

Évaluation préalable finale Approche pour le secteur pétrolier

**Fuel-oil n° 2
[Combustibles]**

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service

68476-30-2

**Environnement Canada
Santé Canada**

Février 2015

N° de cat. : En14-106/3-2015F-PDF
ISBN 978-0-660-22576-0

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

Les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable du mazout suivant :

NE CAS	Nom dans la <i>Liste intérieure</i>
68476-30-2	fuel-oil, n° 2

Le fuel-oil n° 2 est utilisé principalement comme source de combustible pour le chauffage domestique. Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard de cette substance durant la catégorisation visant la *Liste intérieure*, car on estime qu'elle présente le plus fort risque d'exposition pour les particuliers au Canada et que son risque pour la santé humaine est élevé. Le fuel-oil n° 2 répondait aux critères écologiques relatifs à la persistance ou à la bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Cette substance a été incluse dans l'Approche pour le secteur pétrolier parce qu'elle est liée au secteur pétrolier et est considérée comme une substance de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques (UVCB).

Une analyse des données sur les déversements de fuel-oil n° 2 au Canada pour les années 2000 à 2009 (telles que rapportées dans la base de données du système national informatisé de renseignements sur la conformité appelé NEMISIS) et des données sur les déversements en Ontario pour les années 2008 à 2012 a été effectuée. Les données sur le fuel-oil n° 2 de NEMISIS se fondent principalement sur les déversements rapportés par les provinces de l'atlantique; les données additionnelles sur les déversements provenant des provinces autres que l'Ontario n'étant pas disponibles. Une analyse des risques réalisée à partir de ces données indique qu'il y a en moyenne environ 12 déversements par année pendant le chargement et le déchargement des navires qui sont d'une ampleur suffisante pour être nocive pour les organismes marins et d'eau douce (poissons, invertébrés et algues). En outre, le fuel-oil n° 2 est nocif pour les organismes terrestres (invertébrés, plantes) étant donné la fréquence et le volume des déversements dans les habitats terrestres. D'après les renseignements disponibles, il se produit en moyenne 200 à 300 déversements par an dans le sol dans les provinces de l'Atlantique et 160 à 190 déversements par an dans le sol en Ontario, dont la moitié pourraient être nocifs. La majorité de ces déversements est associée à des réservoirs de stockage de mazout de chauffage domestiques. Les provinces de l'Atlantique et de l'Ontario représentent environ 60 % de l'utilisation de fuel-oil n° 2 au Canada.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable finale, le fuel-oil n° 2 présente un risque d'effets nocifs sur les organismes, mais pas sur l'intégrité globale de l'environnement. Par

conséquent, on conclut que le fuel-oil n° 2 satisfait aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], car il pénètre ou peut pénétrer 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. Toutefois, on conclut que le fuel-oil n° 2 ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(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 mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

L'un des effets critique sur la santé dans la catégorisation initiale du fuel-oil n° 2 était la cancérogénicité, en se fondant principalement sur les classifications par des organismes internationaux. Des études de badigeonnage de fuel-oil n° 2 sur la peau d'animaux de laboratoire ont révélé la formation de tumeurs cutanées après des expositions chroniques par voie cutanée. En outre, le benzène, un composant du fuel-oil n° 2, a été déterminé par Santé Canada et plusieurs organismes de réglementation internationaux comme étant cancérigène et il a été ajouté à la *Liste des substances toxiques* de l'annexe 1 de la LCPE (1999). Comme il a été établi que la voie d'exposition principale au fuel-oil n° 2 était l'inhalation, les estimations du potentiel cancérigène par inhalation du benzène, un composant très dangereux du fuel-oil n° 2, ont été utilisées pour caractériser le risque d'exposition de la population générale lié aux émissions de vapeurs de fuel-oil n° 2.

Le fuel-oil n° 2 a produit des résultats positifs de génotoxicité dans le cadre d'essais à la fois *in vivo* et *in vitro*. Aucun effet sur la reproduction ou le développement n'a été observé chez les rats dans les cas d'exposition par inhalation, et des effets limités ont été observés à des doses élevées dans les cas d'exposition par voie cutanée.

L'exposition potentielle de la population générale au fuel-oil n° 2 a été évaluée. D'après des données limitées, les résidences qui utilisent le fuel-oil n° 2 comme source de combustible ne présentaient pas de niveaux ambiants de composés organiques volatils de marquage élevés par rapport aux résidences utilisant d'autres types de chauffage. Dans le cas d'une fuite des réservoirs de combustibles domestiques, l'exposition de la population générale n'a pas été définie comme une source de préoccupation pour la santé humaine étant donné la durée limitée d'exposition potentielle, la faible toxicité aiguë du combustible et les mesures existantes d'atténuation des déversements. De plus, on a caractérisé l'exposition par inhalation pour les personnes vivant à proximité d'une installation de stockage en vrac. Les marges d'exposition entre les estimations de la limite supérieure d'exposition et les estimations du potentiel cancérigène sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et à l'exposition. Par conséquent, on conclut que le fuel-oil no 2 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.

Conclusion

On conclut que le fuel-oil n° 2 (NE CAS 68476-30-2) satisfait à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Table des matières

Sommaire.....	3
1. Introduction	8
1.1 Groupes de substances pétrolières	9
2. Identité de la substance.....	11
3. Propriétés physiques et chimiques	13
4. Sources.....	14
5. Utilisations.....	15
6. Rejets dans l'environnement.....	15
1.2 Estimation des rejets.....	17
7. Devenir dans l'environnement	21
8. Persistance et bioaccumulation.....	24
1.3 Persistance dans l'environnement.....	24
1.4 Potentiel de bioaccumulation	25
9. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	26
1.5 Évaluation des effets sur l'environnement	26
9.1.1. Milieu aquatique (poissons, invertébrés, algues)	26
9.1.2 Milieu terrestre	31
9.1.3 Toxicité pour les oiseaux	32
1.6 Évaluation de l'exposition de l'environnement	32
9.2.1 Milieu aquatique	33
9.2.2 Milieu terrestre.....	34
1.7 Caractérisation des risques pour l'environnement.....	36
1.8 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement.....	41

10.	Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	43
1.9	Évaluation de l'exposition	43
10.1.1	Estimations de l'exposition humaine (par inhalation)	46
1.10	Évaluation des effets sur la santé	50
1.11	Caractérisation des risques pour la santé humaine	56
1.12	Incertitudes liées à l'évaluation des risques pour la santé humaine	57
11.	Conclusion	58
12.	Références	60
Annexe A : Groupes de substances pétrolières		76
Annexe B : Tableaux des données sur les propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 2		78
Annexe C : Estimations de l'offre, de la demande et des rejets de fuel-oil n° 2 pendant le transport		85
Annexe D : Rejets de fuel-oil n° 2		87
Annexe E : Persistance et bioaccumulation		92
Annexe F : Toxicité du fuel-oil n° 2		94
Annexe G : Codes et normes concernant les réservoirs de stockage de fuel-oil n° 2		98
Annexe H : Caractérisation de l'exposition		99
Annexe I : Résumé des renseignements liés aux effets sur la santé du fuel-oil n° 2 (n° CAS 68476-30-2)		101

1. 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 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. Ces substances comprennent :

- 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.

Un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques du gouvernement du Canada est l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP), qui prévoit l'évaluation d'environ 160 substances pétrolières jugées hautement prioritaires (substances pétrolières à priorité élevée ». Ces substances sont principalement liées au secteur pétrolier et sont considérées comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB).

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de toxicité des substances chimiques au sens de l'article 64 de la *Loi*. Les évaluations préalables visent à examiner les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de prudence¹.

¹ La détermination de la conformité à l'un ou à 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, sans toutefois s'y limiter, 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 pétrolières du Plan de gestion des produits chimiques n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail (SIMDUT), qui fait partie du *Règlement sur les produits contrôlés* pour les produits destinés à être utilisés au travail. De la même manière, une conclusion fondée sur les critères contenus dans

1.1 Groupes de substances pétrolières

Les substances pétrolières hautement prioritaires sont divisées en neuf (9) groupes de substances en fonction des similitudes qui existent quant à leur production, leur toxicité et leurs propriétés physiques et chimiques (tableau A.1 de l'annexe A). Afin de réaliser les évaluations préalables, chaque substance pétrolière hautement prioritaire a été placée dans une des cinq catégories (« classe »), selon sa production et son utilisation au Canada :

Groupe 0 : Les substances qui ne sont pas produites par le secteur pétrolier ou qui ne sont pas commercialisées.

Groupe 1 : Les substances restreintes aux installations, c'est-à-dire les substances qui ne sont pas censées être transportées à l'extérieur des raffineries, des usines de valorisation ou des usines de traitement du gaz naturel².

Groupe 2 : Les substances restreintes aux industries, c'est-à-dire les substances qui peuvent quitter une installation du secteur pétrolier et être transportées dans d'autres installations industrielles (par exemple, pour être utilisées comme matières premières, carburant ou substances de base), mais qui ne se retrouvent pas sur le marché public dans leur forme originale.

Groupe 3 : Les substances principalement utilisées comme carburant par les industries et les consommateurs.

Groupe 4 : Les substances susceptibles d'être présentes dans les produits offerts aux consommateurs.

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer que 13 substances pétrolières sont des carburants en vertu du groupe 3, comme cela est décrit ci-dessus. Ces substances ont été regroupées selon le type de carburant : essence, carburant diesel, fuel-oil n° 2, fuel-oil n° 4, fuel-oil n° 6, mazout résiduel et carburants aviation. On trouve les carburants du groupe 3 dans trois des neuf groupes de substances : mazouts lourds, gazoles et naphthes à faible point d'ébullition. Le fuel-oil pris en compte dans cette évaluation est présent dans le groupe des gazoles.

La présente évaluation préalable porte sur le fuel-oil n° 2 portant le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (CAS) 68476-30-2. Cette substance a été désignée comme présentant le plus fort risque d'exposition (PFRE) au cours de l'exercice de catégorisation, et on estime qu'elle présente un risque élevé pour la

l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas les mesures prises en vertu d'autres articles de la LCPE (1999) ou d'autres lois.

² Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'Approche pour le secteur pétrolier, un « site » est défini comme le périmètre de la propriété où une installation est située.

santé humaine. Cette substance répondait aux critères de catégorisation écologique relatifs à la persistance ou à la bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques.

La présente évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les utilisations, l'exposition et les effets. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance proviennent de publications originales, de documents de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés lors de recherches documentaires menées récemment, soit jusqu'en juin 2010 pour la section sur l'évaluation écologique et jusqu'en septembre 2011 pour la section traitant des effets sur la santé. Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique; les résultats de modélisation ont servi à formuler les conclusions.

La caractérisation des risques pour l'environnement tient compte des données pertinentes au comportement environnemental, à la persistance, à la bioaccumulation et à la toxicité combinées à une estimation de l'exposition des organismes non humains pouvant être touchés à partir d'importantes sources de rejets dans l'environnement. Pour prédire le comportement général dans l'environnement et établir les propriétés de substances aussi complexes que le fuel-oil n° 2, des structures représentatives ont été choisies dans chacune des classes chimiques que contient cette substance. Les conclusions sur les risques pour l'environnement se basent en partie sur une estimation des concentrations dans l'environnement provenant des rejets dans l'environnement ainsi que du potentiel de ces concentrations d'avoir un effet négatif sur les organismes non humains. De plus, d'autres sources de données incluant le devenir, la présence temporelle et spatiale dans l'environnement et les propriétés dangereuses de ces substances sont prises en compte. Le but de la section écologique de l'évaluation préalable est de résumer les données les plus pertinentes sur le comportement dans l'environnement et les effets environnementaux, et ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Des modèles environnementaux et des comparaisons avec des substances pétrolières semblables peuvent avoir aidé à l'évaluation.

L'évaluation des risques pour la santé humaine tient compte des données utiles à l'évaluation de l'exposition de la population générale ainsi que des données sur les effets pour la santé. Les effets sur la santé ont été analysés à partir de données toxicologiques relatives au mazout et aux substances connexes, ainsi qu'aux composants très dangereux que l'on sait présents dans les combustibles. Les décisions concernant le risque pour la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique retenu ou sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable. L'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou

critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels qui appuient la conclusion proposée.

La présente évaluation préalable a été préparée par les agents du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et 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 ou d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus de M. Bob Benson, Ph. D. (Environmental Protection Agency des États-Unis), M. Michael Jayjock (The LifeLine Group), D^r Mark Whitten, Ph. D. (professeur (retraité) en pédiatrie, University of Arizona College of Medicine) et M. Errol Zeiger, Ph. D. (Errol Zeiger Consulting). 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 données et considérations essentielles sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

2. Identité de la substance

Le fuel-oil n° 2 (n° CAS 68476-30-2) est un fuel-oil domestique formé par la vaporisation, la condensation et le mélange de composants pétroliers pendant un processus de distillation. Par conséquent, sa plage d'ébullition exclut les composants ayant un point d'ébullition important. Il existe une grande variabilité dans les produits vendus comme des mazouts. La composition des hydrocarbures du fuel-oil n° 2 peut contenir du kérosène, du carburant diesel n° 2 et du fuel-oil n° 1 dans l'extrémité la plus faible (hydrocarbures plus légers), et des fuel-oils n° 3 et n° 4 dans l'extrémité la plus forte (hydrocarbures plus lourds). Les renseignements sur le volume de produit concernant les mazouts légers fournis par Statistique Canada comprennent le fuel-oil n° 3 ainsi que le fuel-oil n° 2 et d'autres mazouts légers. Même sous la désignation de fuel-oil n° 2, les compositions peuvent varier selon les circuits des raffineries et des usines de valorisation dans lesquels elles sont mélangées (Force aérienne, 1989). La composition du fuel-oil n° 2 ressemble à celle du carburant diesel. Cependant, étant donné que les profils d'utilisation de ces deux substances sont très différents, et que les carburants diesel doivent respecter des cibles de réduction de soufre précises (ce qui exige donc un traitement supplémentaire), ils ont été évalués séparément en vertu du groupe 3.

Le fuel-oil n° 2, contient de 11 à 20 atomes d'hydrocarbures et a une température d'auto-ignition comprise entre 177 et 329 °C (Garde côtière, 1985). Le point de distillation de 90 % compris entre 282 et 338 °C laisse entendre que seule une petite partie du fuel-oil n° 2 est représentée par la fraction à point d'ébullition élevé composée de 20 atomes de carbone. En général, le fuel-oil n° 2 est

composé de 75 à 80 % d'hydrocarbures aliphatiques et de 20 à 25 % d'hydrocarbures aromatiques (Centre international de recherche sur le cancer [CIRC], 1981; Conseil national de recherches Canada [CNRC], 1985). Les composés aliphatiques comprennent des *n*-alcane, des isoalcanes ramifiés et des cycloalcanes. Les fuel-oils ayant une teneur importante en composés aromatiques peuvent avoir jusqu'à 38 % de composés aromatiques, bien que cela ne soit pas habituel (CNRC, 1985). Le fuel-oil n° 2 contient généralement moins de 5 % d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP; Speight, 2007) (tableaux A2.1 et A2.2 de l'annexe B).

Cette substance UVCB est une combinaison complexe de molécules d'hydrocarbure, d'origine naturelle ou résultant de réactions chimiques et de processus qui ont lieu pendant le procédé de valorisation et de raffinage. Étant donné sa composition complexe et variable, dans la pratique, il ne pourrait pas se former par la simple combinaison de composants individuels.

3. Propriétés physiques et chimiques

La composition ainsi que les propriétés physico-chimiques du fuel-oil n° 2 diffèrent selon les sources de pétrole brut ou de bitume et les étapes de traitement (CONCAWE, 1996). Les propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 2 sont présentées dans le Tableau 3.1.

Tableau 3.1. Propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 2

Propriété	Valeur	Température (°C)	Références
Point d'ébullition (°C)	160 - 360	s.o.	CIRC, 1989a
Densité relative (g/mL)	0,81 - 0,94	15	Force aérienne, 1989
Constante de la loi de Henry (Pa m ³ /mol) ^a	5,98 - 7,5×10 ⁵	20	Force aérienne, 1989
Log K _{oe}	3,3 - 7,06		Force aérienne, 1989
Pression de vapeur (Pa)	280 - 3 520	21	Force aérienne, 1989
Solubilité dans l'eau (mg/L)	3 (eau douce) 3,2 (eau distillée) 3,2 (eau distillée) 14 (eau salée)	20	Mackay <i>et al.</i> , 1982; Frankenfeld, 1973
Rapport entre aromatiques et aliphatiques (y compris BTEX ^b)	25:75	s.o.	CIRC, 1989a; CNRC 1985

Abréviations : K_{co}, coefficient de partage carbone organique/eau; K_{oe}, coefficient de partage octanol/eau, s.o., sans objet

^a Basé sur la plage d'anthracène-dodécane.

La composition moyenne générale de trois échantillons de fuel-oil n° 2 a été fournie par l'Alberta Research Council (Fuhr 2008; tableau B.2 de l'annexe B). On a sélectionné les substances représentatives à partir des principales catégories chimiques déterminées. Ces substances sont présentées dans le Tableau B.3 (annexe B). Ces substances représentatives ont été choisies en fonction de leurs proportions les plus élevées respectives à des points d'ébullition donnés. Les données expérimentales et modélisées des caractéristiques

physiques et chimiques de ces structures sont présentées dans le Tableau B.3 (annexe B).

Alors que le tableau B-3 (annexe B) fournit des données relatives aux propriétés physiques et chimiques des structures individuelles, il convient de noter que certaines de ces propriétés varieront lorsque les substances sont présentes dans un mélange, comme le fuel-oil n° 2. La pression de vapeur des composants d'un mélange sera inférieure à leurs pressions de vapeur individuelles en raison de la loi de Raoult (la pression de vapeur totale du mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant individuel). Tout comme la loi de Raoult, la solubilité dans l'eau des composants d'un mélange est inférieure aux valeurs individuelles (Banerjee, 1984). Parallèlement, lorsqu'ils font partie d'un mélange, les composants qui sont normalement solides dans des conditions environnementales peuvent avoir des valeurs de fusion inférieures (et par conséquent, se trouver à l'état liquide) ainsi qu'une pression de vapeur et une solubilité dans l'eau accrues (Banerjee, 1984). Ceci n'est pas reflété dans le tableau B-3.

Les composés aliphatiques (*n*-alcane et isoalcane, cycloalcane, dicycloalcane et polycycloalcane) représentent près de 75 % de la teneur totale en hydrocarbures présents dans le fuel-oil n° 2 (tableau B.2 de l'annexe B). Les valeurs faible à modérée de pression de vapeur (0,0006 – 163 Pa), les constantes de la loi de Henry habituellement élevées (5 700 – 2 600 000 Pa·m³/mol) et la faible solubilité des structures représentatives dans l'eau (0,0000002 – 0,9 mg/L) laissent entendre que ces composés aliphatiques sont modérément volatils (tableau B.3 de l'annexe B). La plage du log K_{oe} correspondant à ces structures représentatives est comprise entre 4,2 et 10,2.

Les composants aromatiques du fuel-oil n° 2 représentent environ 26 % des hydrocarbures totaux (tableau B.2 de l'annexe B). En général, les composés aromatiques ont une pression de vapeur faible (de 0,007 à 10,6 Pa), des constantes de la loi de Henry plus faibles (de 2,8 à 15 000 Pa·m³/mol) et une faible solubilité dans l'eau (de 0,004 à 6,9 mg/L), en se fondant sur les structures représentatives, ce qui indique que les composés aromatiques sont plus susceptibles de rester dans le milieu aquatique (tableau B.3 de l'annexe B). Les plages du K_{oe} des structures représentatives des composés aromatiques sont aussi généralement plus faibles que celles des composés aliphatiques (de 3,9 à 7,2).

4. Sources

Le fuel-oil n° 2 est produit dans les raffineries et les usines de valorisation canadiennes par le processus de raffinage du pétrole brut ou du bitume, et la plus grande partie de cette substance est produite dans l'est du Canada. Statistique Canada (2008a) fournit des renseignements sur l'approvisionnement, le déplacement et la demande énergétique concernant les « mazouts légers » (ce qui inclut tous les types de distillats destinés aux brûleurs à air soufflé, le

fuel-oil n° 2, le fuel-oil n° 3, le fuel-oil domestique, les gazoles et les huiles industrielles légères au Canada). La description et l'utilisation du produit indiquent clairement que Statistique Canada (2008b) fait référence au fuel-oil n° 2. En 2006, $8,3 \times 10^9$ litres de mazout léger ont été produits au Canada, dont près de la moitié (50,4 %) ont été exportés. Le mazout léger est également importé au Canada et atteint $1,1 \times 10^8$ litres (1,4 %) (Statistique Canada 2008a; tableau C.1 de l'annexe C). En ce qui a trait à la production totale de mazout, 74 % provient du Canada atlantique, 14 % provient du Québec et 12 % de l'Ontario (Statistique Canada, 2008a).

Le tableau C.2 présente des renseignements sur la production, le mouvement et la demande en énergie concernant le « mazout léger » au Canada de 2002 à 2008. Il y a eu une diminution générale de la production de mazout léger et une augmentation de l'exportation de 2002 à 2008 (tableau C.2 de l'annexe C; Statistique Canada 2003-2011). Les niveaux d'importation de mazout léger ont à peine changé.

5. Utilisations

La combustion du fuel-oil n° 2 permet de produire de la chaleur. Cela se produit avec les brûleurs à pulvérisation qui pulvérisent le combustible dans une chambre de combustion dans laquelle les aérosols brûlent lorsqu'ils sont en suspension (CHEMINFO, 2009). Le fuel-oil n° 2 est utilisé principalement comme source de combustible pour le chauffage domestique, mais aussi avec des brûleurs commerciaux ou industriels de capacité moyenne.

Des 4×10^9 litres de mazout léger (la majorité étant considérée comme du fuel-oil n° 2) utilisés à l'échelle nationale en 2006, les principaux utilisateurs étaient le secteur résidentiel (49 % du total) et le secteur commercial (39 %) (Statistique Canada, 2008a; tableau C-3 à l'annexe C). Depuis 2007, près de 7,3 % des foyers canadiens seulement ont utilisé le fuel-oil n° 2 en tant que source de chauffage principale, en raison de l'augmentation de l'utilisation de gaz naturel (42 % des foyers canadiens) (Statistique Canada, 2008b). À l'heure actuelle, les ventes de mazout de chauffage domestique sont concentrées dans l'est du Canada, avec 34 % des ventes pour les provinces atlantiques, 30 % pour le Québec et 28 % pour l'Ontario (Statistique Canada, 2008b).

Comme le montre le tableau C (annexe C), la demande finale du mazout léger au Canada a diminué entre 2002 et 2008 (Statistique Canada, 2003-2011).

Le fuel-oil n° 2 a été classé comme un produit de formulation de la liste 2 par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA, 2010) de Santé Canada, et son utilisation est assujettie à la directive d'homologation sur les produits de formulation (ARLA, 2006).

6. Rejets dans l'environnement

Le fuel-oil n° 2 peut être rejeté dans l'environnement suite à des activités se déroulant dans des installations associées à la production, au transport et au stockage, ainsi qu'à la suite d'une utilisation commerciale/industrielle et de consommation.

Le fuel-oil n° 2 correspond à des fractions lourdes (résidus) dans les colonnes de distillation ou des distillats dans les raffineries ou les usines de traitement. Par conséquent, les endroits potentiels pour le rejet contrôlé du fuel-oil n° 2 comprennent les valves de surpression ou les robinets de vidange des canalisations ou des équipements (p. ex. les appareils à pression) situés à proximité de ces colonnes. Dans des conditions normales d'exploitation, tout rejet de fuel-oil n° 2 serait contenu dans un système fermé, en conformité des procédures établies, et retourné à l'installation de traitement ou envoyé à la station d'épuration des eaux usées. Dans les deux cas, on ne prévoit aucune exposition de la population générale ou de l'environnement.

Des rejets involontaires de fuel-oil n° 2 peuvent se produire aux installations de production. La législation vise les rejets de fuel-oil n° 2 et comprend des exigences provinciales et territoriales pour prévenir et gérer les rejets involontaires des substances et des charges pétrolières dans une installation au moyen de permis d'exploitation (SENES, 2009). Ces mesures de contrôle comprennent la sélection du matériel approprié durant l'établissement et la conception des procédés; des inspections et des entretiens réguliers des réservoirs de stockage, des canalisations et des autres équipements liés aux procédés; la mise en place de mesures de détection et de colmatage des fuites, ou d'autres programmes équivalents; l'utilisation de toits flottants dans les réservoirs hors sol afin de réduire la zone gazeuse interne ainsi que la plus faible utilisation possible des réservoirs souterrains, qui peuvent donner lieu à des fuites ou déversements non détectés (SENES, 2009).

À l'échelle fédérale, on traite des rejets involontaires de certaines substances pétrolières dans l'eau provenant des installations en vertu du *Règlement sur les effluents liquides des raffineries de pétrole et de lignes directrices* relevant de la *Loi sur les pêches* (Canada, 2010). De plus, la législation actuelle sur la santé et la sécurité au travail prévoit des mesures pour minimiser l'exposition professionnelle des employés. Certaines de ces mesures visent également à limiter les rejets involontaires (CanLII, 2001). Des mesures non réglementaires (p. ex. lignes directrices, pratiques exemplaires) sont également prises dans les installations du secteur pétrolier pour réduire les rejets involontaires. Les émissions par évaporation de fuel-oil n° 2 ne devraient pas être une source d'exposition importante.

Le fuel-oil n° 2 peut être stocké en vrac avant le transport vers les quais d'exportation ou vers le marché. L'exposition potentielle aux rejets par évaporation de fuel-oil n° 2 stocké en vrac est prise en compte dans la partie de la présente évaluation portant sur la santé humaine.

Le fuel-oil n° 2 est transporté des installations de production à divers endroits, notamment des terminaux vraquiers, des quais d'exportation et des réservoirs de stockage de clients. En général, le transport est réparti en trois procédures d'exploitation : le chargement, le transport et le déchargement. Le chargement et le déchargement du fuel-oil n° 2 ont généralement lieu à des endroits où l'accès est limité au grand public, comme les terminaux vraquiers et les quais.

La manipulation du fuel-oil n° 2 dans les installations aux fins de transport est réglementée à l'échelle fédérale et provinciale, avec une législation axée sur les activités de chargement et de déchargement (SENES, 2009). Collectivement, ces lois établissent les exigences en matière de maniement sécuritaire des substances pétrolières, et sont destinées à réduire ou à prévenir les rejets potentiels pendant le chargement, le transport et le déchargement (SENES, 2009).

Les rejets liés au transport ou au nettoyage des récipients de transport ne sont pas pris en considération dans cette évaluation préalable. Les réservoirs ou contenants servant au transfert de substances pétrolières sont souvent des réservoirs utilisés exclusivement à cette fin. Ainsi, le lavage ou le nettoyage n'est pas nécessaire de façon courante (EPA des É.-U., 2008). Le nettoyage des installations doit répondre aux normes de rejet locales et provinciales en termes de traitement des eaux ménagères.

1.2 Estimation des rejets

Le fuel-oil n° 2 peut être rejeté dans l'environnement pendant sa fabrication, sa formulation, son transport et son utilisation. La base de données du Système national de la gestion des renseignements reliés à l'application de la loi (NEMISIS) d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011) a été utilisée pour évaluer la fréquence générale et le volume des rejets de fuel-oil n° 2. Elle fournit des données nationales sur les rejets de substances concernant ou touchant un ministère ou un organisme fédéral, une installation gouvernementale fédérale ou des terres autochtones; ou des rejets qui enfreignent la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* ou la *Loi sur les pêches*; sur les rejets qui ont une incidence sur les poissons, les oiseaux migratoires ou les espèces à risque, ou encore sur les frontières interprovinciales ou internationales; et les rejets provenant des navires. Les autres déversements peuvent être déclarés dans NEMISIS, mais aucune loi n'oblige à le faire. De plus, les données sur les déversements ajoutées dans NEMISIS peuvent varier en fonction des exigences de déclaration de chaque province, comme les seuils de déclaration des quantités de déversement.

Il convient de noter que certaines provinces n'ont pas participé à la collecte annuelle des données pour la base de données du NEMISIS (tableau D.2 de l'annexe D). Par conséquent, il existe des lacunes dans la base de données. En outre, les provinces ne sont pas obligées de signaler à la base de données du

NEMISIS les déversements dans les sites résidentiels et elles sont nombreuses à ne pas le faire. Cependant, quelques données sont disponibles étant donné que la région de l'Atlantique a signalé tous les déversements de fuel-oil n° 2 dans les sites résidentiels.

La base de données du NEMISIS a été utilisée pour estimer les déversements de fuel-oil n° 2 dans l'environnement. Les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à un tremblement de terre ou à un glissement de terrain, à la glace ou au givre, aux conditions routières, aux tempêtes ou aux inondations, à l'affaissement du sol, ou à des actes de vandalisme n'ont pas été pris en compte dans l'analyse. De plus, tous les déversements volumineux qui n'ont pas pu être confirmés par des sources externes ont été exclus, car ils représentent vraisemblablement des simulations d'urgence en cas de déversement. Les données restantes ont enregistré environ un million de litres de fuel-oil n° 2 déversé au cours de 6 302 incidents entre 2000 et 2009 (Environnement Canada, 2011). Toutefois, la plupart des incidents signalés dans la base de données du NEMISIS ne présentaient aucune estimation du volume rejeté dans l'environnement. Afin de tenir compte des rejets déclarés sans volumes associés, le volume rejeté a été extrapolé afin d'estimer le volume total rejeté, en supposant que la distribution des volumes déclarés rejetés était représentatif de tous les rejets. Cette estimation situe le volume de fuel-oil n° 2 déversé autour de 2,2 millions de litres sur dix ans (Tableau D.1 de l'annexe D).

Le tableau D.2 (annexe D) présente les volumes annuels de déversements déclarés pour chaque province et chaque territoire. Les provinces déclarant les plus gros volumes de déversements de 2000 à 2009 étaient la Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve-et-Labrador et le Nouveau-Brunswick, ce qui reflète largement la déclaration des déversements de fuel-oil n° 2 dans les sites résidentiels.

La base de données du NEMISIS indique également le milieu concerné (sol, eau douce, milieu marin), de sorte qu'on peut connaître la quantité moyenne des déversements dans chaque milieu (tableau D.3 de l'annexe D). De 2000 à 2009, la majorité des déversements signalés concernaient le sol (3 661 incidents), suivis de 369 rejets dans le milieu marin et de 282 rejets dans l'eau douce. Parmi les déversements signalés, 2 023 n'indiquaient pas le milieu de rejet. De ce fait, le nombre total de déversements indiqué au tableau D.3 (annexe D) ne correspond pas au total indiqué dans le tableau D.1 (annexe D) parce que certains des déversements ont touché plus d'un milieu, alors que pour d'autres, le milieu concerné n'a pas été indiqué dans la base de données du NEMISIS (Environnement Canada, 2011). Lorsqu'ils étaient signalés, la majorité des déversements ayant touché un milieu inconnu avaient des volumes inférieurs à 100 L et se produisaient fréquemment dans les provinces de l'Atlantique, près de grands centres de population. Par conséquent, les déversements dans un milieu inconnu sont vraisemblablement des déversements dans le sol. Dans l'ensemble, il y a eu une baisse importante du nombre de déversements signalés

par an (tableau D.3 de l'annexe D). De même, les volumes annuels de déversements signalés ont enregistré une baisse. Près de 150 000 litres de déversements ont été signalés en 2000 et près de 40 000 litres de déversements ont été signalés en 2009 (Environnement Canada, 2011).

Une analyse plus approfondie des données sur les déversements d'Environnement Canada indique que des dommages à la végétation ont eu lieu tous les ans. Les dommages matériels ont également été courants, malgré une tendance à la baisse (Environnement Canada, 2011). Certains déversements de fuel-oil n° 2 ont également eu des répercussions sur d'autres ressources environnementales, même si cela n'a pas été précisé dans la base de données, et ont considérablement diminué depuis 2004 (Environnement Canada, 2011). La plupart des déversements semblent relativement petits et se produisent à proximité des zones d'habitation humaine. Toutefois, des déversements plus importants se produisent occasionnellement. Même si le volume annuel total des déversements est élevé, les statistiques reflètent une tendance aux rejets répétitifs de petites quantités de fuel-oil n° 2 dans l'environnement, avec de temps en temps un déversement important (tableau D.1 de l'annexe D). Dans la plupart des cas, les rejets répétitifs de petites quantités semblent être dus aux activités et à la manutention dans le secteur industriel, ou associés à l'utilisation par les consommateurs.

La quantité moyenne estimée des rejets (en kg et en litres, d'après une densité de 0,885 kg/L) par déversement dans l'eau douce, l'eau salée ou le sol pour la période 2000-2009 est indiquée dans le tableau 6.1. Ces valeurs sont utilisées pour déterminer la concentration environnementale estimée (CEE) dans l'évaluation de l'exposition écologique. Les volumes de déversement annuel maximal et médian sont présentés dans le tableau D.1 (annexe D).

Tableau 2. Estimation des quantités moyennes de rejets annuels de fuel-oil n° 2 par déversement et par année dans plusieurs milieux, d'après les données historiques sur les déversements entre 2000 et 2009 au Canada (Environnement Canada, 2011)^a

Milieu récepteur	Nombre de déversements/an	Masse moyenne par déversement (kg)	Masse moyenne de déversement par an (kg)	Volume moyen par déversement ^b (L)	Volume moyen de déversement par an (L)
Eau douce	28	705	19 740	795	22 290
Eau salée (eau de mer)	37	480	17 650	540	19 945
Terre (sol)	364	360	130 675	405	147 785

^a Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à un tremblement de terre ou à un glissement de terrain, à la glace ou au givre, aux conditions routières, aux tempêtes ou aux inondations, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.

^b La quantité moyenne (en litres) de rejets de fuel-oil n° 2 dans chaque milieu a été déterminée en séparant tous les rejets de cette substance survenus entre 2000 et 2009 par milieu

(Environnement Canada, 2011; eau salée, eau douce, sol), en déterminant la quantité totale extrapolée pour chaque milieu, puis en divisant cette quantité totale par le nombre total de déversements dans un milieu en question.

La base de données du NEMISIS présente trois colonnes de données (sources, causes et raisons) pour de nombreux rejets de fuel-oil n° 2. Les données présentées sur ces colonnes ont été analysées pour déterminer comment et pourquoi la majorité des rejets de fuel-oil n° 2 surviennent (tableaux D.4a et c de l'annexe D).

La majorité des rejets de fuel-oil n° 2 (93 % de l'ensemble des déversements et 92 % du volume total) correspondent aux catégories de sources « Autres », au stockage (« Autres installations de stockage » et « Dépôt »), aux « Camions-citernes », ou sont de source « Inconnue » (tableau D.4a de l'annexe D). On estime (sur la base de l'analyse détaillée des données de 2008-2009) qu'environ 54 % (2 842 déversements) sur les 5 276 déversements dans tous les milieux dus au stockage ou provenant de sources autres ou inconnues étaient associés à des réservoirs de carburant domestique sur des propriétés résidentielles. En se fondant sur les mêmes données, environ 6 % des rejets provenant de camions-citernes sont également liés aux réservoirs de carburant domestique. Les déversements restants étaient dus à un éventail varié d'autres sources. Les rejets liés aux camions étaient plus élevés en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick, suivis par Terre-Neuve-et-Labrador et l'Île-du-Prince-Édouard. Les rejets dans le milieu marin se sont produits à partir de barges, de navires-citernes, d'autres embarcations, de vraquiers et de terminaux maritimes.

Les données du NEMISIS ont également été analysées afin de déterminer les causes des fuites (tableau D.4b de l'annexe D); on a découvert que les fuites des « réservoirs hors sol » représentaient 56 % du volume rejeté, tandis que les fuites liées aux oléoducs représentaient 12 % du volume. Les fuites de contenants et des « réservoirs souterrains » représentent 10 % du volume rejeté. Il y a eu une diminution importante du nombre de déversements provenant de réservoirs souterrains déclarés entre 2000 et 2009 : 20 à 30 déversements par année ont été déclarés entre 2000 et 2003, mais ce chiffre est passé de zéro à trois entre 2005 et 2009 (Environnement Canada, 2011). Les causes inconnues ont représenté 9 % du volume, les débordements (probablement des réservoirs) ont représenté 3 %, les fuites de valves ou de raccords ont représenté 2 % et les autres rejets avaient des causes variées (8 %).

En analysant les causes des rejets, les données (tableau D.4c de l'annexe D) ont permis de déterminer que les raisons « inconnues » étaient les principales sources de rejets, contribuant à hauteur de 29 % du volume. La défaillance du matériel a représenté 26 % du volume, les pannes d'équipement 18 %, la corrosion 9 %, les autres rejets 5 %; et l'erreur humaine et la négligence 7 %. Les 6 % restants étaient répartis entre une variété de raisons.

Outre la base de données du NEMISIS, des données sur les déversements de fuel-oil n° 2 entre 2008 et 2012 fournies par la province de l'Ontario ont également été analysées (Ontario, 2013). Les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision ou un capotage, à un tremblement de terre ou à un glissement de terrain, à la glace ou au givre, aux conditions routières, aux tempêtes ou aux inondations, à l'affaissement du sol, ou à des actes de vandalisme et aux sites industriels n'ont pas été pris en compte dans l'analyse. Il s'est produit au total 1 377 déversements dans tous les milieux entre 2008 et 2012 et le nombre annuel de déversements variait d'environ 225 à 335 déversements par an. Les volumes de déversement moyens et médians s'élevaient respectivement à 344 et 75 L.

Une analyse plus précise de la fréquence et du volume par rapport à l'importance écologique des déversements dans le sol est présentée dans la section portant sur l'évaluation de l'exposition écologique.

7. Devenir dans l'environnement

Lorsque des substances pétrolières sont rejetées dans l'environnement, quatre processus de devenir importants surviendront : dissolution dans l'eau, volatilisation, biodégradation et adsorption. Ces processus entraîneront des changements dans la composition de ces substances UVCB. Dans le cas de déversements dans le sol ou les surfaces d'eau, la photodégradation, un autre processus de devenir, peut également être important. Tel qu'il a été mentionné précédemment, la solubilité et la pression de vapeur des composants dans un mélange varieront par rapport au composant seul. Ces interactions sont complexes pour les substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques, comme les hydrocarbures pétroliers.

Chacun des processus de devenir a des répercussions différentes sur les composants des hydrocarbures pétroliers. Par exemple, les composés aromatiques tendent à être plus hydrosolubles que les composés aliphatiques, alors que les composés aliphatiques tendent à être plus volatils (Potter et Simmons, 1998). Par conséquent, lorsqu'un mélange pétrolier est rejeté dans l'environnement, il est probable que les contaminants principaux de l'eau soient des composés aromatiques et que les composés aliphatiques soient les contaminants principaux dans l'air (Potter et Simmons, 1998). La tendance relative à la volatilité par classe chimique est comme suit : alcènes \approx alcanes $>$ à substances aromatiques \approx cycloalcanes. Les composants les plus solubles et les plus volatils ont la plus faible masse moléculaire; il y a donc un passage général à des composants à masses moléculaires plus élevées dans les matières résiduelles. Suite à une perte initiale en raison de la volatilisation et de la solubilisation, le reste de la voie de dégradation est la biodégradation, habituellement par des bactéries.

Il y a presque toujours biodégradation lorsque des mélanges pétroliers sont rejetés dans l'environnement. Il a été largement démontré que presque tous les sols et sédiments ont des populations de bactéries et d'autres organismes qui peuvent dégrader des hydrocarbures pétroliers (Pancirov et Brown, 1975). La dégradation se produit en présence et en l'absence de l'oxygène. Deux facteurs clés qui déterminent les taux de dégradation sont l'alimentation en oxygène et la structure moléculaire. En général, la dégradation est plus rapide dans des conditions aérobies. Les tendances à la baisse des taux de dégradation selon la structure sont les suivantes (Potter et Simmons, 1998) :

- (1) les *n*-alcane, particulièrement ceux comportant de 10 à 25 atomes de carbone, sont facilement dégradés.
- (2) les isoalcane;
- (3) les alcène;
- (4) le benzène, le toluène, l'éthylbenzène, les xylènes (BTEX) (lorsque ces substances sont présentes dans des concentrations qui ne sont pas toxiques pour les micro-organismes);
- (5) les substances monoaromatiques;
- (6) les hydrocarbures aromatiques polynucléaires (polycycliques) [HAP];
- (7) les cycloalcane à masse moléculaire élevée (qui peuvent se dégrader très lentement) [Pancirov et Brown, 1975].

Ces trois processus de météorisation (dissolution dans l'eau, volatilisation et biodégradation) donnent habituellement lieu à l'appauvrissement des composés les plus facilement solubles, volatils et dégradables et à l'accumulation des composés qui résistent le plus à ces processus dans les résidus.

On considère que les mazouts sont intrinsèquement biodégradables en fonction de leurs composants d'hydrocarbures (CONCAWE, 2001). Par exemple, le gène *Rhodococcus erythropolis* a été en mesure de métaboliser des hydrocarbures composés de 5 à 16 atomes de carbone. De plus, 60 % du mazout dans l'eau s'est dégradé après une période de trois mois, et la dégradation totale a été observée après 9 mois (De Carvalho et da Fonseca, 2005; 91).

En raison de l'interaction complexe des composants dans un mélange qui a une incidence sur leurs propriétés chimiques et physiques ainsi que sur leur comportement, il est difficile de prédire le devenir d'un mélange complexe. Par conséquent, comme un indicateur général du devenir du fuel-oil n° 2, les propriétés chimiques et physiques des structures représentatives du fuel-oil n° 2 (tableau B3 de l'annexe B) ont été examinées.

Selon les propriétés chimiques et physiques des structures représentatives du fuel-oil n° 2, la majorité des composants devrait se répartir dans l'eau et le sol.

Les composants ayant de 12 à 20 atomes de carbone ont un point d'ébullition allant de 155 C à 360 °C. Chacun des composants du fuel-oil n° 2 se caractérise

par des solubilités faibles à modérées dans l'eau ($1,7 \times 10^{-6}$ à $6,9 \text{ mg/L}$), des pressions de vapeur faibles ($0,0006$ à 163 Pa), des constantes de la loi de Henry faibles à élevées ($2,8$ à $2 \times 10^7 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$), des valeurs modérées à élevées de $\log K_{oe}$ ($3,9$ à $10,2$) et des valeurs modérées de $\log K_{cc}$ ($3,3$ à $8,8$) (tableau B-3 de l'annexe B).

Étant donné les pressions de vapeur faibles ($0,0006$ à 163 Pa), la plupart des composants du fuel-oil n° 2 ne devraient pas se répartir dans l'air (tableau B.3 de l'annexe B). La probabilité d'un rejet de fuel-oil n° 2 directement dans l'air devrait être minimale.

Les hydrocarbures pétroliers sont peu solubles dans l'eau et peuvent former des dispersions et des particules fines dans la colonne d'eau (Gordon *et al.*, 1973). Les turbulences semblent avoir un effet prononcé et positif sur la formation de pétrole à partir des particules et des particules souterraines. Lorsque ces turbulences cessent, une grande partie du pétrole entraîné remonte jusqu'à la pellicule de surface, sauf si le pétrole a une densité similaire ou supérieure à celle de l'eau. Gordon *et al.* (1973) ont découvert que les concentrations de pétrole entraîné ont doublé lorsque la température de l'eau a baissé de $19-21 \text{ }^\circ\text{C}$ à $1-2 \text{ }^\circ\text{C}$.

En général, avec une faible solubilité dans l'eau et une plage de densité comprise entre $0,81$ et $0,94 \text{ g/mL}$ (CONCAWE, 1996), dans un premier temps, on s'attend à ce que le fuel-oil n° 2 dans l'eau forme une fine couche à la surface, où certains éléments s'évaporeront (notamment les isoalcanes, les dicycloalcanes et les cycloalcanes monoaromatiques) puis entameront une photodégradation suite à une réaction au rayonnement ultraviolet et aux radicaux hydroxyles (CONCAWE, 2001). D'après l'hydrosolubilité de ces éléments ($1,7 \times 10^{-6}$ à $6,9 \text{ mg/L}$), si un rejet se produit dans l'eau, les composants aromatiques se dissoudront partiellement dans l'eau. Les composés aliphatiques ne devraient pas se dissoudre dans l'eau. Étant donné les valeurs modérées à élevées de $\log K_{oe}$ ($3,3$ à $8,8$), le fuel-oil n° 2 devrait s'absorber sur les matières en suspension et les sédiments (tableau B.3 de l'annexe B).

Environnement Canada (1976) a étudié la production d'une fraction hydrosoluble (FHS) de fuel-oil n° 2 et a constaté que la concentration dans cette fraction augmentait d'environ 7 ppm en 4 jours, sans toutefois dépasser 8 ppm , même après 7 jours. Ces observations portaient sur un récipient clos empêchant l'évaporation. Frankenfeld (1973) a découvert jusqu'à 13 ppm de matières organiques au total, après 14 jours dans un système fermé utilisant de l'eau de mer, et à peu près les mêmes concentrations dans l'eau douce. Gordon *et al.* (1973) ont trouvé une quantité relativement faible de résidus après avoir utilisé un système ouvert pendant 7 jours, mais cela était probablement lié à l'évaporation des composants volatils. Après une exposition atmosphérique dans un simulateur d'événements météorologiques, Frankenfeld (1973) a découvert

que la solubilité du fuel-oil n° 2 utilisé dans le simulateur augmentait, probablement en raison de la photodégradation des composants.

D'après les valeurs modélisées du log K_{co} comprises entre 3,3 et 8,8 pour les structures représentatives (tableau B.3 de l'annexe B), le fuel-oil n° 2 devrait être adsorbé dans le sol et, par conséquent, avoir une mobilité faible à modérée dans le sol, bien que cela dépende largement de la concentration de matières organiques dans le sol et du volume de mazout rejeté. La volatilisation à partir des surfaces de sol humides devrait être un processus relativement important dans le devenir de ces composants avec des valeurs de la constante de la loi de Henry de 20 000 à 1 700 000 Pa·m³/mol (tableau B.3 de l'annexe B). Toutefois, il se peut que les autres composants du fuel-oil n° 2 ne devrait pas s'évaporer à partir des surfaces de sol humides, d'après les constantes faibles de la loi de Henry (moins de 100 Pa·m³/mol) (tableau B.3 de l'annexe B). Les pressions de vapeur des composants indiquent que certains composants s'évaporeront s'ils ne sont pas aussitôt absorbés dans le sol ou dissous dans l'eau.

Lorsque de grandes quantités d'un mélange d'hydrocarbures pénètrent le sol, la matière organique du sol et d'autres sites d'absorption dans le sol sont entièrement saturés, les hydrocarbures commencent à former une phase séparée (liquide en phase non aqueuse ou liquide non aqueux) dans le sol. À des concentrations inférieures à la capacité de rétention des hydrocarbures dans le sol, le NFPE sera immobile (Arthurs *et al.*, 1995); c'est ce que l'on appelle un liquide non aqueux résiduel (Brost et DeVauil, 2000). Au-dessus de la capacité de rétention, le liquide non aqueux devient mobile et se déplacera dans le sol (Arthurs *et al.*, 1995; Brost et DeVauil, 2000).

8. Persistance et bioaccumulation

En raison de la nature complexe des substances pétrolières comme le fuel-oil n° 2, les caractéristiques de persistance et de bioaccumulation des composants de cette substance ont été évaluées selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers.

1.3 Persistance dans l'environnement

La persistance a été caractérisée selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers qui devraient se produire dans les substances pétrolières.

Les résultats du modèle et la pondération des données sont consignés dans les documents à l'appui sur la persistance et la bioaccumulation des substances pétrolières (Environnement Canada, 2014). Ces données sont résumées dans le tableau E-1 (annexe E).

Les demi-vies empiriques et modélisées dans l'atmosphère pour de nombreux composants du fuel-oil n° 2 sont inférieures à deux jours (Environnement Canada, 2014). Toutefois, certains composants, tels que les cycloalcanes diaromatiques comportant 13 atomes, peuvent avoir des demi-vies supérieures à deux jours et peuvent par conséquent subir un transport à grande distance. En outre, les HAP tricycliques sont sujets au transport à grande distance vers des régions éloignées en raison de la sorption aux matières particulaires (Environnement Canada, 2014).

En ce qui a trait à la modélisation de la biodégradation primaire et ultime, les cycloalcanes bicycliques comportant 12 à 20 atomes de carbone, les polycycloalcanes comportant 18 atomes de carbone, les substances aromatiques monocycliques comportant 12 atomes de carbone, les cycloalcanes monoaromatiques comportant 12 à 20 atomes de carbone, les substances aromatiques bicycliques comportant 12 à 20 atomes de carbone, les cycloalcanes diaromatiques comportant 12 atomes de carbone et les HAP à trois cycles comportant 14 atomes de carbone dans le fuel-oil n° 2 ont des demi-vies supérieures à 6 mois dans l'eau et dans le sol et supérieures à un an dans les sédiments. Les dicycloalcanes C₁₂, les polycycloalcanes C₁₄ et les substances aromatiques monocycliques C₁₁ et C₁₅ ont également des demi-vies supérieures à un an dans les sédiments (tableau E.1, annexe E).

1.4 Potentiel de bioaccumulation

La bioaccumulation a été déterminée d'après des données empiriques ou modélisées pour une série d'hydrocarbures pétroliers qui devraient se produire dans les substances pétrolières. Les facteurs de bioaccumulation (FBA) sont la mesure préconisée pour l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des substances, puisqu'il se peut que le facteur de bioconcentration (FBC) ne représente pas correctement le potentiel de bioaccumulation des substances dans un régime alimentaire pour les substances avec un log K_{oe} supérieur à environ 4,5 (Arnot et Gobas, 2003).

En plus des données des FBA et FBC, les données de bioaccumulation pour les espèces aquatiques invertébrées ont également été prises en compte. On a aussi tenu compte des facteurs d'accumulation biote-sédiments/sol, des facteurs d'amplification trophique et des pour la caractérisation du potentiel de bioaccumulation.

Les données empiriques et modélisées pour les hydrocarbures pétroliers, ainsi que la pondération, peuvent être consultées dans le document à l'appui de cette évaluation (Environnement Canada, 2014). Un résumé des résultats pour le potentiel de bioaccumulation est présenté ci-dessous et au tableau E-2 (annexe E).

Dans l'ensemble, il existe des preuves empiriques et prévues cohérentes qui semblent indiquer que les isoalcanes C₁₃-C₁₅, les cycloalcanes monocycliques C₁₂-C₁₅, les cycloalcanes à deux cycles C₁₂ et C₁₅, les polycycloalcanes C₁₄, les substances aromatiques monocycliques C₁₅, les cycloalcanes monoaromatiques C₁₅-C₂₀, les substances diaromatiques C₁₂-C₁₃, les cycloalcanes diaromatiques C₂₀ et les substances aromatiques à trois cycles C₁₄ et C₂₀ ont un potentiel de bioaccumulation élevé, avec des valeurs de FBC/FBA supérieures à 5 000 (tableau E.2 de l'annexe E). Ces composants sont associés à un taux de métabolisme faible et sont très lipophiles. Les expositions par l'eau et le régime alimentaire, lorsqu'elles sont combinées, semblent indiquer que le taux d'absorption de cette substance dépasserait le taux d'élimination total. La plupart de ces composants ne devraient pas se bioamplifier dans les réseaux trophiques aquatiques ou terrestres, en grande partie parce que la combinaison du métabolisme, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution pendant la croissance fait en sorte que le taux d'élimination dépasse le taux d'absorption à partir du régime alimentaire. Toutefois, une étude (Harris *et al.*, 2011) suggère que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques alkylés peuvent présenter un risque de bioamplification. Alors que seuls des facteurs d'accumulation biote-sédiments (FABS) ont été trouvés pour certains HAP, il est possible que les FABS soient supérieurs à 1 pour les invertébrés, étant donné qu'ils n'ont pas les caractéristiques métaboliques des poissons.

9. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

1.5 Évaluation des effets sur l'environnement

Les données de la base de données du NEMISIS d'Environnement Canada évaluée dans le cadre de la présente évaluation (2000-2009) ont recensé des incidents de déversement de fuel-oil n° 2 qui ont touché les oiseaux migrateurs, entraîné la mort de poissons, le mazoutage d'oiseaux, ou causé d'autres dommages à la faune et des dommages à la végétation (Environnement Canada, 2011).

9.1.1. Milieu aquatique (poissons, invertébrés, algues)

Les données expérimentales recueillies sur la toxicité du fuel-oil n° 2 en milieu aquatique sont détaillées au tableau F.1 (annexe F). La toxicité de la fraction hydrosoluble (FHS) du fuel-oil n° 2 était modérée, avec des valeurs de CL₅₀ comprises entre 0,54 et 6,3 mg/L chez diverses espèces de poissons, y compris le saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*), la truite (*Salvelinus malma*), la capucette béryl (*Menida beryllina*) et la fondule à long nez (*Fundulus similis*; tableau F.1 de l'annexe F). Les invertébrés étaient légèrement plus sensibles au fuel-oil n° 2 (FHS) par rapport aux poissons, avec des valeurs de CL₅₀ comprises entre 0,43 et 11,2 mg/L. Toutefois, dans un grand nombre de ces études, on observait une grande perte d'hydrocarbures pétroliers pendant l'essai (Anderson *et al.* 1974; Rice *et al.*, 1979; Rossi *et al.*, 1976) susceptible d'entraîner une

sous-estimation de la valeur de toxicité. D'autres études n'ont pas indiqué s'il y avait des pertes dans l'air, bien que celles-ci soient susceptibles de se produire d'après les conditions d'essai (essai statique avec aération, Tatem *et al.*, 1978). Dans certaines études, les détails fournis étaient insuffisants pour déterminer si l'on pouvait s'attendre à des pertes dans l'air (Byrne, 1989). Une étude menée par MacLean et Doe (1989) a cependant été dirigée de façon à limiter au maximum la perte de substance d'essai et cette étude est jugée fiable. MacLean et Doe (1989) ont utilisé des systèmes d'essai fermés (sans espace libre) afin de déterminer la toxicité de diverses substances pétrolières, y compris le fuel-oil n° 2 sur la crevette des salines (*Artemia* sp.) et *Daphnia magna*. Les concentrations efficaces médianes sur 48 heures relatives à l'immobilisation suite à l'exposition à une FSE de fuel-oil n° 2 étaient de 8,35 et 1,9 mg/L respectivement pour les espèces *Artemia* sp. et *D. magna*. Les concentrations initiales et finales mesurées indiquent qu'il y a eu peu ou pas de perte de fuel-oil n° 2 pendant l'essai.

Les embryons de la capucette béryl (*Menidia beryllina*) exposés à une FHS de 100 % de fuel-oil n° 2 (9,3 mg/L total d'hydrocarbures) ont démontré dans un premier temps une diminution du rythme cardiaque, puis un ralentissement de la formation squelettique et une légère diminution du complexe craniofacial. Ces effets observés étaient généralement suivis par la mort des embryons (Middaugh et Whiting, 1995).

Des embryons de killy géant (*Fundulus grandis*) ont été exposés de manière continue à 12,5, 25 et 50 % de dilutions de FHS, ce qui correspond à des concentrations nominales d'hydrocarbures pétroliers en phase aqueuse de 1,1, 2,2 et 4,4 ppm (Ernst *et al.*, 1977). En général, les embryons exposés à 12,5 % de la FHS connaissent une éclosion précoce et avaient une apparence normale (Ernst *et al.*, 1977). Cet effet d'éclosion précoce a déjà été observé chez d'autres espèces de poissons exposés aux hydrocarbures pétroliers. Les embryons traités avec de 25 % de la fraction hydrosoluble connaissent moins d'éclosions réussies (14 %) et pendant la phase de croissance, il leur fallait plus de temps pour atteindre un niveau donné (Ernst *et al.*, 1977). Aucun des embryons traités avec 50 % de FHS n'a atteint l'éclosion. Certains de ces embryons présentaient également d'importantes malformations (Ernst *et al.*, 1977).

La crevette *Lucifer faxoni* était sensible au fuel-oil n° 2 après une exposition à la fraction hydrosoluble. Après l'exposition à une concentration de 1 % de la FHS, on n'a observé aucune influence sur les taux d'alimentation, mais à 10 %, les taux d'alimentation baissaient pratiquement de moitié et duraient plusieurs jours. Cet effet était renforcé par le pétrole récemment déversé, comparativement au pétrole plus ancien (Lee *et al.*, 1978).

Il existe également des preuves de phototoxicité lorsque l'exposition au fuel-oil n° 2 est combinée à la lumière. Scheier et Gominger (1976) ont montré que

l'irradiation aux rayons ultraviolets de la fraction hydrosoluble de fuel-oil n° 2 pendant 24 heures, 72 heures et six jours renforçait la toxicité en réduisant le taux de survie de cinq espèces aquatiques. La durée d'irradiation du fuel-oil n° 2 était effectivement liée à la toxicité. Dans le cas du Bouquet Mississippi (*Palaemonetes pugio*) exposé pendant trois jours à la fraction hydrosoluble non irradiée, aucun effet n'a été observé. Les crevettes exposées à de l'eau contenant la fraction hydrosoluble, et qui avaient été exposées précédemment à une irradiation aux rayons ultraviolets pendant 24 heures, avaient un taux létal médian de 3 heures.

Lee et Nicol (1980) ont étudié les effets de la fraction hydrosoluble de fuel-oil n° 2 sur l'éclosion et la survie de deux amphipodes marins (*Parhyale hawaiiensis* et *Amphithoe valida*). L'exposition à 10 % de la fraction hydrosoluble a contribué à une baisse de 20 % de l'éclosion d'œufs de *P. hawaiiensis*, en comparaison avec les témoins. De plus, après une exposition à 40 % de la fraction hydrosoluble (environ 8 ppm d'hydrocarbures pétroliers totaux), aucun des œufs n'a éclos. On a décelé des effets nocifs sur les œufs dont les animaux ont pu atteindre l'état juvénile après une exposition à des concentrations de 40 % la fraction hydrosoluble au plus (environ 8 ppm d'hydrocarbures pétroliers totaux). Après l'éclosion des embryons et après les avoir exposés à 30 % ou plus de la fraction hydrosoluble, ils sont tous morts. De la même manière, dans le cas des œufs de *A. valida* exposés à 10 % de la fraction hydrosoluble, tous les œufs ont éclos, mais seulement 25 % des œufs ont éclos après une exposition à 20 % de la fraction hydrosoluble, et aucun des œufs n'a éclos après une exposition à 30 % de la fraction hydrosoluble.

On a également été découvert que le fuel-oil n° 2 avait d'importants effets sublétaux sur l'amphipode marin *Amphithoe valida* (Lee *et al.*, 1981). Des adultes ont été exposés à la fraction hydrosoluble (concentrations de 0 à 25 %) pendant 6 jours puis transférés dans de l'eau propre pendant 7 jours aux fins de récupération. La survie des amphipodes était élevée (70 % ou plus) après une exposition à 25 % de la FHS (5 ppm). Toutefois, on a observé un retard de la toxicité et une mortalité élevée après une exposition à des concentrations égales ou supérieures à 15 % de la FHS pendant la phase de récupération. La capacité de nidification a également été gravement altérée à 25 % de la fraction hydrosoluble. La récupération de la capacité de nidification dans l'eau propre était faible ou médiocre.

Les essais en mésocosme à long terme portant sur les écosystèmes marins de la côte ouest ont révélé d'importantes répercussions sur l'écosystème. Plus précisément, la structure et la densité de la communauté d'invertébrés benthiques, meiobenthiques et inbenthiques, ainsi que de la communauté de phytoplancton peuvent être altérées (Stacey et Marcotte; 1987; Grassle *et al.*, 1981; Vargo *et al.*, 1982; Bott et Rogenmuser, 1978).

Stacey et Marcotte (1987) ont exposé des harpacticoïdes (9 espèces) au fuel-oil n° 2 (190 µg/L) dans des mésocosmes autonomes pendant 168 jours. Cette opération a été suivie par 64 jours de rétablissement. Les espèces *Longipedia americana* et *Microarthridion littorale* ont été contaminées par l'introduction de mazouts, comme on peut le constater grâce aux différences statistiques en termes d'abondance entre les aquariums expérimentaux et ceux de contrôle pendant certains mois d'exposition. Aucun essai de CL₅₀ aiguë ou chronique n'a été réalisée sur ces deux espèces. Au cours de la période de rétablissement de 64 jours, les populations de *L. americana* et de *M. littorale* n'ont pas été rétablies. Toutefois, les effets de l'intégration du mazoutage chronique à la dynamique des populations d'espèces plus fréquentes, *Ameiropsis brevicornis* et *Thompsonula hyaenae*, n'étaient pas statistiquement significatifs.

Bott et Rogenmuser (1978) ont également étudié l'effet d'extraits de fuel-oil n° 2 dans l'eau sur des communautés d'algues, sous des conditions proches de l'état naturel, pendant cinq semaines (concentration moyenne d'hydrocarbures comprise entre 0,061 et 0,088 mg/L). Il y a eu une diminution générale de la biomasse algale (chlorophylle *a*) par rapport au groupe témoin. On a également observé une altération des espèces, compte tenu de la prolifération d'algues bleues (*Schizothrix* et *Microcoleus*), et une diminution de l'occurrence de diatomées. Par conséquent, la composition de la communauté a été touchée et cela peut avoir des répercussions sur les réseaux trophiques où les préférences des espèces occupent une place primordiale (Bott et Rogenmuser, 1978).

Grassle *et al.* (1981) ont étudié les effets de l'intégration semi-continue de dispersions de fuel-oil n° 2 dans l'eau pendant 25 semaines sur la macrofaune et la méiofaune. L'intégration du mazoutage chronique (concentration moyenne de 190 ppb dans la colonne d'eau) a entraîné un important déclin de la méiofaune. Les microcrustacés (harpacticoïdes et ostracodes) étaient les groupes les plus sensibles. La méiofaune unicellulaire (foraminifères et les ciliés de grande envergure) a augmenté dans les réservoirs de stockage de mazout, ce que Grassle *et al.* (1981) expliquent par la baisse de la prédation et de la compétition. Un mois après la fin de l'intégration du mazoutage, les réservoirs de pétrole mazoutés avaient toujours une méiofaune et des nématodes totaux considérablement réduits, tandis que les harpacticoïdes étaient légèrement plus élevés. Après 50 jours de rétablissement, il y avait quatre fois plus de harpacticoïdes dans les réservoirs mazoutés précédemment que dans les groupes témoins.

Vargo *et al.* (1982) ont ajouté des dispersions de mer de fuel-oil n° 2 dans l'eau sur des microcosmes, à raison de deux fois par semaine pendant 5,5 mois en 1977 (concentration moyenne de 190 µg/L) et quatre mois en 1978 (concentration moyenne de moyenne 93 µg/L). Dans les deux périodes de mazoutage, l'abondance totale en phytoplancton et la diversité des espèces étaient élevées. Pendant quatre mois en 1977 et pendant toute l'année 1978, les diatomées ont constitué une proportion importante de l'abondance totale en

phytoplancton par rapport aux flagellés. Dans l'ensemble, la composition d'espèces de phytoplancton dans les microcosmes mazoutés était semblable à celle dans l'eau de source. Vargo *et al.* (1982) indiquent également que l'abondance de phytoplancton dans les microcosmes mazoutés par rapport aux témoins est liée à une pression réduite exercée par la prédation, et une altération du comportement alimentaire des herbivores.

Les quatre études (Stacey et Marcotte, 1987; Grassle *et al.*, 1981; Vargo *et al.*, 1982; Bott et Rogenmuser, 1978) font état d'effets nocifs sur certains invertébrés aquatiques. Tandis que Vargo *et al.* (1982) ont observé des effets à 93 µg/L, ces derniers étaient relativement faibles (modifications de la pression exercée par la prédation et du comportement alimentaire des herbivores). Cependant, on observe d'importants effets avec des concentrations de 190 µg/L utilisées sur les microcosmes, montrant des différences importantes dans les populations de certains copépodes et d'une partie de la méiofaune par rapport aux groupes témoins, même si aucun essai sur la CL₅₀ aiguë ou chronique n'a été réalisé. Dans les microcosmes mazoutés exposés à des concentrations d'hydrocarbures totaux de la colonne d'eau (93 et 190 µg/L en moyenne), la composition des espèces de phytoplancton dans les réservoirs mazoutés était semblable à celle de l'eau de source (Vargo *et al.*, 1982).

CONCAWE a mis au point un modèle de toxicité pour les organismes aquatiques spécialement pour les hydrocarbures pétroliers : PetroTox (2009). Ce modèle se fonde sur une action chimique par narcose et tient donc compte d'effets additifs selon une approche par unité toxique. Il permet de modéliser la toxicité des hydrocarbures pétroliers comportant de 4 à 41 atomes de carbone dissous dans la fraction d'eau³. Il considère que la toxicité des composés comportant moins de 4 atomes de carbone ou plus de 41 atomes de carbone est négligeable. En effet, les premiers sont très volatils, alors que les seconds sont trop hydrophobes et immobiles. Les estimations de toxicité de PetroTox (2009) sont exprimées en charge létale médiane (LL₅₀) plutôt qu'en concentration létale médiane (CL₅₀), c.-à-d. qu'elles tiennent compte de la faible solubilité des substances pétrolières dans l'eau. La valeur de LL₅₀ représente la quantité de substance pétrolière nécessaire pour produire une fraction adaptée à l'eau (FAE) qui est toxique pour 50 % des organismes d'essai. Il ne s'agit pas d'une mesure directe de la concentration des composants pétroliers dans la fraction adaptée à l'eau.

Les résultats provenant de PetroTox (2009) avec un espace de tête de 10 % varient entre 0,19 et plus de 100 mg/L, tandis qu'un espace de tête de 50 % n'a aucune incidence sur la toxicité globale, avec une plage comprise entre 0,2 et > 1 000 mg/L (tableau 6.2 de l'annexe F).

³ PETROTOX utilise ses propres hydrocarbures pétroliers et leurs propriétés chimiques et physiques. Ces propriétés peuvent varier de celles données pour les mêmes structures représentatives dans le tableau B-3 de l'annexe B.

La valeur critique de toxicité (VCT) sélectionnée pour la toxicité du fuel-oil n° 2 pour les organismes aquatiques est de 1,9 mg/L; la CE₅₀ de 48 heures pour l'immobilisation pour la *Daphnia magna*, qui est la valeur de toxicité aquatique la plus faible dans l'eau douce et l'eau de mer. Étant donné qu'il existe peu de valeurs de toxicité fiables concernant le fuel-oil n° 2, celles-ci sont utilisées comme VCT, à la fois pour l'eau douce et l'eau de mer.

9.1.2 Milieu terrestre

Grâce aux études sur les petits mammifères utilisées pour évaluer les effets sur la santé humaine (annexe H) certains paramètres (p. ex. mortalité) ont également été pris en considération afin de déterminer la toxicité pour les organismes terrestres. La toxicité par voie orale (DL₅₀) chez les rats était comprise entre 11 900 et 17 300 mg/kg p.c. (CONCAWE 1996; API 2003a). Les signes cliniques observés dans le cadre de ces études sont les suivants : hypoactivité, ataxie, incontinence et perte de poils. Une autopsie a permis de déceler des hémorragies ou irritations gastriques fréquentes chez les animaux qui sont morts.

Lin *et al.* (2002) ont étudié les effets du fuel-oil n° 2 sur la biomasse au-dessus et en dessous du sol chez l'espèce *Spartina alterniflora* (herbe des marais salés). Il n'y avait aucune différence importante de la biomasse au-dessus du sol sur une période de trois mois à des concentrations inférieures à 57 000 mg/kg. La biomasse sous la surface du sol a réagi à une stimulation de la croissance à 7 000 mg/kg, mais des effets négatifs ont été observés à des concentrations supérieures à 14 g/kg.

Les Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers (CCME, 2008) présentent des normes pour la qualité des sols concernant les produits pétroliers, basées sur la toxicité pour divers organismes terrestres (invertébrés, plantes). Ces normes reposent sur quatre fractions d'hydrocarbures pétroliers totaux : F1 (entre six et dix atomes de carbone), F2 (plus de 10 atomes de carbone et jusqu'à 16), F3 (plus de 16 atomes de carbone et jusqu'à 34) et F4 (plus de 34 atomes de carbone). De plus, elles reposent sur un rapport de 80:20 entre les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques. Le nombre d'atomes de carbone du fuel-oil n° 2 est compris dans les fractions 2 et 3. Ces normes sont également divisées en quatre catégories d'utilisation des terres (utilisations agricoles, résidentielles, commerciales et industrielles) et deux types de sol (sols à gros grains et à grains fins) pour l'élaboration de normes d'assainissement. La catégorie d'utilisation des terres et le type de sol les plus sensibles sont habituellement les terres à utilisation agricole à gros grains. Les normes pour les fractions F2 et F3 dans les sols à grains grossiers de milieu agricole sont respectivement 150 et 300 mg/kg en poids sec (p. s.) de sol (CCME, 2008). Comme le fuel-oil n° 2 pourrait faire partie de ces catégories, la valeur inférieure, soit 150 mg/kg en poids sec de sol, est utilisée comme VCT.

9.1.3 Toxicité pour les oiseaux

Le fuel-oil n° 2 peut avoir les mêmes effets sur les oiseaux aquatiques que de nombreuses autres substances pétrolières. En effet, la perte d'isolation et d'imperméabilité des plumes, l'engorgement du sol, l'hypothermie, l'ingestion de carburant par le lissage des plumes contaminées sont toutes des conditions qui peuvent entraîner la mort. L'ingestion chronique de fuel-oil n° 2 par des canetons colvert a montré que, sous des conditions réalistes de stress thermique et osmotique, les canards ayant reçu 1 % de fuel-oil avaient un taux de mortalité 20 % supérieur à celui du groupe témoin (Szaro *et al.*, 1981; Holmes *et al.*, 1979).

Les oiseaux nicheurs qui entrent en contact avec le mazout peuvent transférer cette substance de leurs plumes et leurs pattes à leurs œufs pendant l'incubation. La toxicité du fuel-oil n° 2 sur les œufs a également été démontrée. Hoffman et Albers (1994) ont déterminé que l'application de mazout sur des œufs présentait une DL₅₀ de 3,2 µL par œuf, ce qui peut être attribué aux composés aromatiques polycycliques présents dans le mazout. De même, dans des essais avec des œufs de canard colvert, la concentration minimale avec effet observé (CMEO) était de 1 µL/œuf, entraînant une réduction de 20 % du taux d'éclosion et une baisse de 28 % de survie des canetons colverts après l'éclosion (Szaro *et al.*, 1978; Albers, 1977). Coon *et al.* (1979) ont étudié la réponse toxique d'œufs de Goéland marin (*Larus marinus*) au fuel-oil n° 2 et ont conclu qu'un traitement avec 5 µL/œuf réduisait de 28 % le succès de l'éclosion, comparativement aux groupes témoins. La DL₂₅ du fuel-oil n° 2 sur les embryons de poulet (*Gallus gallus*) était de 8,5 µL/œuf, tandis que des nécroses du foie (DE₂₅) se sont produites à une concentration de 13,1 µL/œuf (Couillard et Leighton, 1989). La mortalité des œufs d'Eider à duvet (*Somateria mollissima*), d'Aigrette tricolore (*Hydranassa tricolour*), de Mouette atricille (*Larus atricilla*) et de Sterne caugek (*Sterna sandvicensis*) était nettement plus élevée que celle des groupes témoins (mortalité comprise entre 20 % et 81 %) après une exposition à 20 µL/œuf (Albers et Szaro, 1978; White *et al.*, 1979).

Une étude menée sur des œufs de canards qui avaient été exposés directement au fuel-oil n° 2 météorisé a permis de déterminer que le fuel-oil météorisé est moins toxique pour les œufs de canards que le fuel-oil récemment déversé (Szaro *et al.*, 1980).

1.6 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Des estimations des rejets de fuel-oil n° 2 ont été déterminées à partir de données sur les estimations de pertes en mer sur la côte Est du Canada par le Risk Management Research Institute (RMRI, 2007) et de la base de données NEMISIS d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011).

9.2.1 Milieu aquatique

Des scénarios de déversements ont été élaborés pour des rejets des navires à l'eau pendant le chargement, le déchargement et le transport. On n'a pas recensé d'autres méthodes de transport ou rejets potentiels dans l'eau.

Pour déterminer la concentration environnementale estimée (CEE) dans l'eau, le volume d'eau qui devrait être en contact avec le pétrole déversé a été fourni par un rapport rédigé par le Risk Management Research Institute (RMRI, 2007). Cet ouvrage estimait le risque de déversements de pétrole dans des zones à risque près de la côte sud de Terre-Neuve-et-Labrador selon la nature des eaux (eaux ouvertes ou partiellement restreintes), le type de bateaux qui naviguent dans les zones, et les quantités de pétrole transportées. Le volume d'eau que l'on estime être en contact avec le pétrole déversé dépendait du volume de pétrole déversé pendant l'incident et la zone à risque du déversement.

Pour les scénarios de chargement et de déchargement, le volume d'eau en contact avec le produit pétrolier proviendra de la zone à risque 1, comme cette région comprend des opérations de chargement à Whiffen Head et à la raffinerie de pétrole de Come By Chance à Terre-Neuve-et-Labrador (RMRI, 2007). Pour les scénarios de transport par navire, il a été supposé que le volume d'eau en contact avec le mazout correspond au volume d'eau moyen des zones à risque 2 à 5 (le volume moyen d'eau pour l'été et l'hiver pour la zone à risque 2 a été utilisé dans ce calcul), comme cette région est un important couloir de transport maritime. La zone d'une nappe de pétrole établie au sein de zones de danger autour de Terre-Neuve-et-Labrador a été estimée pour des plages de volumes de pétrole précises, à l'aide de modèles de dispersion des déversements dans l'océan, puis le volume d'eau contaminée a été estimé en multipliant la zone par 10 pour représenter les 10 premiers mètres d'eau. Ces estimations partent du principe que toute l'eau a été contaminée de la même manière par la substance pétrolière déversée. Ce travail a été effectué initialement pour le pétrole brut, mais il peut s'appliquer au fuel-oil n° 2. Cependant, les estimations des concentrations dans l'eau seront prudentes, étant donné que le fuel-oil n° 2 est beaucoup moins dense et possède une proportion plus élevée de composants volatils par rapport au pétrole brut. Par conséquent, il tend à se répartir plus rapidement dans l'air et l'eau que le pétrole brut. Afin de tenir compte du caractère moins dense du fuel-oil n° 2, le volume estimé d'eau devant entrer en contact avec du pétrole à persistance moyenne a été utilisé au lieu du volume correspondant à un pétrole très persistant.

Dans les cas du transport du fuel-oil n° 2 par navire, une quantité moyenne de 540 L (environ 480 kg) pourrait être rejetée dans l'eau de mer au cours d'un seul événement (tableau 6.1). À une densité moyenne de 0,89 kg/litre, soit l'équivalent de 3,4 barils de fuel-oil n° 2, un tel déversement devrait être en contact avec $5,3 \times 10^{12}$ L d'eau (tableau F.3 à l'annexe F). La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,00009 mg/L, ce qui est considéré comme la CEE

en mer pour le transport par navire. Dans le cas d'activités de chargement et de déchargement de fuel-oil n° 2 de navires, la quantité estimée de 540 L devrait être en contact avec 40×10^9 L d'eau (tableau F.3 à l'annexe F). La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,01 mg/L, ce qui est considéré comme la CEE en mer pour le chargement et le déchargement de navires.

Dans les cas de transport de fuel-oil n° 2 par navire en eau douce, une quantité moyenne de 795 L (environ 705 kg) de fuel-oil n° 2 pourrait être rejetée dans l'eau douce au cours d'un seul événement (tableau 6.1). À une densité moyenne de 0,89 kg/litre, soit l'équivalent de 5 barils de fuel-oil n° 2, un tel déversement devrait donc être en contact avec $5,3 \times 10^{12}$ L d'eau (tableau F.3 à l'annexe F). La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,0001 mg/L, ce qui est considéré comme la CEE en eau douce pour le transport par navire. Dans le cas d'activités de chargement et de déchargement de fuel-oil n° 2 de navires, ce volume devrait être en contact avec 40×10^9 L d'eau (tableau F.3 à l'annexe F). La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,02 mg/L, ce qui est considéré comme la CEE en eau douce pour le chargement et le déchargement de navires.

9.2.2 Milieu terrestre

Il y a eu 3 661 déversements de fuel-oil n° 2 (à l'exception des déversements en raison de l'écrasement d'un aéronef, d'une collision, d'un tremblement de terre ou d'un glissement de terrain, de la glace ou du givre, des conditions routières, d'une tempête ou d'une inondation, de l'affaissement du sol et d'actes de vandalisme) dans le sol déclarés entre 2000 et 2009 d'après la base de données du NEMISIS (tableau D.3 à l'annexe D; Environnement Canada, 2011). Le volume de déversement moyen lié à ces rejets était d'environ 405 L avec un volume de déversement médian de 52 L.

L'incidence des rejets de fuel-oil n° 2 sur les terres des installations industrielles n'a pas été prise en considération dans la présente évaluation; on s'attend à ce que les déversements sur ces sites soient immédiatement assainis afin de minimiser leur entrée dans l'environnement. Par conséquent, on a supposé que tous les déversements dont la source était « Autre installation industrielle » ou « Raffinerie » (38 rejets entre 2000 et 2009) s'étaient produits dans une installation industrielle; ils ont donc été exclus. On a présumé que les déversements dans le sol dus aux embarcations (c.-à-d. « Barge », « Autre embarcation »; 4 déversements) ou aux « Terminaux maritimes » (un déversement) s'étaient produits sur des installations portuaires ou industrielles; par conséquent, ils ont également été exclus. En outre, les déversements provenant de véhicules motorisés (c.-à-d., vraquiers, camions-citernes, camions de transport, autres véhicules automobiles; 9 rejets) pour lesquels la cause avancée était le « Renversement » ont également été exclus, car ils étaient considérés liés à des accidents de véhicules automobiles. Les déversements en lien avec les véhicules motorisés et dont la cause était le « Trop-plein »

(159 déversements) peuvent s'être produits sur un terminal de carburant industriel ou au cours du remplissage d'un réservoir de carburant domestique résidentiel. En raison de l'incertitude concernant le lieu où ces déversements ont eu lieu, ils ont été inclus dans le scénario d'une exposition terrestre.

En tenant compte des exclusions mentionnées ci-dessus, 3 609 déversements de fuel-oil n° 2 dans le sol ont été signalés entre 2000 et 2009 d'après la base de données du NEMISIS (Environnement Canada, 2011). Les données de 2008-2009 portant sur les déversements ont été analysées en détail afin d'estimer la proportion de déversements associée aux réservoirs de carburant domestique entre 2000 et 2009. Le nombre de déversements en lien avec les réservoirs de carburant domestique est d'environ 2 842 (78 %), dont environ 22 % se sont produits à l'intérieur des maisons, 45 % à l'extérieur et 33 % sur un lieu inconnu. En tenant compte des déversements signalés sans précision concernant l'emplacement, on estime qu'entre 625 et 1 563 déversements ont eu lieu à l'intérieur. Lorsque les déversements à l'intérieur sont exclus, le nombre total de déversements de fuel-oil n° 2 dans le sol entre 2000 et 2009 est compris entre 2 050 et 2 980, ce qui représente environ 200 à 300 déversements par an.

Un volume moyen et médian a été défini en excluant les volumes associés aux déversements dont la source était l'une des suivantes : « Barge », « Terminal maritime », « Autre installation industrielle », « Autre embarcation » ou « Raffinerie »; dont la cause était comprise dans la liste suivante : « Écrasement d'un aéronef », « Collision » ou « Renversement » (pour les véhicules motorisés uniquement); ou dont la raison était l'une des suivantes : « Tremblement de terre », « Glace/givre », « Conditions routières », « Tempête/inondation », « Affaissement du sol » ou « Acte de vandalisme ». Ces éléments n'ont pas été considérés comme pertinents pour le scénario d'exposition. Tous les volumes de déversement provenant de fuites des réservoirs de carburant domestique résidentiel ont cependant été inclus, que ces déversements se soient produits à l'intérieur ou à l'extérieur. Sur la base de ces éléments, le volume de déversement moyen de fuel-oil n° 2 a été calculé à 405 L, avec un volume médian de 52 L.

En adoptant des critères d'exclusion similaires, des données sur les déversements de la province de l'Ontario ont également été prises en compte. 1 007 rejets de fuel-oil n° 2 dans le sol ont été déclarés pour la période 2008-2012 (Ontario, 2013). Sur la totalité de ces rejets, 444 (44 %) étaient liés à des réservoirs de carburant domestique, dont 76 à l'intérieur de maisons, 254 à l'extérieur des maisons, et 114 à un emplacement inconnu. En tenant compte des déversements signalés sans précision concernant l'emplacement, on estime qu'entre 76 et 190 déversements ont eu lieu à l'intérieur. Lorsque les déversements à l'intérieur sont exclus, le nombre total de rejets de fuel-oil n° 2 dans le sol entre 2008 et 2012 est compris entre 820 et 930 environ, ce qui représente environ 160 à 190 rejets dans le sol par an. Le volume de déversement moyen dans le sol était d'environ 420 L et le volume médian était

d'environ 130 L. Comme pour les données du NEMISIS, ces volumes comprenaient les déversements des réservoirs de carburant domestique à l'intérieur.

En raison de l'insuffisance des données sur la concentration de fuel-oil n° 2, le scénario pour le milieu terrestre est fondé sur une technique de lecture croisée des données concernant le carburant diesel afin d'estimer le niveau de contamination à la suite d'un déversement. Ganti et Frye (2008) fournissent des données sur le volume des déversements de carburant dans le transport par camion dans le sol, y compris le volume déversé et les concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) au centre du déversement.

Dans la première étude de cas, Ganti et Frye (2008) ont fait état d'un déversement de 379 L de diesel dans le fond d'une levée d'environ 30 m, provoqué par un accident de camion sur l'autoroute. Au centre du déversement, à environ 2 pouces sous la surface du sol, la concentration d'HPT s'établissait à 65 000 mg/kg en poids sec. Dans la deuxième étude de cas, Ganti et Frye (2008) ont relaté un deuxième accident de camion sur la route, au cours duquel 284 L environ de carburant diesel ont été déversés sur l'accotement en gravier et la levée adjacente. La concentration d'HPT initiale était de 47 000 mg/kg en poids sec au centre du déversement.

D'après une étude menée par Brost et DeVaul (2000), les produits pétroliers dans la plage de densité du carburant diesel (comme le fuel-oil n° 2) satureront le sol dans la plage de 7 700 à 34 000 mg/kg pour divers types de sol, du sable aux sols à grains grossiers. Au-delà de cette place, ils formeront un liquide non aqueux léger.

Un déversement moyen de fuel-oil n° 2 (de 2000 à 2009) dans le milieu terrestre est d'environ 405 L. Selon les renseignements susmentionnés, cette concentration de fuel-oil n° 2 formera facilement un liquide en phase non aqueuse. Si la concentration dans le sol est une fonction linéaire du volume déversé, alors un volume de déversement moyen de 405 L produirait une concentration d'environ 68 200 mg/kg en poids sec dans le centre du déversement, ce qui, d'après les renseignements ci-dessus, dépasse la concentration nécessaire pour former un liquide non aqueux léger. Lorsque l'on prend en compte le volume médian de déversement de 52 L, on trouve une concentration dans le sol de 8 762 mg/kg en poids sec. Aux fins de cette évaluation, la CEE pour le milieu terrestre est de 8 762 mg/kg en poids sec.

1.7 Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche utilisée pour cette évaluation écologique préalable examinait les renseignements scientifiques disponibles et dégageait des conclusions en appliquant la méthode du poids de la preuve conformément à l'article 76.1 de la LCPE (1999). Pour chaque organisme paramètre, une concentration estimée

sans effet (CESE) a été déterminée. La CESE correspond à la plus faible valeur critique de toxicité (VCT) sélectionnée pour l'organisme d'intérêt, divisée par un facteur d'évaluation pertinent. Un quotient de risque (QR = PEC/PNEC) a été calculé pour chaque organisme paramètre; il s'agit d'éléments de preuve importants à prendre en compte dans l'évaluation du risque potentiel pour l'environnement.

La CESE pour les scénarios de transport maritime et de chargement/déchargement a été déterminée en fonction de la VCT de 0,32 mg/L, qui était la concentration de fuel-oil n° 2 estimée, susceptible de causer 50 % de mortalité chez 5 % des espèces exposées pendant 96 heures. Un facteur d'évaluation de 10 a été appliqué à la VCT afin de tenir compte de l'extrapolation de la toxicité aiguë et chronique, ce qui a donné une CESE de 0,032 mg/L.

La concentration estimée sans effet (CESE) pour les scénarios de transport dans l'eau douce et dans l'eau de mer et le chargement/déchargement a été déterminée d'après la VCT de 1,9 mg/L, qui correspondait à la CE₅₀ à 48 h pour la *Daphnia*. Un facteur d'évaluation de 100 a été appliqué à la VCT afin de tenir compte de l'extrapolation des conditions en laboratoire à celles sur le terrain, de la variabilité des espèces et de l'extrapolation de la toxicité aiguë et chronique, ce qui a donné une CESE de 0,019 mg/L. En ce qui concerne les scénarios en milieu terrestre, le standard pancanadien relatif au contact écologique avec le sol pour la fraction 2 des sols à gros grains (150 mg/kg en poids sec) [CCME, 2008] sera la valeur retenue en tant que CESE. Les quotients de risque qui en résultent sont présentés dans le tableau 9.1 pour chaque scénario d'exposition.

Tableau 9.1. Quotients de risque pour le fuel-oil n° 2

Scénario	CEE	VCT	Facteur d'évaluation	CESE	Quotient de risque
Sol	8 762 mg/kg en poids sec	150 mg/kg	1	150 mg/kg en poids sec	58
Chargement /déchargement en eau douce	0,02 mg/L	1,9 mg/L	100	0,019 mg/L	1,1
Transport en eau douce	0,0001 mg/L	1,9 mg/L	100	0,019 mg/L	0,005
Chargement /déchargement en milieu marin	0,012 mg/L	1,9 mg/L	100	0,019 mg/L	0,6
Transport	9×10^{-5} mg/L	1,9 mg/L	100	0,019 mg/L	0,005

maritime					
----------	--	--	--	--	--

Pour produire un quotient de risque de 1, un déversement en milieu marin lors du chargement ou du déchargement devrait être supérieur à 860 L, compte tenu du scénario présenté ici. Seize pour cent (16 %) de tous les déversements en milieu marin survenus au Canada entre 2000 et 2009 présentaient au moins ce volume. Compte tenu du nombre de déversements dont on ne connaît pas le volume, il se produit environ six déversements par année en milieu marin pendant les activités de chargement et de déchargement qui pourraient avoir des effets nocifs pour les organismes marins (poissons, invertébrés, algues) compte tenu du scénario pris en compte (tableau 9.2). Le volume de fuel-oil n° 2 nécessaire pour produire un quotient de risque de 1 concernant le transport en eau de mer était de 174 000 L, valeur supérieure à tout déversement de fuel-oil n° 2 enregistré au Canada en eau de mer entre 2000 et 2009.

Pour produire un quotient de risque de 1 dans le scénario en eau douce, un déversement de 860 L serait nécessaire lors du chargement et du déchargement. Vingt-trois pour cent (23 %) de tous les déversements en eau douce avec des volumes déclarés entre 2000 et 2009 étaient supérieurs à ce seuil. Les volumes inconnus ont été estimés par extrapolation. On a estimé que chaque année, environ 6 déversements dans un environnement d'eau douce pourraient avoir des effets nocifs sur les organismes d'eau douce (poissons, invertébrés, algues) (Tableau 9.2). Le volume de fuel-oil n° 2 nécessaire pour produire un quotient de risque de 1 pendant le transport en eau douce était de 174 000 L, valeur supérieure à tout déversement de fuel-oil n° 2 enregistré au Canada en eau douce entre 2000 et 2009.

Ces volumes de déversement ont été calculés à partir de modèles élaborés par la Risk Management Research Institute (RMRI, 2007) concernant le volume déversé et les concentrations de substances pétrolières dans l'eau. Ces modèles tiennent compte de la dispersion de la substance pétrolière déversée et, par conséquent, le volume de déversement calculé lié à un quotient de risque de 1 ne correspond pas à l'exposition aiguë initiale au produit déversé. Il est reconnu que les effets aigus locaux peuvent se produire pendant la phase initiale d'un déversement, avant que se produise une dispersion importante.

Tableau 9.2. Volumes des déversements pour obtenir un quotient de 1, et le pourcentage des déversements déclarés supérieur au volume seuil

Milieu concerné	Volume du déversement nécessaire pour obtenir un QR de 1 (volume seuil) L	Pourcentage des déversements déclarés au-delà du volume seuil (%)	Nombre approximatif moyen de déversements par année au-dessus du volume seuil
Eau douce (chargement/déchargement)	860	23 %	6

Eau de mer (transport)	174 000		0
Milieu marin (chargement/déchargement)	860	16 %	6
Milieu marin (transport)	174 000	0 %	0

Les quotients de risque pour les sols ont été déduits d'après une CEE calculée à l'aide des données sur le volume médian de déversement dans les sols de 2000 à 2009 du NEMISIS (CEE = 52 L) (Environnement Canada, 2011). Le quotient de risque obtenu est largement supérieur à 1 (QR = 58).

La quantité minimale de déversement en milieu terrestre qui générerait un quotient de risque de 1 n'a pu être déterminée compte tenu des renseignements disponibles. Dans le milieu terrestre, le volume du nombre de déversements déclarés sur une base annuelle un peu partout au Canada est suffisant pour démontrer la probabilité d'effets nocifs pour les organismes terrestres. Le scénario d'exposition pour les rejets de fuel-oil n° 2 dans le sol démontre qu'un déversement de volume médian prévu (d'après les données du NEMISIS), et plusieurs déversements de volumes inférieurs, peuvent avoir des effets nocifs pour les organismes terrestres (invertébrés, plantes). Entre 2000 et 2009, il y a eu environ 2 050 à 2 980 déversements de fuel-oil n° 2 dans le sol (sans compter les déversements à l'intérieur), ce qui représente environ 200 à 300 déversements par année, d'après la base de données du NEMISIS. Au moins la moitié de ces déversements (100 à 150 par an) représentaient des quantités suffisantes pour nuire aux organismes vivant dans le sol. En se fondant uniquement sur les données sur les déversements fournies par l'Ontario (Ontario, 2013), il se produit environ 160 à 190 déversements dans le sol chaque année (sans compter les déversements à l'intérieur) en Ontario, dont la moitié devraient nuire aux organismes vivant dans le sol.

Sur les 2 050 à 2 980 déversements dans le sol indiqués dans le NEMISIS pour les années 2000 à 2009, environ 1 280 à 2 220 (soit 62 à 74 %) déversements étaient associés à des réservoirs de carburant domestique résidentiel. En outre, 676 déversements provenaient de camions-citernes, de camions de transport et d'autres véhicules automobiles (à l'exclusion de tous les renversements). Le transport par pipeline ne représentait pas une source importante de déversement de fuel-oil n° 2 d'après les données du NEMISIS (seulement huit déversements dans le sol déclarés). En Ontario, 44 % des déversements dans le sol survenus entre 2008 et 2012 (444 sur 1007 déversements dans le sol) étaient liés à des réservoirs de carburant domestique résidentiel.

La fréquence moyenne de déversement de fuel-oil n° 2 dans le sol devrait être sous-estimée étant donné que les données disponibles ne concernent que les

déversements des provinces qui représentent environ 60 % des ventes totales de fuel-oil n° 2. Les déversements sur les sites résidentiels ne doivent pas obligatoirement être déclarés dans la base de données du NEMISIS, toutefois, la région de l'Atlantique a signalé tous les déversements résidentiels à la base de données. Par conséquent, les déversements de fuel-oil n° 2 associés aux réservoirs de stockage destinés au chauffage résidentiel, les plus grands contributeurs au volume total de déversements de fuel-oil n° 2 dans le sol, sont sous-représentés à l'échelle nationale dans le NEMISIS et, par là même, le nombre annuel moyen de déversements est probablement sous-estimé. Aux fins de comparaison, pour les années 2008 à 2012, seulement 1,1 % des déversements de fuel-oil n° 2 en Ontario ont été déclarés dans le NEMISIS. Par conséquent, pour compléter la base de données du NEMISIS, on a pris en compte les données sur les déversements en Ontario de 2008 à 2012. En outre, la quantité de sols contaminés par un déversement dépend du volume de ce déversement. Comme la dispersion du fuel-oil n° 2 déversé dans le sol est assez limitée, il est très probable que le déversement ait une incidence écologique, mais son ampleur (c.-à-d. la zone ou le volume de sol touché) peut être limitée.

Le fuel-oil n° 2 contient également certains composants qui pourraient persister dans l'eau, le sol et les sédiments, augmentant ainsi la durée d'exposition aux organismes.

Selon la preuve combinée de données empiriques et de FBA modélisés, le fuel-oil n° 2 contient également des composants très bioaccumulables. D'après certaines études, la plupart des composants ne seront probablement pas sujets à la bioamplification dans les réseaux trophiques. Toutefois, il semble que cela puisse être le cas pour les HAP alkylés. En général, les poissons peuvent métaboliser efficacement les composés aromatiques. Il existe des preuves démontrant que l'alkylation augmente la bioaccumulation de naphtalène (Neff *et al.*, 1976; Lampi *et al.*, 2010), mais on ne sait pas si cela peut être généralisé à des HAP plus gros ou si une augmentation potentielle de la bioaccumulation causée par l'alkylation sera suffisante pour dépasser une valeur du FBC et du FBA de 5 000.

Certains organismes de niveau trophique inférieur (p. ex., invertébrés) semblent ne pas pouvoir métaboliser efficacement des composés aromatiques, ce qui entraîne un potentiel de bioaccumulation élevé pour certains composants aromatiques par rapport aux poissons. C'est le cas pour le HAP tricyclique comportant 14 atomes de carbone, qui était bioconcentré à des niveaux élevés (FBC supérieur à 5000) par les invertébrés, mais pas par les poissons. Il est possible que ces composants bioaccumulables atteignent des niveaux toxiques dans les organismes si l'exposition est continue et d'une ampleur suffisante; toutefois, cela est peu probable dans la colonne d'eau à la suite d'un scénario de déversement en raison de la dispersion relativement rapide. Toutefois, certains composants, comme les HAP tricycliques comportant 14 atomes de carbone, peuvent persister dans les sédiments très longtemps, ce qui peut augmenter la durée d'exposition des invertébrés benthiques à ces composants. La proportion

dans le fuel-oil n° 2 de telles substances bioaccumulables aux demi-vies de dégradation longue est probablement faible.

La bioaccumulation des composés aromatiques peut être plus faible dans les milieux naturels que ce qui est observé en laboratoire. Les HAP peuvent s'adsorber aux matières organiques en suspension dans la colonne d'eau (matières humiques dissoutes), ce qui diminue leur biodisponibilité globale principalement en raison de l'augmentation de la taille. Cela a été observé avec les poissons (Weinstein et Oris, 1999) et les *Daphnia* (McCarthy *et al.*, 1985).

La nature, l'ampleur et la fréquence des déversements sont des facteurs clés à prendre en compte dans le cadre de la caractérisation des risques écologiques de cette substance. Les organismes marins et d'eau douce peuvent être touchés par les déversements de fuel-oil n° 2 pendant le chargement et le déchargement en moyenne six fois par année. Des déversements dans milieux terrestres se produisent en moyenne 200 à 300 fois par an d'après les données de 2000 à 2009 de la base de données du NEMISIS, et au moins 100 à 150 déversements par an causent des effets nocifs importants (quotient de risque bien supérieur à 1) Les données sur les déversements en Ontario entre 2008 et 2012 indiquent que les rejets dans les milieux terrestres se produisent en moyenne 160 à 190 fois par an dans cette seule province, et qu'au moins 80 à 95 déversements par an devraient avoir des effets nocifs importants.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, le fuel-oil n° 2 présente un risque d'effets nocifs sur les organismes, mais pas sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est proposé de conclure que le fuel-oil n° 2 répond aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE (1999), car il pénètre ou peut pénétrer 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 sa diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que le fuel-oil n° 2 ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64(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 mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

1.8 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Les renseignements communiqués à la base de données du NEMISIS d'Environnement Canada comportent un degré d'incertitude, notamment en ce qui a trait aux quantités déclarées, et une certaine incohérence au niveau des données. Les exigences de déclaration à NEMISIS sont limitées aux déversements concernant ou touchant un ministère ou un organisme fédéral, une installation gouvernementale fédérale ou des terres autochtones; ou des rejets qui enfreignent la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*

(1999) ou la *Loi sur les pêches*, aux rejets qui ont une incidence sur les poissons, les oiseaux migratoires ou les espèces à risque, ou encore sur les frontières interprovinciales ou internationales et aux rejets provenant des navires. Pour les années 2008 à 2012, seulement 1,1 % des déversements de fuel-oil n° 2 en Ontario ont été déclarés dans le NEMISIS, ce qui indique à quel point les déversements, notamment les déversements dans le sol, sont sous-estimés à l'échelle nationale dans le NEMISIS; Cependant, les provinces de l'Atlantique ont déclaré tous les déversements au NEMISIS pendant la période de 2000 à 2009 prise en compte. Ces données et les données sur les déversements de l'Ontario entre 2008 et 2012 étaient suffisantes pour déterminer que les rejets de fuel-oil n° 2 avaient des effets nocifs. Les valeurs présentées dans ce rapport devraient néanmoins sous-estimer les déversements à l'échelle nationale étant donné que les provinces de l'Atlantique et de l'Ontario ne représentent environ que 60 % du total des ventes de fuel-oil n° 2 et il manque des données complètes sur les déversements en ce qui concerne les provinces et les territoires responsables des 40 % restants des ventes.

Quarante-neuf pour cent (49 %) des rejets signalés dans la base de données du NEMISIS n'ont déclaré aucune quantité; par conséquent, les volumes non déclarés sont des estimations.

Les proportions des données du NEMISIS fondées sur les données de 2008 et 2009 portant sur le nombre de déversements associés aux réservoirs de stockage destinés au chauffage résidentiel et l'emplacement de ces déversements ont été extrapolées à l'ensemble de la base de données (2000–2009). Ces extrapolations contiennent un degré d'incertitude. En outre, des hypothèses ont été avancées concernant l'emplacement des déversements associés aux réservoirs de stockage destinés au chauffage résidentiel. Souvent, cet emplacement (c.-à-d. à l'intérieur ou à l'extérieur des bâtiments) était inconnu. Pour y remédier, on a supposé que les déversements avec un emplacement inconnu avaient lieu dans leur totalité à l'intérieur ou à l'extérieur, obtenant ainsi un éventail de valeurs concernant le nombre de déversements.

Toute modélisation des propriétés physiques et chimiques d'une substance ainsi que du potentiel de persistance et de bioaccumulation, et des caractéristiques de toxicité est fondée sur les structures représentatives. Le fuel-oil n° 2 ne peut être représenté par une structure chimique unique, car il est classé UVCB. Par conséquent, on a trouvé un ensemble de 23 structures représentatives offrant des estimations pour toute la gamme de composants susceptibles d'être présents, aux fins de modélisation. Étant donné que plusieurs structures représentatives peuvent être utilisées pour la même substance pétrolière de la catégorie des UVCB, en raison du manque de renseignements détaillés sur leur composition chimique ainsi que du grand nombre de composants individuels qui forment la substance, on reconnaît qu'il existe des incertitudes relatives à la structure de cette substance.

10. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Aux fins de la caractérisation du risque pour la santé humaine, des expositions potentielles, découlant de l'utilisation du fuel-oil n° 2 dans le cadre d'applications de chauffage résidentiel et de l'entreposage de carburant dans des installations de stockage en vrac, sont prises en considération.

1.9 Évaluation de l'exposition

Les propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 2 (NCI, 2006) lui permettent d'être utilisé comme combustible par des appareils de combustion, notamment les brûleurs, les chaudières, les génératrices et les moteurs. Les applications résidentielles utilisent le mazout pour alimenter des fours et des chaudières. Le carburant domestique est conservé dans un réservoir de stockage de carburant situé soit à l'intérieur soit à l'extérieur. Le carburant peut être rejeté si le réservoir ou des parties connexes sont compromises (entraînant une fuite de carburant), ou pendant le remplissage du réservoir (ce qui entraînant un déversement de carburant). Les causes des fuites comprennent la corrosion du métal, les fuites au niveau de pompes, de pulvérisateurs ou de filtres de mazout, l'éclatement de valves ou de conduites d'alimentation en carburant (en raison de la pressurisation pendant le processus de remplissage lorsqu'un tuyau de ventilation est bouché), l'emplacement et l'installation/l'entretien non conforme du réservoir (Nouvelle-Écosse, 2010). Chaque province ou territoire est assujéti à des obligations variées en matière de déclaration des fuites et déversements de grand volume et d'obtention de données sur les procédures de nettoyage adéquates (*Loi de 2000 sur les normes techniques et la sécurité*).

L'évaluation du potentiel d'effets nocifs sur l'environnement s'est concentrée sur les données déclarées relativement aux déversements qui surviennent pendant le transport; ces rejets peuvent se produire dans divers milieux récepteurs. La population générale ne devrait pas rencontrer de fuel-oil n° 2 pendant le transport de la substance à sa destination finale (p. ex. quartiers résidentiels).

Il existe des exigences minimales et des règlements pour l'installation et l'utilisation sécuritaires des réservoirs, et pour le stockage et la manipulation des carburants (voir l'annexe G). Les réservoirs doivent être enregistrés et inspectés par un technicien agréé avant leur remplissage (Ontario, 2000, 2008; Nouvelle-Écosse, 2005). Le fournisseur est tenu de fournir du carburant seulement si le réservoir de stockage répond aux normes minimales requises. Il existe également des exigences obligatoires pour le remplacement des réservoirs souterrains âgés de plus de 25 ans environ. Les règlements qui obligent à placer les réservoirs intérieurs au-dessus du sol peuvent contribuer à une détection précoce des fuites et, par conséquent, aider à réduire le volume rejeté (Ontario, 2000; Nouvelle-Écosse, 2005). De plus, certains fournisseurs d'assurance habitation exigent le remplacement des anciens réservoirs, réduisant ainsi la probabilité d'une fuite de réservoir. Les nouveaux réservoirs de mazout sont faits

de matériaux lourds, notamment d'acier épais, de fibre de verre ou de polyéthylène entouré d'acier galvanisé (ZCL, 2010). Ensemble, ces mesures permettent de réduire l'ampleur et la fréquence des fuites de réservoirs.

Dans le cas d'une fuite de réservoir de carburant domestique dans une maison, l'exposition aux vapeurs de carburant, voire le contact accidentel de la peau avec le carburant, pourrait se produire. Cependant, si l'exposition au mazout se produit en raison d'une fuite de réservoir, elle devrait être limitée dans le temps, et ne devrait pas se répéter. Étant donné la faible fréquence de fuites de réservoirs de carburants domestiques, le faible potentiel d'exposition (en partie en raison des exigences liées à la norme, aux règlements et aux mesures en place, comme il a été mentionné précédemment) et la durée limitée de l'exposition potentielle, les fuites des réservoirs ne sont pas considérées comme présentant un risque pour la santé humaine et ne sont pas prises en considération.

Il a été noté que le mazout peut parfois être utilisé en très petite quantité comme solvant pour nettoyer des produits à base de pétrole qui se trouvent sur des outils ou les mains des travailleurs. Cette pratique n'est pas considérée comme une utilisation normale du carburant, et elle est peu probable compte tenu de sa viscosité, de sa couleur et de son odeur nauséabonde (CONCAWE, 1996). Par conséquent, cette utilisation n'est pas prise en considération.

L'exposition au fuel-oil n° 2 par voie orale n'est pas prévue, étant donné que l'ingestion du carburant est peu probable en raison de la couleur, l'odeur et la viscosité de la substance, et parce que l'accès à la substance est limité (CONCAWE, 1996).

Dans des conditions d'utilisation normale du fuel-oil n° 2 dans des applications de chauffage résidentiel, il est possible que les personnes à l'intérieur d'une résidence soient exposées aux émissions d'évaporation si le réservoir de stockage de carburant n'est pas hermétique. L'exposition potentielle aux émissions par évaporation est évaluée dans le présent document grâce à l'examen des données de surveillance de l'air des maisons avec et sans chauffage au fuel-oil n° 2.

Le fuel-oil n° 2 peut être stocké en vrac dans des raffineries, des usines de valorisation ou d'autres sites de stockage (« installations de stockage en vrac ») avant d'être livré au marché. Ainsi, la population générale résidant à proximité des installations de stockage en vrac peut être exposée aux gaz d'évaporation de fuel-oil n° 2 par inhalation. Pour obtenir les niveaux d'exposition possibles par inhalation pour ce scénario, en l'absence de données de surveillance pour les rejets de vapeurs de fuel-oil n° 2, on a procédé par la modélisation du rejet et de la dispersion du benzène, un élément du mazout présentant un risque élevé.

Caractérisation de la vapeur de fuel-oil n° 2

En l'absence d'une quantité suffisante de données concernant l'exposition et les effets sur la santé des vapeurs de fuel-oil n° 2, les connaissances des proportions, de l'identité et des effets des composants sur la santé, notamment les vapeurs, peuvent contribuer à l'améliorer de la caractérisation des risques d'exposition de la population générale au mazout. Dans le cadre de cette évaluation, les composants de la vapeur qui présentent le plus grand potentiel de danger pour la santé humaine ont été pris en compte.

Étant donné que le fuel-oil n° 2 partage les mêmes propriétés physiques et chimiques et les mêmes plages d'atomes de carbone que les carburants diesel, une caractérisation par la technique de l'espace de tête des substances aromatiques volatiles présentes dans le carburant diesel peut être utilisée pour faire une comparaison avec le mazout n° 2 (tableau 10.1).

La technique de l'espace de tête tant du carburant diesel arctique (hiver) que d'été a révélé l'identité et le pourcentage relatif de chaque composant présent dans la vapeur des deux échantillons (FLL, 2008). Le tableau 10.1 présente la composition en pourcentage de certains composants de la vapeur.

Tableau 10.1. Sélection des composants de l'espace de tête du carburant diesel (considérés comme représentatifs de l'espace de tête du fuel-oil n° 2) (ESIS, 2008)

Nom	N° CAS	Pourcentage de la composition de l'espace de tête dans le carburant diesel arctique ¹	Concentration dans l'espace de tête dans le carburant diesel arctique (mg/m ³)	Composition en pourcentage de l'espace de tête dans le carburant diesel d'été ¹	Concentration dans l'espace de tête dans le carburant diesel d'été (mg/m ³)
Benzène	71-43-2	0,92 %	27	3 %	70
Toluène	108-88-3	5,52 %	162	5,95 %	139
Éthyl benzène	100-41-4	2,73 %	80	2,44 %	57
<i>m</i> -Xylène	108-38-3	5,28 %	155	4,07 %	95
<i>p</i> -Xylène	106-42-3	1,91 %	56	1,58 %	37
<i>o</i> -xylène	95-47-6	3,3 %	97	2,27 %	53

La technique de l'espace de tête indique que près de 20 % des vapeurs de carburant diesel (p/p; et grâce à une comparaison des vapeurs de fuel-oil n° 2) sont composées de benzène, de toluène, d'éthylène et de xylènes (BTEX). Ces substances surviennent à des faibles concentrations dans les carburants liquides. Cependant, en raison de leurs volatilités, elles présentent des concentrations relativement élevées dans l'espace de tête. Le benzène a été détecté à une concentration de 0,92 % et 3 % dans l'espace de tête de deux

échantillons de carburant (tableau 10.1). Le benzène représente la plus grande préoccupation, car il a été classé comme un cancérogène du groupe 1 (*cancérogène pour l'homme*) par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (1987, 2004, 2007), tout comme un cancérogène par le gouvernement du Canada (Canada, 1993), et a été ajouté à la *Liste des substances toxiques* de l'annexe 1 de la LCPE (1999). À la lumière de son potentiel établi en tant que cancérogène, le benzène est considéré comme le composant qui représente la plus grande source de préoccupation pour la santé en ce qui concerne l'exposition à long terme par inhalation aux vapeurs de mazout.

10.1.1 Estimations de l'exposition humaine (par inhalation)

Le potentiel d'exposition par inhalation de la fraction volatile de fuel-oil n° 2 à l'intérieur d'une résidence, dans des conditions d'utilisation normale du carburant, ou à proximité d'installations de stockage en vrac ont été pris en considération.

10.1.1.1 Exposition par inhalation dans des résidences chauffées avec du fuel-oil n° 2

Les composants volatils du fuel-oil n° 2 suivants ont été identifiés comme des indicateurs potentiels de la présence du fuel-oil n° 2 : xylènes, *n*-nonane, *n*-décane, *n*-undécane, *n*-dodécane, éthylbenzène, isomères du triméthylbenzène et du tétraméthylbenzène, naphthalène, 1-méthyl-naphthalène, et 2-méthyl-naphthalène (Kaplan *et al.*, 1993; NYSDOH, 2003).

Une étude a été conçue pour évaluer les concentrations de composés organiques volatils et d'autres polluants dans l'air intérieur et extérieur pour 54 résidences à Halifax. Une analyse des données indiquait que 20 maisons utilisaient du fuel-oil n° 2 comme moyen de chauffage, et que les 34 maisons restantes utilisaient d'autres sources de chauffage (Santé Canada, 2009, données non publiées). En examinant les différences des concentrations atmosphériques des composants marqueurs du fuel-oil n° 2 entre les foyers avec et sans chauffage au fuel-oil n° 2, il est possible d'évaluer la contribution potentielle de cette substance dans l'augmentation des niveaux de ces hydrocarbures composés organiques volatils dans l'air intérieur. Les valeurs médiane et du 75^e centile de la concentration des éléments pertinents dans l'air intérieur sont présentées dans le tableau 10.2. Chaque point d'échantillonnage correspond au résultat moyen mesuré pendant quatre jours au minimum. Les résultats de l'échantillonnage en hiver et en été pour chaque maison ont été utilisés pour déterminer les valeurs médianes.

Tableau 10.2. Concentrations annuelles médiane et du 75^e centile de certains composants dans l'air ambiant pour des résidences d'Halifax avec et sans chauffage au fuel-oil n° 2

Composés organiques volatils (COV)	Nombre d'échantillons	Chauffage au fuel-oil n° 2 (oui/non)	Médiane ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	775 ^e centile ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
éthylbenzène	39	Oui	1,1	2,1
	61	Non	1,1	3
m-/p-xylène	39	Oui	2,8	7,6
	61	Non	3,6	9,8
o-xylène	39	Oui	0,9	2,1
	61	Non	0,9	2,9
n-nonane	39	Oui	0,8	1,6
	61	Non	0,9	2,1
n-décane	39	Oui	1,9	4
	61	Non	1,8	5,1
n-undécane	39	Oui	2,3	4,5
	61	Non	3	5,8
n-dodécane	39	Oui	1,1	2,2
	61	Non	1,4	2,4
1-2-4-triméthylbenzène	39	Oui	1	1,7
	61	Non	1,6	4,5
1-2-3-triméthylbenzène	39	Oui	0,4	0,6
	61	Non	0,6	1,2
1-3-5-triméthylbenzène	39	Oui	0,3	0,45
	61	Non	0,5	1,3

Les concentrations médiane et du 75^e centile de chaque composant caractéristique du fuel-oil n° 2 étaient plus élevées dans les maisons qui n'étaient pas chauffées au fuel-oil n° 2, à l'exception du n-décane (concentration médiane de 1,9 par rapport à 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Il peut y avoir d'autres différences qualitatives entre les maisons utilisant du fuel-oil n° 2 et celles utilisant d'autres sources de chauffage, qui pourraient illustrer ces observations. Toutefois, ces résultats laissent entendre que les maisons utilisant du fuel-oil n° 2 n'ont pas de concentrations de composés organiques volatils (COV) élevées par rapport aux maisons qui n'en utilisent pas.

Une étude semblable réalisée entre 1997 et 2003 par le New York State Department of Health a analysé les concentrations de composés organiques volatils (COV) dans l'air intérieur de 104 maisons individuelles utilisant du mazout (NYSDOH, 2006). Ces résidences devaient respecter les conditions suivantes : aucun déversement de pétrole par le passé, aucun centre de loisirs ou aucune entreprise à domicile utilisant régulièrement des produits contenant des composés organiques volatils et aucune activité récente utilisant des produits qui contiennent des composés organiques volatils (p. ex. peinture, coloration, etc.). L'étude a été menée pendant des saisons avec et sans chauffage, et comprenait des échantillons d'air prélevés dans les sous-sols et les salles, ainsi qu'à l'extérieur à proximité des maisons faisant l'objet de l'étude. Les concentrations

médiane et du 75^e centile des composants caractéristiques du fuel-oil n° 2 sont présentés dans le tableau 10.3.

Tableau 10.3. Concentrations atmosphériques annuelles médiane et du 75^e centile de certains composants dans des résidences chauffées au fuel-oil n° 2 dans l'état de New York

Composés organiques volatils (COV)	Emplacement	Nombre d'échantillons	Médiane ^a (µg/m ³)	75 ^e centile (µg/m ³)
éthylbenzène	intérieur	58	1	2,8
	extérieur	107	<0,25	0,48
m-/p-xylène	intérieur	54	1,5	4,6
	extérieur	110	<0,25	0,48
o-xylène	intérieur	71	1,1	3,1
	extérieur	120	<0,25	0,56
n-nonane	intérieur	65	1,3	3,4
	extérieur	79	0,4	0,37
n-décane	intérieur	40	2,7	6,6
	extérieur	174	<0,25	2
n-undécane	intérieur	59	1,8	5
	extérieur	184	<0,25	0,67
n-dodécane	intérieur	73	1,5	3,9
	extérieur	65	0,8	1,9
1-2-4-triméthylbenzène	intérieur	49	1,9	4,3
	extérieur	109	<0,25	0,81
1-2-3-triméthylbenzène	intérieur	164	0,4	1,1
	extérieur	165	<0,25	<0,25
1-3-5-triméthylbenzène	intérieur	100	0,6	1,1
	extérieur	143	<0,25	0,37

^a Inférieur à 0,25 indique une valeur inférieure à la limite de détection.

La comparaison entre les concentrations médianes pour Halifax et New York (tableaux 10.2 et 10.3) indique des concentrations similaires pour les composés organiques volatils dans les foyers chauffés au fuel-oil n° 2, p. ex. l'éthylbenzène (1,1 µg/m³ par rapport à 1,0 µg/m³, respectivement) et l'o-xylène (0,9 µg/m³ et 1,1 µg/m³, respectivement).

Malgré leur taille limitée, dans l'ensemble, ces résultats laissent entendre que l'utilisation résidentielle du fuel-oil n° 2 ne contribue pas à l'augmentation des concentrations atmosphériques des composés organiques volatils caractéristiques.

10.1.1.2 Exposition par inhalation à proximité d'une installation de stockage en vrac de fuel-oil n° 2

Les raffineries, usines de valorisation et autres installations pétrolières (p. ex. terminaux, dépôts de stockage) comprennent habituellement des installations de stockage sur place pour le stockage provisoire de fuel-oil n° 2 et d'autres produits finis avant leur distribution. La nature stationnaire de ces réservoirs et la production constante ainsi que le roulement des produits finis donnent lieu à des gaz d'évaporation, du fait que les réservoirs de stockage ont une perte de stationnement (par respiration) ainsi qu'un déplacement de vapeurs pendant le chargement de la substance (USEPA, 2006). Le niveau des émissions peut varier selon la conception et la taille des réservoirs, l'entretien des réservoirs, les propriétés de la substance stockée, si le réservoir est en train d'être rempli, stable ou en train d'être vidé, et de la vitesse du vent (Chambers *et al.*, 2008). Une analyse des cartes aériennes de raffineries et d'autres genres d'installations (comme ce qui a été mentionné plus haut), et des réservoirs de stockage qui y sont associés, indique que des quartiers résidentiels peuvent être à proximité des zones de stockage. Par conséquent, les gaz d'évaporation des réservoirs de stockage de fuel-oil n° 2 dans les raffineries et d'autres installations peuvent être une source d'exposition aux vapeurs de carburant pour la population générale à proximité de ces installations.

Les installations de stockage en vrac ont été identifiées auparavant comme une source d'émissions au Canada par l'Alberta Research Council, et ces émissions ont été quantifiées par la méthode d'absorption différentielle de détection et télémétrie par ondes lumineuses (LIDAR) (ARC, 2006; Chambers *et al.*, 2008; USEPA, 2006). La technologie LIDAR est utilisée en Europe depuis plus de 20 ans pour recenser et quantifier les émissions provenant d'endroits précis au sein des raffineries, permettant ainsi des réductions ciblées des émissions (ARC, 2006; Chambers *et al.*, 2008). Au sein d'une installation canadienne précise, Spectrasyne Environmental Surveying a déterminé un taux d'émission de benzène provenant du gazole/kérosène contenu dans des réservoirs à toit fixe de 0,02 kg/h-réservoir (Spectrasyne, 2011).

Le taux des émissions de benzène a été utilisé dans les calculs de SCREEN3 (1996) pour déterminer la dispersion du benzène et, par conséquent, la concentration dans l'air à diverses distances du site de stockage respectif. SCREEN3 est un modèle de dispersion atmosphérique gaussien au niveau de l'évaluation qui se fonde sur le modèle Industrial Source Complex (ISC) (pour évaluer les concentrations d'agents polluants provenant de diverses sources dans un complexe industriel). La principale variable déterminante de la dispersion atmosphérique dans le modèle SCREEN3 est le vent. Le niveau d'exposition maximum calculé est sélectionné en fonction d'une matrice de données météorologiques intégrée offrant différentes combinaisons de conditions météorologiques, y compris la vitesse du vent, la turbulence et l'humidité. Ce modèle prédit les concentrations qui résultent des rejets de

sources ponctuelles, diffuses ou liées à un volume. SCREEN3 donne les concentrations maximales d'une substance à une hauteur choisie des points de réception et à diverses distances d'une source de rejet dans la direction du vent en provenance du vent dominant une heure après un rejet donné. Au cours d'une période de 24 heures, pour les émissions provenant de sources ponctuelles, la concentration maximale pendant une heure (évaluée par la version 3 de ISC) est multipliée par un facteur de 0,4 pour tenir compte des orientations variables du vent. Il en ressort une estimation de la concentration dans l'air sur une exposition pendant 24 heures (USEPA, 1992). De même, en ce qui concerne les expositions qui se sont produites pendant l'année, on peut s'attendre à ce que la direction des vents dominants sera encore plus variable et non corrélée à la direction du vent pour un seul événement; par conséquent, la concentration d'exposition maximale amortie pour une année est calculée en multipliant la concentration maximale pendant 1 heure par un facteur de 0,08. De tels facteurs d'échelle ne sont pas utilisés pour les émissions provenant de sources non ponctuelles. Toutefois, afin de prévenir une surestimation des expositions provenant de sources diffuses, un facteur d'échelle de 0,2 a été utilisé pour obtenir la concentration amortie annuellement de la valeur de la concentration maximale après une heure d'exposition déterminée par SCREEN3.

Un scénario d'émissions de benzène dans une installation comportant deux réservoirs de stockage de fuel-oil n° 2 fixés au plafond sur une surface de $50 \times 100 \text{ m}^2$ a été envisagé. À l'aide de la modélisation de SCREEN3 (Les intrants utilisés pour modéliser les émissions figurent dans le tableau H.1 (annexe H)) avec le taux d'émissions de benzène de 0,02 kg/h par réservoir et une hauteur de rejet de 10 m, la concentration maximale de benzène a été déterminée à 130 m du centre de l'installation. À cette distance, la concentration moyenne annuelle dans l'air ambiant de benzène à un point de réception de 1,74 m a été déterminée entre $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. À 300 m du centre de l'installation, la distance à laquelle on a observé des résidences, la concentration de benzène résultant des émissions des deux réservoirs de stockage a été calculée à $0,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette concentration est prise dans le contexte du principe de prudence intégré au scénario (SCREEN3 donne des valeurs maximales) et en tenant compte du fait que la concentration moyenne dans l'air ambiant de benzène au Canada est de $0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (NAPS, 2008).

La variation de la concentration de benzène selon la distance du centre de l'installation de stockage en vrac est fournie dans le tableau H.2 (annexe H).

1.10 Évaluation des effets sur la santé

Étant donné le nombre limité d'études identifiées qui évaluent les effets sur la santé du fuel-oil n° 2 (n° CAS 68476-30-2), on n'a pas pu obtenir un ensemble de données toxicologiques adéquates des études réalisées pour cette substance. Par conséquent, afin de caractériser les effets sur la santé du fuel-oil n° 2, des gazoles de l'Approche pour le secteur pétrolier semblables, à savoir les

carburants diesel (n^{os} CAS 64742-80-9, 68334-30-5 et 68476-34-6), ont été pris en compte. Étant donné que le fuel-oil n° 2 et les carburants diesel présentent des propriétés physiques et chimiques semblables (CONCAWE, 1996), leurs propriétés toxicologiques sont probablement semblables. Les données sur les effets sur la santé ont été regroupées et utilisées pour créer un profil jugé comme étant représentatif du fuel-oil n° 2.

L'annexe I résume les renseignements disponibles quant aux effets sur la santé du fuel-oil n°2 (et des gazoles connexes) chez les animaux de laboratoire, notamment les doses et les concentrations minimales avec effet nocif observé (DMENO/CMENO), les doses et les concentrations sans effet nocif observé (DSENO/CSENO) ainsi que les effets sur la santé correspondants. Un résumé des études les plus importantes choisies pour exposer les effets du fuel-oil n° 2 sur la santé est présenté ci-après.

Le fuel-oil n° 2 présente une faible toxicité aiguë chez les animaux de laboratoire; la dose létale par voie orale (DL₅₀) chez les rats était comprise entre 11 900 et 17 300 mg/kg p.c. (CONCAWE, 1996; API, 2003a). La dose létale par voie orale (DL₅₀) pour le carburant diesel n° 2 (échantillon API 79-6) chez les rats était de 7 400 mg/kg p.c. (CONCAWE, 1996; API, 2003a). D'autres gazoles ont montré des concentrations létales (CL₅₀) comprises entre 3 350 et 7 640 mg/m³ chez les rats (CONCAWE, 1996; API, 2003b). La dose létale par voie cutanée (DL₅₀) pour le fuel-oil n° 2 n'a pas été définie et cette valeur était supérieure à 4 100 mg/kg p.c. chez les lapins (CONCAWE, 1996; API, 2003a).

Une exposition unique par voie cutanée des animaux de laboratoire à une dose élevée de fuel-oil n° 2 entraîne généralement une irritation cutanée modérée (CONCAWE, 1996; API, 2003a, b). Des lapins dont la peau a été exposée à 2 000 mg/kg p.c. de la substance portant le n° CAS 64742-80-9 avec abrasion et occlusion ou à du carburant diesel n° 2 pendant 24 heures n'ont montré aucune toxicité systémique propre à la substance à l'essai ni aucun signe de pathologie macroscopique des organes (CONCAWE, 1996; API 2003b; Mayhew *et al.* 1985) Dans le cadre d'une étude sur l'irritation cutanée où l'on a administré 2 mL (~730 mg/kg p.c.) de carburant diesel occlus sur la peau de lapins blancs de la Nouvelle-Zélande pendant 24 heures, aucun signe clinique anormal n'a été observé (Mayhew *et al.*, 1985). De plus, une étude de toxicité aiguë par voie cutanée destinée à évaluer la mortalité chez les lapins après une exposition à 4 100 mg/kg p.c. de carburant diesel n° 2 n'a révélé aucune mortalité, mais a révélé une irritation légère à modérée, des érythèmes et une desquamation de la peau au point d'application (API, 1980a; Beck *et al.*, 1984).

Une étude de toxicité par voie cutanée à doses répétées à court terme a été réalisée pour le fuel-oil n° 2. Des lapins blancs de Nouvelle-Zélande ont été exposés quotidiennement à 841, 2 524 ou 8 414 mg/kg p.c. de la substance d'essai pendant deux semaines. On a pu observer une détérioration cutanée liée

à la dose, et de graves lésions cutanées dans le groupe ayant reçu la dose la plus élevée (API, 1980b).

Dans les études de toxicité cutanée à court terme et subchronique à doses répétées réalisées avec des carburants diesel ou des gazoles, une irritation cutanée modérée à grave et une inflammation ont été observées chez les animaux de laboratoire à toutes les doses testées. Une DMENO de 200 mg/kg p.c. par jour a été établie d'après une diminution du gain de poids corporel et d'une concentration d'hémoglobine corpusculaire moyenne, ainsi que d'une irritation cutanée liée à la dose, après une exposition des lapins blancs de Nouvelle-Zélande mâles et femelles à du carburant diesel n° 2 pendant trois semaines (IITRI, 1984).

Aucune étude portant sur les effets de l'exposition aux vapeurs de fuel-oil n° 2 sur la santé n'était disponible. Toutefois, la substance portant le n° CAS 64742-80-9 a été mise à l'essai dans le cadre d'une étude par inhalation de 4 semaines d'une seule concentration de vapeur chez des rats Sprague-Dawley. Une CMENO de 23 mg/m³ a été établie d'après les changements microscopiques dans les tissus nasaux, notamment une inflammation subaiguë de la muqueuse respiratoire (API, 1986). Une augmentation du nombre de leucocytes (environ 30 %) a également été observée, mais aucun changement macroscopique correspondant n'a été observé à l'autopsie. De plus, une CMENO subchronique de 250 mg/m³ a été déterminée dans le cadre d'une étude sur des rats Sprague-Dawley exposés à des vapeurs de carburant diesel pendant treize semaines. On a observé une diminution du poids corporel et une augmentation du temps de réaction, mesuré dans le cadre d'un test du réflexe du sursaut (toutefois, on n'a observé aucun changement histologique dans le système nerveux) (Lock *et al.*, 1984).

Aucune étude à doses répétées portant sur l'exposition au fuel-oil n° 2 par voie orale n'était disponible. Cependant, on a recensé une DMENO par voie orale de 500 mg/kg p.c. pour le fuel-oil n° 2 (dans le cadre d'une étude à dose unique). Des rats Sprague-Dawley ont reçu par gavage du carburant diesel à faible ou très faible teneur en soufre dans de l'huile de maïs cinq jours par semaine pendant quatre semaines. Les effets du carburant diesel à faible teneur en soufre comportaient de fortes augmentations (p inférieur à 0,05) du poids relatif du foie, des enzymes hépatiques (benzyloxyrésorufine O-déalkylase (BROD), 7-éthoxyrésorufine-O-déséthylase (EROD), pentoxyrésorufine O-déalkylase (PROD), glutathion-S-transférase (GST), UDP glucuronosyl transférase (UDPGT), palmitoyl CoA oxydase (PCO)), acides gras sans sérum, albumine dans les urines et acide ascorbique dans les urines, un niveau significativement réduit (p inférieur à 0,05) de triglycérides du foie, inclusions cytoplasmiques de la partie externe du cortex des tubules rénaux et élimination cytoplasmique dans la lumière (Poon *et al.*, 2007). Les effets du carburant diesel à très faible teneur en soufre comportaient d'importantes augmentations (p inférieur à 0,05) dans le foie de GST, BROD, EROD, PROD, acyl-CoA oxydase, dans du calcium sérique et

du phosphate inorganique et dans l'acide ascorbique des urines, albumine et activité de la N-acétylglucosaminidase, et d'importantes diminutions (p inférieur à 0,05) des acides gras libres et de lactate déshydrogénase dans le sérum. De faibles changements histopathologiques dans le foie, une hépatomégalie, une augmentation du poids des reins et des changements dans l'histopathologie des reins ont également été observés (Poon *et al.*, 2009). Des changements biochimiques ont également été observés dans une étude à court terme sur des rats Sprague-Dawley mâles auxquels on avait administré 1 013 mg/kg p.c. de carburant diesel commercial n° 2 par gavage. On a observé une augmentation des enzymes hépatiques EROD, 7-éthoxyrésorufine-O-déséthylase (ECOD), GST et aryl-hydrocarbène-hydroxylase (Khan *et al.*, 2001).

Le fuel-oil n° 2 a été classé par la Commission européenne comme cancérigène de catégorie 3 (R40 : *Effet cancérigène suspecté- preuves insuffisantes*) (Commission européenne, 1994; ESIS, c1995-2012). La commission européenne a également adopté le Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques des Nations Unies qui a classé le fuel-oil n° 2 dans la catégorie 2 pour la cancérogénicité (H351 : *peut causer le cancer*) (Commission européenne, 2008a). Le CIRC a classé le mazout léger dans la catégorie 3 pour la cancérogénicité dans le cadre de la classification globale (*inclassables quant à leur cancérogénicité pour l'homme* en raison de l'absence de données) et il existe *peu de preuves* quant à la cancérogénicité du fuel-oil n° 2 chez les animaux de laboratoire (CIRC, 1989a).

La cancérogénicité du fuel-oil n° 2 a été évaluée dans plusieurs études par badigeonnage menées chez des souris. Une augmentation du nombre de souris ayant des tumeurs de la peau (carcinomes et papillomes) est survenue après une exposition cutanée chronique à des concentrations comprises entre 287 et 1 148 mg/kg p.c. (Witschi *et al.*, 1987; Gerhart *et al.*, 1988; Biles *et al.*, 1988). Une étude sur la toxicité par voie cutanée a étudié les activités d'initiation et de promotion de la tumeur par le fuel-oil n° 2 chez des souris mâles (Gerhart *et al.*, 1988). Il a été déterminé que l'initiation des tumeurs ne présentait pas d'augmentation statistiquement significative après une exposition à 559 ou 1 117 mg/kg p.c. pendant 5 jours. Toutefois, on a constaté une importante promotion de tumeurs de la peau après une application de 1 117 mg/kg p.c. 2 fois par semaine pendant 25 semaines.

Les carburants diesel ont également été évalués dans le cadre d'études sur la toxicité chronique par badigeonnage de la peau. Chez des souris mâles exposées à une dose de 1 095 mg/kg p.c. de la substance portant le n° CAS 68476-34-6 (échantillon de carburant diesel non dilué LF7765 RI) par voie cutanée deux fois par semaine pendant toute la vie, on a observé une formation statistiquement importante de tumeurs de la peau (carcinomes squameux et fibrosarcomes) (IITRI, 1985). Dans une autre étude portant sur la même substance (diesel pétrolier), on a observé une augmentation de la formation de tumeurs de la peau (bien que cette dernière ne soit pas statistiquement significative) après une exposition de souris mâles et femelles à

833 mg/kg p.c., trois fois par semaine pendant 54 semaines (Clark *et al.*, 1988). Une étude sur la toxicité par voie cutanée s'est penchée sur la capacité d'initiation/de promotion de la substance portant le n° CAS 68334-30-5 (échantillon DGMK n° 22) sur des souris mâles (DGMK, 1993). Aucune initiation de tumeurs de la peau n'a été constatée après une exposition à 1 111 mg/kg p.c. pendant 5 jours. Seule une souris sur 30 a développé des tumeurs de la peau (aucune tumeur observée dans le groupe témoin négatif) à l'aide de la méthode de promotion qui comprenait l'application du n° CAS 68334-30-5 (1 111 mg/kg p.c.) 2 fois par semaine pendant 24 semaines.

Malgré leur nombre limité, ces résultats indiquent que le fuel-oil n° 2 et les carburants diesel peuvent contribuer à une cancérogénicité localisée lorsqu'ils sont appliqués sur la peau des souris de façon chronique.

La génotoxicité du fuel-oil n° 2 a été évaluée dans le cadre d'essais de génotoxicité *in vivo* et *in vitro*. Des études *in vivo* ont donné des résultats positifs quant aux aberrations chromosomiques chez les rats après une exposition orale (Conaway *et al.*, 1984; API, 1979a). Un résultat négatif a été observé dans une étude portant sur l'induction de micronoyaux chez des souris exposées par voie orale (McKee *et al.*, 1994). Les résultats des études de génotoxicité *in vitro* étaient en grande partie positifs, y compris les essais de Ames et sur les tests d'Ames modifié, et l'échange de chromatides sœurs et les lymphomes chez les souris (McKee *et al.*, 1994; Conaway *et al.*, 1984; API, 1979a; Ellenton et Hallett, 1981; DGMK, 1991). Un test d'Ames a produit des résultats négatifs (DGMK, 1991). Dans l'ensemble, la base de données sur la génotoxicité indique que le fuel-oil n° 2 présente un potentiel génotoxique.

Peu de données étaient disponibles pour évaluer les effets potentiels du fuel-oil n° 2 sur la reproduction et le développement. Deux études n'ont montré aucun effet nocif chez des rats après une exposition par inhalation de 2 945 et 3 081 mg/m³ de la substance d'essai sous forme d'aérosols (Beliles et Mecler, 1983; Schreiner, 1984). On a également étudié la toxicité potentielle des carburants diesel pour le développement et la reproduction, et les résultats se sont également avérés négatifs chez les rats par inhalation (de 250 à 3 777 mg/mg³) (API, 1979b; Beliles et Mecler, 1983; Schreiner, 1984; Lock *et al.*, 1984). Ces substances ont également donné des résultats négatifs à 4 050 mg/kg p.c. par jour pour l'exposition par voie cutanée (UBTL, 1986). Des effets sur la santé en matière de développement ont été observés pour un gazole (n° CAS 64741-59-90 à des doses de 1 000 mg/kg p.c. par jour). La substance a été appliquée sur la peau de rats femelles aux jours 0 à 6 et 6 à 15 de la gestation. Une incidence accrue des cas de résorption fœtale et une diminution du poids corporel des fœtus a été observée pour le dosage ces exposés, respectivement (Feuston *et al.*, 1994; Mobil, 1988). Toutes les autres études portant sur l'administration de la substance d'essai par voie cutanée ou par inhalation ont produit des résultats négatifs.

On a recensé un nombre limité d'études empiriques, de rapports de cas et d'études épidémiologiques portant sur les carburants diesel visant à évaluer le potentiel d'effets sur la santé des humains suite à une exposition par inhalation et

voie cutanée au fuel-oil n° 2. Dans le cadre d'une étude à exposition unique par inhalation chez des volontaires humains en santé, l'irritation des yeux, du nez et de la gorge était négligeable après une exposition aux aérosols du carburant diesel à 332 mg/m³ pendant 10 minutes et aucun autre effet n'a été constaté (Dautrebande et Capps, 1950). Un rapport de cas d'une exposition beaucoup plus longue par inhalation décrit un conducteur de camion exposé pendant 10 jours à de fortes concentrations de vapeurs de carburant diesel dans sa cabine (en raison d'un injecteur de carburant fissuré) (Reidenberg *et al.*, 1964). Cette personne a subi une défaillance rénale aiguë réversible après une nécrose tubulaire aiguë. Un autre rapport de cas décrit une exposition importante et prolongée par voie cutanée à du « carburant diesel » utilisé pendant plusieurs semaines comme nettoyant pour les bras et les mains. Dans ce cas, on a observé l'apparition de douleurs épigastriques et rénales, de nausées, d'anorexie, de dégénération de l'épithélium tubulaire des reins et une défaillance rénale réversible (Crisp *et al.*, 1979). Les propriétés irritantes des carburants diesel ont été évaluées dans le cadre d'études portant sur l'exposition à court terme de volontaires humains par voie cutanée. Aucun effet visible sur la peau n'a été observé après des expositions par voie cutanée de 15 minutes à 1,5 mL de six échantillons de carburant diesel sur une surface de 3,1 cm²; toutefois, on a constaté une légère augmentation du débit sanguin vers la zone en question dans certains cas (Wahlberg, 1995). Une autre étude cutanée chez des volontaires humains a permis d'observer une irritation dermique accrue avec le cumul des durées d'exposition, lorsque des échantillons de carburant diesel étaient appliqués pendant 15 minutes à 48 heures. Une irritation a été constatée pour la première fois après quatre heures d'exposition, puis une occlusion du site d'application et l'application de mélanges de carburant diesel les « plus récents » (c.-à-d. à plus faible teneur en soufre et substances aromatiques, échantillons MK I et MK II) ont produit un plus grand nombre de réactions irritantes (Fischer et Bjarnason, 1996). On n'a pas observé d'effets systémiques contraires ou autres dans ces études d'exposition humaine à court terme par voie cutanée. En ce qui concerne les expositions professionnelles aux carburants diesel, une étude cas-témoin de patients de sexe masculin atteints de cancer a révélé un ratio d'incidence combiné rajusté de 1,9 (intervalle de confiance de 90 % = 1,2 à 3,0) dans le cas du cancer de la prostate chez des hommes ayant des expositions non importantes et importantes à du carburant diesel. Toutefois, il n'y a aucune preuve d'une relation dose-réaction positive dans la présente étude, et les résultats sont brouillés par les expositions à d'autres substances pétrolières et voies d'exposition non connues (Siemiatycki *et al.*, 1987). En raison de données limitées et de variables qui portent à confusion, les preuves recueillies à partir de ces études relatives à l'exposition humaine sont inadéquates pour déterminer les effets systémiques de l'exposition au carburant diesel à court terme. Cependant, l'absence d'effets nocifs dans le cadre d'études sur l'exposition par inhalation et par voie cutanée chez les humains, et l'absence de toxicité manifeste dans les études sur les animaux, laissent croire que les carburants diesel (et, par analogie, le fuel-oil n° 2) ont une toxicité aiguë faible.

Le fuel-oil n° 2 contient du benzène, un composant qui présente un risque élevé, à environ moins de 0,02 % (p/p); toutefois, en raison de sa faible volatilité, le

benzène peut représenter jusqu'à 3 % de vapeur de fuel-oil n° 2 environ (tableau 10.1). Le benzène a été évalué par Santé Canada en vertu de la LCPE 1999 (Canada, 1993) et il a été déterminé que cette substance était cancérigène; il a été ajouté à la *Liste des substances toxiques* de l'Annexe 1 de la LCPE (1999). Des organismes internationaux ont tiré des conclusions semblables; le CIRC classe le benzène dans le groupe 1 (*cancérigène chez les humains*) (CIRC, 1987, 2004, 2007). Des estimations du potentiel cancérigène lié à l'exposition par inhalation au benzène ont déjà été élaborées par le gouvernement du Canada. Une concentration tumorigène de 5 % (CT₀₅) pour le benzène a été calculée comme étant $14,7 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Canada, 1993) à partir de l'étude épidémiologique de Rinsky *et al.* (1987), en fonction des risques de leucémie myélogène aiguë chez les travailleurs du pliofilm. La CT₀₅ se définit comme la concentration atmosphérique d'une substance, associée à une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité due à des tumeurs (Santé Canada, 1996). Les valeurs de référence pour le benzène provenant d'autres organismes internationaux (USEPA, 2000; OMS, 2000) sont semblables à la CT₀₅ utilisée ci-dessous pour la caractérisation des risques pour la santé humaine.

Pour ce qui est des effets d'une exposition à court terme par inhalation de benzène, Santé Canada a cerné un niveau d'effet critique de $32 \text{ mg}/\text{m}^3$, d'après les effets immunologiques observés chez les souris après une exposition de six heures par jour pendant six jours (Rozen *et al.*, 1984). Ces études sont résumées dans le rapport d'évaluation pour le benzène de la Liste des substances d'intérêt prioritaire (Canada, 1993).

1.11 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard du fuel-oil n° 2 durant la catégorisation visant la Liste intérieure des substances (LIS), car on estime qu'il présente le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour les particuliers au Canada et que son risque pour la santé humaine est élevé. Un effet critique sur la santé pour la catégorisation initiale du fuel-oil n° 2 était la cancérigénicité, en se fondant sur les classifications établies par des organismes internationaux et sur des études de badigeonnage sur la peau d'animaux de laboratoire qui ont révélé des tumeurs de la peau après une exposition chronique par voie cutanée. Le fuel-oil n° 2 a été classé par la Commission européenne comme étant un cancérigène de catégorie 3 (Commission européenne, 1994; ESIS, c1995-2012), par le Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques comme étant un cancérigène de catégorie 2 (Commission européenne, 2008a) et par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) comme étant un cancérigène du groupe 3 (CIRC, 1989a).

D'après des données limitées, les résidences qui utilisent le fuel-oil n° 2 comme source de chauffage dans des conditions d'utilisation normale ne présentent pas des niveaux élevés de composés organiques volatils marqueurs dans l'air intérieur par rapport aux résidences utilisant d'autres types de mazout de

chauffage. Par conséquent, d'après ces données, les expositions liées à l'utilisation du fuel-oil n° 2 dans le cadre du chauffage domestique sont considérées comme étant négligeables, et le risque pour la population générale est considéré comme étant faible.

Dans le cas d'une fuite des réservoirs de carburants domestiques, l'exposition de la population générale n'a pas été définie comme une source de préoccupation pour la santé humaine compte tenu de la durée limitée d'exposition potentielle, de la faible toxicité aiguë du carburant et des mesures d'atténuation en place.

Il existe un potentiel d'exposition par inhalation aux composés volatils du fuel-oil n° 2 dans les environs des installations de stockage en vrac. Afin de caractériser le risque d'exposition potentielle à ces émissions de gaz d'évaporation, la concentration annuelle estimée de la limite supérieure du composant de risque élevé de la vapeur de fuel-oil n° 2, à savoir le benzène ($0,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$), a été comparée à son pouvoir cancérigène ($\text{CT}_{05} = 14,7 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), préparé au préalable par le gouvernement du Canada (Canada, 1993). La marge d'exposition qui en résulte à 300 m d'une installation de stockage en vrac avec deux réservoirs de stockage contenant du fuel-oil n° 2 est de 16 000 environ. Cette marge est considérée comme adéquate pour rendre compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et à l'exposition.

1.12 Incertitudes liées à l'évaluation des risques pour la santé humaine

Il n'existe pas une composition chimique standard pour le fuel-oil n° 2, car il est classé UVCB et, par définition, sa composition spécifique varie et n'est pas bien définie. Le fuel-oil n° 2 varie en partie en fonction de la source du pétrole brut ou du bitume dont il est issu. Cette variabilité dans la composition chimique ajoute à l'incertitude quant à la caractérisation globale du risque, en ce sens que les niveaux réels d'exposition au mélange et le potentiel de ce mélange de causer des effets nocifs sur la santé peuvent varier d'un lot à l'autre.

Il existe quelques incertitudes en ce qui a trait à la détermination du niveau d'exposition des personnes dans les maisons équipées de chauffage au mazout en raison d'un manque de données de surveillance de l'air pour la fraction volatile du fuel-oil n° 2.

Pour le scénario de stockage en vrac, on fait preuve de prudence et il existe des incertitudes quant à la caractérisation du risque d'exposition par inhalation à long terme en raison de l'hypothèse selon laquelle ces expositions se produisent de façon continue. En outre, si la densité du réservoir de stockage est supérieure à celle utilisée dans la présente évaluation, cela indiquera que les expositions ont été sous-estimées.

Il est difficile d'obtenir un ensemble de données toxicologiques vraiment représentatives, car différents échantillons de fuel-oil n° 2 obtenus au titre du

même n° CAS peuvent varier dans le nombre, l'identité et la proportion des éléments constitutants, selon les conditions d'exploitation, les matières de base et les types d'unités de traitement. De plus, il y a un réel manque de données caractérisant les effets du fuel-oil n° 2 sur la santé. De ce fait, toutes les données liées aux effets sur la santé disponibles sur le fuel-oil n° 2 et d'autres gazoles de l'ASP semblables, à savoir les carburants diesel, ont été regroupées pour définir un profil complet des effets sur la santé.

Il y a aussi des incertitudes dues au fait que parfois les études ne précisaient pas certains détails caractérisant les animaux de laboratoire (c.-à-d. sexe, souche et poids corporel), et qu'il a fallu avoir recours aux données standard des laboratoires pour combler ces lacunes statistiques, le cas échéant. Ainsi, les caractéristiques supposées de la population animale ne sont peut-être pas totalement représentatives des caractéristiques physiques individuelles réelles des animaux de laboratoire utilisés dans les études respectives.

Il y avait aussi une absence de renseignements concernant les propriétés physico-chimiques de certaines substances utilisées pour définir le profil des effets sur la santé. Les densités des n°s CAS précis n'ont pas été mentionnées dans certaines études. De ce fait, ces propriétés ont souvent été obtenues à partir d'autres sources.

Les incertitudes dans les estimations de l'exposition et dans la base de données sur les effets sur la santé sont liées à l'utilisation d'un seul élément pour caractériser le risque. Le fuel-oil n° 2 comprend des composants variables et des composants dont les propriétés physiques et chimiques peuvent changer en fonction des effets découlant du mélange. La caractérisation du risque sur la base d'une seule substance très dangereuse peut avoir une action protectrice contre des risques possibles posés par d'autres composés, mais intrinsèquement ne peuvent pas prendre en compte les effets des mélanges (p. ex. l'influence sur la pharmacocinétique de l'exposition simultanée à plusieurs composantes et les propriétés pharmacodynamiques d'un seul composé).

La détermination des effets potentiels sur la santé des additifs individuels se trouvait en dehors de la portée de la présente évaluation.

11. Conclusion

À la lumière des renseignements disponibles présentés dans cette évaluation préalable concernant la fréquence et l'ampleur des déversements, le fuel-oil n° 2 peut causer des effets nocifs aux organismes vivant dans des zones adjacentes à des sources de rejet; toutefois, ces rejets ne compromettent pas l'intégrité de l'environnement dans son ensemble. Il est par conséquent proposé de conclure que le fuel-oil n° 2 (n° CAS 68476-30-2) satisfait aux critères de l'alinéa 64a) de la LCPE (1999) car il pénètre, ou peut pénétrer, 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. Il est toutefois proposé de conclure que le fuel-oil n° 2 (n° CAS 68476-30-2) ne répond pas aux critères de l'alinéa 64*b*) de la LCPE (1999), car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie.

Les marges d'exposition entre les estimations de la limite supérieure d'exposition au benzène, un composant très dangereux des vapeurs de fuel-oil n° 2, ainsi que les estimations du potentiel cancérigène sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes associées aux effets sur la santé et à l'exposition, en ce qui a trait aux expositions à long terme aux émissions par évaporation de fuel-oil n° 2 à proximité des installations de stockage ou depuis des chauffages résidentiels. Il est par conséquent proposé de conclure que le fuel-oil n° 2 (n° CAS 68476-30-2) ne répond pas aux critères de l'alinéa 64*c*) de la LCPE (1999), car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est donc proposé de conclure que le fuel-oil n° 2 (n° CAS 68476-30-2) satisfait à un critère ou plus de l'article 64 de la LCPE (1999).

12. Références

Air Force. 1989. The installation restoration program toxicology guide: Volume 4. Contract no. 1891-A076-AI. Wright Patterson Air Force Base (OH) : Harry G. Armstrong Aerospace Medical Research Laboratory, Aerospace Medical Division, Air Force Systems Command. DOE Interagency Agreement No. 1891-A076-AI. [cité dans ATSDR, 1995].

Albers, P. 1977. Effects of external applications of fuel oil on hatchability of mallard eggs. *Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Organisms and Ecosystems*. New York (NY) : Pergamon Press.

Albers, P.H., Szaro, R.C. 1978. Effects of no. 2 fuel oil on common eider eggs. *Mar. Pollut. Bull.* 9:138-139.

Anderson, J.W., Neff, J.M., Cox, B.A., Tatem, H.E., Hightower, G.M. 1974. Characteristics of Dispersions and Water-soluble Extracts of Crude and Refined Oils and Their Toxicity to Estuarine Crustaceans and Fish. *Mar. Biol.* 27(1):75-88.

[API] American Petroleum Institute. 1978. Mutagenicity evaluation of diesel fuel. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Med. Res. Publ. 26-60102. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1979a. *In-vitro* and *in-vivo* mutagenicity studies, No. 2 Home heating oil sample, API 78-4. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 27-30140. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1979b. Teratology study in rats, diesel fuel. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Med. Res. Publ. 27-32174.

[API] American Petroleum Institute. 1980a. Acute toxicity tests on API 79-6, diesel fuel (market place sample). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical and Biological Sciences Dept. Report No. 27-32817. [cité dans API, 2003a; Commission européenne, c2000a; CONCAWE, 1996].

[API] American Petroleum Institute. 1980b. Acute toxicity tests: API 78-4, No. 2 Home heating oil (50% cat.). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 27-32068. [cité dans PISSC, 1996; API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1980c. Mutagenicity evaluation of diesel fuel in the mouse dominant lethal assay. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Med. Res. Publ. 28-31346. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1984a. Mutagenicity evaluation in the rat bone marrow cytogenetic assay and the mouse lymphoma forward mutation assay. API 81-10, hydrodesulfurized middle distillate. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 32-30535. [cité dans API, 2003b].

[API] American Petroleum Institute. 1984b. Dermal sensitization study in guinea pigs, closed patch technique. API 81-09, hydrodesulphurized middle distillate. Washington

(DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 31-31352. [cité dans API, 2003b; Commission européenne, c2000b].

[API] American Petroleum Institute. 1984c. Dermal sensitization study in guinea pigs, closed patch technique. API 81-10, hydrodesulphurized middle distillate. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 31-31414. [cité dans API, 2003b; Commission européenne, c2000b].

[API] American Petroleum Institute. 1986. Four week subchronic inhalation toxicity study in rats. Rapport final. API 81-07 hydrodesulphurized kerosene (petroleum) (CAS 64742-81-0); API 81-09 hydrodesulfurized middle distillate (petroleum) (CAS 64742-80-9); API 81-10 hydrodesulfurized middle distillate (petroleum) (CAS 64742-80-9). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API HESD Pub. 33-32724. [cité dans API, 2003b].

[API] American Petroleum Institute. 1989. *In vivo* sister chromatid exchange assay with API 83-07 (light catalytic cracked distillate). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 36-31429. [cité dans API, 2003b].

[API] American Petroleum Institute. 2003a. High Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program. Robust Summary of Information on Distillate Fuels. Sommaire préparé par l'American Petroleum Institute. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/gasoilct/c14835rsb.pdf>

[API] American Petroleum Institute. 2003b. High Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program. Robust Summary of Information on Gas Oils. Sommaire préparé par l'American Petroleum Institute. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : www.petroleumhpv.org/docs/gas_oil/1RS-GasoilFinal2003-11-03.pdf

[API] American Petroleum Institute. 2004. High Production Volume (HPV) Challenge Program. Robust Summary of Information on Heavy Fuel Oils. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/heavyfos/c15368rs.pdf>

[ARC] Alberta Research Council. 2006. Refinery Demonstration of Optical Technologies for Measurement of Fugitive Emissions. Edmonton (Alb.) : Environnement Canada, ministère de l'Environnement de l'Ontario et ministère de l'Environnement de l'Alberta. Project Number: CEM-9643-2006.

[ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2006. Politique sur les produits de formulation et document d'orientation sur sa mise en œuvre. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/alt_formats/pacrb-dgapcr/pdf/pubs/pest/pol-guide/dir/dir2006-02-fra.pdf

[ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2010. Liste des produits de formulation de l'ARLA. Ottawa (Ont.) : Santé Canada. Accès : http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/arla-pmra/H114-22-2010-fra.pdf

Arnot, J.A., Gobas, F.A. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb. Sci.* 22(3):337-345. [en ligne; réserve de consultation]. [consulté le 15 mars 2007]. Accès : <http://www3.interscience.wiley.com/journal/104557877/home>

Arthurs, P., Stiver, W.H., Zytner, R.G. 1995. Passive volatilization of gasoline from soil. *J. Soil Contam.* 4:1-13.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995. Toxicological profile for Fuel Oils. Atlanta (GA) : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. [consulté le 1^{er} août 2009]. Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp75.pdf>

Banerjee, S. 1984. Solubility of organic mixtures in water. *Environ. Sci. Technol.* 18:587-591.

Barron, M.G. 1990. Bioconcentration. *Environ. Sci. Technol.* 24:1612-1618.

Beck, L.S., Hepler, D.I., Hansen, K.L. 1984. The acute toxicology of selected petroleum hydrocarbons. *In*: MacFarland, H.N., MacGregor, J.A., Call, R.W., Kane, M.L. (éd.) Proceedings of the symposium: The toxicology of petroleum hydrocarbons. Mai 1982. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 1-12. [cité dans CIRC, 1989c; PISSC, 1996].

Beliles, R.P., Mecler, F.J. 1983. Inhalation teratology of jet fuel A, fuel oil and petroleum naphtha in rats. *In*: MacFarland, H.N., MacGregor, J.A., Call, R.W., Kane, M.L. (éd.) Proceedings of the symposium: The toxicology of petroleum hydrocarbons. Mai 1982. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 233-238. [cité dans ATSDR, 1995].

Biles, R.W., McKee, R.H., Lewis, S.C., Scala, R.A., DePass, L.R. 1988. Dermal carcinogenic activity of petroleum-derived middle distillate fuels. *Toxicology* 53:301-314.

Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mehlman, M.A., Mackerer, C.R. 1984. Estimation of the dermal carcinogenic activity of petroleum fractions using a modified Ames Assay. *Cell Biol. Toxicol.* 1:67-80.

Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mackerer, C.R. 1986. Predicting carcinogenicity of petroleum distillation fractions using a modified Salmonella mutagenicity assay. *Cell Biol. Toxicol.* 2:63-84.

Bott, T., Rogenmuser, K. 1978. Effects of no. 2 fuel oil, Nigerian crude oil, and used crankcase oil on attached algal communities: acute and chronic toxicity of water-soluble constituents. *Appl. Environ. Microbiol.* 36(5):673-682.

Broddle, W.D., Dennis, M.W., Kitchen, D.N., Vernet, E.H. 1996. Chronic Dermal Studies of Petroleum Streams in Mice. *Fund. Appl. Toxicol.* 30:47-54.

Brost, E.J., DeVuall, G.E. 2000. Non-aqueous phase liquid (NAPL) mobility limits in soil. API Soil and Groundwater Research Bulletin No. 9. Washington (DC) : American Petroleum Institute.

Burkhard, L., Lukasewycz, M. 2000. Some bioaccumulation factors and biota-sediment accumulation factors for polycyclic aromatic hydrocarbons in lake trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(5):1427-1429.

Byrne, C. 1989. Effects of the water-soluble fractions of no. 2 fuel oil on the cytokinesis of the Quahog clam (*Mercenaria mercenaria*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 42:81-86.

Canada. 1993. Benzène [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada; Santé Canada. (Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation). [consulté le 14 mai 2010]. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/benzene/benzene-fra.pdf

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. [consulté en 2010]. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/c-15.31/TexteComplet.html>

Canada. 2010. *Règlement sur les effluents des raffineries de pétrole* (C.R.C., ch. 828) afférent à la *Loi sur les pêches*. [consulté le 19 février 2010]. Accès : http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/C.R.C.%2C_ch._828/index.html

[CanLII] Institut canadien d'information juridique [base de données sur Internet]. 2001. Ottawa (Ont.) : Institut canadien d'information juridique. [consulté en 2009]. Accès : <http://www.canlii.org/fr/index.html>

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2008. Canada-wide standard for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: scientific rationale. Supporting technical document. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. 383 p. Report No.: PN 1399. Accès : www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1399_phc_sr_std_1.2_e.pdf

Chambers, A.K., Strosher, M., Wootton, T., Moncrieff, J., McCready, P. 2008. Direct measurement of fugitive emissions of hydrocarbons from a refinery. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 58(8):1047-1056.

[Cheminfo] Cheminfo Services Inc. 2009. Fuel Oil Nos. 2, 4, and 6, Final Report. Background Technical Study on the Use and Release Potential of Certain High Priority Petroleum Substances Under the Chemicals Management Plan, in Sectors Other than the Petroleum Sector. Rapport confidentiel rédigé sous contrat. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1987. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42. Lyon (France) : Centre International de Recherche sur le Cancer. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* Suppl. 7:38-74.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989a. Occupational Exposures in Petroleum Refining; Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Fuel Oils. Lyon (France) : Centre International de Recherche sur le Cancer. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:239-270.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989b. Occupational Exposures in Petroleum Refining; Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Diesel Fuels. Lyon (France) : Centre International de Recherche sur le Cancer. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:219-237.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989c. Occupational Exposures in Petroleum Refining; Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Occupational Exposures in Petroleum Refining. Lyon (France) : Centre International de Recherche sur le Cancer. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:39-117.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2004. Overall evaluations of carcinogenicity to humans: as evaluated in IARC Monographs volumes 1-88 (a total of 900 agents, mixtures and exposures). Lyon (France) : Centre international de Recherche sur le Cancer.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2007. Agents Reviewed by the IARC Monographs. Volumes 1-100A (ordre alphabétique). Lyon (France) : Centre international de Recherche sur le Cancer.

Clark, C.R., Walter, M.K., Ferguson, P.W., Katchen, M. 1988. Comparative dermal carcinogenesis of shale and petroleum-derived distillates. *Toxicol. Ind. Health* 4(1):11-22.

Coast Guard. 1985. Chemical Hazard Response Information System (CHRIS): Hazard assessment handbook. Washington (DC) : U.S. Department of Transportation, U.S. Coast Guard. Commandant Instruction M.16465.12A.

Commission européenne. 1994. Directive 94/69/CE de la Commission du 19 décembre 1994. Annexe II. *Journal officiel des Communautés européennes*. 31.12.94. L381, vol. 37. Commission européenne, 21^e APT.

Commission européenne. c2000a. IUCLID Dataset, Diesel fuel, CAS RN 68334-30-5. [en ligne]. Édition 2000 en format CD-ROM. [endroit inconnu] : Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/68334305.pdf

Commission européenne. c2000b. IUCLID Dataset. Hydrodesulfurized middle distillates (petroleum), CAS RN 64742-80-9. [en ligne]. Édition 2000 en format CD-ROM. [endroit inconnu] : Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64742809.pdf

Commission européenne. 2008a. Details on Substances Classified in Annex VI to Regulation (EC) No 1272/2008. [base de données sur Internet]. Base de données élaborée par la Commission européenne. [consulté le 29 août 2011]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=cla>

Commission européenne. 2008b. Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne. Coal-tar pitch, high temperature. CAS No.: 65996-93-2. EINECS No.:266-028-2. Évaluation des risques. Environnement. Mai 2008. Luxembourg (Luxembourg) : Office des publications officielles des Communautés européennes.

Conaway, C.C., Schreiner, C.A., Cragg, S.T. 1984. Mutagenicity evaluation of petroleum hydrocarbons. *In*: MacFarland, H.N., MacGregor, J.A., Call, R.W., Kane, M.L. (éd.) *Advances in Modern Environmental Toxicology, Vol VI, Applied Toxicology of Petroleum Hydrocarbons*. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 89-107. [cité dans CIRC, 1989b].

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1996. Gas Oils (diesel fuels/heating oils). Groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE).

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 2001. Environmental classification of petroleum substances – summary data and rationale. Groupe sur l'écologie des produits pétroliers du CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE).

Coon, N.C., Albers, P.H., Szaro, R.C. 1979. No. 2 fuel oil decreases embryonic survival of great black-backed gulls. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 21:152-156.

Couillard, C., Leighton, F. 1989. Avian embryo bioassay for the toxicity of petroleum oils to birds. Proceedings of the 12th Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar. p. 187-192.

Crisp, A.J., Bhalla, A.K., Hoffbrand, B.I. 1979. Acute tubular necrosis after exposure to diesel oil. *British Medical Journal* 2:177.

Dautrebande, L., Capps, R. 1950. Studies on aerosols IX. Enhancement of irritating effects of various substances on the eye, nose and throat by particulate matter and liquid aerosols in connection with pollution of the atmosphere. *Arch. Int. Pharmacodyn. Ther.* 82:505-529.

De Carvalho, C.C.C.R., da Fonseca, M.M.R. 2005. Degradation of hydrocarbons and alcohols at different temperatures and salinities by *Rhodococcus erythropolis* DCL14. *FEMS Microbiol. Ecol.* 51:389-399.

[DGMK] German Society for Petroleum and Coal Science and Technology. 1991. Middle Distillates. Analytical investigations and mutagenicity studies. Hambourg (Allemagne) : German Society for Petroleum and Coal Science and Technology. Research Report No. 412-1. [cité dans API, 2003a, b; CONCAWE, 1996].

[DGMK] German Society for Petroleum and Coal Science and Technology. 1993. Middle Distillates. Dermal Initiation / Promotion study. Hambourg (Allemagne) : German Society for Petroleum and Coal Science and Technology. Research Report No. 412-2. [cité dans API, 2003a, b; CONCAWE, 1996].

Ellenton, J.A., Hallett, D.J. 1981. Mutagenicity and chemical analysis of aliphatic and aromatic fractions of Prudhoe Bay crude oil and fuel oil no. 2. *J. Toxicol. Environ. Health* 8:959-972. [cité dans CIRC, 1989a].

Environnement Canada. 1976. A Study of the Solubility of Oil in Water. Ottawa (Ont.) : Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. Report No. EPS 4-EC-76-1.

Environnement Canada. 2011. Système national de renseignements sur l'application de la loi reliée à l'environnement [base de données], 2000-2009. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des urgences environnementales. Inédit.

Environnement Canada. 2014. Technical document on the persistence and bioaccumulation potential of petroleum hydrocarbons. Gatineau (Qc) : Division des évaluations écologiques, Environnement Canada. Disponible sur demande à l'adresse substances@ec.gc.ca.

[EPISuite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.4. 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

Ernst, V.V., Neff, J.M., Anderson, J.W. 1977. The effects of the water-soluble fractions of no. 2 fuel oil on the early development of the estuarine fish, *Fundulus grandis* Baird and Girard. *Environ. Pollut.* (14):25-35.

[ESIS] European Chemical Substances Information System. c1995-2012. [base de données sur Internet]. Centre commun de recherche (CCR). Commission européenne. [consulté le 29 août 2011].

Feuston, M.H., Low, L.K., Hamilton, C.E., Mackerer, C.R. 1994. Correlation of systemic and developmental toxicities with chemical component classes of refinery streams. *Fundam. Appl. Toxicol.* 22:622-630.

[FLL] Fuels and Lubricants Laboratory. 2008. Gasoline and Diesel Compositional Analysis. Alberta Research Council, Edmonton. Edmonton (Alb.) : Environnement Canada.

Fischer, T., Bjarnason, B. 1996. Sensitizing and irritant properties of 3 environmental classes of diesel oil and their indicator dyes. *Contact Dermatitis* 34:309-315.

Frankenfeld, J.W. 1973. Factors governing the fate of oil at sea; variations in the amounts and types of dissolved or dispersed materials during the weathering process. Proceedings of the Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 485-495.

Fuhr, B. 2008. Hydrocarbon Composition of Fuel Products for Risk Assessment Modelling. Rapport final. Devon : Alberta Research Council, Fuels and Lubricants Laboratory; Edmonton (Alb.) : Environnement Canada.

Ganti, S., Frye, B. 2008. Spill cleanup of fuel contaminated soils after roadway accidents using *in situ* bioremediation. Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy. Conférence tenue du 20 au 23 octobre 2008. Amherst (MA). Vol. 13:6.

Gerhart, J.M., Hatoum, N.S., Halder, C.A., Warne, T.M., Schmitt, S.L. 1988. Tumor Initiation and Promotion Effects of Petroleum Streams in Mouse Skin. *Fund. Appl. Toxicol.* 11:76-90.

Golder Associates Ltd. 2006. Lakewater and Aquatics Long-term Monitoring – 2005-2006 Interpretive Report, Wabamun Lake Derailment Site, Canadian National Railway Company, PIN 2401257, Wabamun, Alberta. Final Draft Report, December 14, 2006. Edmonton (Alb.) : Miller Thompson. North Vancouver (C.-B.) 416 p.

Gordon, D., Keizer, J.D., Prouse, N.J. 1973. Laboratory studies of the accommodation of some crude and residual fuel oils in sea water. *J. Off. Rech. Pêch. Can.* 30(11):1611-1618.

Grassle, J.F., Elmgren, R., Grassle, J.P. 1981. Response of benthic communities in MERL experimental ecosystems to low level, chronic additions of No. 2 fuel oil. *Mar. Environ. Res.* 4:279-297.

Harris, K.A., Nichol, L.M., Ross, P.S. 2011. Hydrocarbon concentrations and patterns in free-ranging sea otters (*Enhydra lutris*) from British Columbia, Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 30(10):2184-2193.

Hedtke, S.F., Puglisi, F.A. 1982. Short-term toxicity of five oils to four freshwater species. *Arch. Environ. Con. Tox.* 11:425-430.

[HENRYWIN] Henry's Law Constant for Windows. 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

Hoffman, D.J., Albers, P.H. 1994. Evaluation of potential embryotoxicity and teratogenicity of 42 herbicides, insecticides and petroleum contaminants to Mallard eggs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13:15-27. [cité dans CONCAWE, 1996].

Holmes, W., Gorsline, J., Cronshaw, J. 1979. Effects of mild cold stress on the survival of seawater-adapted Mallard ducks (*Anas platyrhynchos*) maintained on food contaminated with petroleum. *Environ. Res.* 20:425-444.

[IITRI] IIT Research Institute. 1984. Three week percutaneous toxicity study of diesel fuel in rabbits. Rapport final. Chicago (IL) : IIT Research Institute. IITRI Project No. L8100. [cité dans API, 2003a].

[IITRI] IIT Research Institute. 1985. Lifetime dermal tumorigenesis study of premier diesel fuel in male mice. Study No. 134. Chicago (IL) : IIT Research Institute. IITRI Project No. L8100. [cité dans API, 2003a].

Kaplan, M.B., Brandt-Rauf, P., Axley, J.W., Shen, T.T., Sewell, G.H. 1993. Residential Releases of Number 2 Fuel Oil: A contributor to Indoor Air Pollution. *Am. J. Publ. Health* 83(1):84-88.

Khan, A.A., Coppock, R.W., Schuler, M.M. 2001. Effects of multiple exposures of small doses of Pembina Cardium crude oil and diesel in rats. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40:418-424.

[KOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2009. 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] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 1.6G. 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

Lampi, M., Parkerton, T. 2009. Bioaccumulation Assessment of PAHs. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc.; Machelen (Belgique) : ExxonMobil Petroleum and Chemical. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE).

Lampi, M., Paumen, M.L., Parkerton, T. 2010. An Evaluation of the Persistence, Bioaccumulation and Toxicity of Petroleum Hydrocarbons. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc.; Machelen (Belgique) : ExxonMobil Petroleum and Chemical. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE).

Lee, W., Winters, K., Nicol, J. 1978. The biological effects of the water-soluble fractions of a no. 2 fuel oil on the planktonic shrimp, *Lucifer faxoni*. *Environ. Pollut.* 15:67-83.

Lee, W., Nicol, J. 1980. Toxicity of a fuel oil to the eggs of *Parhyale hawaiiensis* and *Amphithoe valida* (Amphipoda). *Mar. Environ. Res.* 3:297-305.

Lee, W., Macko, S., Nicol, J. 1981. Changes in nesting behavior and lipid content of a marine amphipod (*Amphithoe valida*) to the toxicity of a no. 2 fuel oil. *Water Air Soil Pollut.* 15:185-195.

Lin, Q., Mendelssohn, I.A., Suidan, M.T., Lee, K., Venosa, A.D. 2002. The dose-response relationship between No. 2 fuel oil and the growth of the salt marsh grass, *Spartina alterniflora*. *Mar. Pollut. Bull.* 44(9):897-902.

Lock, S., Dalbey, W., Schmoyer, R., Griesemer, R. 1984. Chemical characterization and toxicologic evaluation of airborne mixtures: Inhalation toxicology of diesel fuel obscurant aerosol in Sprague-Dawley rats. Phase 3: Subchronic exposures. Rapport final. Frederick (MD) : U.S. Army Medical Bioengineering Research and Development Command. AD ORNL/TM-9403. [cité dans ATSDR, 1995].

MacLean, M.M., Doe, K.G. 1989. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Dartmouth (N.-É.) : Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement. Rapport inédit EE-111.

Mackay, D., Shiu, W.Y., Hossain, K., Stiver, W., McCurdy, D., Paterson, S., Tebeau, P.A. 1982. Development and calibration of an oil spill behaviour model. Washington (DC) : United States Coast Guard, Department of Transportation. Report No. CG-D-27-83.

Mahoney, B.M., Haskin, H.H. 1980. The effects of petroleum hydrocarbons on the growth of phytoplankton recognised as food forms for the Eastern oyster, *Crassostrea virginica* Gmelin. *Environ. Pollut.* 22:123-132. [cité dans CONCAWE, 1996].

Mayhew, D.A., Smith, S.H., Doyle, G.L., Kreuger, J.C., Mellon, K.A. 1985. Dermal, eye, and oral toxicologic evaluations of brass powder, fog oil, diesel fuel and their mixtures. Frederick (MD) : U.S. Army Medical Research and Development Command. AD-A172-198.

McCarthy, J.F., Jimenez, B.D., Barbee, T. 1985. Effect of dissolved humic material on accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Structure-activity relationships. *Aquat. Toxicol.* 7:145-156.

McKee, R.H., Amoruso, M.A., Freeman, J.J., Pryzgod, R.T. 1994. Evaluation of the genetic toxicity of middle distillate fuels. *Environ. Mol. Mutagen.* 23:234-238.

Middaugh, D.P., Whiting, D.D. 1995. Responses of embryonic and larval inland silversides, *Menidia beryllina*, to No-2 fuel-oil and oil dispersants in seawater. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29(4):535-539.

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1988. Light cycle oil developmental toxicity screen in rats. Study No. 50511. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Sciences Laboratory. [cité dans API, 2003b].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1991. Thirteen week dermal administration of Beaumont Coker Light Gas Oil to rats. Final report of Study No. 61996. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Sciences Laboratory. [cité dans API, 2003b].

[MPBPWIN] Melting Point Boiling Point for Windows. 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

Murray, D.A.J., Lockhart, W.L., Webster, G.R.B. 1984. Analysis of the water-soluble fraction of crude oils and petroleum products by gas chromatography. *Oil Petrochem. Poll.* 2(1):39-46.

[NCI] National Chemical Inventories. 2006. [base de données sur CD-ROM]. Issue 1. Columbus (OH) : American Chemical Society, Chemical Abstracts Service.

Neff, J.M., Cox, B.A., Dixit, D., Anderson, J.W. 1976. Accumulation and release of petroleum-derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol.* 38:279-289.

Nouvelle-Écosse. 2005. Domestic Fuel Oil Spill Policy. [en ligne]. Halifax (N.-É.) : ministère de l'Environnement et du Travail de la Nouvelle-Écosse. [consulté en 2010].

Accès :

<https://www.gov.ns.ca/nse/contaminatedsites/docs/DomesticFuelOilSpillPolicy.pdf>

Nouvelle-Écosse. 2010. Homeowners Guide to Heating Oil Tank Systems. [en ligne]. Halifax (N.-É.) : Environmental Home Assessment Program. [consulté en décembre 2010]. Accès : <http://www.gov.ns.ca/nse/petroleum/docs/OilTankGuide.pdf>

[NRC] National Research Council. 1985. Oil in the Sea: Inputs, Fates and Effects. Washington (DC) : National Academy Press.

[NYSDOH] New York State Department of Health. 2003. Study of Volatile Organic Chemicals in Air of Fuel Oil Heated Homes. New York (NY) : New York State Department of Health. Accès : https://iavi.rti.org/attachments/Resources/McDonald_FO_Bkd_Study.pdf

[NYSDOH] New York State Department of Health. 2006. Final NYSDOH CEH BEEI Soil Vapor Intrusion Guidance: Appendix C Volatile organic chemicals in air – summary of background databases. New York (NY) : New York State Department of Health. Accès : http://www.health.ny.gov/environmental/investigations/soil_gas/svi_guidance/docs/svi_appendc.pdf

[OHS] Occupational Health and Safety. 2003. Coping with the New TLV for Diesel Fuel. [en ligne]. Dallas (TX) : Occupational Health and Safety. Accès : <http://ohsonline.com/Articles/2003/02/Coping-with-the-New-TLV-for-Diesel-Fuel.aspx>

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2000. Air Quality Guidelines. Evaluation of human health risk – Benzene (chap. 5.2). Copenhague (Danemark) : Bureau régional de l'Europe de l'Organisation mondiale de la Santé. Accès : http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/123056/AQG2ndEd_5_2benzene.pdf

[Ontario] Loi de 2000 sur les normes techniques et la sécurité. 2000. Ontario Regulation 213/01 Fuel Oil. Toronto (Ont.) : Province de l'Ontario. Accès : http://www.e-laws.gov.on.ca/html/regs/english/elaws_regs_010213_e.htm#

[Ontario] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2008. Éco-info : Mazout domestique. Toronto (Ont.) : ministère de l'Environnement de l'Ontario. Accès : <http://www.ontario.ca/fr/ministere-environnement>

[Ontario] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2013. Ontario Ministry of the Environment Spill Database. 2008-2012. Toronto (Ont) : ministère de l'Environnement de l'Ontario. Inédit.

Pancirov, R., Brown, R. 1975. Analytical Methods for Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Crude Oils, Heating Oils, and Marine Tissues. Proceedings of the Conference on Prevention and Control of Oil Pollution (San Francisco [CA]). Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 103-113. [cité dans Potter et Simmons, 1998].

[PETROTOX] [modèle d'évaluation]. 2009. Version 3.04. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE). Accès : <http://www.concawe.be/Content/Default.asp?PageID=241>

[PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 1996. Environmental Health Criteria 171: Diesel Fuel and Exhaust Emissions. Genève (Suisse) : Programme des Nations Unies pour l'environnement, Organisation internationale du Travail, Organisation mondiale de la Santé. Accès : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc171.htm>

Poon, R., Chu, I., Valli, V.E., Graham, L., Yagminas, A., Hollebhone, B., Rideout, G., Fingas, M. 2007. Effects of three biodiesels and a low sulfur diesel in male rats – A pilot 4-week oral study. *Food Chem. Toxicol.* 45:1830-1837.

Poon, R., Valli, V.E., Rigden, M., Rideout, G., Pelletier, G. 2009. Short-term oral toxicity of three biodiesels and an ultra-low sulphur diesel in male rats. *Food Chem. Toxicol.* 47:1416-1424.

Potter, T., Simmons, K. 1998. Composition of Petroleum Mixtures. Vol 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Association for Environmental Health and Sciences Foundation. Amherst (MA) : Amherst Scientific Publishers. 109 p. Accès : <http://www.aehsfoundation.org/publications.aspx>

Reidenberg, M.M., Powers, D.V., Sevy, R.W., Bello, C.T. 1964. Acute renal failure due to nephrotoxins. *Am. J. Med. Sci.* 247:25-29.

Rice, S.D., Moles, A., Taylor, T.L., Karinen, J.F. 1979. Sensitivity of 39 Alaskan Marine Species to Cook Inlet Crude Oil and No. 2 Fuel Oil. Proceedings of the Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 549-554.

Rinsky, R.A., Smith, A.B., Hornung, R., Filloon, T.G., Young, R.J., Okun, A.H., Landrigan, P.J. 1987. Benzene and leukemia. An epidemiological risk assessment. *N. Eng. J. Med.* 316(17):1044-1050.

[RMRI] Risk Management Research Institute. 2007. Quantitative assessment of oil spill risk for the south coast of Newfoundland and Labrador. Rapport préliminaire. St. John's (T.-N.-L.) : Transports Canada. Report No. CAN/0179/R003.

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. c1984-2013. [base de données sur Internet]. Sommaire des données annuelles pour 2005 et 2006. Ottawa (Ont.) : Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, Environnement Canada. [consulté en mars 2010]. Réserve de consultation.

Rossi, S.S., Anderson, J.W., Ward, G.S. 1976. Toxicity of water-soluble fractions of four test oils for the polychaetous annelids, *Neanthes arenaceodentata* and *Capitella capitata*. *Environ. Pollut.* 10:9-18.

Rozen, M.G., Snyder, C.A., Albert, R.E. 1984. Depressions in B- and T-lymphocyte mitogen-induced blastogenesis in mice exposed to low concentrations of benzene. *Toxicol. Lett.* 20(3):343-349.

Salem, H., Katz, S.A. (éd.) 2006. Inhalation toxicology. 2^e éd. Boca Raton (FL) : CRC Press, Taylor & Francis Group.

Santé Canada. 1996. Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires. Cat. H46-2/96-194F. Ottawa (Ont.) : Ministre des Approvisionnements et Services du Canada. Accès : <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H46-2-96-194F.pdf>

Scheier, A., Gominger, D. 1976. A preliminary study of the toxic effects of irradiated vs. non-irradiated water soluble fraction of #2 fuel oil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 16:595-603.

Schreiner, C.A. 1984. Petroleum and petroleum products: a brief review of studies to evaluate reproductive effects. *In*: Christian, M.S., Galbraith, W.M., Voytek, P., Mehlman, M.A. (éd.) *Advances in Modern Environmental Toxicology, Vol III, Assessment of Reproductive and Teratogenic Hazards*. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 29-45. [cité dans CIRC, 1989a].

[SCREEN3] Screening Tool Program for Windows [modèle de dépistage]. 1996. Version 4.10. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Accès : http://www.epa.gov/scram001/dispersion_screening.htm

[SENEs] SENES Consultants Limited. 2009. Review of current and proposed regulatory and non-regulatory management tools pertaining to selected petroleum substances under the Chemicals Management Plan. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Risk Management Bureau; Richmond Hill (Ont.) : SENES Consultants Limited.

Shell. 1997a. Heavy fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Oncorhynchus mykiss*. Report OP.97.47002. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997b. Light fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Oncorhynchus mykiss*. Study OP.97.47001. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997c. Heavy fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Daphnia magna*. Report OP.97.47002. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997d. Light fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Daphnia magna*. Study OP.97.47001. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997e. Heavy fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Raphidocelis subcapitata*. Study OP.97.47002. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997f. Light fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Raphidocelis subcapitata*. Report OP.97.47001. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Siemiatycki, J., Dewar, R., Nadon, L., Gerin, M., Richardson, L., Wacholder, S. 1987. Associations between several sites of cancer and twelve petroleum-derived liquids. *Scand. J. Work Environ. Health* 13:493-504.

Sigler, M., Leibovitz, L. 1982. Acute toxicity of oil and bilge cleaners to larval American oysters (*Crassostrea virginica*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 29:137-145. [cité dans CONCAWE, 1996].

Simpson, B.J. 2005. Analysis of petroleum hydrocarbon streams on the Health Canada CEPA/DSL Draft Maximal List. Rapport présenté à l'Institut canadien des produits pétroliers. Calgary (Alb.) : Institut canadien des produits pétroliers.

Skisak, C.M., Furedi-Machacek, E.M., Schmitt, S.S., Swanson, M.S., Vernot, E.H. 1994. Chronic and initiation/promotion skin bioassays of petroleum refinery streams. *Environ. Health Perspect.* 102:82-87.

Speight, J. 2007. *The Chemistry and Technology of Petroleum*, 4^e éd. Boca Raton (FL) : CRC Press.

Stacey, B., Marcotte, B. 1987. Chronic effect of no. 2 fuel oil on population dynamics of harpacticoid copepods in experimental marine mesocosms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 40:61-68.

Statistique Canada. 2003-2011. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada. [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. [consulté en décembre 2012]. Accès : <http://www5.statcan.gc.ca/bsolc/olc-cel/olc-cel?catno=57-003-X&chprog=1&lang=fra>

Statistique Canada. 2008a. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada, 2006. [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. N° 57-003-X au catalogue. [consulté en décembre 2012]. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/57-003-x/57-003-x2006001-fra.htm>

Statistique Canada. 2008b. Approvisionnement et utilisation des produits pétroliers raffinés au Canada. [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. N° 45-004-X au catalogue. [consulté en décembre 2012]. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/45-004-x/45-004-x2008001-fra.pdf>

Szaro, R.C., Albers, P.H., Coon, N. 1978. Petroleum: effects on mallard egg hatchability. *J. Wildl. Manage.* 42(2):404-406.

Szaro, R.C., Coon, N., Stout, W. 1980. Weathered petroleum: effects on mallard egg hatchability. *J. Wildl. Manage.* 44(3):709-713.

Szaro, R., Hensler, G., Heinz, G. 1981. Effects of Chronic ingestion of No. 2 fuel oil on mallard ducklings. *J. Toxicol. Environ. Health* 7:789-799.

Tatem, H.E., Cox, B.A., Anderson, J.W. 1978. The toxicity of oils and petroleum hydrocarbons to estuarine crustaceans. *Est. Coast Mar. Sci.* 6:365-373.

[TSSA] Technical Standards and Safety Authority. 2007. State of the Public Safety Report 2007. Toronto (Ont.) : Technical Standards and Safety Authority. Accès : <http://www.tssa.org/corplibrary/ArticleFile.asp?Instance=136&ID=9D8E685DC8234C52B8834FB502F0F76>

[UBTL] Utah Biomedical Testing Laboratory Inc. 1986. Twenty-eight day dermal toxicity study in rat on Watson Cherry point diesel fuel No. 2. (F-75-01). Salt Lake City (UT) : UBTL Inc. Study No. 60764. [cité dans API, 2003b].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1992. Screening Procedures for Estimating the Air Quality Impact of Stationary Sources, Revised. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/usepa_1992b_sp_for_estim_aqi_of_ss.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2000. Benzene (cancer) – Integrated Risk Information System. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0276.htm>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2006. AP 42. Rapport final. Vol. 1, chap. 5 : Petroleum Industry, Section 7.1. Emission Factor Documentation for AP-42. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch07/bgdocs/b07s01.pdf>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008. AP 42. 5^e éd. Vol. 1, chap. 5 : Petroleum Industry. Section 5.2. Transportation and marketing of petroleum liquids. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : <http://www.epa.gov/ttn/chie/ap42/ch05/final/c05s02.pdf>

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2013. EPA On-line Tools for Site Assessment Calculation. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : <http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/es.html>

U.S. House of Representatives. 2011. Chemicals used in hydraulic fracturing. United States House of Representatives. Committee on Energy and Commerce. Minority Staff. Washington (DC) : U.S. House of Representatives. Accès : <http://democrats.energycommerce.house.gov/sites/default/files/documents/Hydraulic-Fracturing-Chemicals-2011-4-18.pdf>

Vargo, G., Hutchins, M., Almquist, G. 1982. The effect of low, chronic levels of no. 2 fuel oil on natural phytoplankton assemblages in microcosms: 1. Species composition and seasonal succession. *Mar. Environ. Res.* 6:245-264.

Wahlberg, J.E. 1995. 'Green diesel' – skin irritant properties of diesel oils compared to common solvents. *Contact Dermatitis* 33:359-360.

Weinstein, J.E., Oris, J.T. 1999. Humic acids reduce the bioaccumulation and photoinduced toxicity of fluoranthene to fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(9):2087-2094.

White, D.H., Kirke, K.A., Coon, N.C. 1979. Effect of No. 2 fuel oil on hatchability of marine and estuarine bird eggs. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 21:7-10.

Witschi, H.P., Smith, L.H., Frome, E.L., Pequet-Goad, M.E., Griest, W.H., Ho, C.-H., Guerin, M.R. 1987. Skin Tumorigenic Potential of Crude and Refined Coal Liquids and Analogous Petroleum Products. *Fund. Appl. Toxicol.* 9:297-303.

[ZCL] ZCL Composites Inc. 2010. [en ligne]. Home Heating Oil Tanks. McGaheysville (VA) : Atlantic Tanks. Accès : <http://www.atlantictanks.com/ResTanks/ZCLTank.html>

Annexe A : Groupes de substances pétrolières

Tableau A.1. : Description des neuf groupes de substances pétrolières

Groupe ^a	Description	Exemple
Pétrole brut	Combinaisons complexes d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques et de petites quantités de composés inorganiques, présentes naturellement sous la surface terrestre ou le plancher océanique	Pétrole brut
Gaz de pétrole et de raffinerie	Combinaisons complexes d'hydrocarbures légers comportant principalement de 1 à 5 atomes de carbone	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 4 à 12 atomes de carbone	Essence
Gazoles	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 9 à 25 atomes de carbone	Carburant diesel
Mazouts lourds	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant principalement de 11 à 50 atomes de carbone	Fuel-oil n° 6
Huiles de base	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 15 à 50 atomes de carbone	Huiles lubrifiantes
Extraits aromatiques	Combinaisons complexes d'hydrocarbures principalement aromatiques comportant de 15 à 50 atomes de carbone	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gatsch et pétrolatum	Combinaisons complexes d'hydrocarbures principalement aliphatiques comportant de 12 à 85 atomes de carbone	Pétrolatum

Groupe ^a	Description	Exemple
Asphalte	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbones	Asphalte

^a Groupes fondés sur les classifications élaborées par le CONCAWE et sur un rapport demandé par l'Institut canadien des produits pétroliers (Simpson, 2005).

Annexe B : Tableaux des données sur les propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 2

Tableau B.1. Identité de la substance pour le fuel-oil n° 2

Numéro de registre du CAS et nom dans la LIS	68476-30-2; Fuel-oil, n° 2	NCI, 2006
Groupe chimique	Pétrole - gazoles	
Composantes principales	Hydrocarbures aromatiques et aliphatiques	CONCAWE, 1996
Nombre d'atomes de carbone	C ₁₁ -C ₂₀ ^a	Garde côtière, 1985
Ratio approximatif des composés aromatiques et des composés non aromatiques	25:75	IAR, 1981; CNRC, 1985
HAP comportant 3 à 7 cycles (% en poids)	Moins de 5 %	Speight, 2007

^a Les mazouts portant le même n° CAS peuvent varier en termes de nombre d'atomes de carbone, d'identité et de proportion des composants en fonction de la source de pétrole brut, de bitume ou de gaz naturel, et de leur traitement ultérieur.

Tableau B.2. Renseignements sur la composition établis à partir de trois échantillons de fuel-oil n° 2 en moyenne (Fuhr, 2008)

Catégorie	% en poids
<i>n</i> -alcane et isoalcane	35,3
Monocycloalcane	18,6
Dicycloalcane	11,9
Polycycloalcane	7,2
Substances monoaromatiques	12,1
Cycloalcane monoaromatique	9,3
Substances diaromatiques	3,4
Cycloalcane diaromatique	1,1
Substances polyaromatiques	0,1
Autre ^a	1,0

* ^a Comprend les groupes de substances dont la présence n'est pas jugée significative dans le numéro de mazout étudié. (*n*-alcènes, isoalcènes et isoalkyles, aromatiques soufrés).

Tableau B.3. Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives du fuel-oil n° 2 (valeurs expérimentales et modélisées), EPISuite 2008)^a

n-alcane

Nom chimique et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane (112-40-3)	216,3 (exp.)	9,6 (exp.)	18,0 (exp.)	8,3×10 ⁵ (exp.)
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	270,6 (exp.)	9,9 (exp.)	0,5 (exp.)	1,3 ×10 ⁶ (exp.)
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	(exp.)	36,8 (exp.)	6 ×10 ⁻⁴ (exp.)	2,2 × 10 ⁷

Isoalcanes

Nom chimique et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₅ 2- méthyltétradécane (1560-95-8)	250,2	1,5	5,8	4,6×10 ⁶
C ₂₀ 3-méthyl nonadécane (6418-45-7)	326,3	39,5	0,09	2,6 × 10 ⁻²¹

Cycloalcanes monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ <i>n</i> -hexylcyclohexane (4292-75-5)	224 (exp.)	43 (exp.)	15,2 (exp.)	1,9 × 10 ⁵
C ₁₅ Nonylcyclohexane (2883-02-05).	282 (exp.)	10 (exp.)	0,3 (exp.)	5,3 × 10 ⁵
C ₂₀ tétradécylcyclohexane (1795-18-2)	360 (exp.)	24 (exp.)	0,02	3,0×10 ⁶

Cycloalcanes bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ dicyclohexyl (92-51-3)	238 (exp.)	4 (exp.)	14,4 (exp.)	2,6 × 10 ⁴
C ₁₅ pentaméthyl-décalin e (91-17-8)	187,3 (exp.)	30,3 (exp.)	163 (exp.)	4,8 × 10 ⁴ (exp.)
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl-2- décaline	323,9	41,0	0,1	7,2 × 10 ⁵

Polycycloalcanes

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₄ Hydrophénanthrène	255	20,8	4,5	8,6 × 10 ³
C ₁₈ Hydrochrysène	353 (exp.)	115 (exp.)	0,004	5,7 × 10 ³

Substances aromatiques monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ 1,2,3-triéthylbenzène e (42205-08-3)	229,6	11,9	10,6	2,5 × 10 ³
C ₁₅ <i>n</i> -nonylbenzène (1081-77-2)	280,5 (exp.)	24 (exp.)	0,8 (exp.)	1 × 10 ⁴

Cycloalcanes monoaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ éthyl-tétraline (32367-54-7)	235 (exp.)	-42,8 (exp.)	8	2,4 × 10 ²
C ₁₅ méthyl-octahydro phénanthrène	267,1	27,9	2,3	1,5 × 10 ⁴

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₂₀ éthyl-dodécahydrochrysène	338,4	81,9	0,02	1,4×10 ⁴

Substances aromatiques bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ 1,1'-biphényle (92-52-4)	256,1 (exp.)	69 (exp.)	1,2 (exp.)	31,2 (exp.)
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle (7116-95-2)	309	43,7	0,1	98,7

Cycloalcanes diaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ acénaphthène (83-32-9)	279 (exp.)	93,4 (exp.)	0,3 (exp.)	18,6 (exp.)
C ₁₅ éthylfluorène (65319-49-5)	337,6	94,7	7,3×10 ⁻³	5,6

Substances aromatiques tricycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	155-160 (exp.)	57-59 (exp.)	8,9×10 ⁻³	2,8

Tableau B.3 suite : Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives du fuel-oil n° 2

n-alcane

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 C) ^c
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane	6.1 (exp.)	5,3	3,7 ×10 ⁻³ (exp.)

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C) ^c
(112-40-3)			
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	7,7	6,7	7,6×10 ⁻⁵ (exp.)
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	10,2	8,8	0,02 (exp.)

Isoalcanes

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C) ^c
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	7,6	6,6	3,3×10 ⁻³
C ₂₀ 3-méthyl nonadécane (6418-45-7)	10,1	8,8	1,1×10 ⁻⁵

Cycloalcanes monocycliques

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C) ^c
C ₁₂ <i>n</i> -hexylcyclohexane (4292-75-5)	6,1	5,3	0,1
C ₁₅ Nonylcyclohexane (2883-02-5)	7,5	6,5	4,9×10 ⁻³
C ₂₀ tétradécylcyclohexane (1795-18-2)	10	8,7	1,7×10 ⁻⁶

Cycloalcanes bicycliques

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C) ^c
C ₁₂ dicyclohexyl (92-51-3)	5,9	5,1	0,2
C ₁₅ pentaméthyldécane (91-17-8)	4,2	3,7 (exp.)	0,9 (exp.)
C ₂₀	8,9	7,7	1,2 × 10 ⁻⁴

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25°C) ^c
2,4-diméthyl-octyl-2-décane			

Polycycloalcanes

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25°C) ^c
C ₁₄ Hydrophénanthrène	5,2	4,5	0,5
C ₁₈ Hydrochrysène	6,2	5,4	0,01

Substances aromatiques monocycliques

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25°C) ^c
C ₁₂ 1,2,3-triéthylbenzène (42205-08-3)	5,1	4,4	2,9
C ₁₅ <i>n</i> -nonylbenzène (1081-77-2)	7,1 (exp.)	6,2	0,03

Cycloalcanes monoaromatiques

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25°C) ^c
C ₁₂ éthyl-tétraline (32367-54-7)	4,9	4,2	5,3
C ₁₅ méthyl-octahydrophénanthrène	5,6	4,9	0,2
C ₂₀ ethyl-dodécahydrochrysène	7,2	6,2	3,9×10 ⁻³

Substances aromatiques bicycliques

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25°C) ^c
C ₁₂ 1,1'-biphényle (92-52-4)	4,0 (exp.)	3,3 (exp.)	6,9 (exp.)
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle (7116-95-2)	5,5 (exp.)	4,8	0,9

Cycloalcanes diaromatiques

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25°C) ^c
C ₁₂ acénaphène (83-32-9)	3,9 (exp.)	3,6 (exp.)	3,9 (exp.)
C ₁₅ éthylfluorène (65319-49-5)	5,1	4,4	0,2

Substances aromatiques tricycliques

Nom chimique et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 C) ^c
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	5,2 (exp.) et 4,9 (exp.)	4,2	0,3 (exp.)

^a Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles comportant la mention (exp.), indiquant une valeur expérimentale. Les modèles utilisés sont les suivants : MPBPWIN (version 1.43) pour le point de fusion, le point d'ébullition et la pression de vapeur; HenryWin (version 3.20) pour les constantes de la loi d'Henry; KOWWIN (version 1.6G) pour le log K_{oe}; KOCWIN (version 2.0) pour le log K_{co}; WSKOW (version 1.41) pour la solubilité dans l'eau.

^b Cela correspond à la pression de vapeur maximale de la substance représentative; la pression de vapeur réelle comme composant d'un mélange sera plus faible, conformément à la loi de Raoult (la pression de vapeur totale d'un mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant). Les substances représentatives les plus légères composées de 15 atomes de carbone ont été choisies pour définir les valeurs minimales et maximales de la pression de vapeur.

^c La solubilité maximale dans l'eau a été estimée pour chaque substance représentative d'après ses propriétés physiques et chimiques individuelles. La solubilité dans l'eau réelle d'un composant d'un mélange diminuera, étant donné que la quantité totale de solubilité dans l'eau d'un mélange idéal est proportionnelle à la somme des solubilités des fractions molaires de chaque composant individuel (Banerjee, 1984).

Annexe C : Estimations de l'offre, de la demande et des rejets de fuel-oil n° 2 pendant le transport

Tableau C.1. Caractéristiques de l'offre et de la demande de mazout léger au Canada, 2006^a (Statistique Canada, 2008b)

Caractéristiques de l'offre et de la demande	Volume (m ³ × 1 000)
Production	8 291,7
Exportations	4 178,4
Importations	113,7
Variation des stocks	44,4
Transferts entre les produits	-254,1
Autres ajustements	185,9
Demande finale au Canada	4 114,4
Secteur résidentiel	2 002,9
Commerce et autres institutions	1 612,6
Total industriel	242,1
Fabrication	120,3
Tous les autres secteurs de fabrication	104,5
Exploitation minière, pétrolière et gazière	56,2
Construction	53,5
Exploitation forestière et bûcheronnage, et activités de soutien pour l'exploitation forestière	12,1
Fabrication de pâtes et papiers	10,2
Aluminium et métaux non ferreux Fabrication	5,6
Administration publique	153,8
Agriculture	76,1
Consommation par les producteurs	16,4
Production d'électricité par les services publics	10,5
Transports	0,0

* Comprend tous les carburants de type distillés pour les brûleurs à air soufflé, fuel-oil n° 2, le fuel-oil n° 3, le fuel-oil domestique, les gazoles et les huiles industrielles légères.

Tableau C.2. Production, mouvement et demande énergétique en huiles industrielles légères au Canada en milliers de mètres cubes de 2002 à 2008 (Statistique Canada, 2003-2011)^a

	Production de raffinerie	Importation	Exportation	Utilisation d'énergie (demande finale)
2002	8 866,0	34,9	4 115,6	4 988,7
2004	8 954,6	152	4 356,1	5 132,1
2006	8 291,7	113,7	4 178,4	4 114,4
2008	8 643,2	105,8	4 598,9	3 728,5

* Comprend tous les carburants de type distillés pour les brûleurs à air soufflé, fuel-oil n° 2, le fuel-oil n° 3, le fuel-oil domestique, les gazoles et les huiles industrielles légères.

Tableau C.3. Utilisation de mazout léger comme source énergétique au Canada, 2006 (Statistique Canada, 2008a)^a

Utilisateur	Millions de litres	Part
Secteur résidentiel	2 002,9	49 %
Commerce et autres institutions	1 612,6	39 %
Secteurs industriel et de la fabrication (voir ci-dessous)	242,1	6 %
Administration publique	153,8	4 %
Agriculture	76,1	2 %
Total	4 087,5	100 %

* Comprend tous les carburants de type distillés pour les brûleurs à air soufflé, fuel-oil n° 2, le fuel-oil n° 3, le fuel-oil domestique, les gazoles et les huiles industrielles légères.

Annexe D : Rejets de fuel-oil n° 2

Tableau D.1. Volumes de rejets déclarés et extrapolés et nombre de déversements de fuel-oil n° 2 déversé au Canada entre 2000 et 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Année	Volume moyen de déversements (litres)	Volume maximum de déversement unique (litres)	Volume médian des déversements (litres)	Nombre de déversements signalés	% de déversements à volume inconnu	Volume total déversé connu (litres)	Volume total déversé extrapolé ^b (litres)
2009	767	10 000	227	96	45,8	39 866	93 191
2008	367	8 000	68	207	43,5	42 984	96 310
2007	229	2 500	50	203	48,3	24 031	77 356
2006	173	1 135	21	297	53,5	23 843	77 169
2005	241	6 500	20	446	55,8	47 409	130 919
2004	467	13 000	76	518	55,2	108 297	204 216
2003	197	6 500	19	874	57	73 954	240 975
2002	468	89 000	12	1 037	52,1	232 682	413 788
2001	304	17 000	30	1 667	52,5	241 133	534 593
2000	350	40 244	19	957	55,2	150 150	327 232
Volume total déversé						984 347	2 195 749

^a Ne comprend pas les déversements dont la cause est l'écrasement d'un aéronef ou une collision, et dont la raison est un tremblement de terre ou un glissement de terrain, la glace ou le givre, les conditions routières, les tempêtes ou les inondations, l'affaissement du sol ou un acte de vandalisme.

^b Le volume total extrapolé a été calculé à l'aide d'une estimation proportionnelle des déversements connus afin de déterminer la fréquence et le volume des déversements inconnus, en supposant que la distribution des rejets déclarés était représentative de tous les rejets.

Tableau D.2. Volume approximatif (L) des déversements au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Province	2000	2001	2002	2003	2004
Alberta	s.o. ^b	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Colombie-Britannique	11 920	10 140	5 259	17 966	12 463
Manitoba	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Ontario	11 910	s.o.	750	7 295	16 843
Québec	s.o.	23 000	1 119	1 638	24 663
Nouveau-Brunswick	19 494	35 182	29 862	11 670	13 973
Nouvelle-Écosse	45 712	67 778	130 188	21 383	16 134
Île-du-Prince-Édouard	3 521	13 674	2 843	2 996	4 507
Terre-Neuve-et-Labrador	15 074	83 457	61 661	11 008	19 704
Nunavut	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Territoires du Nord-	40 244	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.

Ouest					
Territoire du Yukon	2 274	7 000	s.o.	s.o.	s.o.
Total annuel ^c	150 149	240 231	231 682	73 956	108 287

Tableau D.2 (suite) : Volume approximatif (L) des déversements de carburant diesel au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Province	2005	2006	2007	2008	2009	Total
Alberta	s.o. ^b	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Colombie-Britannique	2 681	s.o.	s.o.	2 473	1 895	64 796
Manitoba	454	80	s.o.	s.o.	s.o.	534
Ontario	40	863	450	1 254	20 927	60 332
Québec	2 959	2 342	s.o.	9 600	1 469	66 790
Nouveau-Brunswick	11 099	6 996	4 063	8 664	2 320	143 321
Nouvelle-Écosse	21 422	6 346	11 906	5 934	2 699	329 501
Île-du-Prince-Édouard	1 258	1 058	511	3 035	3 350	36 753
Terre-Neuve-et-Labrador	7 496	6 158	7 099	10 605	4 581	226 843
Nunavut	s.o.	s.o.	s.o.	170	s.o.	170
Territoires du Nord-Ouest	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	900	41 144
Territoire du Yukon	s.o.	s.o.	s.o.	1 136	s.o.	10 410
Total annuel ^c	47 409	23 843	24 029	42 871	38 141	

^a Ne comprend pas les déversements dont la cause est l'écrasement d'un aéronef ou une collision, et dont la raison est un tremblement de terre ou un glissement de terrain, la glace ou le givre, les conditions routières, les tempêtes ou les inondations, l'affaissement du sol ou un acte de vandalisme.

^b s.o. – Sans objet, aucun déversement signalé.

^c Certains déversements n'ont pas été inclus ce tableau parce que la province où ils ont eu lieu n'était pas indiquée dans la base de données du NEMISIS.

Tableau D.3. Nombre de déversements de fuel-oil n° 2 ayant eu des répercussions sur l'air, le sol, l'eau douce et l'eau salée au Canada (2000 à 2009) [Environnement Canada, 2011]

	Air	Sol	Eau douce	Eau salée	Inconnu	Total
2000	11	635	12	37	269	964
2001	34	1 154	20	55	427	1690
2002	27	413	44	73	494	1051
2003	15	331	50	108	395	899
2004	8	248	39	59	179	533
2005	10	286	36	6	114	452
2006	4	213	32	18	46	313
2007	3	158	8	3	41	213
2008	2	167	18	5	28	220
2009	0	56	23	5	30	114

Total	114	3 661	282	369	2 023	6449
-------	-----	-------	-----	-----	-------	------

Tableau D.4a. Sources de déversements de fuel-oil n° 2 au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Source	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Autre	4 006	595 651	0,61	326
Autres installations de stockage	645	193 249	0,20	680
Camion-citerne	610	54 442	0,06	114
Dépôt	27	30 061	0,03	1 253
Raffinerie	20	25 324	0,03	1 948
Inconnue	598	24 203	0,02	210
Autres véhicules automobiles	104	10 595	0,01	154
Autre installation industrielle	44	9 479	0,01	351
Camions de transport	10	6 345	0,01	793
Pipeline	12	6 013	0,01	752
Matériel électrique	34	5 975	0,01	373
Barge	7	5 040	0,01	2 520
Navire-citerne	6	5 008	0,01	1 002
Autre embarcation	87	4 878	0,00	212
Champ de production	8	3 117	0,00	779
Station-service	24	2 484	0,00	166
Égouts municipaux	42	1 267	0,00	127
Vraquier	4	1 155	0,00	578
Terminal maritime	8	54	0,00	27
Aéronefs	1	5	0,00	5
Usine municipale de traitement des eaux d'égout	2	2	0,00	2
Train	1	1	0,00	1
Usine chimique	1	0	0,00	0
Migration	1	0	0,00	0
Total	6 302	984 347	1,00	335

^a Ne comprend pas les déversements dont la cause est l'écrasement d'un aéronef ou une collision, et dont la raison est un tremblement de terre ou un glissement de terrain, la glace ou le givre, les conditions routières, les tempêtes ou les inondations, l'affaissement du sol ou un acte de vandalisme.

Tableau D.4b. Causes des déversements de fuel-oil n° 2 au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Cause	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Fuite d'un réservoir hors sol	3 572	550 620	0,56	339
Fuite des conduites	359	117 327	0,12	578
Inconnue	837	85 753	0,09	427
Fuites des contenants	161	61 675	0,06	734
Autre	353	54 288	0,06	271
Fuite de réservoirs souterrains	128	38 563	0,04	1 134
Trop-plein	489	25 261	0,03	70
Fuite de valves ou de raccords	186	19 629	0,02	161
Déchargement	163	19 492	0,02	232
Renversement	18	7 905	0,01	988
Engloutissement	16	3 392	0,00	678
Dérèglement d'un procédé	9	433	0,00	87
Pompage de cale	4	8	0,00	4
Échouement	6	1	0,00	1
Défaillance d'une digue	1	0	0,00	0
Total	6 302	984 347	1,00	335

^a Ne comprend pas les déversements dont la cause est l'écrasement d'un aéronef ou une collision, et dont la raison est un tremblement de terre ou un glissement de terrain, la glace ou le givre, les conditions routières, les tempêtes ou les inondations, l'affaissement du sol ou un acte de vandalisme.

Tableau D.4c. Raisons des déversements de fuel-oil n° 2 au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011)^a

Raison	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Inconnue	1 901	285 694	0,29	440
Défaillance du matériel	1 433	257 312	0,26	411
Défaillance de l'équipement	774	178 646	0,18	387
Corrosion	676	93 051	0,09	311
Autre	478	53 868	0,05	217
Erreur humaine	687	44 036	0,04	90
Négligence	90	27 183	0,03	715
Incendie, explosion	21	22 306	0,02	3 718
Raccords, joints	85	8 081	0,01	207
Intention	107	6 642	0,01	133
Dommmages causés par l'équipement	28	6 050	0,01	403
Défaut de soudure, joint	20	1 465	0,00	147

Surcharge	1	14	0,00	14
Migration	1	0	0,00	0
Total	6 302	984 347	1,00	335

^a Ne comprend pas les déversements dont la cause est l'écrasement d'un aéronef ou une collision, et dont la raison est un tremblement de terre ou un glissement de terrain, la glace ou le givre, les conditions routières, les tempêtes ou les inondations, l'affaissement du sol ou un acte de vandalisme.

Annexe E : Persistance et bioaccumulation

Tableau E.1. Une analyse des données de persistance des hydrocarbures pétroliers représentative du fuel-oil n° 2 d'après Environnement Canada (2013)

Nombre d'atomes de carbone	C ₁₁	C ₁₂	C ₁₃	C ₁₄	C ₁₅	C ₁₈	C ₂₀
<i>n</i> -alcane	s. o.	-	s. o.	s. o.	-	-	-
<i>i</i> -alcane	s. o.	-	-	s. o.	-	s. o.	-
Monocycloalcanes	s. o.	-	s. o.	s. o.	-	s. o.	-
dicycloalcanes	s. o.	Sd	s. o.	s. o.	S, E, Sd	s. o.	S, E, Sd
Polycycloalcanes	s. o.	s. o.	s. o.	S	s. o.	S, E, Sd	s. o.
monoaromatiques	Sd	S, E, Sd	s. o.	s. o.	Sd	s. o.	-
cycloalcanes monoaromatiques	s. o.	S, E, Sd	s. o.	s. o.	S, E, Sd	s. o.	S, E, Sd
diaromatiques	s. o.	S, E, Sd	s. o.	s. o.	S, E, Sd	s. o.	S, E, Sd
cycloalcanes diaromatiques	s. o.	S, E, Sd	A	s. o.	-	s. o.	-
Substances polyaromatiques tricycliques	s. o.	A	s. o.	A, S, E, Sd	-	s. o.	-

A – Demi-vie prévue dans l'air de deux jours ou plus

S – Demi-vie prévue dans le sol de six mois ou plus

E – Demi-vie prévue dans l'eau de six mois ou plus

Sd – Demi-vie prévue dans les sédiments de six mois ou plus

s. o. – Indique qu'aucun de ces nombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou que la structure n'a pas été modélisée

– Indique que ces structures sont considérées comme ne pouvant pas persister longtemps dans l'air, le sol, l'eau ou les sédiments.

Tableau E.2. Une analyse des données de bioaccumulation expérimentales et modélisées des hydrocarbures pétroliers représentative du fuel-oil n° 2 d'après Environnement Canada (2013)

Nombre d'atomes de carbone	C ₁₁	C ₁₂	C ₁₃	C ₁₄	C ₁₅	C ₁₈	C ₂₀
<i>n</i> -alcane	s. o.	-	-	-	-	-	-
<i>i</i> -alcane	s. o.	-	B	s. o.	B	s. o.	s. o.

cycloalcanes monocycliques	s. o.	B	s.o	s.O	B	s. o.	s. o.
dicycloalcanes	s. o.	B	-	s. o.	B	s. o.	s. o.
polycycloalcanes	s. o.	s. o.	s. o.	B	s. o.	-	s. o.
monoaromatiques	-	-	s. o.	s. o.	B	s. o.	s. o.
cycloalcanes monoaromatiques	s. o.	-	s. o.	s. o.	B	s. o.	B
Substances diaromatiques	-	B	B	-	-	s. o.	s. o.
cycloalcanes diaromatiques	s. o.	-	-	-	-	s. o.	B
Substances polyaromatiques tricycliques	s. o.	-	s. o.	B	-	s. o.	B

B – Caractère bioaccumulable très élevé prévu avec un FBC/FBA supérieur à 5 000

Indique qu'aucun de ces nombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou que la structure n'a pas été prise en compte

– Indique que ces structures ne sont pas considérées comme étant très bioaccumulables.

Annexe F : Toxicité du fuel-oil n° 2

Tableau F.1. Toxicité aquatique du fuel-oil n° 2

Poissons

Organisme d'essai	Nom commun	Durée de l'essai	Critère d'effet	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
Poisson						
<i>Onchorhynchus gorboscha</i>	Saumon rose	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble ^a	0,5	Rice <i>et al.</i> , 1979
<i>Salvelinus malma</i>	Ombre Dolly Varden	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	0,7	Rice <i>et al.</i> , 1979
<i>Myoxocephalus polyacanthocephalus</i>	Grand chaboisseau	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	2,4	Rice <i>et al.</i> , 1979
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mené tête-de-mouton	96 h	CL ₅₀	Dispersion	93	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	6,3	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Menidia beryllina</i>	Menidia beryllina	48 h	CL ₅₀	Dispersion	125	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	3,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
			CME0	Fraction hydrosoluble	9,3	Middaugh et Whiting, 1995
<i>Fundulus similis</i>	Fondule à long nez	96 h	CL ₅₀	Dispersion	33	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	3,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Jordanella floridae</i>	Jordanelle de Floride	24 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble (statique)	Plus de 100 % FSE	Hedtke et Puglisi, 1982
		96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble (statique)	Plus de 100 % FSE	Hedtke et Puglisi, 1982
<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	24 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble (statique)	Plus de 100 % FSE	Hedtke et Puglisi, 1982
		96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble (statique)	Plus de 100 % FSE	Hedtke et Puglisi, 1982
Invertébrés						
<i>Mysidopsis almyra</i> <i>Mysidopsis almyra</i>	Mysis effilées Mysis effilées	48 h	CL ₅₀	Dispersion d'huile dans l'eau	1,3	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		48 h				
<i>Artemia</i> sp. <i>Artemia</i> sp	Crevette des salines Crevette des salines	48 h	CE ₅₀ (immobilisation)	FSE	8,35 (5,45-11,2) ^b	MacLean et Doe, 1989
		48 h	CL ₅₀	FSE	11,16	MacLean et

					(8,41-13,9)	Doe, 1989
<i>Daphnia magna</i> <i>Daphnia magna</i>	Cladocère Cladocère	48 h	CE ₅₀ (immobilisation)	FSE	1,9 (1,63-2,24)	MacLean et Doe, 1989
		48 h	CL ₅₀	FSE	2,18 (0,09-3,47)	MacLean et Doe, 1989
<i>Palaeomonetes pugio</i> <i>Palaeomonetes pugio</i> <i>Palaeomonetes pugio</i> <i>Palaeomonetes pugio</i>	Larves de Bouquet Mississippi Larves de Bouquet Mississippi Larves de Bouquet Mississippi Larves de Bouquet Mississippi	96 h 96 h	CL ₅₀ CL ₅₀	FSE Dispersion	1,2 1.7	Tatem <i>et al.</i> , 1978 Tatem <i>et al.</i> , 1978
		96 h	LL ₅₀	Dispersion	3.0	Anderson <i>et al.</i> , 1974
		96 h	CL ₅₀	FSE	3,5	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Penaeus aztecus</i> (phase postlarvaire) <i>Penaeus aztecus</i> (phase postlarvaire)	Crevette brune Crevette brune	96 h 96 h	LL ₅₀ CL ₅₀	Dispersion FSE	9,4 4.9	Anderson <i>et al.</i> , 1974 Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Eualus suckleyi</i>	Crevette bouledogue secrète	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	0,6	Rice <i>et al.</i> , 1979
<i>Crangon alaskensis</i>	Crevette Alaska	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	0,43	Rice <i>et al.</i> , 1979
<i>Paralithodes camtschatica</i>	Crabe royal	96 h	Taux létal médian	Fraction hydrosoluble	0,8	Rice <i>et al.</i> , 1979
<i>Skeletonema costatum</i>	Diatomée marine	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	1-2	Mahoney et Haskin, 1980
<i>Isochrysis galbana</i>	Microalgues marines	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	2-3	Mahoney et Haskin, 1980
<i>Monochrysis lutheri</i>	Microalgues marines	96 h	CL ₅₀	FSE	4-5	Mahoney et Haskin, 1980
<i>Nannochloris oculata</i>	Microalgues marines	72 h	CL ₅₀	FSE	Note de 3 à 4	Mahoney et Haskin, 1980
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Polychètes marins	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	6,1	Rossi <i>et al.</i> , 1976
<i>Capitella capitata</i>	Ver	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	2	Rossi <i>et al.</i> , 1976
<i>Crassostrea virginica</i>	Huître de l'est	96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	1,9	Sigler et Leibovitz 1982
<i>Mercenaria mercenaria</i>	Quahaug commune	48 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	0,6 (0,48 - 0,69)	Byrne, 1989
Autre						
<i>Rana sylvatica</i>	Grenouille des bois	24 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble (statique)	Plus de 100 % FSE	Hedtke et Puglisi, 1982
		96 h	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	413 (342-561)	Hedtke et Puglisi, 1982

				(statique)		
--	--	--	--	------------	--	--

^a Fraction hydrosoluble.

^b Les valeurs entre crochets font référence à l'intervalle de confiance de 95 %.

Tableau F.2. Données modélisées de la toxicité pour les organismes aquatiques (PetroTox, 2009)^a

Organisme	Toxicité aiguë — LL ₅₀ ^b (mg/L), espace de tête de 10 %	Toxicité aiguë — LL ₅₀ ^b (mg/L), espace de tête de 50 %
<i>Daphnia magna</i>	4,9	6,1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,9	1,1
<i>Pseudokirchneriella subcapitatum</i> ^c	1,4	1,5
<i>Rhepoxynius abronius</i>	0,19	0,2
<i>Palaemonetes pugio</i>	0,6	0,8
<i>Menidia beryllina</i>	Plus de 1 000	Plus de 1 000
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	264	294,5

^a Tous les résultats proviennent de la version 3.04 du système PetroTox (2009), à l'aide de la procédure à faible résolution.

^b La charge létale médiale (LL₅₀) a été utilisée au lieu de la concentration létale médiane (CL₅₀), car les substances pétrolières ne sont pas solubles dans l'eau.

^c Concentration par défaut de carbone organique en particules pour les algues : 2,0 mg/L.

Tableau F.3. Volume estimé d'eau en contact avec du pétrole à persistance moyenne (x10⁶ m³) dans le cadre des processus de chargement/déchargement et de transport d'hydrocarbures par navire pour des déversements de différentes tailles (RMRI, 2007) [Volume d'eau en contact avec le pétrole (x 10⁶ m³)]

Ampleur des déversements (barils)	Chargement / déchargement	Transport
1-49	40	5 300
50-999	60	5 500
1 000-9 999	150	8 100
10 000-99 999	500	14 000
100 000-199 999	3 500	37 000
Plus de 200 000	33 000	62 000

Annexe G : Codes et normes concernant les réservoirs de stockage de fuel-oil n° 2

Codes

Code national de prévention des incendies du Canada, 2010.

Code national du bâtiment du Canada, 2010.

Ces codes peuvent être achetés auprès du Conseil national de recherches du Canada, à Ottawa.

Disponible à l'adresse suivante : http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/publications/centre_codes/2010_code_national_prevention_incendies.html

http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/publications/centre_codes/2010_code_national_batiment.html

Normes

Publications des Laboratoires des assureurs du Canada :

Norme nationale du Canada. CAN/ULC-S602, Réservoirs en acier non enterrés destinés au stockage des liquides combustibles utilisés comme huile de chauffage ou huile pour génératrice. Accès :

<http://www.orderline.com/detail.asp?group=448>

Laboratoires des assureurs du Canada.

ULC/ORD-C80.1 – Aboveground Non-Metallic Tanks for Fuel Oil (réservoirs non métalliques hors sol pour le mazout) Disponible à l'adresse suivante :

[http://www.ul.com/canada/documents/certificationbulletin2012/Certification_Bulletin_2012-01\(ENG\)_ULC-ORD-C80.1.pdf](http://www.ul.com/canada/documents/certificationbulletin2012/Certification_Bulletin_2012-01(ENG)_ULC-ORD-C80.1.pdf)

Association canadienne de normalisation (CSA) :

Association canadienne de normalisation, Code d'installation des appareils de combustion au mazout (CSA B-139) Disponible à l'adresse suivante :

[http://www.csa.ca/products/energy/Default.asp?articleID=4414&language=english.](http://www.csa.ca/products/energy/Default.asp?articleID=4414&language=english)

Annexe H : Caractérisation de l'exposition

Tableau H.1. Paramètres d'entrée utilisés dans la modélisation SCREEN3

Variables	Paramètres d'entrée
Type de source	Aire
Aire de captation des émissions ^a	50 x 100 m ²
Taux d'émission de benzène (kg/h)	2 x 0,02
Hauteur du récepteur ^b	1,74 m (taille moyenne d'un adulte)
Hauteur de la source d'émissions ^a	10 m
Facteur d'ajustement ^c	0,4 (direction variable du vent pendant 24 h) 0,2 (direction moyenne du vent pendant un an)
Option urbaine/rurale	Échelle urbaine
Météorologie ^d	1 (météorologie complète)
Distance minimale et maximale	0-3 000 m

^a Jugement professionnel.

^b Curry *et al.*, 1993.

^c USEPA (1992).

^d Valeur par défaut du modèle SCREEN3.

Tableau H.2. Concentrations ambiantes de benzène à proximité d'une installation de stockage en vrac de fuel-oil n° 2 (taux d'émission de benzène de 0,02 kg/h par réservoir) avec une hauteur des récepteurs de 1,74 m (Estimations de la concentration atmosphérique pour une station-service de débit moyen)

Distance (m)	Concentration maximale sur 1 heure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentration maximale annuelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	3,08	0,62
20	4,58	0,92
30	5,41	1,08
40	6,13	1,23
50	6,76	1,35
60	7,18	1,44
70	7,97	1,59
80	8,59	1,72
90	8,72	1,74
100	8,46	1,69
110	8,92	1,78
120	9,25	1,85
130	9,37	1,87
140	9,32	1,86
150	9,14	1,83
200	7,48	1,5
250	5,82	1,16
300	4,57	0,91
350	3,66	0,73
400	3	0,6
450	2,5	0,5
500	2,13	0,43
600	1,6	0,32
700	1,26	0,25
800	1,02	0,2
900	0,85	0,17
1 000	0,73	0,15
1 100	0,63	0,13
1 200	0,55	0,11
1 300	0,49	0,1
1 400	0,44	0,09
1 500	0,4	0,08

Annexe I : Résumé des renseignements liés aux effets sur la santé du fuel-oil n° 2 (n° CAS 68476-30-2)

Critères d'effet	N° CAS ^a	Doses ou concentrations avec effet ^b /Résultats
Effets aigus sur la santé	64741-59-9	CL₅₀ la plus faible par inhalation (rat) = 3 350 mg/m ³ (3,35 mg/L) ^c pour l'échantillon API 83-07 (mâles) (API, 2003b).
	64741-59-9 64742-80-9	Autres CL ₅₀ par inhalation (rat) = 4 600 - 7 640 mg/m ³ (4,6 – 7,64 mg/L) ^c pour deux numéros CAS testés (mâles et femelles) (CONCAWE, 1996; API, 2003b).
	68476-30-2 (3 échantillons)	DL ₅₀ par voie orale (rat) = 11 900, 15 600, 17 300 mg/kg p.c. (14,5, 19, 21,2 mL/kg) ^{d,e} pour les échantillons API 78-3, 78-2, 78-4, respectivement (mâles et femelles) (CONCAWE, 1996; API, 2003a).
	68476-34-6	DL₅₀ la plus faible par voie orale (rat) = 7 400 mg/kg pour l'échantillon API 79-6 (CONCAWE, 1996; API, 2003a).
	68476-30-2 (3 échantillons)	DL₅₀ la plus faible par voie cutanée (lapin) = > 4 100 mg/kg p.c. (>5 mL/kg) ^{d,e} pour les échantillons API 78-2, 78-3 et 78-4 (mâles et femelles) (CONCAWE, 1996; API, 2003a).
	64742-80-9	Étude de la toxicité par voie cutanée chez le lapin : l'exposition recouverte pendant 24 heures de 2 000 mg/kg p.c. de l'échantillon 81-09 ou 81-10 de l'API a donné lieu à des effets locaux sur la peau (érythème, œdème, desquamation, fissures), mais aucune mortalité et aucune toxicité systémique n'ont été observées pendant un suivi de 14 jours (CONCAWE, 1996; API, 2003b).
	68476-34-6	Des lapins blancs mâles et femelles de Nouvelle-Zélande (cinq par sexe) ont été exposés par voie cutanée avec abrasion et occlusion à 2 000 mg/kg p.c. de carburant diesel pendant 24 heures, puis observés pendant 14 jours. On a constaté un érythème, un œdème, une desquamation et des fissures au site d'essai, et des selles molles et spumeuses. À l'autopsie, on a trouvé du fluide dans l'estomac et l'intestin, du mucus dans le colon et des foyers rouges dans les poumons. Un lapin n'a pas survécu à la période d'observation, mais les chercheurs ont considéré ce décès comme n'étant pas relié à la substance d'essai (Mayhew <i>et al.</i> , 1985). Le carburant diesel (0,5 mL par site d'application; dose d'exposition totale de 764 mg/kg p.c.) a été modérément irritant (indice d'irritation primaire de 4) pour la peau des lapins blancs de Nouvelle-Zélande après une exposition recouverte de 24 heures. La densité du carburant diesel était de 839,9 mg/mL et le poids moyen des lapins de

		<p>2,2 kg. L'étude a été menée conformément aux BPL (Mayhew <i>et al.</i>, 1985).</p> <p>Des lapins blancs de Nouvelle-Zélande mâles et femelles (quatre par sexe) ont été exposés par voie cutanée avec occlusion à 5 mL/kg (4 100 mg/kg p.c.) d'un échantillon de carburant diesel disponible dans le marché (échantillon API, 79-6) pendant 24 heures, puis observés pendant 14 jours. Le site d'application (peau dorsale rasée) était abrasé chez quatre lapins (deux par sexe). Au site d'application, on a constaté une irritation de légère à modérée, un érythème et une desquamation de la peau, mais on n'a observé aucun signe d'effets systémiques ou de signes pathologiques macroscopiques. À l'autopsie, on a constaté des reins congestionnés chez quatre lapins; deux lapins souffraient d'une hémorragie trachéale, et un avait le foie congestionné, mais les chercheurs ont noté que ces effets n'étaient pas reliés à la substance d'essai (API, 1980a; Beck <i>et al.</i>, 1984).</p>
Effets sur la santé à court terme et subchroniques causés par une exposition répétée	<p>68476-30-2</p> <p>68476-34-6</p> <p>64741-82-8</p>	<p>Étude par voie cutanée (court terme) : des doses de 841, 2524 ou 8 414 mg/kg p.c. par jour (1, 3 ou 10 mL/kg par jour)^d ont été appliquées à des lapins blancs de Nouvelle-Zélande (4 animaux par sexe par dose) par l'entremise de timbres de gaze sur la peau rasée, à raison de 5 jours par semaine pendant 2 semaines. On a observé une détérioration progressive du site d'application sur la peau pour toutes les doses. Aux deux doses les plus élevées, on a observé de l'anorexie et une mortalité (25 % et 87,5 %, respectivement), mais ces effets étaient secondaires par rapport aux lésions cutanées (API, 1980b).</p> <p>DMENO par voie (court terme) : La valeur 200 mg/kg p.c. par jour a été définie en fonction de changements hématologiques, y compris une CCMH réduite, et une réduction du gain pondéral chez les lapins blancs de Nouvelle-Zélande. Des lapins (10 par sexe par dose) ont été munis de colliers et exposés par voie cutanée à un échantillon de carburant diesel LF-7765 RI à des concentrations de 200, 670 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour, cinq jours par semaine pendant trois semaines. La peau au site d'application était tonduée et non occluse. Un autre effet observé à une dose supérieure ou égale à 200 mg/kg p.c. était une irritation cutanée liée à la dose. À des doses de 670 et 2 000 mg/kg p.c., diminution du gain pondéral, faibles niveaux de CCMH et de phosphatase alcaline et des niveaux élevés de glucose et des globules blancs. À une dose de 2 000 mg/kg p.c., on a observé une diminution de l'albumine sérique, des cellules rouges du sang, de l'hématocrite et de l'hémoglobine, et augmentation de la transaminase glutamique oxalo-acétique (TGO) et des neutrophiles matures, ainsi que des changements statistiquement significatifs dans le poids relatif du cerveau, du foie, des reins, de la glande surrénale et du cœur. Trois lapins (deux femelles et un mâle) sont morts dans le groupe exposé aux plus fortes doses (IITRI, 1984).</p>

	64742-80-9	<p>DMENO (subchronique) = 30 mg/kg p.c. par jour, d'après l'augmentation du nombre de lymphocytes chez les rats femelles et une diminution de 10 % du poids du thymus chez les rats mâles. La substance à l'étude a été appliquée sur la peau rasée de rats Sprague-Dawley (10 animaux par sexe par dose) à une dose de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour, à raison de 5 jours/semaine pendant 13 semaines. Des changements relatifs aux mégacaryocytes, une augmentation du nombre de lymphocytes et une baisse du poids corporel chez les rats mâles ont été observés à des doses supérieures ou égales à 125 mg/kg p.c. par jour. D'autres effets ont été observés à des doses supérieures ou égales à 500 mg/kg p.c. par jour, y compris une irritation grave de la peau et une perte de poids chez les femelles. L'exposition à la dose la plus élevée a entraîné l'augmentation du nombre de leucocytes (globules blancs) et de neutrophiles segmentés ainsi que la baisse du nombre de cellules érythroïdiétiques et de mégacaryocytes. Une basophilie dans le cortex des tubules rénaux a aussi été observée chez les rats mâles (Mobil, 1991).</p>
	68334-30-5	<p>CMENO par inhalation (court terme) = 23 mg/m³ d'après les changements microscopiques observés dans les tissus nasaux, y compris l'inflammation subaiguë de la muqueuse respiratoire des rats. Des rats Sprague-Dawley (20 par sexe) ont été exposés à API 81-09 (concentration moyenne de 23 mg/m³) et API 81-10 (concentration moyenne de 24 mg/m³) six heures par jour, cinq jours par semaine pendant quatre semaines. On a constaté une augmentation d'environ 30 % des leucocytes (pour l'échantillon API 81-10), mais aucun changement macroscopique n'a été observé à l'autopsie; les auteurs ont laissé entendre que cet effet était relié au stress. La substance utilisée pour l'essai a été vaporisée dans une chambre de pulvérisation, puis mélangée à l'air de la pièce pour atteindre les concentrations souhaitées (API, 1986).</p>
	68476-34-6	<p>CMENO par inhalation (subchronique) = 250 mg/m³ d'après une diminution du poids corporel et une augmentation du temps de réaction dans un essai acoustique du réflexe du sursaut. Des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (24 animaux par sexe par concentration) ont été exposés à du carburant diesel à une dose de 250, 750 ou 1 500 mg/m³, à raison de 4 heures par jour, 2 jours par semaine pendant 13 semaines. On a observé une diminution du poids corporel et une augmentation du temps de réaction, mesuré dans le cadre d'un test du réflexe du sursaut après une exposition à des concentrations supérieures ou égales à 250 mg/m³. Toutefois, on n'a recensé aucun changement histologique correspondant dans le système nerveux. Après l'exposition à la plus forte concentration, on a observé une augmentation du poids relatif du lobe du poumon droit (on n'a constaté aucun changement histopathologique ni effet sur la fonction pulmonaire) et une diminution du niveau de cholestérol</p>

		<p>sanguin (chez les femelles); ce n'est pas considéré relié au traitement. La substance à l'étude a été vaporisée instantanément à l'aide d'un appareil de chauffage Vycor relié à une extrémité d'un tube en acier inoxydable. Ensuite, l'aérosol a été vaporisé dans la chambre d'exposition et mélangé à l'air de la pièce pour obtenir les concentrations souhaitées (Lock <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>DMENO par voie orale (court terme) = 500 mg/kg p.c. (dans une étude à dose unique) d'après les effets sur le foie et les reins chez sept rats Sprague-Dawley auxquels on a administré par gavage du carburant diesel à faible teneur en soufre dans de l'huile de maïs, cinq jours par semaine pendant quatre semaines. Les effets comprenaient d'importantes augmentations (p inférieur à 0,05) du poids relatif du foie, des enzymes du foie (benzyloxyl-sorufin-O-d/alkylase [BROD], 7-éthoxyrésorufin-O-déséthylase [EROD], pentoxyrésorufin-O-déalkylase [PROD], glutathione-S-transférase [GST], UDP glucuronosyl transférase [UDPGT], palmitoyl-CoA oxidase [PCO]), acides gras sans sérum, albumine dans les urines et acide ascorbique dans les urines, un niveau significativement réduit (p inférieur à 0,05) de triglycérides du foie, inclusions cytoplasmiques de la partie externe du cortex des tubules rénaux et élimination cytoplasmique dans la lumière (Poon <i>et al.</i>, 2007).</p> <p>DMENO par voie orale (court terme) = 500 mg/kg p.c. pour le diesel à très faible teneur en soufre dans une étude semblable à celle présentée précédemment. Les effets chez les rats mâles comprenaient d'importantes augmentations (p inférieur à 0,05) dans le foie de GST, BROD, EROD, PROD, acyl-CoA oxydase, dans du calcium sérique et du phosphate inorganique et dans l'acide ascorbique des urines, albumine et activité de la N-acétylglucosaminidase, et d'importantes diminutions (p inférieur à 0,05) des acides gras libres et de lactate déshydrogénase dans le sérum. De faibles changements histopathologiques dans le foie, une hépatomégalie, une augmentation du poids des reins et des changements dans l'histopathologie des reins ont également été observés (Poon <i>et al.</i>, 2009).</p> <p>Autres études par voie orale (court terme) : On a recensé une dose avec effet de 1 013 mg/kg p.c. en fonction de changements biochimiques chez six rats Sprague-Dawley mâles auxquels on avait administré 1,25 mL/kg (1 013 mg/kg p.c.)^d de carburant diesel commercial no 2 par gavage, les jours 1, 3, 5 et 8 de l'étude. Les effets comprenaient une augmentation de l'indice hépatosomatique, une activité accrue des enzymes hépatiques (EROD, 7-éthoxycoumarine-O-déséthylase (ECOD), GST et aryl-hydrocarbène-hydroxylase) et activité accrue des enzymes rénaux (ECOD) (Khan <i>et al.</i>, 2001).</p>
Cancérogénicité	68476-30-2	Études de toxicité chronique par badigeonnage de la peau

	64742-80-9	<p>Des doses de 559 mg/kg p.c.^{f,g,h} de six formulations différentes ont été appliquées sur la peau rasée du dos de souris mâles C3H/HeJ (40 à 50 animaux par groupe), à raison de 3 fois par semaine pendant toute leur vie. Une augmentation importante de l'incidence de tumeurs de la peau a été observée (papillomes et carcinomes) : 6/50, 6/40, 11/50, 5/50, 9/50 et 10/50 souris exposées présentaient des tumeurs après 124, 113, 114, 127, 116 et 114 semaines, respectivement. Après exposition au témoin négatif (huile minérale blanche), aucune souris n'a développé de tumeur, et après exposition au témoin positif (1, 3,3, 20 and 25 % d'huile clarifiée de craquage catalytique), on a observé des tumeurs de la peau chez 9/50, 50/50, 39/50 et 39/40 souris après 106, 35, 65 and 30 semaines, respectivement (Biles <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>Des doses de 287, 574 ou 1 148 mg/kg p.c.^{f,g,h,i} (50 µL dilués à 25, 50 ou 100 %) ont été appliquées sur la peau rasée du dos de souris C3Hf/Bd_f (25 animaux par sexe par dose), à raison de 3 fois par semaine pendant toute leur vie, ou bien jusqu'à l'apparition d'une tumeur pendant deux semaines. On a observé une augmentation de l'incidence des tumeurs (papillomes et carcinomes). Sur les souris exposées, 15/150 ont développé des tumeurs (à toutes les doses et pour les deux sexes) après 80 semaines environ. L'exposition au témoin négatif (acétone) n'a produit aucune tumeur chez les souris et l'exposition au témoin positif (B[a]P) a produit des tumeurs de la peau chez 299/300 souris pour toutes les doses et chez les deux sexes après 19 semaines (Witschi <i>et al.</i>, 1987).</p> <p>Une dose de 1 117 mg/kg p.c.^{f,g,h} (50 µL) a été appliquée sur la peau rasée du dos (partie lombaire) de souris mâles C3H/HeN (50 animaux par groupe), à raison de 2 fois par semaine pendant toute leur vie. On a constaté une augmentation importante de la formation de tumeurs de la peau. Sur les souris exposées, 9/43 présentaient des tumeurs après 89 semaines environ. Aucune des souris exposées au témoin négatif (traités au placebo) ne présentait de tumeurs. On a constaté que sur 2 souris sur 9 qui ont développé des tumeurs au niveau du site d'application, ont également développé des tumeurs sur les zones de la peau non exposées (Gerhart <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>Étude d'initiation Des groupes de souris mâles CD-1 (30 animaux par dose) ont été exposés à 559 ou 1 117 mg/kg p.c. (25 ou 50 µL sans dilution)^{f,g,h} sur la peau rasée du dos (partie lombaire) pendant 5 jours consécutifs. Après une période de repos de 2 semaines, on leur a administré 5 µL du promoteur phorbol-12-myristate-13-acétate (PMA) 2 fois par semaine pendant 25 semaines. On a observé une légère augmentation de l'incidence des tumeurs de la peau.</p> <p>Étude de promotion</p>
--	------------	--

	68476-34-6	<p>Des groupes de souris mâles CD-1 (30 animaux par groupe) ont reçu une dose unique de 50 µg de l'agent initiateur DMBA sur la peau rasée du dos (partie lombaire). Après une période de repos de 2 semaines, on leur a administré 1 117 mg/kg p.c. (50 µL sans dilution)^{f,g,h} 2 fois par semaine pendant 25 semaines. On a observé une augmentation importante de l'incidence des tumeurs de la peau. Sur les souris exposées, 12/30 présentaient des tumeurs après 22,4 semaines. L'exposition au témoin négatif (souris traitées au placebo) n'a produit aucune tumeur chez les souris et l'exposition au témoin positif (DMBA/PMA) a produit des tumeurs de la peau chez 28/29 souris après 10,5 semaines (Gerhart <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>Étude de toxicité chronique par badigeonnage de la peau Des souris mâles C3H/HeJ (50 par groupe) ont été exposées à 50 µL (1 116 mg/kg p.c.)^{f,g,p} de la substance à l'étude non diluée, deux fois par semaine pendant toute leur vie. La substance à l'étude a été appliquée sur la peau interscapulaire rasée. On a observé une importante augmentation des tumeurs cutanées, 63 % des souris exposées ayant développé des papillomes spinocellulaires, des carcinomes ou des fibrosarcomes avec une latence moyenne au début de 73 semaines. Les animaux traités au placebo n'ont pas développé de tumeur. Quatre groupes témoins positifs (exposés à des doses de 0,01 ou de 0,05 % B[a]P pendant 24 mois ou pendant la vie) ont donné lieu à 53 à 100 % de fréquence de tumeurs et à 47 à 87 semaines de latence (Broddle <i>et al.</i>, 1996).</p> <p>Étude d'initiation Des souris mâles C3H/HeJ (30 par groupe) ont été exposées à 50 µL (1 116 mg/kg p.c.)^{f,g,p} de la substance à l'étude non diluée, une fois par jour, pendant cinq journées consécutives. Après une période de repos de deux semaines, on a appliqué 50 µL de PMA deux fois par semaine pendant 25 semaines. Les deux substances ont été appliquées sur la peau rasée de la région intrascapulaire. On a observé une augmentation non significative sur le plan statistique des tumeurs cutanées (6 des 30 souris exposées ont développé des tumeurs après 18 semaines). Trois des 30 souris ont développé des tumeurs dans le groupe témoin négatif (exposées à de l'acétone puis du PMA) après 16 semaines. Le groupe témoin positif (exposé à du DMBA puis à du PMA) comptait 30 souris sur 30 qui avaient des tumeurs cutanées après neuf semaines (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Étude de promotion Des souris mâles C3H/HeJ (30 par groupe) ont été exposées une fois à 50 µL de DMBA. Après une période de repos de deux semaines, 50 µL (1 116 mg/kg p.c.)^{f,g,p} de la substance à l'étude non diluée a été appliquée deux fois par semaine pendant 25 semaines. Les deux substances ont été appliquées sur la peau rasée de la région</p>
--	------------	--

	68334-30-5	<p>intrascapulaire. On a observé une augmentation importante des tumeurs cutanées (16 des 30 souris exposées ont développé des tumeurs après 13 semaines). Les souris traitées au placebo n'ont pas développé de tumeurs. Le groupe témoin positif (exposé à du DMBA puis à du PMA) comptait 30 souris sur 30 qui avaient des tumeurs cutanées après neuf semaines (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Études de toxicité chronique par badigeonnage de la peau</p> <p>Des souris mâles C3H (50 par groupe) ont été exposées à une dose de 50 µL (1 095 mg/kg p.c.)^{f,g,i} de l'échantillon de carburant diesel non dilué LF-7765 RI, deux fois par semaine pendant toute leur vie. La substance à l'étude a été appliquée sur la peau dorsale rasée. On a observé une augmentation importante des tumeurs cutanées (neuf des 46 souris exposées ont développé des carcinomes squameux ou des fibrosarcomes avec une latence moyenne de 94 semaines). Aucune souris exposée au placebo n'a développé de tumeur (IITRI, 1985).</p> <p>Une dose de 833 mg/kg p.c.^{f,k} (25 µL) de diesel pétrolier a été appliquée sur la peau de la région du thorax dorsal de souris C3H/HeN (25 animaux par sexe et par dose), à raison de 3 fois par semaine pendant 54 semaines. On a observé une augmentation non significative sur le plan statistique de tumeurs de la peau (carcinomes squameux et fibrosarcomes). Deux souris exposées (sur 27) présentaient des tumeurs après 64 semaines. Après être exposées au témoin négatif (huile minérale ou placebo), 1/46 et 0 souris ont développé des tumeurs de la peau après 77 semaines respectivement. Sur les souris exposées au témoin positif (B[a]P), 47/48 et 49/49 présentaient des tumeurs de la peau après 31 et 28 semaines, respectivement (Clark <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>Étude d'initiation</p> <p>Des groupes de souris mâles CD-1 (30 animaux par groupe) ont été reçus 50 µL (1 111 mg/kg p.c.)^{f,g,h} de DGMK 22 sur la peau rasée du dos pendant 5 jours consécutifs. Après une période de 2 semaines, on leur a administré 5 µL du promoteur TPA 2 fois par semaine pendant 25 semaines. On n'a observé aucune augmentation de l'incidence des tumeurs de la peau.</p> <p>Étude de promotion</p> <p>Des groupes de souris mâles CD-1 (30 animaux par groupe) ont reçu une dose de 50 µg de l'agent initiateur de tumeurs DMBA sur la peau rasée du dos. Après deux semaines, 50 µL (1 111 mg/kg p.c.)^{f,g,h} de DGMK 22 a été appliqué deux fois par semaine pendant 25 semaines. L'une des souris exposées (sur 30) a développé des tumeurs de la peau (papillomes squameux). Aucune des souris exposées au témoin négatif (DMBA/acétone) ne présentait de tumeurs de la peau. Sur les 30 souris exposées au témoin positif (DMBA/TPA), toutes</p>
--	------------	---

		présentaient des tumeurs de la peau (DGMK, 1993).
Effets sur la santé en matière de développement et de reproduction	68476-30-2	Études sur l'exposition par inhalation Aucun effet tératogène n'a été observé après exposition de rates gravides par inhalation à la substance d'essai, à raison de 626 ou 3 081 mg/m ³ (85 ou 410 ppm) ^{l,m} pendant 6 heures par jour, aux jours de gestation 6 à 15 (Schreiner, 1984).
	68334-30-5	On a constaté qu'une concentration de 2 945 mg/m ³ (400 ppm) ^{l,m} n'a produit aucun effet sur le développement, après exposition de rates gravides par inhalation, pendant les jours de gestation 6 à 15 (Beliles et Mecler, 1983).
	68476-34-6	CSENO par inhalation = 3 777 mg/m ³ pour l'absence de toxicité pour le développement. Des rates gravides ont été exposées à 401,5 ppm (3 777 mg/m ³) ^{l,n} de carburant diesel au cours des jours 6 à 15 de la période de gestation; on n'a pas précisé les heures d'exposition par jour. On n'a observé aucun effet sur le développement (Beliles et Mecler, 1983).
	64741-59-9	CSENO par voie cutanée = 4 050 mg/kg p.c. par jour en ce qui a trait à l'absence de toxicité pour la reproduction. Une dose de 405, 1 620 ou 4 050 mg/kg p.c. par jour (0,5, 2 ou 5 mL/kg par jour) ^{d,i} de carburant diesel no 2 a été appliquée sur le dos rasé de rats Sprague-Dawley (10 animaux par sexe par dose), à raison de 5 jours par semaine pendant 4 semaines. Aucun effet n'a été observé sur les testicules ou les ovaires (UBTL, 1986).
		DMENO par voie cutanée = 1 000 mg/kg p.c. par jour pour la toxicité sur la reproduction, d'après l'augmentation de l'incidence des résorptions après l'application d'une dose de 25, 50, 125, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau de rats femelles Sprague-Dawley gravides durant les 19 premiers jours de gestation ou de 1 000 mg/kg p.c. par jour, du 6e au 15e jour de gestation (Feuston <i>et al.</i> , 1994).
		DMENO par voie cutanée = 1 000 mg/kg p.c. par jour en ce qui a trait à la toxicité pour le développement, d'après la diminution du poids des fœtus à la suite de l'application quotidienne d'une dose de 25, 50, 125, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée de rats femelles Sprague-Dawley gravides durant les 19 premiers jours de gestation, et de 1 000 mg/kg p.c. par jour les six premiers jours de gestation et du 6e au 15e jour de gestation. Aucune malformation congénitale ni effets sur la reproduction n'ont été observés (Mobil, 1988).
Génotoxicité - <i>in vivo</i>	68476-30-2	Aberrations chromosomiques Des groupes de rats Sprague-Dawley ont reçu par voie orale une dose de 125, 417 ou 1 250 mg/kg p.c. par jour pendant 5 jours. Une augmentation du nombre de cellules présentant des cassures de chromatides et de cellules aberrantes dans la moelle osseuse a été relevée (Conaway <i>et al.</i> , 1984; API, 1979a).

	68334-30-5	<p>Induction de micronoyaux Des groupes de souris CD-1 (15 souris par sexe par dose) ont été exposés par gavage à une dose unique de 1 000, 2 500 ou 5 000 mg/kg p.c. Aucune augmentation du nombre de micronoyaux ou de la fréquence de leur induction dans la moelle osseuse n'a été observée (McKee <i>et al.</i>, 1994).</p>
	68476-34-6	<p>Aberrations chromosomiques On a administré à des rats Sprague-Dawley du carburant diesel par injection intrapéritonéale à des doses de 2,0 ou 6,0 mL/kg p.c. (1 644 et 4 933 mg/kg p.c.)^{d,h} pour une seule dose ou tous les jours pendant cinq jours. Dans le cas des deux régimes, il y a eu une augmentation de la fréquence des aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse (Conaway <i>et al.</i>, 1984).</p>
	64742-80-9	<p>Aberrations chromosomiques On a administré à des rats mâles (5 par dose) un échantillon de n° 2DA par injection intrapéritonéale à des doses de 0,6, 2,0 ou 6,0 mL/kg p.c. (486, 1 620 ou 4 860 mg/kg p.c.)^{d,i} pour une seule dose (des groupes ont été abandonnés à 6, 24 et 48 heures après l'injection) ou tous les jours pendant cinq jours (des animaux ont été abandonnés six heures après la dernière dose). L'analyse de la moelle osseuse a révélé une clastogénicité aux deux doses les plus élevées (API, 1978).</p>
	64741-59-9	<p>Mutations dominantes létales Des souris mâles CD-1 (12 par concentration) ont été exposées à un échantillon de no 2-DA par inhalation à des concentrations de 777 ou 3 108 mg/m³ (100 ou 400 ppm)^{l,o} six heures par jour, cinq jours par semaine pendant huit semaines. Aucun effet sur la fréquence des mutations dominantes létales n'a été signalé (API, 1980c).</p> <p>Aberrations chromosomiques Une exposition aux échantillons API 81-09 et API 81-10 n'a pas donné lieu à une augmentation des aberrations chromosomiques dans les cellules de la moelle osseuse (on n'a pas précisé les espèces, la dose et la voie d'administration) (API, 1984a).</p> <p>Échange de chromatides sœurs Des souris ont reçu par injection intrapéritonéale une dose de 340, 1 700 ou 3 400 mg/kg p.c. (API, 1989). Des résultats positifs ont été observés.</p>
Génotoxicité - <i>in vitro</i>	68476-30-2	<p>Essai sur des lymphomes de souris Des cellules L5178Y TK^{+/-} ont été exposées à une concentration de 1,2 µg/mL de la substance d'essai. On a observé une fréquence des mutations 17,1 fois supérieure au groupe témoin, sans activation métabolique (Conaway <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>Des cellules L5178Y TK^{+/-} ont été exposées à la substance d'essai avec et sans activation métabolique par un</p>

	68334-30-5	<p>activateur S9. On a observé une augmentation de la fréquence des mutations directes à 12,5 µg/mL (avec activation) et à 800 µg/mL (sans activation) (API, 1979a).</p> <p>Échange de chromatides sœurs On a observé des résultats positifs avec activation métabolique dans des cellules ovariennes de hamsters chinois exposées à des fractions de fuel-oil n° 2 (Ellenton et Hallett, 1981).</p> <p>Mutagénicité Le <i>S. typhimurium</i> (souche TA98) a été exposé à des extraits de DMSO de la substance d'essai (jusqu'à 60 µL/plaque) et de cyclohexane (jusqu'à 50 µL/plaque), avec activation métabolique par un activateur S9, dans un test d'Ames modifié (activateur S9 de hamster traité à l'Aroclor-1254 à un niveau huit fois supérieur à la norme). On a observé une fréquence de mutation inverse deux fois supérieure à celle du groupe témoin, ainsi qu'une relation concentration-réponse pour les extraits de DMSO. L'indice de mutagénicité était de 3,9 révertants/µL. On a également observé une relation concentration-réponse pour la fréquence de mutation inverse, dans le cas des extraits de cyclohexane. L'indice de mutagénicité était inférieur à 2 (McKee <i>et al.</i> 1994).</p> <p>Le <i>S. typhimurium</i> (souches TA98 et TA100) ont été exposés à la substance d'essai à 0,26 - 42 mg/plaque, avec et sans activation métabolique par un activateur S9, dans le cadre d'un test d'Ames. Des résultats positifs ont été obtenus (Conaway <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>Le <i>S. typhimurium</i> (souche TA100) a été exposé à des fractions de fuel-oil n°2, avec activation métabolique par la fraction S9, dans le cadre d'un test d'Ames. On a observé une fréquence de mutation inverse proportionnelle à la dose. Aucune mutagénicité n'a été observée pour certaines fractions ou dans d'autres souches de <i>S. typhimurium</i> (Ellenton et Hallett, 1981).</p> <p>Le <i>S. typhimurium</i> (souches TA1535, TA1537, TA1538, TA98 et TA100) a été exposé avec et sans activation métabolique par la fraction S9, dans le cadre d'un test d'Ames. Une augmentation deux fois plus importante de la fréquence de mutation inverse s'est produite à quatre concentrations de la substance (aucune relation concentration-réponse n'a été observée) (API, 1971).</p> <p>On a exposé des souches bactériennes non précisées à six échantillons, avec activation métabolique par la fraction S9, dans le cadre du test d'Ames. Des résultats positifs ont été obtenus (DGMK, 1991).</p> <p>On a exposé des souches bactériennes non précisées à un échantillon, avec activation métabolique par la fraction S9, dans le cadre du test d'Ames. Des résultats négatifs</p>
--	------------	---

		ont été obtenus (DGMK, 1991). Mutagénicité Des extraits de DMSO de carburant diesel (échantillons DGMK 22, 23 et 24) ont été mis à l'essai à l'aide d'un test modifié d'Ames sur la souche TA98 de <i>S. typhimurium</i> à des concentrations allant de 5 à 60 µL/60µL, avec et sans activation métabolique par un activateur S9. Les échantillons ont été considérés mutagènes avec des IM de 1,7, 3,9 et 2,0 signalés (Blackburn <i>et al.</i> , 1984, 1986; DGMK, 1991).
Études sur les humains	Étude de toxicité aiguë par inhalation	Des volontaires humains en santé ont été exposés à des concentrations de 166 et 332 mg/m ³ de carburant diesel en aérosol pendant 10 minutes. Essentiellement, aucune irritation des yeux, du nez ou de la gorge n'est survenue. Aucun autre effet n'a été constaté en rapport avec ces expositions, mais les paramètres autres que l'irritation n'ont pas été évalués précisément (Dautrebande et Capps, 1950).
	Rapport de cas par inhalation : carburant diesel	Un camionneur a été exposé à des vapeurs de carburant diesel dans sa cabine pendant 10 jours. Il a développé du purpura thrombocytophénique et une défaillance rénale aiguë réversible à la suite d'une nécrose tubulaire aiguë (Reidenberg, 1964).
	Étude de toxicité aiguë par exposition cutanée	Une étude conçue pour évaluer les propriétés irritantes des additifs colorants du carburant diesel n'a signalé aucun effet nocif ni réaction cutanée visible chez les volontaires humains exposés pendant 15 minutes à 1,5 mL (ou 3,1 cm ²) de trois échantillons de carburant diesel coloré ou trois échantillons de carburant diesel non coloré. On a constaté une légère augmentation du débit sanguin vers la zone en question dans certains cas (Wahlberg, 1995).
	Étude de toxicité aiguë par exposition cutanée	On a constaté une augmentation de l'irritation cutanée avec une augmentation du temps d'exposition chez les volontaires humains qui ont été exposés par voie cutanée à des échantillons de carburant diesel pendant 15 minutes à 48 heures (on a d'abord constaté l'irritation à quatre heures). En outre, l'occlusion et les mélanges de carburant diesel « plus récents » (c.-à-d. plus faible teneur en soufre et substances aromatiques) (échantillons MK I et MK II) ont produit des réactions plus importantes (Fischer et Bjarnason, 1996).
	Rapport de cas par exposition cutanée : Carburant diesel	Du carburant diesel utilisé pendant plusieurs semaines comme détergent pour les mains et les bras a causé des douleurs épigastriques et aux reins ainsi que des nausées, de l'anorexie, une dégénérescence de l'épithélium tubulaire rénal et une insuffisance rénale. Le patient s'est bien rétabli. Il n'y avait aucun historique d'exposition à une autre néphrotoxine (Crisp <i>et al.</i> , 1979).
	Étude cas-témoin : carburant diesel	Une étude cas-témoin d'hommes atteints de divers cancers a révélé un rapport de risques rajusté de 1,9 (intervalle de confiance de 90 % de 1,2 à 3,0) pour le cancer de la prostate chez les hommes exposés à du carburant diesel. Il n'y avait pas de preuves d'une relation dose-réponse positive (Siemietycki <i>et al.</i> , 1987).
Sensibilisation	68476-34-6	Le carburant diesel du marché n'était pas sensibilisant chez

		les cobayes, grâce à la méthode Buehler (test épicutané fermé). La peau des cobayes mâles albinos a été exposée dix fois sur trois semaines à 0,5 mL de la substance à l'étude (chaque exposition durait six heures avec occlusion). Après des analyses avec la substance d'essai, les indices concernant l'érythème et l'œdème n'étaient pas plus importants que ceux enregistrés pendant l'étape de sensibilisation. Un groupe témoin positif exposé à 0,05 % de chlorodinitrobenzène indiquait une sensibilisation. L'étude a été menée conformément aux BPL (API, 1980a).
	64742-80-9	L'échantillon API 81-09 de la substance n'était pas sensibilisant chez les cobayes, grâce à la méthode Buehler (test épicutané fermé). Dix cobayes mâles Hartley ont été exposés pendant l'étape d'induction soit à une dose par semaine de 0,4 mL d'une solution de 25 % de la substance à l'étude dans l'huile de paraffine, soit à trois doses par semaine de 0,5 mL de la substance à l'étude non diluée pendant trois semaines. Ultérieurement, les animaux ont été exposés soit à 0,4 mL d'une solution de 10 %, soit à 0,5 mL de la substance à l'étude pure, et les indices ont été relevés après 24 et 48 heures. Cinq des 10 animaux affichaient un léger érythème dans la première étude, mais ces réactions étaient semblables à ce qui a été observé chez deux des dix animaux exposés seulement pendant la phase de défi, ce qui indique que l'érythème n'était pas un résultat de la sensibilisation. Dans la dernière étude, les indices étaient plus faibles dans la phase de défi que la phase d'induction, ce qui indique un manque de sensibilisation. De même, la substance API 81-10 n'était pas sensibilisante. Des groupes témoins positifs composés d'animaux exposés à des solutions diluées de 2,4-dinitrochlorobenzène montraient une sensibilisation. Les études ont été menées conformément aux BPL (API, 1984b, c).

^a Les études portant sur le fuel-oil n° 2 présentent le n° CAS en gras.

^b CL₅₀, concentration létale médiane; DL₅₀, dose létale médiane; CMENO, concentration minimale avec effet nocif observé; DMENO, dose minimale avec effet nocif observé; CSENO, concentration sans effet nocif observé; DSENO, dose sans effet nocif observé.

^c 1 m³ = 1 000 L

^d La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : x mL/kg p.c. x ρ.

^e Valeurs converties obtenues à partir d'une référence identique figurant dans CONCAWE, 1996.

^f Comme le poids corporel (p.c.) n'était pas indiqué, les normes de laboratoire de Salem et Katz, « Inhalation Toxicology, 2006 » ont été utilisées.

^g La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : (% de dilution x x mL x ρ) / p.c.

^h Comme la densité n'était pas indiquée, la densité d'API (2003b) a été utilisée.

ⁱ Dilution volume/volume présumée.

^j Comme la densité n'était pas indiquée, la densité de Khan *et al.* (2001) a été utilisée.

^k La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : x mg/p.c.

^l La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/m³ : (x ppm x MM)/24,45.

^m On a supposé que la masse moléculaire (MM) du fuel-oil n° 2 était de 180 g/mol (USEPA, 2013).

ⁿ La masse moléculaire du carburant diesel déclarée était de 230 g/mol (UISEPA, 2013).

^o La masse moléculaire (MM) de 190 g/mol a été utilisée pour le carburant diesel n° 2 :
(SST, 2003)

^p Densité provenant de la Commission européenne c2000b.