas être transféré entre les niveaux trophiques (c.-à-d. pas de bioamplification). On constate également une absence d'effets nocifs chez des organismes exposés à des concentrations de M4Q jusqu'à la limite de solubilité de cette substance. Les niveaux faibles d'exposition et de risque de danger indiquent que le M4Q présenterait un faible risque d'effets nocifs pour les organismes ou pour l'intégrité globale de l'environnement. On conclut que le M4Q ne satisfait pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE (1999), car il 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 nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Le potentiel du M4Q de subir une dégradation abiotique dans l'environnement n'est pas connu et des données empiriques provenant des substances analogues pertinentes ont été utilisées comme des éléments de preuve importants dans la détermination de la persistance dans l'environnement. D'après l'examen de l'ensemble des données disponibles pour le M4Q et d'autres VMS, il a été déterminé que le M4Q répondait aux critères réglementaires en matière de persistance dans l'air et les sédiments, mais qu'il ne répondait pas à ces mêmes critères dans l'eau et le sol.

L'évaluation de la bioaccumulation est limitée par l'absence de données empiriques concernant le FBA et le FBC du M4Q, bien que des valeurs empiriques du FBM soient disponibles pour le M4Q et que des valeurs empiriques du FBC et du FBM soient disponibles pour des substances analogues pertinentes. D'après l'analyse des données de toutes ces études, ainsi que des données relatives aux propriétés chimiques du M4Q, il a été déterminé que le M4Q pourrait avoir un potentiel de bioaccumulation important dans certains organismes exposés à la substance dans l'environnement, mais qu'il ne devrait pas être transféré entre les niveaux trophiques ou le long des réseaux trophiques.

Des quotients de risque ont été élaborés pour les milieux pélagiques et sédimentaires; cependant, ces deux quotients présentent des incertitudes. En ce qui concerne le milieu pélagique, aucune valeur de seuil de toxicité n'était disponible et la CESE s'est appuyée sur une dose sans effet plutôt que sur une dose minimale avec effet. Cela signifie que la CESE est non liée, l'hydrosolubilité fournissant le seul paramètre de limitation. Cette incertitude a été palliée en n'appliquant pas de facteur d'évaluation à la valeur critique de toxicité (VCT), étant donné que la VCT était déjà une valeur sans effet. Pour le milieu des sédiments, la CESE a été calculée à partir d'une étude dans laquelle le paramètre de valeur critique de toxicité a été atteint à des concentrations d'essai bien supérieures à la charge saturante de M4Q calculée pour le sédiment d'essai. Cela semble indiquer que des facteurs physiques découlant de la présence de M4Q non dissous dans le système expérimental auraient pu contribuer aux effets observés, même si la nature et le niveau de cette contribution sont inconnus.

Des prévisions modélisées ont été utilisées pour fournir des renseignements concernant la distribution, la persistance, le potentiel de bioaccumulation et la toxicité du M4Q dans l'environnement. Cependant, les incertitudes pourraient être plus importantes concernant l'utilisation de modèles pour cette substance, car peu de données sur les siloxanes ont été intégrées dans les modèles. Les programmes comme EPI Suite et EQC ont récemment commencé à intégrer des données pour les VMS, principalement les VMS cycliques, dans les ensembles d'étalonnage des modèles et cela devrait permettre de réduire les incertitudes associées à l'application de ces modèles pour les organosiliciums comme le M4Q. Les versions les plus récentes d'EPI et d'EQC ont été utilisées pour fournir des sorties du modèle dans la présente évaluation préalable, et elles prennent toutes les deux en compte, dans une certaine mesure, les siloxanes. Par conséquent, les estimations calculées à partir de la modélisation ont été jugées suffisamment fiables pour être utilisées dans l'évaluation du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.

Risque d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

Milieus naturels et nourriture

Comme l'indique l'annexe II, des données de surveillance du M4Q sont disponibles pour les produits de traitement des sédiments et des eaux usées (c.-à-d., influents et effluents d'usines de traitement des eaux usées, lixiviats de sites d'enfouissement, eaux industrielles). Cependant, étant donné que ces données ont été principalement obtenues à partir de sources ponctuelles, elles n'ont pas été jugées pertinentes pour les expositions de la population générale. En outre, aucune donnée empirique de référence sur les concentrations de M4Q dans les milieux naturels ou l'alimentation n'a été relevée au Canada ou ailleurs. C'est pourquoi ChemCAN, un modèle d'exposition environnementale propre au Canada, a été utilisé pour estimer les concentrations de M4Q dans différents milieux naturels (ChemCAN, 2003). Il s'agit d'un modèle de fugacité de niveau III qui sert à estimer les concentrations moyennes dans divers milieux en vue d'évaluer les expositions de la population générale aux substances dans l'environnement. ChemCAN diffère des modèles aux sources ponctuelles mentionnés dans la section de l'évaluation écologique du document.

D'après les renseignements soumis en réponse à un avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), la quantité totale de M4Q commercialisée au Canada se situait entre 1 000 kg et 10 000 kg en 2006 (Environnement Canada, 2010a). La valeur supérieure de cette fourchette a été utilisée avec l'outil de débit massique (Environnement Canada, 2008) afin d'estimer les quantités de pertes dans l'environnement. Les quantités rejetées annuellement ont été estimées à 3 220 kg dans l'eau à partir des pertes dans les eaux usées, à 270 kg dans l'air à partir des pertes liées aux émissions atmosphériques et à 6 410 kg dans le sol à partir des pertes dans les sites d'enfouissement. Des concentrations environnementales estimées ont été calculées à l'aide de ces quantités de rejets annuels modélisées (voir l'annexe III). Il est nécessaire de signaler que ces quantités modélisées sont considérées comme des surestimations (la limite supérieure des quantités totales dans le commerce a été utilisée), comme l'explique la section « Rejets dans l'environnement ».

Comme il en est fait mention dans la section « Utilisations », le M4Q a été décelé dans divers matériaux d'emballage de produits alimentaires. L'exposition liée à la présence de M4Q dans les impressions extérieures des emballages ne devrait pas être importante. L'exposition potentielle découlant de la présence de M4Q dans un antimousse utilisé dans la fabrication de cartons destinés à être utilisés dans la fabrication d'articles d'emballage alimentaire devrait être négligeable étant donné que ledit antimousse n'est pas en contact direct avec les aliments (communication personnelle de 2010 de la Direction des aliments de Santé Canada; source non citée).

Des valeurs prudentes de la limite supérieure d'absorption quotidienne du M4Q ont été calculées pour différents groupes d'âges de la population générale du Canada sur la base des concentrations environnementales estimées figurant à l'annexe III qui ont permis d'obtenir des limites supérieures d'exposition à partir de l'ensemble des milieux naturels inférieures ou égales à 1 ng/kg p.c. (nanogramme par kilogramme de poids corporel) par jour.

Cette estimation de l'exposition comporte toutefois un haut degré d'incertitude, car aucune donnée empirique sur les concentrations environnementales de M4Q n'a été recensée et parce que des concentrations environnementales modélisées ont été utilisées pour son calcul. De plus, il existe une incertitude en raison des hypothèses utilisées dans le modèle.

Produits de consommation et produits cosmétiques

Comme il en est fait mention dans la section « Utilisations », le M4Q a été décelé sous forme d'impureté dans plusieurs produits à base de silicone (Environnement Canada, 2010a). Il peut se former comme impureté dans la production de résines organosiliciées tridimensionnelles et devrait être lié au sein de la matrice de silicone dans la plupart des produits et des articles dans lesquels il se trouve (Dow Corning, 2012).

Un examen des données obtenues dans le cadre de l'enquête menée en vertu de l'article 71 a permis de constater que le M4Q pouvait être présent en tant qu'impureté dans les peintures, les revêtements et quatre ingrédients cosmétiques à base de silicone (Environnement Canada, 2010a). L'exposition de la population générale à partir de l'utilisation de ces produits a été estimée à l'aide du modèle ConsExpo 4.1 (ConsExpo, 2007).

Aucune information décrivant les produits de peinture contenant du M4Q (peinture extérieure c. peinture intérieure, peinture semi-mate c. peinture au latex) n'était disponible; toutefois, l'Association canadienne de l'industrie de la peinture et des revêtements a indiqué qu'il pourrait être présent à l'état de traces dans tous les types de peinture (communication personnelle de 2010 Message de l'Association canadienne de l'industrie de la peinture et du revêtement à Santé Canada; source non citée). Par conséquent, l'exposition a été estimée pour quatre types génériques distincts de peintures et de revêtements (voir le tableau 10 et à l'annexe IV) qui sont considérés comme représentatifs des scénarios typiques de peintures utilisées dans les habitations. Les concentrations de produits ont été calculées en utilisant la concentration maximale d'impureté (1,5 %) dans les ingrédients ainsi que les concentrations maximales dans les ingrédients de produits de consommation finale (1 %) (Environnement Canada, 2010a). Les estimations de l'exposition sont présentées au tableau 10.

Tableau 10. Estimations de l'exposition découlant de l'utilisation de différents types de peintures ou de revêtements

Produit	Concentration moyenne par événement (mg/m³)	Exposition par voie cutanée (mg/kg p.c./événement)
Peinture à haut extrait sec	0,26	0,0076
Peinture à forte teneur en solvants	0,14	0,0076
Peinture à l'eau	0,041	0,0076
Revêtement alkyde	1,1	0,00053

Selon les notifications soumises aux termes du *Règlement sur les cosmétiques* à Santé Canada, le M4Q est présent sous forme d'impureté dans certains produits cosmétiques (crème pour le visage, fard à paupières, nettoyant pour le visage, crème corporelle et crème de bronzage) (courriel adressé en avril 2013 par la direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada; source non citée). La concentration de M4Q dans les produits cosmétiques a été calculée en fonction de la concentration maximale d'impureté (1 %) dans les ingrédients combinée aux concentrations maximales des ingrédients obtenues à partir de renseignements fournis par l'industrie en réponse à un avis soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) et les déclarations en vertu du *Règlement sur les cosmétiques* à Santé Canada (Environnement Canada, 2010a).

L'exposition cutanée a été estimée entre $4,6 \times 10^{-5}$ et 0,0091 mg/kg p.c. par jour, d'après l'utilisation des 5 types de produits (les détails de cette hypothèse sont présentés à l'annexe V). En supposant qu'une personne utilise ces produits (crème pour le visage, fard à paupières, nettoyant pour le visage, crème corporelle et crème de bronzage) le même jour, l'exposition quotidienne globale par voie cutanée serait de 0,0079 à 0,012 mg/kg p.c. par jour. Bien que le M4Q soit un composé présentant une volatilité modérée (pression de vapeur de 0,0672 mmHg), il peut y avoir un risque d'exposition par voie d'inhalation. L'exposition par inhalation a été quantifiée, mais s'est avérée faible.

Les autres produits ou utilisations rapportés pouvant contenir du M4Q sous la forme d'une impureté sont principalement utilisés à des fins industrielles ou commerciales (voir la section « Utilisations », Environnement Canada, 2010a). L'exposition de la population générale peut avoir lieu par l'utilisation d'adhésifs (rubans adhésifs) et de textiles; cependant, d'après les faibles concentrations de M4Q attendues dans les produits de consommation finale et le nombre restreint de produits concernés, l'exposition devrait être bien inférieure à l'exposition découlant de l'utilisation de cosmétiques ou de peintures.

L'incertitude associée à ces estimations de l'exposition est élevée en raison du manque de données propres à chaque type de produit en ce qui concerne la présence de M4Q dans plusieurs produits de peintures et de revêtements. Toutefois, des hypothèses prudentes ont été utilisées pour ces calculs (concentrations maximales, absorption par voie cutanée et par inhalation à 100 %). En outre, la disponibilité de la substance pour l'exposition pourrait être faible en raison du fait qu'elle pourrait être prise au piège dans la matrice de silicone de certains produits (Dow Corning, 2012). Le regroupement de l'exposition au M4Q sur une journée donnée en raison de sa présence en tant qu'impureté dans cinq produits cosmétiques est également jugé prudent.

Évaluation des effets sur la santé

Les renseignements disponibles quant aux effets du M4Q sur la santé sont résumés à l'annexe VI. La structure et l'identité des analogues pertinents sont présentées à l'annexe V. Les données relatives aux analogues du M4Q sont résumées à l'annexe VII.

Les organismes de réglementation nationaux ou internationaux n'ont relevé aucune classification ni évaluation des effets du M4Q sur la santé. Les seules données empiriques relatives aux effets sur la santé du M4Q proviennent d'une étude sur l'exposition à court terme menée sur des rats. Dans cette étude, les animaux ont reçu du M4Q par gavage pendant quatre semaines consécutives et aucun effet lié au traitement n'a été observé sur la survie, le poids corporel, l'alimentation et le poids des organes; de même, aucune lésion pathologique ni changement microscopique n'a été observé à une dose de 1 500 mg/kg p.c. par jour, la seule dose à l'essai (Dow Corning Corporation, 1990).

Les résultats des modèles de prévision liés aux modèles R(Q)SA pour le M4Q ont été pris en considération au moyen de quatre modèles différents (Derek, 2008; TOPKAT, 2004; CASETOX, 2008; Model Applier, 2008). Trois des quatre modèles (DEREK, CaseTox et Leadscope Model Applier) n'ont pas permis d'établir de prévisions relatives à la toxicité du M4Q. Le modèle TOPKAT a donné des résultats non concluants pour tous les paramètres (prévision non fiable sur la base des critères propres au modèle définis par l'utilisateur, autres que le domaine d'applicabilité du modèle).

Comme les données disponibles sur les effets du M4Q sur la santé étaient très limitées, on a également pris en considération les données concernant les substances analogues. Trois analogues pertinents ont été identifiés selon leur similarité chimique et la disponibilité de données empiriques sur leur dangerosité : le n° CAS 107-51-7 (octaméthyltrisiloxane [le MDM]), le n° CAS 141-62-8 (decaméthyltetrasiloxane [L4]) et le n° CAS 141-63-9 (dodecaméthylpentasiloxane ([L5]) (voir l'annexe V pour les structures et les similitudes). Le degré de similarité structurale a été quantifié à l'aide du coefficient d'association de Tanimoto dans SciFinder; ce coefficient était de 73 %, 85 % et égal ou supérieur à 99 % pour la similarité entre le M4Q et ses trois analogues, le MDM, le L4 et le L5, respectivement, et il a été jugé adéquat. De plus, une des propriétés physiques et chimiques (p. ex. solubilité dans l'eau) se trouvait dans une gamme comparable pour le M4Q et ses analogues.

Les paragraphes qui suivent présentent un résumé des données des effets sur la santé pour ces trois analogues (plus de détails sont présentés à l'annexe VII).

Pendant les essais *in vitro*, le MDM et L5 ne se sont pas avérés mutagènes lors d'essais de mutation inverse sur *Salmonella typhimurium*, avec et sans activation métabolique (Dow Corning Corporation, 1979; Seifried *et al.*, 2006; BioReliance, 2008). Le MDM n'a pas causé de mutations géniques chez *Escherichia coli* et n'a pas causé d'aberrations chromosomiques dans les cellules ovariennes du hamster chinois, avec et sans activation métabolique (BioReliance, 2008, 2009). Pour le MDM, des résultats positifs ont été signalés dans le cadre d'un essai de mutation cellulaire dans un lymphome chez les souris en l'absence d'activation métabolique, mais des résultats négatifs ont été signalés en présence d'une activation métabolique (Seifried *et al.*, 2006).

Des rats ont été exposés au MDM par gavage dans le cadre d'une étude sur l'exposition par voie orale de 28 jours. Une augmentation importante des poids absolu et relatif du foie, accompagnée d'une hypertrophie hépatocellulaire et d'une accumulation de protoporphyrine associée à une prolifération des voies biliaires et à une inflammation chronique, a été observée chez les mâles aux doses de 250 mg/kg p.c. par jour et aux doses supérieures (Harland Laboratories Ltd, 2010).

Dans le cadre d'une étude de 28 jours, des rats ont reçu par gavage oral des doses de L5. On a pu constater chez les femelles une augmentation importante du poids absolu et du poids relatif du foie ainsi que des lésions hépatiques comme une vacuolisation hépatocellulaire périportale à des concentrations de 25 mg/kg p.c. par jour et plus (Dow Corning Corporation, 2009b). Lorsque le L4 a été administré par gavage à des rats à la même dose et pendant la même durée, l'incidence et la gravité de la modification graisseuse péribiliaire ont augmenté chez les rats femelles à une dose de 25 mg/kg p.c. par jour et plus. Cette augmentation de l'incidence et de la gravité était encore présente après une période de récupération de 14 jours pour les femelles ayant reçu une dose de 1 000 mg/kg p.c. par jour, la dose la plus élevée de l'essai, par rapport au groupe témoin (Dow Corning Corporation, 2009a). Toutefois, aucun effet lié au traitement n'a été observé chez les rats mâles et femelles exposés par voie alimentaire à 500 mg de L4/kg p.c. par jour, la seule dose à l'essai, pendant une étude d'un an (Dow Corning Corporation, 1966). La plus faible dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) pour une exposition par voie orale à doses répétées à ces analogues a été de 25 mg/kg p.c. par jour, fondée sur l'effet nocif dans le foie des rates exposées au L4 et au L5.

Des études sur des doses répétées par voie cutanée ont été relevées pour l'un des analogues du M4Q. Aucun effet nocif lié au traitement n'a été observé chez des rats mâles ayant reçu la dose de 1 000 mg de L4/kg p.c. par jour par voie cutanée, une fois par jour pendant 28 jours (Hobbs *et al.*, 1972).

Dans le cadre d'un essai combiné de dépistage de la toxicité des doses répétées, pour la reproduction et pour le développement, des augmentations du cholestérol sérique et des augmentations des poids absolu et relatif du foie ont été observées chez des rats mâles et femelles exposés par inhalation au MDM pour une période allant jusqu'à 28 ou 29 jours à une concentration de 7 740 mg/m³ et plus (Dow Corning Corporation, 2007a). Une néphropathie produite par l'accumulation de gouttelettes d'hyaline a également été observée chez les rats mâles exposés à cette concentration, mais il est apparu qu'il s'agissait de lésions rénales caractéristiques induites par les globulines alpha-2 urinaires propres aux rats mâles. Étant donné que la globuline alpha-2 urinaire n'est synthétisée que dans le foie des rats matures sexuellement, on considère que ce mécanisme de toxicité n'est pas pertinent pour l'évaluation du risque pour la santé humaine. Aucun effet lié au traitement n'a été observé pour les paramètres liés à la reproduction ou au développement qui ont été évalués. Aucun effet sur la reproduction ou sur le développement n'a été constaté à la dose de 31 000 mg/m³, la concentration la plus élevée testée (Dow Corning Corporation, 2007). Dans une autre étude sur l'exposition par inhalation, des accumulations de protoporphyrine ainsi que des effets secondaires liés à une cholangite/péricholangite et à une prolifération des voies biliaires ont été observées chez des rats mâles et femelles après une exposition à une dose de 31 000 mg de MDM/m³ pendant 90 jours (SEHSC, 2011).

Chez le lapin, le MDM n'irritait pas la peau après une exposition, mais produisait une irritation allant de minimale à modérée lorsqu'il était appliqué à la suite d'une exposition répétée (10 applications sur 14 jours) (Dow Corning Corporation, 1994 et 1999). Le MDM n'a pas provoqué une sensibilisation de la peau lors d'un test épicutané (Dow Corning Corporation, 1998).

Le niveau de confiance accordé à la base de données des effets du M4Q sur la santé est considéré comme faible en raison des données empiriques très limitées disponibles pour cette substance. Il existe également des incertitudes liées à l'utilisation des renseignements relatifs aux effets des analogues sur la santé pour caractériser les effets du M4Q sur la santé.

Caractérisation des risques pour la santé humaine

Aucune étude à long terme n'était disponible pour le M4Q ou les trois analogues identifiés (MDM, L4 et L5). Les résultats négatifs sur la génotoxicité pour le MDM et le L5 indiquent que le M4Q n'est pas susceptible d'être génotoxique.

La principale source d'exposition de l'ensemble de la population au M4Q devrait être l'air. Une comparaison de la CMENO pour une étude à court terme menée avec l'analogue MDM (7 740 mg/m³, d'après les effets observés sur le foie) avec l'estimation de la concentration du M4Q dans l'air ambiant (1,8 ng/m³, source prédominante d'exposition environnementale pour cette substance) donne une marge d'exposition de plusieurs ordres de grandeur. Ceci est jugé adéquat pour rendre compte des incertitudes liées aux bases de données concernant les effets sur la santé et l'exposition.

Les estimations de l'exposition au M4Q de la population générale au Canada à partir de l'utilisation de produits de consommation tels que les peintures, les revêtements et les cosmétiques susceptibles de contenir du M4Q sous forme de sous-produit de réaction ont été calculées. En supposant une absorption cutanée de 100 %, la comparaison de l'estimation de l'exposition maximale globale par voie cutanée découlant de l'utilisation de cosmétiques (0,016 mg/kg p.c. par jour) avec la seule dose testée dans une étude à court terme par voie orale menée avec du M4Q (aucun effet n'a été observé 1 500 mg/kg p.c. par jour) a permis d'obtenir une marge d'exposition d'environ 93 750. Cette marge d'exposition est jugée adéquate pour rendre compte des incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition.

L'utilisation de produits de peinture par les consommateurs est peu fréquente et par conséquent, l'exposition possible au M4Q découlant de l'utilisation de ces produits est considérée comme étant à court terme. L'utilisation de peinture alkyde, à l'eau et à forte teneur en extraits secs est susceptible de se traduire par l'estimation la plus élevée de l'exposition par voie cutanée à court terme entre les scénarios utilisant de la peinture, avec une exposition par voie cutanée estimée à 0,0076 mg/kg p.c. En supposant une absorption cutanée de 100 %, une comparaison de l'estimation de l'exposition cutanée avec la dose de 1 500 mg/kg p.c. par jour provenant de l'étude à court terme avec le M4Q permet d'obtenir une marge d'exposition d'environ 200 000. On considère que ces marges d'exposition tiennent adéquatement compte des incertitudes présentes dans les bases de données sur l'exposition et les effets sur la santé. L'absorption cutanée du M4Q devrait être faible, d'après sa masse moléculaire relativement importante et son log K_{oc} élevé; par conséquent, l'hypothèse d'une absorption cutanée de 100 % est jugée prudente.

La caractérisation de l'exposition indiquait que l'utilisation d'un revêtement alkyde entraînera probablement le niveau le plus élevé d'exposition par inhalation dans les produits de consommation contenant du M4Q, avec une concentration estimée moyenne de l'événement de 1,05 mg/m³. Une comparaison de la concentration atmosphérique avec la CMENO

susmentionnée de 7 740 mg/m³ entraîne une marge d'exposition d'environ 7 400. Cette marge d'exposition est jugée adéquate pour rendre compte des incertitudes dans les bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition.

Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Les données empiriques relatives aux effets du M4Q sur la santé étaient très limitées et il existe une incertitude liée à l'utilisation d'analogues pour extrapoler les effets du M4Q sur la santé. Aucune étude à long terme n'a été relevée pour le M4Q ou ses analogues. L'incertitude est également élevée en raison du manque de données disponibles sur la présence du M4Q dans l'environnement et dans des types spécifiques de produits. Toutefois, d'après les hypothèses prudentes utilisées (plage supérieure des quantités commercialisées pour évaluer les rejets dans l'environnement, les concentrations maximales du produit, l'absorption par voie cutanée et par inhalation à 100 %, l'exposition globale pour cinq produits cosmétiques, la disponibilité du M4Q à partir de la matrice du produit), le niveau de confiance est élevé quant au fait que ces estimations de l'exposition sont prudentes.

Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, le M4Q présente un faible risque d'effets nocifs sur les organismes et sur l'intégrité globale de l'environnement. On conclut que le M4Q ne satisfait pas aux critères énoncés aux alinéas 64*a*) ou *b*) de la LCPE (1999), car il 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 nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, on conclut que le M4Q ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64*c*) de la LCPE (1999), car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

On conclut que le M4Q ne satisfait à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Références

- Abraham, M.H., Chadha, H.S., Whiting, G.S., Mitchell, R.C. 1994. Hydrogen bonding. 32. An analysis of water-octanol and water-alkane partitioning and the delta log P parameter of Seiler. *J. Pharmaceut. Sci.* 83:1085-1100. [cité dans Dow Corning Corporation, 2012].
- Acros Organics BVBA. 2000. Fiche signalétique : tétrakis(triméthylsilyloxy)silane, 98 %. Fairlawn (NJ) : Acros Organics.
- Alaee, *et al.* 2012. Linear and cyclic volatile methyl siloxanes in the leachate, influent, and effluent in various landfills, wastewater treatment plants, facilities from Canada. Rapport inédit. Burlington (Ont.) : Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie de l'eau.
- Alaee, M., 2014. Données de surveillance non publiées de la deuxième phase du Plan de gestion des produits chimiques, présentées à la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada, Gatineau (Québec).
- Allen, R.B., Kochs, P., Chandra, G. 1997. Industrial organosilicon materials, their environmental entry and predicted fate. *In*: Chandra, G. (éd.) The handbook of environmental chemistry, Volume 3, Part H: Organosilicon materials. New York (NY) : Springer-Verlag. p. 181-223.
- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.92a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb. Sci.* 22(3):337-345.
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2003b. Categorization of organic substances on the Domestic Substances List for bioaccumulation potential. Rapport présenté à Environnement Canada, Division des substances existantes. Juin 2003. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2004. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 23:2343-2355.
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14:257-297.
- Arnot, J.A., Mackay, D., Bonnell, M. 2008a. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(2):341-351.
- Arnot, J.A., Mackay, D., Parkerton, T.F., Bonnell, M. 2008b. A database of fish biotransformation rates for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(11):2263-2270.
- Arnot, J.A. 2010. Estimating chemical absorption efficiency from dietary exposures and degradation rate constants in the gastro-intestinal tract. Rapport préliminaire. Préparé pour la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada. Mars 2010. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.
- Arnot, J.A., Arnot, M.I., Mackay, D., Couillard, Y., MacDonald, D., Bonnell, M., Doyle, P. 2010. Molecular size cutoff criteria for screening bioaccumulation potential: fact or fiction? *Integr. Environ. Assess. Manag.* 6(2):210-224.
- ASTreat Model [modèle sur l'élimination des usines de traitement des eaux usées]. 2006. Version 1.0. Cincinnati (États-Unis) : Procter & Gamble Company. Disponible auprès de la Procter & Gamble Company, C.P. 538707, Cincinnati (OH), 45253-8707, États-Unis.

Backus, S., Moore, S., Pelletier, M. 2012. Données inédites de surveillance sur les sédiments issues de la deuxième phase du Plan de gestion des produits chimiques. Présenté à la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada, Gatineau (Qc).

[BDIPSN] Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels [base de données sur Internet]. 2010. Canada. Ministère de la Santé. [consulté en mai 2010]. Accès : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhpid-bdipsn/search-rechercheReq.do?url=&lang=fra>

[BDPPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données sur Internet]. 2014. Canada: Santé Canada [consulté en août 2014]. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/prodpharma/databasdon/index-fra.php>

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données sur Internet]. 2010. Canada. Ministère de la Santé. [consulté en mai 2010]. Accès : <http://webprod3.hc-sc.gc.ca/lnhpd-bdpsnh/language-langage.do?url=Search-Recherche&lang=fra>

Beyer, A., Mackay, D., Matthies, M., Wania, F., Webster, E. 2000. Assessing long-range transport potential of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 34(4):699-703.

BioReliance. 2008. Bacterial reverse mutation assay with octamethyltrisiloxane. Study No. AC09FV.503. BTL.

BioReliance. 2009. L3 (Octamethyltrisiloxane; CAS No. 107-51-7): *In vitro* mammalian chromosome aberration test. Projet no AC19VU.331. BTL.

[BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Blankenship, M.S., Kendall, T.Z., Krueger, H.O. 2004. Tris(trimethylsiloxy)phenylsilane: A flow-through bioconcentration test with the bluegill (*Lepomis macrochirus*). Dow Corning Report Number: 2004-10000-53746.

Boethling, R.S., Howard, P.H., Beauman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere* 30(4):741-752.

Brooke, D.N., Crookes, M.J., Gray, D., Robertson, S. 2009. Environmental risk assessment: Decamethylcyclopentasiloxane. Bristol (Royaume-Uni) : Environment Agency. Accès : <http://www.environment-agency.gov.uk/>

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : 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° 7, p. 607-612. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2008a. Évaluation préalable pour le Défi concernant le décaméthylcyclopentasiloxane (D5), Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 541-02-6. Novembre 2008. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada.

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2008b. Évaluation préalable pour le Défi concernant l'octaméthylcyclotétrasiloxane (D4), Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 556-67-2. Novembre 2008. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada.

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2008c. Évaluation préalable pour le Défi concernant le dodécaméthylcyclohexasiloxane (D6), Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 540-97-6. Novembre 2008. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada.

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2013. Évaluation préalable pour le Défi concernant l'octaméthyltrisiloxane (octaméthyltrisiloxane) – mise à jour. Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 107-51-7. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada.

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2006. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis d'intention d'élaborer et de mettre en œuvre des mesures d'évaluation et de gestion des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et leur environnement. Gazette du Canada, Partie I, vol. 140, n° 49, p. 4109-4117. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p1/2006/2006-12-09/pdf/g1-14049.pdf>*

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2009a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis de douzième divulgation d'information technique concernant les substances identifiées dans le Défi. Gazette du Canada, Partie I, vol. 143, n° 52, p. 3839-3843. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/2009-12-26/pdf/g1-14352.pdf#page=33>*

Canada. Ministère de l'Environnement. 2009b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant les substances du groupe 12 du Défi. Gazette du Canada, Partie I, vol. 143, n° 52, p. 3813-3836. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/2009-12-26/pdf/g1-14352.pdf#page=7>*

Canada. 2014. *Règlement sur les aliments et drogues. C.R.C., ch. 870 (modifié le 15 septembre 2010). Accès : http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/C.R.C.%2C_ch._870/index.html*

CASETTOX [module de prévision]. 2008. Version 2.0. Beachwood (OH) : MultiCASE. [consulté le 6 août 2010]. Accès : <http://www.multicase.com/products/prod03.htm> [réserve de consultation].

[CATABOL] Probabilistic assessment of biodegradability and metabolic pathways [modèle informatique]. c2004-2008. Version 5.10.2. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

Chandra, G. 1997. Introduction. *In*: Chandra, G. (éd.) The handbook of environmental chemistry, Volume 3, Part H: Organosilicon materials. New York (NY) : Springer-Verlag. p. 181-223.

ChemCAN [modèle de fugacité de niveau III portant sur 24 régions du Canada]. 2003. Version 6.00. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. [consulté en août 2010]. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/CC600.html>

[ChemID] ChemIDplus Advanced [en ligne]. 2010. Bethesda (MD) : United States National Library of Medicine. National Institutes of Health. Accès : <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/>.

[ConsExpo] Consumer Exposure Model [en ligne]. 2007. Version 4.1. Bilthoven (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement). Accès : <http://www.rivm.nl/en/healthanddisease/productsafety/ConsExpo.jsp#tcm:13-42840>

[CPOP] Modèle canadien de POP. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques; Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. [modèle basé sur celui de Mekenyan *et al.*, 2005]. Disponible auprès de la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada.

[DEREK] Deducing Estimation from Existing Knowledge [module de prévision sur CD-ROM]. 2008. Version 10.0.2. Cambridge (MA) : Université Harvard, LHASA Group. [consulté le 6 août 2010]. Accès : <http://hasa.harvard.edu/?page=toxicology.htm> [réserve de consultation].

- Dimitrov, S., Dimitrova, N., Walker, J., Veith, G., Mekenyan, O. 2002. Predicting bioconcentration potential of highly hydrophobic chemicals. Effect of molecular size. *Pure Appl. Chem.* 74(10):1823-1830.
- Dimitrov, S., Dimitrova, N., Parkerton, T., Comber, M., Bonnell, M., Mekenyan, O. 2005. Base-line model for identifying the bioaccumulation potential of chemicals. *SAR QSAR Environ. Res.* 16(6):531-554.
- Dow Corning Corporation. 1965. Chronic (8-month) feeding studies with methyl siloxanes in rabbits (avec lettre d'accompagnement datée du 20 avril 1994). TSCA OTS0556517, Document ID: 1965-I0065-1179-01.
- Dow Corning Corporation. 1966. Chronic (one-year) feeding studies with methyl siloxanes (avec lettre d'accompagnement datée du 20 avril 1994). TSCA OTS0556547, Document ID: 1966-I0065-1179-02.
- Dow Corning Corporation. 1979. Mutagenicity evaluation of Dow Corning 200 Fluid in the Ames bacterial assay (avec lettre d'accompagnement datée du 20 avril 1994). TSCA OTS0558128, Document ID: 86940001347.
- Dow Corning Corporation. 1990. A 28-day subchronic oral gavage feasibility study of various low molecular weight silicone oligomers in rats (avec lettre d'accompagnement datée du 20 avril 1994). TSCA OTS0590105, Document ID: 1990-I0000-35105.
- Dow Corning Corporation. 1994. Skin contact irritation tests with Tx-1302 A, Tx-1302 B, Tx-1302 C, Tx-1302 D and Tx 1302 E in albino rabbits (avec lettre d'accompagnement datée du 20 avril 1994). TSCA OTS0590160, Document ID: 1976-I0065-1410Y03.
- Dow Corning Corporation. 1998. Repeat insult patch test of six Dow Corning materials in human subjects. Report No. 1998-I0000-45918.
- Dow Corning Corporation. 1999. Skin irritation of Dow Corning 200® Fluid, 1 cSt in the rabbit. Report No. 1999-I0000-47455.
- Dow Corning Corporation. 2004. An acute whole-body inhalation toxicity study of octamethyltrisiloxane in rats. Report No. 2004-I0000-54030.
- Dow Corning Corporation. 2006. An acute oral toxicity study in rats with octamethyltrisiloxane. Report No. 2004-I0000-53879.
- Dow Corning Corporation. 2007. Combined repeated dose toxicity study with the reproductive/developmental toxicity screening test for octamethyltrisiloxane (L3) in Sprague-Dawley rats via inhalation exposure. HES Report Number 2007-I0000-58159, le 11 avril 2008.
- Dow Corning Corporation. 2009a. Decamethyltetrasiloxane (L4): 28-day oral (gavage) toxicity study in the Sprague-Dawley rat with decamethyltetrasiloxane. Renseignements présentés à l'Environmental Protection Agency des États-Unis en vertu de la *Toxic Substances Control Act*. TSCA Document No. 8EHQ-09-17631B, daté du 10 septembre 2009.
- Dow Corning Corporation. 2009c. 28-day oral (gavage) toxicity study in the Sprague-Dawley rat with dodecamethylpentasiloxane. Renseignements présentés à l'Environmental Protection Agency des États-Unis en vertu de la *Toxic Substances Control Act*. TSCA Document No. 8EHQ-09-17683A, daté du 14 octobre 2009.
- Dow Corning Corporation. 2010a. Tetrakis(trimethylsiloxy)silane (M4Q, CAS No. 3555-47-3): A 96-hour flow-through acute toxicity test with the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Dow Corning Report Number: 2010-I0000-62574.
- Dow Corning Corporation. 2010b. Tetrakis(trimethylsiloxy)silane (M4Q, CAS No. 3555-47-3): A flow-through life cycle toxicity test with the Cladoceran (*Daphnia magna*). Dow Corning Report Number: 2010-I0000-62609.

Dow Corning Corporation. 2010c. Tetrakis(trimethylsiloxy)silane (M4Q, CAS No. 3555-47-3): A 14-day prolonged flow-through test with the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Dow Corning Report Number: 2010-I0000-63123.

Dow Corning Corporation. 2010d. 14C-Tetrakis(trimethylsiloxy)silane (14C-M4Q): Dietary bioaccumulation in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under flow-through test conditions. Dow Corning Report Number: 2010-I0000-62865.

Dow Corning Corporation. 2012. Tetrakis(trimethylsiloxy)silane (M4Q). Background information. CAS No. 3555-47-3. Révisé. Le 12 octobre 2012. Présenté à Environnement Canada par Dow Corning Corporation.

Dow Corning Corporation. 2013. M4Q – Toxicity test with sediment-dwelling midges (*Chironomus riparius*) under static conditions, following OECD Guideline 218. Dow Corning Report Number: 2013-I0000-68982.

Drottar, K.R. 2010. ¹⁴C-Octamethyltrisiloxane (¹⁴C-L3): Dietary bioaccumulation in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) under flow-through test conditions. Silicones Environmental, Health and Safety Council (SEHSC). HES Study Number 11245-102.

Durham, J. 2005. Hydrolysis of octamethylcyclotetrasiloxane (D4). Silicones Environmental, Health and Safety Council (SEHSC). HES Study Number 10000-102.

Durham, J. 2006. Hydrolysis of decamethylcyclopentasiloxane (D5). Silicones Environmental, Health and Safety Council (SEHSC). HES Study Number 10040-102.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2012. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.11: PBT assessment. Novembre 2012. Version 2.1. Guidance for the implementation of REACH. Helsinki (Finlande) : Agence européenne des produits chimiques.

[ECOSAR] Ecological Structural Activity Relationships [en ligne]. 2008. Version 1.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Environnement Canada. 2007. Données sur les substances du groupe 6 recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances considérées comme priorités pour suivi*. Données recueillies par Environnement Canada, Division de la mobilisation et de l'élaboration des programmes.

Environnement Canada. 2008. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999, Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: Mass Flow Tool. Document de travail. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010a. Données sur les substances du lot 12 recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant les substances du groupe 12 du Défi*. Données recueillies par Environnement Canada, Division de la mobilisation et de l'élaboration des programmes.

Environnement Canada. 2010b. Mass Flow Tool report. Trisiloxane, 1,1,1,5,5,5-hexaméthyl-3,3-bis[(triméthylsilyl)]-, CAS RN 3555-47-3. Document interne de soutien technique. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010c. Evaluation of the ecological effects of siloxane D5 in soil. Rapport inédit. Décembre 2010. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Laboratoire de toxicologie des sols, Section de l'évaluation biologique et normalisation.

Environment Canada, Health Canada. 2014. Évaluation préalable pour le Défi. Trisiloxane, octaméthyl-(Octaméthyltrisiloxane). Chemical Abstracts Service Registry Number 107-51-7. Ottawa (ON): Environment Canada, Health Canada.

- [EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2000-2008. Version 4.1. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitedl.htm
- [EQC] Equilibrium Criterion Model. 2011. Version 1.00. Lancé en août 2011. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/NewEQCv100.html>
- [ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. c1995-2009. Bureau européen des substances chimiques (BESC). [consulté le 17 janvier 2012]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/>
- Fendinger, N.J., Lehmann, R.G., Mihaich, E.M. 1997. Polydimethylsiloxane. *In*: Chandra, G. (éd.) The handbook of environmental chemistry, Volume 3, Part H: Organosilicon materials. New York (NY) : Springer-Verlag. p. 181-223.
- Fenner, K., Scheringer, M., MacLeod, M., Matthies, M., McKone, T.E., Stroebe, M., Beyer, A., Bonnell, M., Le Gall, A., Klasmeier, J., *et al.* 2005. Comparing estimates of persistence and long-range transport potential among multimedia models. *Environ. Sci. Technol.* 39:1932-1942.
- Flanigan, O.L. 1986. Vapor pressures of poly(dimethylsiloxane) oligomers. *J. Chem. Eng. Data* 31:266-272.
- Fox, K., Zauke, G.P., Butte, W. 1994. Kinetics of Bioconcentration and Clearance of 28 Polychlorinated Biphenyl Congeners in Zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28(1):99-109.
- Gobas, F.A.P.C., Clark, K.E., Shiu, W.Y., Mackay, D. 1989. Bioconcentration of polybrominated benzenes and biphenyls and related superhydrophobic chemicals in fish: Role of bioavailability and elimination into the feces. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:231-245.
- Gobas, F.A.C.P., Morrison, H.A. 2000. Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. *In*: Boethling, R.S., Mackay, D. (éd.) Handbook of property estimation methods for chemicals, environmental and health sciences. Boca Raton (FL) : CRC Press. p. 189-231.
- Harland Laboratories Ltd. 2010. 28-Day oral toxicity (gavage) study in the Sprague-Dawley rat with octamethyltrisiloxane (L3). Study number C53655.
- [HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.20. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Hirner, A.V., Flassbeck, D., Gruemping, R. 2003. Organosilicon compounds in the environment. *In*: Craig, P.J. (éd.) Organometallic compounds in the environment. Chichester (Royaume-Uni) : John Wiley & Sons, Ltd. p. 305-351.
- Hobbs, E.J., Fancher, O.E., Calandra, J.C. 1972. Effect of selected organopolysiloxanes on male rats and rabbits reproductive organs. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 21:45-54.
- Hobson, J.F., Silberhorn, E.M. 1995. Octamethylcyclotetrasiloxane (OMCTS), a case study: Summary and aquatic risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(10):1667-1673.
- Hobson, J.F., Atkinson, R., Carter, W.P.L. 1997. Volatile methylsiloxanes. *In*: Chandra, G. (éd.) The handbook of environmental chemistry, Volume 3, Part H: Organosilicon materials. New York (NY) : Springer-Verlag. p. 137-180.
- [HPVIS] High Production Volume Information System [base de données sur Internet]. 2012. Environmental Protection Agency des États-Unis. [dernière mise à jour le 23 novembre 2009; consulté le 24 juin 2010]. Accès : <http://www.epa.gov/chemrtk/hpvis/index.html>

Hu, T.M., Layton, W.L. 2001. Allometric scaling of xenobiotic clearance: uncertainty versus universality. *AAPS PharmSci.* [en ligne]. Vol. 3(4) : article 29. [consulté le 21 juin 2010]. Accès : <http://www.aapsj.org/view.asp?art=ps030429>

[HYDROWIN] Hydrolysis Rates Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 2.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. 1964. Report to Dow Corning Corporation irritation studies on seven samples (TX-46A, TX-46B, TX-46C, TX-46D, TX-46E, TX-47A, TX-47B) (avec lettre d'accompagnement datée du 20 avril 1994). TSCA OTS0556505, Document ID: 89940001051.

Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. 1967. Report to Dow Corning Corporation range finding eye irritation test on TX-212B (avec lettre d'accompagnement datée du 20 avril 1994). TSCA OTS0556570, Document ID: 1967-I0065-1156-01.

Kelly, B.C., Gobas, F.A.P.C., McLachlan, M.S. 2004. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife, and humans. *Environ. Toxicol. Chem.* 23(10):2324-2336.

Khera, N. 2014. Données inédites de surveillance sur les eaux usées issues de la deuxième phase du Plan de gestion des produits chimiques. Présenté à la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada, Gatineau (Qc).

Klasmeier, J., Matthies, M., MacLeod, M., Fenner, K., Scheringer, M., Stroebe, M., Le Gall, A.C., McKone, T.E., van de Meent, D., Wania, F. 2006. Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environ. Sci. Technol.* 40:53-60.

[KOAWIN] Octanol Air Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[KOCWIN] The Soil Adsorption Coefficient Program [modèle d'évaluation]. 2008. Version 2.00. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.68. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Kozerski, G. 2012. Rapport en préparation. [cité dans Dow Corning Corporation, 2012].

[LNHPD] Licensed Natural Health Products Database [database on the internet]. 2014. Santé Canada [consulté en août 2014]. Available from: <http://205.193.93.55/lnhpd-bdpsnh/start-debuter.do>

Loretz, L.G., Api, A.M., Barraji, L.M., Burdick, J., Dressler, W.E., Gettings, S.D., Han Hsu, H., Pan, Y.H.L., Re, T.A., Renskers, K.J., *et al.* 2005. Exposure data for cosmetic products: lipstick, body lotion, and face cream. *Food Chem. Toxicol.* 43:279-291.

Loretz, L.G., Api, A.M., Babcock, L., Barraji, L.M., Burdick, J., Cater, K.C., Jarrett, G., Mann, S., Pan, Y.H.L., Re, T.A., *et al.* 2008. Exposure data for cosmetic products: Facial cleanser, hair conditioner, and eye shadow. *Food Chem. Toxicol.* 46:1516-1524.

McGoldrick, D.J., Letcher, R.J., Barresi, E., Keir, M.J., Small, J., Clark, M.G., Sverko, E., Backus, S.M. 2014. Organophosphate flame retardants and organosiloxanes in predatory freshwater fish from locations across Canada. *Environ Pollut* 193:254-261.

Mekenyan, G., Dimitrov, S.D., Pavlov, T.S., Veith, G.D. 2005. POPs: A QSAR system for creating PBT profiles of chemicals and their metabolites. *SAR QSAR Environ. Res.* 16(1-2):103-133.

[Model Applier] Leadscope FDA Model Applier [modèle de prévision sur CD-ROM]. 2008. Version 1.2.0-3. Columbus (OH) : Leadscope, Inc. [consulté le 6 août 2010]. Accès : http://www.leadscope.com/model_appliers/ [réserve de consultation].

Mosey, J.L., Kozerski, G.E. 2008. Hydrolysis of octamethyltrisiloxane (MDM). Silicones Environmental, Health and Safety Council (SEHSC). Dow Corning Study No. 10390-102. [cité dans SEHSC, 2010].

[MPBPVPWIN] Melting Point Boiling Point Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.43. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2009. 1^{re} éd. Columbus (OH) : American Chemical Society. [consulté le 15 mars 2010]. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/index.html>

Nguyen, T.H., Goss, K.-U., Ball, W.P. 2005. Polyparameter linear free energy relationships for estimating the equilibrium partition of organic compounds between water and the natural organic matter in soils and sediments. *Environ. Sci. Technol.* 39(4):913-924.

[NHIPD] Natural Health Ingredients Products Database [database on the internet]. 2014. Ottawa (Ont.) : Santé Canada [consulté en août 2014]. Available from: <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhpid-bdipsn/search-rechercheReq.do>

Nichols, J.W., Fitzsimmons, P.N., Burkhard, L.P. 2007. *In vitro* – *in vivo* extrapolation of quantitative hepatic biotransformation data for fish. II. Modeled effects on chemical bioaccumulation. *Environ. Toxicol. Chem.* 26:1304-1319.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2006. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Essai n° 310. Biodégradation facile – dégagement de CO₂ dans des flacons hermétiquement clos (essai de l'espace libre au-dessus du liquide). Adoptée le 23 mars 2006. Paris (France) : Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2011. Lignes directrices pour les essais de produits chimiques. Bioaccumulation chez le poisson : exposition via le milieu aquatique et via la voie alimentaire. Ébauche de document. V.10. Paris (France) : Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement.

Oliver, B.G., Niimi, A.F. 1988. Trophodynamic analysis of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in the Lake Ontario ecosystem. *Environ. Sci. Technol.* 22(4):388-397.

Pelletier, M., Moore, S., Backus, S. 2012. Données inédites de surveillance sur les sédiments issues de la deuxième phase du Plan de gestion des produits chimiques. Présenté à la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada, Gatineau (Qc).

[PhysProp] Interactive PhysProp Database [base de données sur Internet]. 2006. Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté le 18 juin 2010]. Accès : <http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm>

Redman, A.D., Mihaich, E., Woodburn, K., Paquin, P., Powell, D., McGrath, J.A., Di Toro, D.M. 2012. Tissue-based risk assessment of cyclic volatile methyl siloxanes. *Environ. Toxicol. Chem.* 31(8):1911-1919.

Sakuratani, Y., Noguchi, Y., Kobayashi, K., Yamada, J., Nishihara, T. 2008. Molecular size as a limiting characteristic for bioconcentration in fish. *J. Environ. Biol.* 29(1):89-92.

Santé Canada. 1995. Enquête sur l'exposition des êtres humains aux contaminants dans le milieu : Un guide pour les calculs de l'exposition. Ottawa (Ont.) : Santé Canada.

Schaefer, E.C., Matthews, M.E. 2009. Octamethyltrisiloxane (L3; CAS No. 107-51-7): Ready biodegradability – CO₂ in sealed vessels (headspace test). Silicones Environmental, Health and Safety Council (SEHSC). Wildlife International Ltd. Study No. – 570E-101. [cité dans SEHSC, 2010].

Schenker, U., Macleod, M., Scheringer, M., Hungerbühler, K. 2005. Improving data quality for environmental fate models: a least-squares adjustment procedure for harmonizing physicochemical properties of organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 39:8434-8441.

Scheringer, M., MacLeod, M., Wegmann, F. 2009. The OECD P_{OV} and LRTP Screening Tool [en ligne]. Version 2.2. Zurich (Suisse) : École polytechnique fédérale de Zurich. Accès : http://www.oecd.org/document/24/0,3746,en_2649_34373_45373336_1_1_1_1,00.html#download

SciFinder. 2007. Columbus (OH) : American Chemical Society. Accès : <http://www.cas.org/products/scifindr/index.html> [réserve de consultation].

[SDC] Système de déclaration des cosmétiques [base de données exclusive]. Avril 2013. Disponible auprès de Santé Canada, Division des cosmétiques.

[SEHSC] Silicones Environmental, Health and Safety Council. 2006. Linear volatile methyl siloxanes category. CAS Nos. 107-51-7, 141-62-8, 141-63-9, and 1000-05-1. Le 9 juin 2006. Présenté à Environnement Canada en vertu du Plan de gestion des produits chimiques.

[SEHSC] Silicones Environmental, Health and Safety Council. 2010. Octamethyltrisiloxane (L3). Background information. CAS No. 107-51-7. Le 23 juin 2010. Présenté à Environnement Canada en vertu du Plan de gestion des produits chimiques.

[SEHSC] Silicones Environmental, Health and Safety Council. 2011. Commentaires portant sur l'ébauche d'évaluation préalable de l'octaméthyltrisiloxane, numéro de registre du Chemical Abstracts Service 107-51-7, *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 145, n° 2, le 8 janvier 2011. Présenté à Environnement Canada en vertu du Plan de gestion des produits chimiques.

Seifried, H.E., Seifried, R.M., Clarke, J.J., Junghans, T.B., San, R.H. 2006. A compilation of two decades of mutagenicity test results with the Ames *Salmonella typhimurium* and L5178Y mouse lymphoma cell mutation assays. *Chem. Res. Toxicol.* 19:627-644.

[SPIN] Substances in Preparations in Nordic Countries [base de données sur Internet]. 2013. Copenhague (Danemark) : Conseil des ministres des pays nordiques. [consulté le 2 novembre 2012]. Accès : <http://90.184.2.100/DotNetNuke/default.aspx>

Springborn Smithers Laboratories. 2004. Cyclopentasiloxane, decamethyl-(D5) and cyclotrisiloxane, hexamethyl-(D3) – determination of the biodegradability of a test substance. Study No. 12023.6142. Silicones Environmental, Health and Safety Council (SEHSC).

Springborn Smithers Laboratories. 2005a. Determining the biodegradability of dodecamethylcyclohexasiloxane based on the draft OECD 310 Sealed Vessel CO₂ Evolution Biodegradation Test. Silicones Environmental, Health and Safety Council. Study No. 12023.6147.

Springborn Smithers Laboratories. 2005b. Determining the biodegradability of octamethylcyclotetrasiloxane based on the draft OECD 310 sealed vessel CO₂ evolution biodegradation test. Study No. 12023.6146.

[TaPL3] Long Range Transport and Persistence Level III model [en ligne]. 2000. Version 2.10. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/TaPL3.html>

Varaprath, S., Frye, C.L., Hamelink, J. 1996. Aqueous solubility of permethylsiloxanes (silicones). *Environ. Sci. Technol.* 15(8):1263-1265.

Wang, D., Steer, H., Young, T., Tait, T., Williams, Z., Pacepavicius, G., Ng, T., Smyth, S.A., Kinsman, L., Sverko, E., *et al.* 2010. Concentrations of cyclic volatile methyl siloxanes (cVMS) in various environmental media from Southern Ontario and Southern Quebec. Rapport inédit. Burlington (Ont.) : Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie de l'eau.

Wang, D., de Solla, S.R., Lebeuf, M., Bisbicos, T., Barrett, G.C., Alae, M. 2012. Determination of linear and cyclic volatile methylsiloxanes in blood of turtle, cormorant, and seal from Canada. Rapport inédit. Burlington (Ont.) : Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie de l'eau.

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

Wania, F. 2006. Potential of degradable organic chemicals for absolute and relative enrichment in the Arctic. *Environ. Sci. Technol.* 40:569-577.

Weisbrod, A.V., Woodburn, K.B., Koelmans, A.A., Parkerton, T.F., McElroy, A.E., Borgå, K. 2009. Evaluation of bioaccumulation using *in vivo* laboratory and field studies. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 5(4):598-623.

Woodburn, K., Drottar, K., Domoradzki, J., Durham, J., McNett, D., Jezowski, R. [sous presse]. Determination of the dietary biomagnification of octamethylcyclotetrasiloxane and decamethylcyclopentasiloxane with the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Chemosphere* (2012). Accès : <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.049>

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.42. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Xu, S., Chandra, G. 1999. Fate of cyclic methylsiloxanes in soils. 2. Rates of degradation and volatilization. *Environ. Sci. Technol.* 33:4034-4039.

Xu, S., Kropscott, B. 2006. Non-regulated study: Method for determining air/1-octanol partition coefficients for trace level volatile methylsiloxanes. Dow Corning Report No. 2006-I0000-56478. [cité dans Dow Corning Corporation, 2012].

Xu, S., Doede, K. 2010. Degradation octamethyltrisiloxane (L3) (CAS No. 107-51-7) in soils. Rapport final présenté au Silicones Environmental, Health and Safety Council (SEHSC). DCC HES Study No. 11297-102. [cité dans SEHSC, 2010, 2011].

Xu, S., Doede, K., Staples, C. 2012. Degradation and volatilization of octamethyltrisiloxane (L3) in soils. Affiche présentée lors de la 33^e réunion annuelle de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), tenue à Long Beach (CA), du 11 au 15 novembre.

Annexe I – Tableau sommaire des intrants des modèles

Paramètre	Propriétés physico-chimiques et devenir	Devenir	Devenir	Devenir	Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité	Écotoxicité
Modèle	EPI suite	EQC (substances chimiques de type II)	TaPL3 (substances chimiques de type II)	Pglob de l'OCDE – Outil de PTGD	Modèle canadien de POP (y compris le modèle CATABOL, le modèle de facteurs d'atténuation du FBC et le modèle OASIS)	Artificial Intelligence Expert System (AIES, TOPKAT)
Code SMILES	[Si](O[Si](O[Si](C)(C)C)(O[Si](C)(C)C)O[Si](C)(C)C)(C)(C)C	s.o.	s.o.	s.o.	[Si](O[Si](O[Si](C)(C)C)(O[Si](C)(C)C)O[Si](C)(C)C)(C)(C)C	[Si](O[Si](O[Si](C)(C)C)(O[Si](C)(C)C)O[Si](C)(C)C)(C)(C)C
Masse moléculaire (g/mol)	s.o.	384,85	384,85	384,85	s.o.	s.o.
Point de fusion (°C)	-60	-60	-60	s.o.	s.o.	s.o.
Point d'ébullition (°C)	221,71	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Température (°C)	s.o.	25	20	s.o.	s.o.	s.o.
Pression de vapeur (Pa)	8,96	8,96	8,96	s.o.	s.o.	s.o.
Hydrosolubilité (mg/L)	0,00015	0,00015	0,00015	s.o.	s.o.	s.o.
Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)	2,30 × 10 ⁷	2,30 × 10 ⁷	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Log K _{ae} (coefficient de partage air-eau; sans dimension)	s.o.	4,27 ^a	s.o.	4,27 ^a	s.o.	s.o.
Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension)	9,6	9,6	9,6	9,6	s.o.	s.o.
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique-eau; sans dimension)	s.o.	5,2	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Coefficient de partage sol-eau (L/kg)	s.o.	3170	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Coefficient de partage sédiments-eau (L/kg)	s.o.	6 340	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Coefficient de partage particules en suspension-eau (L/kg)	s.o.	31 700	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.

Paramètre	Propriétés physico-chimiques et devenir	Devenir	Devenir	Devenir	Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité	Écotoxicité
Modèle	EPI suite	EQC (substances chimiques de type II)	TaPL3 (substances chimiques de type II)	Pglob de l'OCDE – Outil de PTGD	Modèle canadien de POP (y compris le modèle CATABOL, le modèle de facteurs d'atténuation du FBC et le modèle OASIS)	Artificial Intelligence Expert System (AIES, TOPKAT)
Coefficient de partage poisson-eau (L/kg)	s.o.	1260	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Demi-vie dans l'air (jours)	s.o.	5,96	5,96	5,96	s.o.	s.o.
Demi-vie dans l'eau (jours)	s.o.	37,5	37,5	37,5	s.o.	s.o.
Demi-vie dans les sédiments (jours)	s.o.	365	365	s.o.	s.o.	s.o.
Demi-vie dans le sol (jours)	s.o.	37,5	37,5	37,5	s.o.	s.o.
Demi-vie dans les sédiments en suspension (jours)	s.o.	s.o.	37,5 ^b	s.o.	s.o.	s.o.
Demi-vie dans le poisson (jours)	s.o.	s.o.	37,5 ^b	s.o.	s.o.	s.o.
Demi-vie dans les aérosols (jours)	s.o.	s.o.	1×10^{11b}	s.o.	s.o.	s.o.

Abréviations : s.o., sans objet.

^a Kozerski (2012) dans Dow Corning Corporation (2012).

^b Valeur de modélisation par défaut.

Annexe II – Les concentrations environnementales

Tableau II-1. Les concentrations de M4Q dans les effluents des procédés et les eaux usées

Lieu et année	Concentration (ng/L)	Nombre d'échantillons	Référence
Ontario, Québec, Colombie-Britannique, Canada; 2011 Influents d'usines de traitement des eaux usées	5 – 238 Limite de détection : 0,5	dans 8 sur 16	Alaee, 2012
Ontario, Québec, Colombie-Britannique, Canada; 2011 Effluents d'usines de traitement des eaux usées	5 Limites de détection : de 0,5 à 3	dans 1 sur 15	Alaee, 2012
Ontario, Québec, Colombie-Britannique, Canada; 2012 Influents d'usines de traitement des eaux usées	16 – 136 Limites de détection : 1 – 251	dans 4 sur 16	Alaee, 2014
Ontario, Québec, Colombie-Britannique, Canada; 2012 Effluents d'usines de traitement des eaux usées	31 Limites de détection : 1 – 251	dans 1 sur 16	Alaee, 2014
Dans l'ensemble du Canada; 2012 Influents d'usines de traitement des eaux usées	278,8 Limites de détection : 25	dans 1 sur 17	Khera, 2014
Dans l'ensemble du Canada; 2012 Effluents d'usines de traitement des eaux usées	SSD Limites de détection : 25	18	Khera, 2014
Dans l'ensemble du Canada; 2013 Influents d'usines de traitement des eaux usées	146,73 – 10 003,74 Limites de détection : 25	dans 3 sur 16	Khera, 2014
Dans l'ensemble du Canada; 2013 Effluents d'usines de traitement des eaux usées	76,85 – 112,71 Limites de détection : 25	dans 2 sur 16	Khera, 2014
Dans l'ensemble du Canada; 2013 Influents d'usines de traitement des eaux usées	45,92 – 55,74 Limites de détection : 53	dans 2 sur 24	Khera, 2014

Lieu et année	Concentration (ng/L)	Nombre d'échantillons	Référence
Dans l'ensemble du Canada; 2013 Effluents d'usines de traitement des eaux usées	SSD Limites de détection : 53	24	Khera, 2014
Dans l'ensemble du Canada; 2014 Influents d'usines de traitement des eaux usées	58,83 – 136,94 Limites de détection : 53	dans 2 sur 21	Khera, 2014
Dans l'ensemble du Canada; 2014 Effluents d'usines de traitement des eaux usées	SSD Limites de détection : 53	21	Khera, 2014
Ontario, Québec, Canada; 2011 Eaux industrielles	4 – 9990 Limites de détection : de 0,5 à 3	dans 3 sur 13	Alaee, 2012
Ontario, Québec, Canada; 2011 Effluents industriels	567 Limites de détection : de 0,5 à 1	dans 1 sur 5	Alaee, 2012
Ontario, Canada; 2012 Eaux industrielles	30, 3470 Limite de détection : 1	dans 2 sur 3	Alaee, 2014
Ontario ou Québec, Canada; 2011 Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement	1 Limite de détection : 0,5	dans 1 sur 3	Alaee, 2012
Ontario, Québec, Colombie-Britannique, Canada; 2012 Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement	1,8 – 6,2 Limites de détection : 1 – 251	dans 4 sur 15	Alaee, 2014

Abréviations : LD, limite de détection; UTEU, usine de traitement des eaux usées.

Tableau II-2. Les concentrations de M4Q dans les sédiments

Lieu et année	Concentration (ng/g poids sec)	Nombre d'échantillons	Référence
Région des Grands Lacs, Canada; 2011	SSD LD : 0,6 – 20	93	Backus <i>et al.</i> , 2012
Terre-Neuve-et-Labrador, Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick, Québec, Ontario,	3 – 5	dans 3 sur 126	Pelletier <i>et al.</i> , 2012

Lieu et année	Concentration (ng/g poids sec)	Nombre d'échantillons	Référence
Colombie-Britannique; 2012	LD : 0,8 – 3		

Abréviations : SSD, sous le seuil de détection; LD, limite de détection; p.s., poids sec.

Tableau II-3. Les concentrations de M4Q dans le biote

Lieu et année	Organisme	Concentration (ng/g poids humide)	Nombre d'échantillons	Référence
Ontario, Canada; 2008	Chélydre serpentine (<i>Chelydra s. serpentina</i>)	SSD LD : 0,026	32	Wang, 2012
Ontario, Canada; 2008	Cormoran à aigrettes (<i>Phalacrocorax auritus</i>)	SSD LD : 0,026	22	Wang, 2012
Ontario, Canada; 2008	Phoque commun du nord-ouest de l'Atlantique (<i>Phoca vitulina</i>)	SSD LD : 0,026	15	Wang, 2012
Ontario, Manitoba, Alberta, Yukon, Canada; 2009-2010	Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	SSD LD : 0,24	60	McGoldrick <i>et al.</i> , 2014
Ontario, Manitoba, Alberta, Yukon, Canada; 2009-2010	Doré jaune (<i>Sander vitreus</i>)	SSD LD : 0,24	17	McGoldrick <i>et al.</i> , 2014
Québec, Canada; 2012-2013	Grand brochet (<i>Esox lucius</i>)	SSD LD : 0,1	7	Pelletier, 2013
Québec, Canada; 2012-2013	Doré jaune (<i>Sander vitreus</i>)	SSD LD : 0,1	4	Pelletier, 2013
Québec, Canada; 2012-2013	Perchaude (<i>Perca flavescens</i>)	SSD LD : 0,1	2	Pelletier, 2013
Québec, Canada; 2012-2013	Gobie à taches noires (<i>Neogobius melanostomus</i>)	SSD LD : 0,1	4 ^a	Pelletier, 2013
Québec,	Elliptio de l'Est		7 ^b	Pelletier, 2013

Lieu et année	Organisme	Concentration (ng/g poids humide)	Nombre d'échantillo ns	Référence
Canada; 2012-2013	<i>(Elliptio complanata)</i>	SSD LD : 0,1		

Abréviations : SSD, sous le seuil de détection; LD, limite de détection; p.h., poids humide.

^a Quatre échantillons combinés de 8 à 12 gobies.

^b sept échantillons combinés de 5 moules chacun

Annexe III – Estimation des concentrations du M4Q dans les milieux naturels à l'aide du modèle ChemCAN, version 6.00 (ChemCAN, 2003).

Milieu	Concentration estimée^{1,2}
Air ambiant	1,8 ng/m ³
Eau de surface	0,84 ng/L
Sol	0,32 ng/g
Sédiments	11 ng/g de solides

¹Les concentrations ont été estimées pour la région du sud de l'Ontario.

²Les concentrations du débit entrant par défaut, soit 2 ng/m³ dans l'air et 3 ng/L dans l'eau ont été précisées par ChemCAN, version 6.00.

Annexe IV – Estimations de la limite supérieure de l'exposition au M4Q dans des produits de consommation et des produits cosmétiques

Produits de peinture et revêtement

Type de produit	Hypothèses ¹	Estimations de l'exposition
Peinture à haut extrait sec	<p>Fraction maximale de M4Q : 0,00015²</p> <p>Inhalation³ : Fréquence d'exposition : 1 fois/an Quantité appliquée : 1 300 g Surface exposée : $1,0 \times 10^5$ cm² Matrice d'une masse moléculaire : 550 g/mol Vitesse de transfert de masse : 1 920 m/min</p> <p>Modèle cutané : contact direct avec le produit à un taux constant : Surface exposée : 0,367 m² (surface des mains et des bras) Taux de contact : 30 mg/min Durée de rejet : 120 min Fraction absorbée : 100 %</p>	<p>Concentration moyenne par événement pour l'inhalation : 0,26 mg/m³ Dose aiguë par inhalation : 0,0053 mg/kg p.c.</p> <p>Dose cutanée aiguë : 0,0076 mg/kg p.c.</p>
Peinture à forte teneur en solvants	<p>Fraction maximale de M4Q : 0,00015²</p> <p>Inhalation³ : Fréquence d'exposition : 1 fois/an Quantité appliquée : 1 000 g Surface exposée : $1,0 \times 10^5$ cm² Matrice d'une masse moléculaire : 300 g/mol Vitesse de transfert de masse : 1 920 m/min</p> <p>Modèle cutané : contact direct avec le produit à un taux constant : Surface exposée : 0,367 m² (surface des mains et des bras) Taux de contact : 30 mg/min Durée de rejet : 120 min Fraction absorbée : 100 %</p>	<p>Concentration moyenne par événement pour l'inhalation : 0,14 mg/m³ Dose aiguë par inhalation : 0,0030 mg/kg p.c.</p> <p>Dose cutanée aiguë : 0,0076 mg/kg p.c.</p>
Peinture à l'eau	<p>Fraction maximale de M4Q : 0,00015²</p> <p>Inhalation³ : Fréquence d'exposition : 2 fois/an Quantité appliquée : 3 750 g Surface exposée : $1,5 \times 10^5$ cm² Matrice d'une masse moléculaire : 120 g/mol Vitesse de transfert de masse : 0,18 m/min</p> <p>Modèle cutané : contact direct avec le produit à un taux constant : Surface exposée : 0,367 m² (surface des mains et des bras) Taux de contact : 30 mg/min</p>	<p>Concentration moyenne par événement pour l'inhalation : 0,0411 mg/m³ Dose aiguë par inhalation : 0,00086 mg/kg p.c.</p> <p>Dose cutanée aiguë : 0,0076 mg/kg p.c.</p>

Type de produit	Hypothèses ¹	Estimations de l'exposition
	Durée de rejet : 120 min Fraction absorbée : 100 %	
Revêtement alkyde (peinture pour plancher)	Fraction maximale de M4Q : 0,00015 ² Inhalation : Durée d'exposition : 60 min Volume de la pièce : 34 m ² Débit de ventilation : 1,5/h Fréquence d'exposition : 0,33 fois/an Quantité appliquée : 3 000 g Surface exposée : 15 m ² Matrice d'une masse moléculaire : 3 000 g/mol Vitesse de transfert de masse : 1 920 m/min Fraction absorbée : 100 % Exposition cutanée : application instantanée : Surface exposée : 108 cm ² (superficie d'une paume) Quantité de produit : 0,25 g Fraction absorbée : 100 %	Concentration moyenne par événement pour l'inhalation : 1,05 mg/m ³ Dose aiguë par inhalation : 0,010 mg/kg p.c. Dose cutanée aiguë : 0,00053 mg/kg p.c.

¹ Pour tous les calculs, un poids corporel d'un adulte de 70,9 kg et un taux d'inhalation de 16,2 m³/jour sont utilisés. L'exposition a été évaluée pour ces types de produits à l'aide de ConsExpo 4.1 (ConsExpo, 2007).

² Les concentrations maximales obtenues à partir de renseignements fournis par l'industrie en réponse à un avis soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999).

³ Les hypothèses suivantes ont été utilisées : le modèle d'inhalation est fondé sur « l'exposition à la vapeur par évaporation » avec les paramètres par défaut suivants : durée de l'exposition : 132 minutes; volume de la pièce : 20 m³; taux de renouvellement de l'air : 0,6/h; durée de l'application : 120 minutes; fraction absorbée : 100 %.

Produits cosmétiques

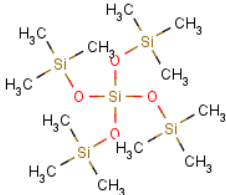
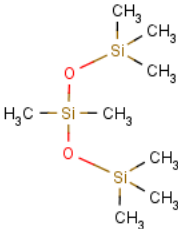
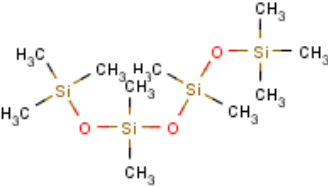
Type de produit	Hypothèses ¹	Estimations de l'exposition
Crème pour le visage	Fraction maximale de M4Q = 0,0003 ² Fréquence d'exposition : 657 fois/an (Loretz <i>et al.</i> , 2005) Surface exposée : 637 cm ² (Santé Canada, 1995) Quantité appliquée : 1,2 g (Loretz <i>et al.</i> , 2005)	Dose cutanée chronique : 0,0091 mg/kg/jour
Fard à paupières	Fraction maximale de M4Q = 0,0003 ² Fréquence d'exposition : 438 fois/an (Loretz <i>et al.</i> , 2008) Superficie exposée : 24 cm ² (ConsExpo, 2007) Quantité appliquée : 0,009 g (Loretz <i>et al.</i> , 2008)	Dose cutanée chronique : 4,6×10 ⁻⁵ mg/kg/jour
Nettoyant pour le visage	Fraction maximale de M4Q = 0,0003 ² Fréquence d'exposition : 730 fois/an Surface exposée : 637 cm ² (Santé Canada, 1995) Facteur de rétention : 10 % (quantité laissée sur la peau après le rinçage)	Dose cutanée chronique : 0,0021 mg/kg par jour

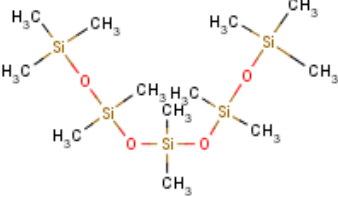
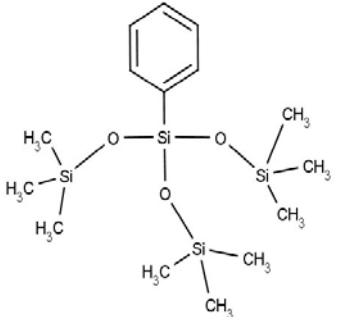
Type de produit	Hypothèses ¹	Estimations de l'exposition
	Quantité de produit appliquée : 2,5 g	
Crème corporelle	Fraction maximale de M4Q = 0,00003 ² Fréquence d'exposition : 402 fois/an (Loretz <i>et al.</i> , 2005) Superficie exposée : 16 925 cm ² (Santé Canada, 1995) Quantité appliquée : 4,4 g (Loretz <i>et al.</i> , 2005)	Dose cutanée chronique : 0,0021 mg/kg par jour
Crème de bronzage (corps)	Fraction maximale de M4Q = 0,0001 ² Fréquence d'exposition : 60 fois/an Surface exposée : 17 562 cm ² , corps entier et visage (Santé Canada, 1995) Quantité de produit appliquée : 10 g	Dose cutanée chronique : 0,0023 mg/kg par jour

¹ On suppose pour tous les calculs un poids corporel de 70,9 kg et un taux d'inhalation de 16,2 m³/jour. L'exposition a été évaluée pour ces types de produits à l'aide de ConsExpo 4.1 (ConsExpo, 2007).

² Concentrations maximales obtenues à partir de renseignements fournis par l'industrie en réponse à un avis soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) et les déclarations en vertu du *Règlement sur les cosmétiques* à Santé Canada.

Annexe V – Données sur la structure et les propriétés du M4Q et des analogues pris en compte dans l'évaluation préalable*

Nom/n° CAS/nom abrégé	Structure	Formule moléculaire/masse moléculaire (g/mol)/propriétés chimiques	Méthode d'identification de l'analogue (% de similitudes)
1,1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3,3-bis[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane 3555-47-3 M4Q		$C_{12}H_{36}O_4Si_5$ Masse moléculaire : 384,85 Faible solubilité dans l'eau (0,15 µg/L) ^a Log K_{oe} : 9,6 ^a Log K_{co} : 5,2 ^{a,b} D_{max}, D_{eff} (nm) ^c : 1,3; 1,2	S.O.
Octaméthyltrisiloxane 107-51-7 MDM		$C_8H_{24}O_2Si_3$ Masse moléculaire : 236,5 Faible solubilité dans l'eau (34 µg/L) ^d Log K_{oe} : 6,6 ^d Log K_{co} : 4,3 ^d D_{max}, D_{eff} (nm) ^c : 1,2; 0,9	SciFinder : 73 % ChemID : 83 %
Décaméthyl-tétrasiloxane 141-62-8 L4		$C_{10}H_{30}O_3Si_4$ Masse moléculaire : 310,70 Faible solubilité dans l'eau (6,7 µg/L) ^e Log K_{oe} : 7,2 ^f Log K_{co} : 4,3 ^b D_{max}, D_{eff} (nm) ^c : 1,5; 1	SciFinder : 85 % ChemID : 86 %

Nom/n° CAS/nom abrégé	Structure	Formule moléculaire/masse moléculaire (g/mol)/propriétés chimiques	Méthode d'identification de l'analogue (% de similitudes)
Dodécaméthylpentasiloxane 141-63-9 L5		$C_{12}H_{36}O_4Si_5$ Masse moléculaire : 384,9 Faible solubilité dans l'eau (0,07 µg/L) ^e Log K _{oe} : 7,8 ^f Log K _{co} : 5,2 ^b D _{max} , D _{eff} (nm) ^c : 1,7; 1,1	SciFinder : ≥ 99 % ChemID : 88 %
1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3-phényl-3-[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane 2116-84-9 PTS		$C_{15}H_{32}O_3Si_4$ Masse moléculaire : 372,76 Faible solubilité dans l'eau (6,6 µg/L) ^g Log K _{oe} : 8,4 ^f Log K _{co} : 5,7 ^b D _{max} , D _{eff} (nm) ^c : 1,2; 1,1	SciFinder : 66 % ChemID : > 83 %

Abréviations : s.o., sans objet.

* Le PTS n'a pas été utilisé dans l'évaluation des effets sur la santé, car les données sur la toxicité pour les mammifères associées aux autres analogues ont été jugées suffisantes pour combler les manques de données.

^a Tableau 2 du présent rapport.

^b Estimé à l'aide de la méthode de l'ICM dans KOCWIN (2008) en raison de la plus grande cohérence de cette méthode avec les valeurs empiriques pour les VMS dans leur ensemble.

^c Analyse de conformères menée à l'aide du calculateur MOPAC et du modèle FBC de base avec des facteurs d'atténuation (Dimitrov *et al.*, 2005 dans CPOP (2008).

^d Environnement Canada, Santé Canada, 2013.

^e SEHSC, 2006.

^f Estimé en utilisant la méthode EVA dans KOWWIN (2008) et le log K_{oe} empirique du MDM de 6,6.

^g Varaprath *et al.*, 1996.

Annexe VI – Résumé des données relatives aux effets du M4Q sur la santé

Tableau VI-1. Renseignements relatifs aux effets sur la santé du M4Q à partir des études sur les animaux et les humains

1,1,1,5,5,5-Hexaméthyl-3,3-bis[(triméthylsilyl)oxy]trisiloxane (M4Q)	
Paramètre	Doses ou concentrations minimales avec effet¹/résultats
Animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	
Toxicité aiguë	Aucune étude n'a été recensée.
Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée	DSENO par voie orale = 1 500 mg/kg p.c. par jour, selon l'absence d'effets liés au traitement observés sur la survie, le poids corporel, l'alimentation, le poids des organes (reins et foie), de même que selon l'absence de changements macroscopiques pathologiques et de changements de comportements chez les rats Sprague-Dawley mâles et femelles (six par groupe) ayant reçu par gavage une dose de 0 ou 1 500 mg/kg p.c. par jour, 5 jours par semaine pendant 4 semaines consécutives (Dow Corning Corporation, 1990). Aucune autre étude concernant l'absorption par voie orale n'a été recensée. Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.
Toxicité subchronique	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité chronique et cancérogénicité	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité pour la reproduction	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité pour le développement	Aucune étude n'a été recensée.
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vivo</i>	Aucune étude n'a été recensée.
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vitro</i>	Aucune étude n'a été recensée.
Sensibilisation	Aucune étude n'a été recensée.
Irritation	Irritation cutanée : Aucune étude n'a été recensée.
	Irritation oculaire : Aucune étude n'a été recensée.
Études épidémiologiques	
	Aucune étude n'a été recensée.

^a Définitions : CL50 = concentration létale médiane; DME0/CME0 = dose/concentration minimale avec effet observé; CMENO/DMENO = concentration/dose minimale avec effet observé; CSENO/DSENO = concentration/dose sans effet nocif observé.

Annexe VII – Résumé des renseignements relatifs aux effets sur la santé des analogues pris en compte dans cette évaluation

Tableau VII-1. Renseignements relatifs aux effets sur la santé du MDM à partir d'études sur les animaux et les humains

Octaméthyltrisiloxane (MDM)	
Paramètre	DL₅₀ ou CL₅₀ ou doses minimales sans effet^a/résultats
Animaux de laboratoire et <i>in vitro</i>	
Toxicité aiguë	<p>DL₅₀ par voie orale (rat) = > 2 000 mg/kg p.c. (Dow Corning Corporation, 2006)</p> <p>CL₅₀ par inhalation (rat, 4 h) = > 2 350 ppm (22 600 mg/m³) (Dow Corning Corporation, 2004)</p> <p>DL₅₀ par voie cutanée (rat) = > 2 000 mg/kg p.c. (Dow Corning Corporation, 1999)</p>

Octaméthyltrisiloxane (MDM)	
Paramètre	DL₅₀ ou CL₅₀ ou doses minimales sans effet^a/résultats
Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée	<p>CMENO par inhalation = 7 740 mg/m³, selon des augmentations importantes du cholestérol sérique chez les mâles, des augmentations importantes des poids absolu et relatif du foie chez les femelles et une néphropathie produite par l'accumulation de gouttelettes d'hyaline, ce qui ressemble à la néphropathie alpha-2μ chez des rats Sprague-Dawley mâles (10/sexe/groupe) exposés par inhalation à une dose de 0, 7,74, 15,5 ou 31,0 mg/L (équivalent à 0, 7 740, 15 500 ou 31 000 mg/m³), 6 heures par jour, 7 jours par semaine, pendant 28 à 29 jours dans le cadre d'une étude de la toxicité à doses répétées, pour la reproduction et pour le développement. Des augmentations importantes du cholestérol sérique et des augmentations du poids relatif du foie ont également été observées à 15 500 mg/m³ chez les femelles et à 31 000 mg/m³ chez les mâles. D'autres observations comprenaient une hypertrophie centro-lobulaire, laquelle était perçue comme un changement adaptatif, chez les femelles exposées à une dose de 7 740 mg/m³ et plus, et chez les mâles exposés à la dose la plus élevée, de même qu'une porphyrie chez les mâles à une dose de 15 500 mg/m³ et plus. On n'a remarqué aucun effet relié au traitement sur le poids corporel, la consommation d'aliments et les réactions neurocomportementales (Dow Corning Corporation, 2007).</p> <p>DMENO par voie orale = 250 mg/kg p.c. par jour, d'après une augmentation importante du poids du foie chez les rats Sprague-Dawley mâles et femelles (5 par groupe) auxquels on a administré par gavage des doses de 0, 5, 25, 250 et 1 000 mg/kg p.c. par jour pendant 28 jours. Cette augmentation s'accompagnait d'une hypertrophie hépatocellulaire et d'une accumulation de protoporphyrine associées à une prolifération des voies biliaires et à une inflammation périportale chronique chez les mâles soumis à des doses de 250 et de 1 000 mg/kg p.c. par jour et chez les femelles à la dose la plus élevée uniquement. Après une période de récupération de 14 jours, l'hypertrophie hépatocellulaire affichait une régression complète, tandis que l'accumulation de protoporphyrine et l'inflammation périportale chronique étaient toujours présentes chez les rats mâles et femelles soumis à la dose de 1 000 mg/kg p.c. par jour. Une incidence et une gravité accrues des gouttelettes d'hyaline ainsi que des niveaux plus élevés d'alpha-2μ-globuline ont été observés chez les mâles aux doses de 25 mg/kg p.c. par jour et aux doses supérieures, ainsi qu'à toutes les doses, respectivement. Néanmoins, les dépôts d'hyaline affichent une régression complète à la fin de la période de récupération. Une hypertrophie des cellules folliculaires dans les glandes thyroïdes d'une gravité minimale a été observée chez les deux sexes à 1 000 mg/kg p.c. par jour. Une réduction du gain de poids corporel a également été remarquée chez les mâles exposés à la dose la plus élevée à la fin de la période de traitement (Harland Laboratories Ltd, 2010).</p> <p>Aucune étude sur l'absorption cutanée n'a été recensée.</p>

Octaméthyltrisiloxane (MDM)	
Paramètre	DL₅₀ ou CL₅₀ ou doses minimales sans effet^a/résultats
Toxicité subchronique	<p>DMENO par inhalation = 31 000 mg/m³, d'après des accumulations de protoporphyrine ainsi que des effets secondaires liés à une cholangite/péricholangite et à une prolifération des voies biliaires chez des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (nombre d'animaux par groupe inconnu) exposés par inhalation en milieu confiné à des doses de 0, 95, 400 ou 3 200 ppm (soit 0, 919, 3 870 ou 31 000 mg/m³), à raison de 6 h par jour, 7 jours par semaine pendant 90 jours. À la fin de la période de récupération de 28 jours, un rétablissement partiel a été observé. Une hypertrophie hépatocellulaire centro-lobulaire associée à un changement de poids des organes a également été observée chez les mâles à 3 870 mg/m³ et chez les deux sexes à la concentration la plus élevée. Cette hypertrophie était réversible et on a estimé qu'il s'agissait d'un processus adaptatif lié à l'induction d'enzymes plutôt que d'un effet toxique. Dans le rein, des gouttelettes d'hyaline et des niveaux plus élevés d'alpha-2μ-globuline ont été observés chez les mâles. On a constaté des signes de rétablissement incomplet à la dose la plus élevée (SEHSC, 2011).</p> <p>Aucune étude par voie orale ou cutanée n'a été recensée.</p>
Toxicité chronique et cancérogénicité	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité pour la reproduction	<p>CSENO concernant la toxicité pour la reproduction = 31 000 mg/m³ d'après l'absence de toxicité pour la reproduction liée au traitement observée dans le cadre d'un essai combiné de dépistage de la toxicité des doses répétées, pour la reproduction et pour le développement où des rats (10/sexe/concentration) ont été exposés par inhalation à une dose de 0, 7,74, 15,5 ou 31,0 mg/L (soit 0, 7 740, 15 500 ou 31 000 mg/m³), 6 heures par jour, 7 jours par semaine pendant 28 ou 42 jours (les mâles ont été traités 14 jours avant l'accouplement et 14 jours après l'accouplement; les femelles ont été traitées 14 jours avant l'accouplement jusqu'au 19^e jour de gestation). Les paramètres liés à la reproduction qui ont été évalués pendant l'étude comprenaient des preuves de l'accouplement, la grossesse, la durée de la gestation, des observations macroscopiques à l'autopsie, dont la détermination du nombre de sites d'implantation et de corps jaunes, la taille et le poids de la portée, le rapport des sexes, la viabilité des ratons et le gain de poids de la portée. Une toxicité systémique chez les parents est signalée dans la section sur la toxicité à court terme (Dow Corning Corporation, 2007).</p> <p>Aucune autre étude de toxicité pour la reproduction n'a été recensée.</p>
Toxicité pour le développement	<p>CSENO concernant la toxicité pour le développement = 31 000 mg/m³ d'après l'absence de preuve de la toxicité pour le développement chez des fœtus dans le cadre d'un essai combiné de dépistage de la toxicité des doses répétées, pour la reproduction et pour le développement où des rats (10/sexe/concentration) ont été exposés par inhalation à une dose de 0, 7,74, 15,5 ou 31,0 mL/L (équivalent à 0, 7 740, 15 500 ou 31 000 mg/m³), 6 heures par jour, 7 jours par semaine, pendant 28 ou 42 jours (les mâles ont été traités 14 jours avant l'accouplement et 14 jours après l'accouplement; les femelles ont été traitées 14 jours avant l'accouplement jusqu'au 19^e jour de gestation). Les paramètres liés au développement qui ont été évalués pendant l'étude comprenaient des observations macroscopiques des fœtus pour y déceler toute anomalie externe, viscérale ou squelettique. CME0 pour la toxicité maternelle = 7 740 mg/m³, d'après des augmentations importantes du poids du foie accompagnées d'une hypertrophie centro-lobulaire (Dow Corning Corporation, 2007).</p> <p>Aucune autre étude de toxicité pour le développement n'a été recensée.</p>
Génotoxicité et paramètres	Aucune étude n'a été recensée.

Octaméthyltrisiloxane (MDM)	
Paramètre	DL₅₀ ou CL₅₀ ou doses minimales sans effet^a/résultats
connexes : <i>in vivo</i>	
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vitro</i>	<p>Mutagenicité chez les bactéries Résultats négatifs : <i>Salmonella typhimurium</i>, souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538, avec et sans activation métabolique (Seifried <i>et al.</i>, 2006). Résultats négatifs : <i>Salmonella typhimurium</i>, souches TA98, TA100, TA1535 et TA1537 avec et sans activation métabolique (BioReliance, 2008). Résultats négatifs : <i>E. coli</i> de souche WP2uvrA, avec et sans activation métabolique (BioReliance, 2008).</p> <p>Essai d'aberrations chromosomiques Résultats négatifs : Dans des cellules ovariennes de hamster chinois, avec ou sans activation métabolique (BioReliance, 2009).</p> <p>Essai de mutation de cellules de mammifères Résultats positifs : Lymphome de souris L5178Y TK+/- en l'absence d'activation métabolique (Seifried <i>et al.</i>, 2006) Résultats négatifs : Lymphome de souris L5178Y TK+/- en la présence d'activation métabolique (Seifried <i>et al.</i>, 2006)</p>
Irritation	<p>Irritation cutanée : Aucune irritation cutanée n'a été observée après une seule application semi-occlusive de Dow Corning 200® Fluid 1cSt. (MDM) sur la peau intacte d'un lapin (3, néo-zélandais blanc) pendant quatre heures (Dow Corning Corporation, 1999).</p> <p>Du Tx-1302 A (MDM) a été appliqué sur l'abdomen rasé de 3 lapins albinos (sexe non précisé) à l'aide d'un tampon de coton de 1 pouce par 1 pouce maintenu en place à l'aide d'un bandage en tissu. Dix applications ont été faites sur une période de 14 jours. On a constaté une irritation cutanée de minimale à modérée (Dow Corning Corporation, 1994a).</p> <p>Irritation oculaire : Aucune étude n'a été recensée.</p>
Études sur les humains Sensibilisation	<p>Dans le cadre d'un test épicutané sur des humains, 103 sujets (mâles et femelles) ont été exposés au matériel d'essai (MDM) pendant deux phases. La première phase (induction) consistait en neuf applications consécutives d'un timbre de 0,2 mL du matériel d'essai au même endroit toutes les 48 heures dans des bandages semi-occlusifs; les timbres ont été enlevés après une exposition de 24 heures. Après une période de repos de 12 à 14 jours, la même dose a été appliquée sur un endroit non exposé (phase de défi) à l'aide de la même méthode et des bénévoles ont enlevé les timbres après 24 heures. Aucun des sujets n'a manifesté des signes d'irritation ou de sensibilisation au MDM pendant une partie quelconque de l'étude (Dow Corning Corporation, 1998).</p>

^a Se référer au tableau VI-1 pour les notes de bas de page.

Tableau VII-2. Renseignements relatifs aux effets sur la santé du L4 à partir d'études sur les animaux et les humains

Paramètre	Doses minimales sans effet ^a /résultats
Toxicité aiguë	Aucune étude n'a été recensée.
Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée	<p>DMENO par voie orale = 25 mg/kg p.c. par jour, d'après une augmentation de l'incidence et de la gravité de la modification graisseuse péribiliaire chez les rats Sprague-Dawley femelles (5 par groupe) auxquels on a administré par gavage des doses de 0, 25, 250 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour pendant 28 jours. Cette augmentation de l'incidence et de la gravité était encore présente après une période de récupération de 14 jours pour les femelles exposées à la dose la plus élevée, par rapport au groupe témoin. De même, une augmentation des poids absolu et relatif du foie a été observée chez les mâles. Cette augmentation était accompagnée d'effets sur le foie, comme des pigments bruns dans les voies biliaires intrahépatiques à la dose intermédiaire et à la dose la plus élevée et la prolifération des voies biliaires, l'inflammation chronique et l'hypertrophie hépatocellulaire à la dose la plus élevée, des effets qui n'étaient pas présents chez les mâles du groupe témoin. Bien que des augmentations des poids absolu et relatif du foie aient également été observées chez les femelles à une dose de 250 mg/kg p.c. par jour et plus, une augmentation de pigments dans les voies biliaires, de même que la prolifération des voies biliaires et l'inflammation chroniques connexes n'ont pas été observées chez les femelles à aucune des doses. Il n'y a pas eu non plus d'augmentation statistiquement significative dans l'activité locomotrice médiane du groupe (intervalles précoces ou séance totale) à la dose la plus élevée chez les mâles et les femelles (Dow Corning Corporation, 2009a).</p> <p>DMEO par voie orale = 1 500 mg/kg p.c. par jour, d'après l'augmentation du poids relatif des reins chez des rats Sprague-Dawley mâles (6 par groupe) auxquels on a administré par gavage des doses de 0 ou 1 500 mg/kg p.c. par jour, 5 jours par semaine pendant 4 semaines consécutives. Aucune mortalité, aucun changement dans l'apparence générale, aucune anomalie de comportement et aucun autre signe de toxicité n'ont été observés tant chez les mâles et les femelles (Dow Corning Corporation, 1990).</p> <p>DSENO par voie cutanée = 1 000 mg/kg p.c. par jour d'après une absence d'effets nocifs significatifs en ce qui concerne le poids corporel, la mortalité et les réactions comportementales et aucune preuve d'atrophie testiculaire et de fonctions testiculaires réduites chez les lapins albinos mâles de Nouvelle-Zélande (10 par groupe) exposés par voie cutanée à des doses de 0 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour, une fois par jour, pendant 28 jours consécutifs (Hobbs <i>et al.</i>, 1972).</p> <p>Aucune autre étude sur l'exposition par voie cutanée n'a été recensée.</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par inhalation n'a été recensée.</p>
Toxicité subchronique	<p>DSENO par voie orale = 500 mg/kg p.c. par jour, d'après l'absence d'effets liés au traitement sur la croissance, l'état physiologique, le poids des organes ou l'apparence pathologique ou microscopique des tissus (tous les organes) chez les rats albinos (5/sexe/dose) exposés dans leur alimentation à une dose de 0 ou 1 % de 200 Fluid 1.5 cs (decaméthyltetrasiloxane) (soit l'équivalent de 0 ou 500 mg/kg p.c. par jour, en utilisant une méthode de conversion des doses de Santé Canada, 1995), pendant 1 an (Dow Corning Corporation, 1966).</p> <p>Autre DSENO par voie orale = 500 mg/kg p.c. par jour, d'après l'absence d'effet lié au traitement sur les paramètres hématologiques et l'analyse d'urine, le poids des organes et l'apparence pathologique ou microscopique des tissus de tous les organes</p>

Paramètre	Doses minimales sans effet ^a /résultats
	chez les lapins albinos (3 mâles et femelles par dose) exposés dans leur alimentation à des doses de 0 ou 1 % de 200 Fluid 1.5 cs (decaméthyltétrasiloxane) (soit l'équivalent de 0 ou 500 mg/kg p.c. par jour, en utilisant une méthode de conversion des doses de Santé Canada, 1995), pendant 8 mois (Dow Corning Corporation, 1965). Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.
Toxicité chronique et cancérogénicité	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité pour la reproduction	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité pour le développement	Aucune étude n'a été recensée.
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vivo</i>	Aucune étude n'a été recensée.
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vitro</i>	Aucune étude n'a été recensée.
Sensibilisation	Aucune étude n'a été recensée.
Irritation	Irritation cutanée : Aucune étude n'a été recensée. Irritation oculaire : 0,1 mL de decaméthyltétrasiloxane non dilué a été appliqué à l'œil droit de cinq lapins albinos (l'œil gauche servait de témoin). La cornée, l'iris et la conjonctive palpébrale ont été examinés et l'irritation a été évaluée 1 h, 24 h, 48 h, 72 h, 96 h et 7 jours après l'exposition. La substance d'essai a été déclarée pratiquement sans irritation pour l'œil (Industrial Bio-Test Laboratories, Inc., 1964).
Études sur les humains	Aucune étude n'a été recensée.

^a Se référer au tableau VI-1 pour les notes de bas de page.

Tableau VII-3. Renseignements relatifs aux effets sur la santé du L5 à partir d'études sur les animaux et les humains

Paramètre	Doses minimales sans effet ^a /résultats
Toxicité aiguë	Aucune étude n'a été recensée.
Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée	DMENO par voie orale = 25 mg/kg p.c. par jour, d'après l'augmentation importante des poids absolu et relatif du foie accompagnée de lésions hépatiques, comme une vacuolisation hépatocellulaire périportale chez des rats Sprague-Dawley femelles (5 par groupe) auxquels on a administré par gavage des doses de 0, 25, 250 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour pendant 28 jours. Une augmentation du poids absolu et relatif du foie ainsi qu'une vacuolisation hépatocellulaire périportale ont été observées chez les mâles seulement à des concentrations de 250 et 1 000 mg/kg p.c. par jour. On a remarqué une prolifération des canaux cholédoques chez les mâles à une concentration de 1 000 mg/kg p.c. par jour et chez les femelles à des concentrations de 250 mg/kg p.c. par jour et plus. On a également remarqué un profil lobulaire accentué du foie des mâles traités à la dose la plus élevée (Dow Corning Corporation, 2009b).

Paramètre	Doses minimales sans effet ^a /résultats
	<p>DSENO par voie orale = 1 500 mg/kg p.c. par jour, selon l'absence d'effets liés au traitement observés sur la survie, le poids corporel, l'alimentation, le poids des organes (reins et foie), de même que selon l'absence de changements macroscopiques pathologiques et de changements de comportements chez les rats Sprague-Dawley (6/sexe/groupe) ayant reçu par gavage une dose de 0 ou 1 500 mg/kg p.c. par jour, 5 jours par semaine pendant 4 semaines consécutives (Dow Corning Corporation, 1990).</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.</p>
Toxicité subchronique	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité chronique et cancérogénicité	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité pour la reproduction	Aucune étude n'a été recensée.
Toxicité pour le développement	Aucune étude n'a été recensée.
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vivo</i>	Aucune étude n'a été recensée.
Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vitro</i>	<p>Mutagénicité chez les bactéries</p> <p>Résultats négatifs : <i>Salmonella typhimurium</i>, souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538, avec et sans activation métabolique (Dow Corning Corporation, 1979).</p>
Sensibilisation	Aucune étude n'a été recensée.
Irritation	<p>Irritation cutanée : Aucune étude n'a été recensée.</p> <p>Irritation oculaire : 0,1 mL de substance d'essai non diluée contenant du dodécaméthylpentasiloxane a été instillée dans les yeux de deux lapins albinos. Après une période de contact d'une minute, l'œil gauche de chaque lapin a été rincé à l'eau du robinet. Des examens ont été effectués 1 h, 24 h, 48 h, 72 h, 96 h et 7 jours après l'instillation. Une iritis et une conjonctivite ont été signalées dans les yeux rincés et non rincés une heure après l'instillation, mais elles étaient guéries lors de l'examen à 48 h. Le fluide d'essai a été classé comme légèrement irritant tant pour les yeux rincés que non lavés (Industrial Bio-Test Laboratories, Inc., 1967).</p>
Études sur les humains	Aucune étude n'a été recensée.

^a Se référer au tableau VI-1 pour les notes de bas de page.