



Government
of Canada

Gouvernement
du Canada

Évaluation préalable
Approche pour le secteur pétrolier

Condensats de gaz naturel

Environnement Canada
Santé Canada

Décembre 2016

Sommaire

Conformément aux articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable des condensats de gaz naturel, une catégorie de substances dont les sources, les propriétés et les utilisations sont similaires. Dans le présent rapport d'évaluation préalable, les condensats de gaz naturel sont définis comme une combinaison complexe d'hydrocarbures qui se condensent ou qui sont séparés de la phase gazeuse à la phase liquide pendant la production aux têtes de puits, dans les usines de traitement du gaz naturel, dans les gazoducs servant à la production, la collecte, la transmission et la distribution, ou dans les usines de chevauchement le long des principaux gazoducs. Les condensats de gaz naturel sont composés d'hydrocarbures contenant essentiellement entre deux et trente atomes de carbone, sans pour autant couvrir tout cet éventail; les hydrocarbures prédominants comportent généralement entre cinq et quinze atomes. Cette définition englobe ainsi tous les liquides obtenus à partir des distillats de gaz naturel, à l'exception de ceux dont les fractions d'hydrocarbures prédominants comportent moins de cinq atomes de carbone. Au Canada, les condensats de gaz naturel sont principalement utilisés comme diluant pour le bitume et les pétroles bruts lourds. Dans les raffineries de pétrole ou les usines de valorisation, on peut récupérer pour les réutiliser environ 23 % des condensats de gaz naturel utilisés comme diluants. La présente évaluation tient compte de ces condensats de gaz naturel récupérés. Les condensats de gaz naturel sont aussi utilisés comme matières premières industrielles ou comme base pour carburants. Ils ont été inclus dans l'approche pour le secteur pétrolier, car ils sont issus du secteur pétrolier et sont considérés comme appartenant à la catégorie des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes des ou matières biologiques.

À la suite de la catégorisation des substances inscrites sur la *Liste intérieure des substances*, on a déterminé qu'une évaluation devait porter en priorité sur trois condensats de gaz naturel qui satisfaisaient aux critères de catégorisation du paragraphe 73(1) de la LCPE et en raison d'autres préoccupations sur le plan de la santé humaine. Étant donné la ressemblance des sources, des propriétés, des dangers et de la variabilité compositionnelle au sein des condensats de gaz naturel et entre ces derniers qui peut conduire à une utilisation interchangeable des numéros CAS pour les désigner, la présente évaluation préalable englobe tous les condensats de gaz naturel tels qu'ils sont décrits dans les parties « Identité de la substance » et « Utilisations ».

Nous avons analysé les données de la province de l'Alberta sur les déversements de condensats de gaz naturel entre 2002 et 2011 afin de déterminer la fréquence et l'ampleur de ces déversements dans les milieux terrestres et marins. Les données recueillies par les offices Canada-Nouvelle-Écosse et Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers sur

les déversements survenus au cours de la même période ont servi à analyser les déversements en milieu marin. Les analyses des risques réalisées grâce à ces données laissent entendre que les condensats de gaz naturel peuvent être nocifs pour les organismes vivant dans le sol, étant donné la fréquence et le volume des déversements dans les milieux terrestres (chaque année, environ 50 déversements avec un volume moyen de 500 L ont été signalés). De plus, on signale, en moyenne, par année deux déversements de condensats de gaz naturel dans les eaux douces qui pourraient être nocifs pour les organismes aquatiques. Compte tenu du fait que l'ampleur et la fréquence signalées de la plupart des rejets de condensats de gaz naturel en milieu marin sont faibles, il y a peu de risque que ces substances aient des effets nocifs sur les organismes marins.

À la lumière des renseignements présentés dans cette évaluation préalable, les condensats de gaz naturel peuvent causer des effets nocifs sur les organismes, mais ils ne compromettent pas l'intégrité de l'environnement dans son ensemble. Par conséquent, nous avons conclu que les condensats de gaz naturel satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent 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. Nous avons également conclu que ces substances ne répondent pas aux critères énoncés à l'alinéa 64 b) de la LCPE, car elles ne pénètrent 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.

Dans la partie sur santé humaine de la présente évaluation, nous avons utilisé les renseignements sur l'exposition aux trois condensats à priorité élevée (n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1) et les dangers qu'ils causent, ainsi que les renseignements sur les condensats de gaz naturel en général.

En raison de l'absence d'études toxicologiques pertinentes sur les condensats de gaz naturel, nous avons utilisé des informations sur les effets sur la santé du benzène et des naphtes à faible point d'ébullition (dont les propriétés physiques et chimiques sont proches de celles des condensats de gaz naturel). De plus, le benzène, un constituant des condensats de gaz naturel, a été désigné par Santé Canada et plusieurs organismes de réglementation internationaux comme un cancérigène et il a été ajouté à la *Liste des substances toxiques* de l'annexe 1 de la LCPE. D'après une analyse des principaux hydrocarbures entrant dans la composition des condensats de gaz naturel, le benzène a été choisi comme un composant très dangereux pour caractériser le risque potentiel et l'exposition potentielle de la population générale provenant des émissions par évaporation des condensats de gaz naturel.

Le potentiel d'exposition de la population générale aux condensats de gaz naturel a été évalué en tenant compte des données sur la manipulation et le transport des substances portant les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1 et sur les émissions par évaporation issues des installations d'entreposage de condensats de gaz naturel. Pour les paramètres non cancérigènes, les marges d'exposition par inhalation à court terme aux émissions par évaporation de condensats de gaz naturel à proximité des sites ferroviaires de chargement-déchargement sont considérées comme potentiellement insuffisantes pour traiter les incertitudes associées aux effets sur la santé et à l'exposition. Dans le cas des paramètres cancérigènes, les marges d'exposition fondées sur les valeurs estimatives de la limite supérieure des expositions par inhalation à long terme aux émissions par évaporation de condensats de gaz naturel à proximité des sites de chargement-déchargement à fort volume de trains ou de camions ainsi qu'à proximité des installations de stockage des condensats de gaz naturel sont considérées comme potentiellement insuffisantes pour aborder les incertitudes associées aux effets sur la santé et à l'exposition.

Sur la base des renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, on a conclu que les condensats de gaz naturel sont des substances qui satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Nous concluons donc que les condensats de gaz naturel satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Table des matières

Sommaire	i
Liste des tableaux.....	vii
1. Introduction.....	1
2. Identité de la substance.....	4
3. Propriétés physiques et chimiques	7
4. Sources	11
5. Utilisations	13
6. Rejets dans l'environnement.....	14
6.1 Rejets par les installations pétrolières	14
6.1.1 Rejets contrôlés des installations pétrolières	15
6.1.2 Rejets involontaires des installations pétrolières.....	17
6.2 Rejets involontaires et déversements dans l'environnement	18
6.3 Rejets provenant du transport.....	21
7. Devenir et comportement dans l'environnement	22
7.1 Répartition dans l'environnement	22
7.1.1 Devenir dans l'eau	24
7.1.1.1 Volatilisation.....	24
7.1.1.2 Dissolution	24
7.1.2 Devenir dans le sol	26
7.2 Persistance et potentiel de bioaccumulation.....	27
7.2.1 Persistance dans l'environnement.....	28
7.2.2 Potentiel de bioaccumulation.....	30
8. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	31
8.1 Évaluation des effets sur l'environnement	31
8.1.1 Milieu aquatique.....	32
8.1.1.1 Études portant sur les condensats de gaz naturel.....	32
8.1.1.2 Données déduites à partir d'analogues pour les condensats de gaz naturel léger	34

8.1.1.3	Données déduites à partir d'analogues pour les condensats de gaz naturel lourd	36
8.1.1.4	Données modélisées	38
8.1.1.5	Déversement par le projet extracôtier de l'île de Sable	39
8.1.1.6	Sélection de la valeur critique de toxicité pour les organismes aquatiques.....	40
8.1.2	Milieu terrestre	41
8.1.2.1	Organismes su sol (plantes, invertébrés)	41
8.1.2.2	Les mammifères	43
8.1.2.3	Choix d'une valeur de toxicité critique pour les animaux terrestres	44
8.2	Évaluation de l'exposition environnementale	45
8.2.1	Le milieu aquatique.....	45
8.2.1.1	Rejets dans l'eau douce	45
8.2.2	Le milieu terrestre	47
8.3	Caractérisation du risque environnemental.....	48
8.3.1	Conclusion	53
8.3.2	Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement....	53
9.	Risque d'effets nocifs sur la santé humaine.....	55
9.1	Évaluation de l'exposition	55
9.1.1	Milieus environnementaux	55
9.1.2	Rejets par évaporation attribuables au transport	57
9.1.3	Exposition aux émissions par évaporation depuis les réservoirs	62
9.1.4	Analyse de sensibilité	67
9.1.5	Produits de consommation	68
9.2	Évaluation des effets sur la santé	68
9.3	Caractérisation des risques pour la santé humaine.....	73
9.4	Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	77
10.	Conclusion.....	77
11.	Références	79
ANNEXES	107	
Annexe A : Groupes de substances pétrolières.....	107	
Annexe B : Autres termes liés aux condensats de gaz naturel.....	108	
Annexe C. Tableaux des propriétés physiques et chimiques des condensats de gaz naturel	109	
Annexe D. Données sur la persistance, la bioaccumulation et la toxicité		
121		
Annexe E. Données des scénarios d'exposition environnementale.....	129	

Annexe F. Résultats de la modélisation concernant l'exposition humaine aux condensats de gaz naturel 130

Annexe G. Résumé des renseignements relatifs aux effets des condensats de gaz naturel sur la santé (données toxicologiques de l'ensemble des naphtes à faible point d'ébullition)..... 135

Liste des tableaux

Tableau 2-1 : Pourcentage des classes d'hydrocarbures (% en poids) des échantillons de condensats canadiens (Jokuty et al., 1999; Manzano et al., 1997)	6
Tableau 3-1 : Propriétés physiques et chimiques ^a de divers condensats de gaz naturel canadiens.....	7
Tableau 3-2 Propriétés physiques et chimiques des trois condensats de gaz naturel	9
Tableau 6-1. Estimations des hydrocarbures pétroliers rejetés par le projet de l'île de Sable dans l'eau produite	15
Tableau 6-2. Composition des hydrocarbures présents dans l'eau produite des puits Venture et Thebaud du SOEP (Niu <i>et al.</i> 2010)	16
Tableau 6-3 : Résumé des données sur les déversements sur dix ans (2002 à 2011) pour l'Alberta par milieu de rejet (ERCB, 2012).....	19
Tableau 6-4. Sources de déversements de condensats en Alberta de 2002 à 2011 (ERCB, 2012).....	20
Tableau 8-1 : Données sur la toxicité pour les organismes aquatiques utilisées pour déterminer la toxicité des condensats de gaz naturel lourds	36
Tableau 8-2 : Estimations à l'aide de PETROTOX de la toxicité aiguë (LL ₅₀ en mg/L) pour les organismes aquatiques	38
Tableau 8-3. CESE et volumes de déversement critiques calculés pour les condensats de gaz naturel en milieu marin.....	49
Tableau 8-4. Quotients de risque des condensats de gaz naturel en milieu terrestre	51
Tableau 9-1. Estimations de la concentration maximale d'exposition aux condensats de gaz naturel attribuable à la manutention et au transport de condensats de gaz naturel ^a	61
Tableau 9-2. Estimations de la concentration maximale d'exposition au benzène attribuable à la manipulation et au transport de condensats de gaz naturel ^a	61
Tableau 9-3 : Contribution maximale des condensats de gaz naturel et du benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à l'air ambiant depuis des réservoirs de stockage de condensats	66
Tableau 9-4. Estimations de la marge d'exposition pour l'exposition à long terme au benzène attribuable au transport et au stockage de condensats de gaz naturel	74
Tableau 9-5. Estimations des marges d'exposition pour l'exposition à court terme aux condensats de gaz naturel	76
Tableau 9-6. Estimations des marges d'exposition pour l'exposition à court terme au benzène	76

1. Introduction

Conformément aux articles 68 et 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE; Canada, 1999], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué des évaluations préalables de substances afin de déterminer si elles présentent ou pourraient présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

Un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques du gouvernement du Canada est l'approche pour le secteur pétrolier, qui prévoit l'évaluation d'environ 160 substances pétrolières jugées hautement prioritaires. Ces substances sont principalement liées au secteur pétrolier et sont considérées comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réactions complexes ou des matières biologiques.

Ces substances pétrolières hautement prioritaires sont réparties en neuf groupes de substances en fonction des similitudes qui existent quant à leur production, leur toxicité et leurs propriétés physicochimiques (tableau A-1, annexe A.). Afin de réaliser les évaluations préalables, chaque substance pétrolière hautement prioritaire a été placée dans une des cinq catégories (« groupes »), 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, soit des substances qui ne sont pas censées être transportées à l'extérieur des raffineries, des usines de valorisation ou des usines de traitement du gaz naturel¹.

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 utilisées principalement par les industries et les consommateurs comme combustible.

¹ Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'approche pour le secteur pétrolier, un *site* est défini par le périmètre de la propriété où une installation est située.

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

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer que 67 substances pétrolières hautement prioritaires pourraient être présentes dans les produits offerts aux consommateurs, et appartenant au groupe 4. Ces 67 substances ont été réparties dans des sous-groupes suivants, en fonction de leurs propriétés physiques et chimiques et leurs utilisations potentielles : extraits aromatiques, gazoles, mazouts lourds, naphtes à faible point d'ébullition, condensats de gaz naturel, solvants, gaz de pétrole et de raffinerie, huiles de base, pétrolatum et cires, et bitume.

La présente évaluation préalable porte sur les condensats de gaz naturel. Pendant la catégorisation visant la *Liste intérieure des substances*, on a déclaré que les trois condensats de gaz naturel portant les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1 devaient être évalués en priorité, car ils satisfont aux critères de catégorisation énoncés à l'article 73 de la LCPE et parce qu'ils suscitent d'autres préoccupations pour la santé humaine. D'autres condensats de gaz naturel sont également jugés prioritaires, car ils suscitent aussi d'autres préoccupations pour la santé humaine. En raison de la ressemblance des sources, des propriétés, des risques et de la grande variabilité de composition au sein des condensats de gaz naturel et entre ces derniers qui peut conduire à une utilisation interchangeable des numéros CAS, la présente évaluation préalable englobe tous les condensats de gaz naturel tels qu'ils sont décrits dans les parties sur l'identité de la substance et ses utilisations. Ces substances ont été ajoutées à l'approche pour le secteur pétrolier parce qu'elles sont liées au secteur pétrolier et qu'elles sont des mélanges complexes.

Selon les renseignements présentés conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2008, 2012), une étude approfondie des écrits scientifiques et une recherche dans les fiches signalétiques, ces substances sont utilisées comme régulateur de viscosité ou diluant du pétrole brut lourd et du bitume, comme matières premières industrielles et comme essence de base.

Les évaluations préalables sont axées sur les renseignements essentiels permettant de déterminer si les composés d'un même groupe satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Les évaluations préalables examinent les données scientifiques pour formuler des conclusions fondées sur une approche du poids de la preuve et le principe de précaution².

² Pour déterminer si une substance satisfait à un ou à plusieurs des critères énoncés à l'article 64, il faut s'appuyer sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement et/ou la santé humaine associés à l'exposition dans l'environnement en général. Pour les humains, cela comprend, sans toutefois s'y limiter, l'exposition par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de

La présente évaluation préalable prend en compte les informations sur les propriétés chimiques, le devenir environnemental, les dangers, les utilisations des condensats de gaz naturel et l'exposition à ceux-ci, y compris d'autres renseignements présentés par les intervenants sur les substances des numéros de registre CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1. Les données écologiques pertinentes ont été colligées jusqu'en août 2015, et celles sur la santé, jusqu'en septembre 2015. Les données empiriques des études les plus importantes ainsi que certains résultats issus de la modélisation ont servi à formuler des conclusions. Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements contenus dans des évaluations effectuées par d'autres instances ont été utilisés.

La présente évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Elle fait plutôt état des études et des éléments de preuve les plus cruciaux pour fonder la conclusion.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'un examen externe. Des commentaires sur les parties techniques concernant l'environnement ont été présentés par M. Gordon Dinwoodie (Alberta Energy and Utilities Board), M. Geoff Granville (GCGranville Consulting Corp.) et M. Ken Trudel, Ph.D. (SL Ross Environmental Research Ltd.). Des commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus de la part d'experts scientifiques désignés par le centre Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA), notamment M. Brian Endlich, Ph.D. (California Department of Toxic Substances Control), M. Robert Lee, Ph.D. (Neptune and Company Inc.), M^{me} Donna Vorhees, Ph.D. (The Science Collaborative-North Shore) et M. Calvin Willhite, Ph.D. (Risk Sciences International). De plus, le public a été invité à commenter l'ébauche de la présente évaluation préalable pendant une période de 60 jours. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Les principales données et les considérations à la base de la présente évaluation préalable sont présentées plus bas.

consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE au sujet des substances visées dans le Plan de gestion des produits chimiques ne présente pas d'intérêt pour une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, en fonction des critères de risque prévus dans le *Règlement sur les produits dangereux* qui fait partie du cadre réglementaire régissant le Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail (SIMDUT, 2015) pour les produits destinés à être utilisés au travail. De même, une conclusion fondée sur les critères énoncés à l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de cette Loi ou d'autres lois.

2. Identité de la substance

Dans le présent rapport d'évaluation préalable, les condensats de gaz naturels sont définis comme une combinaison complexe d'hydrocarbures qui se condensent ou qui sont séparés de la phase gazeuse à la phase liquide pendant la production aux têtes de puits, dans les usines de traitement du gaz naturel, dans les pipelines de gaz pour la production, la collecte, la transmission et la distribution, e dans les usines de chevauchement le long des principaux gazoducs. Ils sont composés d'hydrocarbures contenant essentiellement entre deux et trente atomes de carbone, sans pour autant couvrir toute cette plage, avec une prédominance des hydrocarbures généralement comprise entre cinq et quinze atomes de carbone. En outre, cette définition englobe également tous les liquides obtenus à partir des distillats de gaz naturel, à l'exception de ceux dont les fractions d'hydrocarbures prédominants comprennent moins de cinq atomes de carbone. Les condensats de gaz naturel utilisés comme diluant pour le bitume et les pétroles bruts lourds peuvent être récupérés des matières diluées dans les raffineries de pétrole ou les usines de revalorisation pour être réutilisés; ces condensats de gaz naturel récupérés sont également examinés dans le cadre de la présente évaluation.

La définition ci-dessus inclut les termes utilisés par différentes organisations pour décrire les condensats de gaz naturel et d'autres substances associées à la production de gaz naturel, telles que les « pentanes plus » (les « C₅₊ ») et les « liquides du gaz naturel » (ONE, 2005; Statistique Canada, 2011a; Centre canadien d'information sur l'énergie, 2011). Les définitions de ces termes par différentes organisations sont présentées à l'annexe B. Ces termes sont définis de manière semblable aux condensats de gaz naturel ou utilisés de manière interchangeable avec ces derniers. De plus, le terme « condensat » ou « condensat de gaz » est utilisé dans certaines publications (SL Ross, 1982; Jokuty *et al.*, 1999; McMillen *et al.*, 2001; Rixey, 2001) et est utilisé de façon interchangeable avec les condensats de gaz naturel dans le cadre de la présente évaluation préalable. Il convient de noter que C₅⁺ est également connu sous l'appellation « essence naturelle » (Mokhatab *et al.*, 2006). Des condensats de gaz naturel ont été identifiés sous le n° CAS pour l'essence naturelle (c.-à-d. n° CAS 8006-61-9; Plains Midstream Canada, 2010). Cependant, ce numéro de registre CAS a aussi été utilisé pour désigner l'essence. Or, on ne considère pas que celle-ci soit un condensat de gaz naturel.

Les condensats de gaz naturel sont des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques qui correspondent à des combinaisons complexes de molécules d'hydrocarbure, d'origine naturelle ou résultant de réactions chimiques et de processus qui ont lieu pendant le procédé de traitement, de transport, de fluidification, etc. Étant donné leurs compositions complexes et variables, dans la pratique, elles ne pourraient pas se former par le simple mélange des constituants.

Des renseignements sur la composition des condensats de gaz naturel ont été colligés, mais cette information dépend de la définition des condensats de gaz naturel qui n'est pas toujours uniforme d'une source à l'autre. Les condensats de gaz naturel ont été décrits comme contenant des alcanes, des isoalcanes, des cycloalcanes et des composés aromatiques qui sont principalement compris dans l'éventail des hydrocarbures allant de C₅ à C₃₀, avec des densités généralement supérieures à 45° (McMillen *et al.*, 2001; Hawthorne et Miller, 1998, Centre canadien sur l'énergie, 2011), bien que des composés de masse moléculaire plus faible puissent être présentes. Les condensats de gaz naturel peuvent être classés par catégorie, à savoir « légers » (s'ils contiennent de cinq à dix atomes de carbone) ou « lourds » (surtout s'ils contiennent de cinq à quinze atomes de carbone) (Favennec, 2001]. Les condensats provenant de l'Alberta possèdent des hydrocarbures contenant principalement entre cinq et seize atomes de carbone (Hawthorne et Miller, 1998), tandis que d'autres régions du Canada peuvent produire des condensats de gaz naturel ayant un éventail d'hydrocarbures plus ou moins large selon les caractéristiques des formations souterraines ou des puits, etc. Habituellement, les condensats extraits directement de puits de pétrole classique contiennent des hydrocarbures plus lourds, tandis que ceux issus de puits de gaz naturel, d'usines de traitement de gaz naturel ou de la condensation dans des gazoducs présentent une plage d'hydrocarbures plus réduite (McMillen *et al.* 2001). Il n'existe pas de démarcation précise entre certains condensats de gaz naturel et le pétrole léger, car les condensats de gaz naturel sont similaires à un pétrole brut et volatil très léger, mais différent de la plupart des pétroles bruts, car ils ne contiennent aucun asphaltène lourd (SL Ross, 1982). Le tableau C-1 de l'annexe C présente l'éventail des hydrocarbures, les principaux composants et le rapport aromatique/aliphatique des trois condensats de gaz naturel déclarés prioritaires lors de la catégorisation de la *Liste intérieure des substances*.

Il existe de nombreuses études décrivant les compositions de certains condensats de gaz naturel, y compris leur teneur en composés aromatiques. Adler *et al.* (1992) ont identifié 115 hydrocarbures distincts dans un condensat de gaz naturel provenant d'un puits du nord de la Californie et ont trouvé que les hydrocarbures cycliques étaient prédominants. Dans un échantillon condensé provenant de la mer du Nord, les hydrocarbures dans la gamme allant de C₄ à C₉ représentaient plus de 70 % par poids (% par poids), dont près de 2 % par poids de benzène et 0,5 % par poids d'éthylbenzène (Riaz *et al.*, 2011). Rixey (2001) a publié les concentrations de benzène trouvée dans quatorze échantillons de condensats de gaz naturel comprises entre 0,15 % en poids (1500 mg/kg) et 3,6 % par poids (36 000 mg/kg), avec une concentration moyenne de 1,0 % par poids (10 300 mg/kg). Hawthorne et Miller (1998) ont conclu que des condensats provenant de plusieurs emplacements en Amérique du Nord présentaient une forte teneur en benzène (de 0,15 à 3,6 % en poids), toluène (de 1,1 à 5,8 % en poids), l'éthylbenzène (jusqu'à 5,5 % en poids), xylènes (*m* xylène et *p* xylènes, de 0,33 à 5,5 % en poids), et autres benzène alkylés. Par ailleurs, l'échantillon de l'Alberta contenait les concentrations les plus élevées de benzène, de toluène, d'éthylbenzène et de xylènes (collectivement : BTEX). Kerr *et al.* (2001)

ont trouvé trois hydrocarbures aromatiques polycycliques, à savoir le benzo[a]anthracène, le benzo[b]fluoranthène et le chrysène, dans dix échantillons de condensats (dont l'origine n'est pas mentionnée) à des concentrations moyennes respectives de 0,3 mg/kg, 0,64 mg/kg, et 1,9 mg/kg. La fréquence de détection était de 10 %, 30 % et 40 %, respectivement. Manzano *et al.* (1997) ont trouvé que la fraction aromatique de plusieurs échantillons de condensats de gaz prélevés dans la région de Brazeau River (centre-ouest de l'Alberta) était principalement composée de dibenzothiophènes et de benzothiophènes.

Les résultats d'analyse des hydrocarbures présents dans les condensats du projet énergétique extracôtier de l'île de Sable (« île de sable ») ainsi que dans les échantillons de condensats provenant de la région de Brazeau River (centre-ouest de l'Alberta) sont présentés au tableau 2-1.

Tableau 2-1 : Pourcentage des classes d'hydrocarbures (% en poids) des échantillons de condensats canadiens (Jokuty et al., 1999; Manzano et al., 1997)

Groupe d'hydrocarbures	île de Sable	Brazeau River, Alberta^a
Saturés	88, 81 ^b	81,7
Aromatiques	11	16,9
Résines	0	1,16
Asphaltènes	1	0,22
Cires	2	0,00

^a Moyenne de onze échantillons (Manzano *et al.*, 1997).

^b Mesures par Mackay et Zagorski (1982) et par SL Ross (1982).

Les condensats de l'île de Sable contiennent près de 85 % de composés saturés (d'après deux mesures) et de 11 % de composés aromatiques, avec des concentrations très faibles d'asphaltènes et de cires (tableau 2-1). Les échantillons de la région de Brazeau River (Alberta) contiennent eux aussi un pourcentage élevé de composés saturés, n'ont pas de cire et comprennent également de très faibles quantités de résines et d'asphaltènes (tableau 2-1).

Outre les hydrocarbures pétroliers, les condensats de gaz naturel peuvent également contenir des quantités importantes de composés à base de soufre, comme le sulfure d'hydrogène, plusieurs composés organosulfurés comme les thiols, les sulfures organiques, les sulfures de diméthyle, et les thiophènes (Manzano *et al.*, 1997; Burakhta, 2002). Le sulfure d'hydrogène est évalué séparément par le gouvernement du Canada et il n'est pas pris en compte dans le cadre de la présente évaluation préalable.

3. Propriétés physiques et chimiques

Les propriétés physiques et chimiques déterminent les caractéristiques globales d'une substance et sont utilisées pour établir dans quelle mesure, différentes substances conviennent à diverses applications. De telles propriétés jouent également un rôle essentiel dans le devenir des substances dans l'environnement (y compris de leur potentiel de transport sur de grande distance), ainsi que de leur toxicité pour les humains et les organismes non humains.

La composition et les propriétés physicochimiques des condensats de gaz naturel varient en fonction de la source de pétrole brut ou de gaz naturel, et des étapes de traitement appliquées. Les données sur les propriétés physiques et chimiques des échantillons de condensats de gaz naturel canadiens sont présentées au tableau 3-1.

Tableau 3-1 : Propriétés physiques et chimiques^a de divers condensats de gaz naturel canadiens

Nom ou origine de l'échantillon	Masse volumique (kg/m ³)	Densité A.P.I.	Densité	Viscosité	Hydro-solubilité (mg/L)	Références
Condensat du projet l'île de Sable	704	—	0,70	0,411 cP	12-14, 76 (20 °C)	MacLean (1989), SL Ross (1995), SL Ross (1982), Jokuty et al. (1999)
Champ Panuke à l'île de Sable	775	—	0,77	1,90 cP	—	SL Ross (1995)
Champ Cohasset de l'île de Sable	790	—	0,79	2,6 cP	—	SL Ross (1995)
Champ Venture B-43 de l'île de Sable	823 (15 °C)	39,9	0,83	2,7 cP (5 °C) 2,0 cP (15 °C)	58,1, 74,7 ^b	SL Ross (1995, 1982)
Mélange de condensats de l'Alberta ^c	719	65,2	0,72	0,86 cSt (7,5 °C)	—	Crude Quality Inc. (2011)
Condensat de gaz naturel, Alberta (64741-47-5)	600-750		0,60- 0,75	< 1 cSt (0 °C)	Insoluble	Gibson Energy ULC (2013)

Nom ou origine de l'échantillon	Masse volumique (kg/m ³)	Densité A.P.I.	Densité	Viscosité	Hydro-solubilité (mg/L)	Références
Condensat lourd et non sulfureux Gibson (64741-47-5)	769,4 (15 °C)	—	0,77	—	insoluble	Gibson Energy ULC (2014)
Condensat Rangeland ^d	745,2	58,3	0,74	1,13 cSt (7,5 °C)	—	Crude Quality Inc. (2015a)
Condensat de Fort Sask. ^e	674,4	78,1	0,67	0,54 cSt (7,5 °C)	—	Crude Quality Inc. (2015 b)
Condensat de Pembina ^f	760,4	54,5	0,76	0,54 cSt (7,5 °C)	—	Crude Quality Inc. (2015c)
Condensat de Peace ^g	744,4	58,4	0,74	1,17 cSt (7,5 °C)	—	Crude Quality Inc. (2015d)
Condensat de High Prairie	654,4 (15 °C)	—	0,65	0,458 cSt (10 °C)	insoluble	Plains Midstream Canada (2014a)
Condensat du gazoduc de - COED à Enbridge	722,2 (15 °C)	64,2 (15 °C)	0,65	0,763 cSt (10°C)	insoluble	Plains Midstream Canada (2014 b)
Condensat de gaz de la région de Brazeau River ^h	—	48,40	0,79	—	—	Manzano <i>et al.</i> (1997)

cP : centipoise (viscosité dynamique)

cSt : centistokes (viscosité cinématique)

^a La température à laquelle la propriété a été mesurée est donnée entre parenthèses, lorsqu'elle est connue. Pour la conversion de la densité en masse volumique, nous avons présumé une température de 15 °C si elle n'est pas indiquée.

^b Température de mesure inconnue, échantillon non altéré, 58,1 mg/L dans l'eau de mer synthétique, 74,7 mg/L dans l'eau distillée.

^c Le mélange de condensats CRW est une combinaison de composants tirés de divers flux de pétrole léger et non sulfureux. Il est élaboré dans des réservoirs de mélange à Edmonton (Alberta). Le mélange de condensats CRW est presque entièrement consommé dans cette province en tant que diluant du brut lourd fluidifié (Crude Quality Inc., 2011). Pipelines Enbridge Inc. a élaboré des spécifications pour les charges de composants du mélange de condensats CRW, dont une densité entre 600 et 775 kg/m³, une viscosité maximale de 2,0 St, etc. (Crude Quality Inc., 2011).

^d Le condensat de Rangeland (CRL) est issu de l'exploitation d'usines de production de gaz situées dans les contreforts, au sud-ouest d'Edmonton et livré en lots à Edmonton par le gazoduc Rangeland de Plains Midstream Marketing. Le CRL est mélangé dans le CRW au terminal d'Enbridge à Edmonton. Les valeurs déclarées sont les valeurs moyennes établies sur un an.

^e Le condensat de Fort Saskatchewan (CFT) est un flux fractionné produit par Keyera à leur usine d'exploitation de Fort Saskatchewan. Le CFT est mélangé dans le CRW au terminal d'Enbridge à Edmonton, au prorata et de façon continue. Les valeurs déclarées sont les valeurs moyennes établies sur un an.

^f Le condensat de Pembina est issu de l'exploitation d'usines de production de gaz situées dans les contreforts, à l'ouest d'Edmonton, et livré en lots à Edmonton par le gazoduc Pembina Drayton Valley. Il est mélangé dans le CRW au terminal d'Enbridge à Edmonton, de façon intermittente selon l'arrivée des lots.

^g Le condensat de Peace est issu de l'exploitation d'usines de production de gaz situées dans les contreforts, au nord-ouest d'Edmonton et il est livré en lots à Edmonton par le gazoduc Pembina Peace. Le condensat est mélangé dans le CRW au terminal d'Enbridge à Edmonton, de façon intermittente selon l'arrivée des lots.

^h Les données sont la moyenne établie pour onze échantillons prélevés dans une région d'environ 30 km² située près de Brazeau River (centre-ouest de l'Alberta), dans la formation de Nisku.

La plupart des condensats de gaz naturel canadiens présentés au tableau 3-1 présentent des densités correspondant aux valeurs des pétroles légers (moins de 820 kg/m³; CONCAWE, 2001). Seul le condensat de gaz naturel du puits Venture au large de l'île de Sable affiche des valeurs légèrement supérieures. C'est pourquoi, on le considère comme un pétrole moyen. D'habitude, la densité des condensats de gaz naturel se situe entre 0,5 et 0,8 (EnCana, 2011; JP Morgan, 2013; Source Gas, 2007); les densités déclarées des condensats de gaz naturel de l'Ouest du Canada varient d'environ 0,64 à 0,67 (Crude Quality Inc., 2011; Cenovus Energy, 2014). Les condensats de gaz naturel (C₂-C₈) peuvent avoir une densité aussi basse que 0,3 (Marathon Oil Company, 2011). Il est évident qu'à cause de leur densité (et leur masse volumique) que les condensats de gaz naturel flotteront sur l'eau. La viscosité des condensats de gaz naturel de l'Ouest du Canada varie de 0,54 à 1,17 cSt, à 7,5 °C (tableau 3-1), laquelle est inférieure à celle de l'eau (environ 1,4 cSt, à 7,5 °C; The Engineering Toolbox, sans date).

Les données sur les propriétés physiques et chimiques de certains n^{os} CAS de condensats de gaz naturel sont fournies au tableau 3-2 d'après des données empiriques ou déduites à partir d'analogues figurant dans les dossiers de l'IUCLID (*International Uniform Chemical Information Database*) du Bureau européen des substances chimiques pour les n^{os} CAS de condensats de gaz naturel repris au tableau 3-2 (BESC, 2000a, b) et provenant d'autres sources (Enerchem, 2009; Source Gas, 2007; Spectra Energy, 2013; Gibson Energy ULC, 2013).

Tableau 3-2 Propriétés physiques et chimiques des trois condensats de gaz naturel

Propriété	64741-48-6	68919-39-1	CAS 64741-47-5
-----------	------------	------------	----------------

Propriété	64741-48-6	68919-39-1	CAS 64741-47-5
Point de fusion (°C)	—	< -60 ^a	< -60 ^a < -54
Point d'ébullition normal (°C)	-96 à 170	25-200 ^a 30-300	25-200 ^a 30-300
Pression de vapeur (kPa)	82,7-179,3 (12-26 psi ^b) (37,8 °C)	35-90 (37,5 °C) ^a 106 (20 °C)	35-90 (37,5 °C) ^a 35-75 (20 °C)
Densité de vapeur (air = 1)	> 1	> 1	2,5 (30 °C)
Log K _{oe} ^c (sans unité)	—	2,1-6 ¹	2,1-6 ¹
Hydrosolubilité (mg/L)	négligeable	30-100 (20 °C) ^a	30-100 (20 °C) ^a
Densité (sans unité)	0,5-0,75	0,68-0,79 (15 °C) ^d 0,7	0,68-0,79 (15 °C) ^d 0,6-0,75
Références	Enerchem, 2009; Source Gas, 2007	BESC, 2000c; Spectra Energy Transmission, 2013	BESC, 2000a; Gibson Energy ULC, 2013

^a D'après l'essence sans plomb, n° CAS 86290-81-5.

^b psi : livre par pouce carré (absolu).

^c K_{oe} : coefficient de partage octanol/eau.

^d Représente l'éventail typique pour les produits du groupe 3G (ce groupe comprend un ensemble de flux de raffinage utilisés pour les mélanges d'essence, comme matières de base pour d'autres processus de raffinage, ou en tant que solvants industriels).

Pour prévoir les propriétés physiques et chimiques et le devenir environnemental de substances pétrolières complexes comme les condensats de gaz naturel, nous avons choisi des structures représentatives pour chaque groupe chimique qui les compose (tableau C-2 de l'annexe C). Puisque la composition des condensats de gaz naturel est variable et n'est pas bien connue, nous ne pouvons choisir des structures représentatives en fonction de leurs proportions dans les mélanges. À cause de cette lacune de données générales sur la composition, nous avons sélectionné 54 structures représentatives parmi les alcanes, les isoalcanes, les alcènes, les cycloalcanes, les substances aromatiques monocycliques et bicycliques, les substances polyaromatiques et les substances aromatiques alkylées qui compte entre deux et vingt atomes de carbones, sur la seule base du nombre d'atomes de carbone dans chaque classe d'hydrocarbures. Les propriétés physiques et chimiques ont été obtenues à partir des écrits scientifiques (conformément à la liste d'EPI Suite, 2008), ou modélisées à partir de ce logiciel, lorsque des données empiriques n'étaient pas disponibles. Un résumé des propriétés physiques et chimiques empiriques et modélisées pour les structures représentatives des hydrocarbures des condensats de gaz naturel apparaît au tableau C-2 (annexe C).

Il convient de noter que le comportement physique et chimique des substances représentatives varie lorsque ces substances sont présentes dans un mélange, comme les condensats de gaz naturel. En raison de la loi de Raoult, la pression

de vapeur des composants d'un mélange sera inférieure à chacune des pressions de vapeur (la pression de vapeur totale du mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant individuel; Banerjee, 1984). En même temps, cependant, lorsqu'ils font partie d'un mélange, les composants qui sont normalement solides dans des conditions naturelles peuvent avoir un point de fusion plus bas (et donc se trouver à l'état liquide), ainsi qu'une pression de vapeur et une solubilité dans l'eau plus élevée (Banerjee, 1984). Toutefois, lorsqu'ils font partie d'un mélange, des composants normalement solides aux conditions environnementales pourraient avoir un point de fusion moins élevé (et donc être liquides), ainsi qu'une pression de vapeur et une hydrosolubilité plus hautes (Banerjee 1984). Ces propriétés ne sont pas présentées au tableau C-2 de l'annexe C. Les propriétés physiques et chimiques de chacune de ces structures représentatives (tableau C-2 de l'annexe C) donnent toutefois une indication du comportement de chaque composant d'un mélange d'hydrocarbure dans l'environnement.

L'hydrosolubilité varie de très faible (0,004 mg/L) pour les alcanes aux chaînes les plus longues, à élevée (1790 mg/L) pour les structures aromatiques monocycliques les plus simples (benzène). SL Ross (1982) remarque que la majeure partie de la solubilité du condensat provenant du puits Venture peut être attribuée aux solubilités combinées des BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes) qui contribuent à près de 91 % de la solubilité dans l'eau distillée et l'eau de mer synthétique.

Les pressions de vapeur empiriques et modélisées des structures représentatives varient entre modérées et très élevées, hormis les structures de 20 atomes de carbone et d'un HAP à quatre cycles, qui présentent une faible pression de vapeur. La pression de vapeur baisse en raison inverse de la taille moléculaire.

D'après les données des tableaux 3-1 et 3-2, les condensats de gaz naturel sont très volatils et ont une hydrosolubilité modérée. Les valeurs du log K_{oe} varient de faibles à élevées (plus de 4,5), ce qui indique que la partition des condensats de gaz naturel dans les matières organiques des sédiments ou du sol variera en fonction de leur composition. Par exemple, les condensats de gaz naturel qui ont plus de composants de fort poids moléculaire comme les HAP, qui ont un log K_{oe} élevé, se répartiront davantage dans le carbone organique que les condensats de gaz naturel qui en contiennent moins.

4. Sources

Dans la mesure où les condensats de gaz naturel sont généralement (mais pas exclusivement) liés au gaz naturel (Schlumberger, 2011), les emplacements de production de cette substance possibles correspondent aux sites d'exploitation du gaz naturel. Au Canada, le gaz naturel est produit dans plusieurs régions, principalement dans le bassin sédimentaire de l'Ouest canadien, qui comprend l'Alberta, et des parties du nord-est de la Colombie-Britannique et de l'ouest de la

Saskatchewan. Il existe d'autres gisements de production de gaz naturel au sud de l'Ontario, au Québec, dans une petite région du Nouveau-Brunswick, au sud-est du Yukon et dans les Territoires du Nord-Ouest. On extrait du gaz naturel au large des côtes de la Nouvelle-Écosse. Des condensats de gaz naturel peuvent résulter de la production de pétrole, lequel est principalement extrait en Alberta, en Saskatchewan et au large de Terre-Neuve-et-Labrador, ainsi qu'en Colombie-Britannique, au Manitoba, en Ontario et au Nouveau-Brunswick (ACPP, 2015). Les condensats de gaz naturel peuvent être également produits pendant l'extraction du gaz de schiste non conventionnel ou du gaz de formation imperméable (ACPP, 2012).

Les condensats de gaz naturel peuvent également être produits à la hauteur de la tête de puits de gaz, de condensats ou de pétrole, là où le gaz naturel, les hydrocarbures liquides et l'eau sont séparés dans un premier temps. Le gaz naturel brut des têtes de puits est expédié aux usines de traitement par des conduites de collecte dans lesquelles les condensats de gaz naturel peuvent se liquéfier au cours du transport par gazoduc (ONE, 2005; Natural Gas Supply Association, 2011). Une quantité importante de condensats de gaz naturel est produite sous la forme de sous-produits des usines de traitement du gaz naturel brut, où le gaz naturel est purifié davantage avant d'être transporté dans des gazoducs de distribution (ONE, 2005, Hammer et al., 2012). Au Canada, la principale source de condensats est le traitement du gaz naturel brut (ONE, 2004). En plus du traitement du gaz par les têtes de puits ou dans les usines centralisées de traitement du gaz naturel, des condensats de gaz naturel sont séparés du gaz naturel brut dans les installations de chevauchement près des principaux réseaux de gazoducs. Les usines de chevauchement éliminent du flux gazeux, des volumes supplémentaires d'éthane et de liquides plus lourds extraits (ONE, 2004).

Les données sur la production canadienne de condensats de gaz naturel et des substances connexes (p. ex., les C₅+) ont été colligées à partir de diverses sources. Les estimations récentes concernant la production de condensats de gaz naturel au Canada varient de huit millions de m³/an (pour les C₅+ issus des usines de gaz; ONE, 2011) à dix millions de m³/an (condensats issus des sites auxquels s'ajoutent les hydrocarbures ayant cinq atomes de carbone ou plus [Statistique Canada, 2011b]). En 2010, près de 89 % de la production de condensats provenait de l'Alberta, 6 % de la Colombie-Britannique, 4,9 % de la Nouvelle-Écosse, et 0,45 % de la Saskatchewan (ONE, 2011). La plus grande portion de l'extraction extracôtière de gaz naturel est réalisée par les installations du projet extracôtier de l'île de Sable, au large de la Nouvelle-Écosse. Ce projet produit annuellement environ 800 000 m³ de liquides (appelés liquides de gaz naturel), notamment l'éthane, le propane, le butane et les hydrocarbures comptant cinq atomes de carbones ou plus (ExxonMobil, 2011a); ce liquide est considéré comme un condensat de gaz naturel dans le cadre de la présente évaluation. De plus, des données ont également été recueillies pour trois condensats de gaz naturel portant les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1 en vertu d'un avis publié aux termes de l'article 71 de la LCPE

(Environnement Canada, 2012). En 2010, la masse totale produite de ces trois condensats de gaz naturel se situait entre cent millions et un milliard de tonnes métriques, la masse totale importée était comprise entre cent mille et un million de tonnes et la masse totale transportée s'établissait entre cent millions et un milliard de tonnes (Environnement Canada, 2012).

Le système Inventory Update Reporting (IUR) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) indique que le volume de production annuelle de chaque substance portant les n^{os} CAS 64741-47-5 et 64741-48-6 aux États-Unis en 2006 dépassaient un million de m³ (environ 750 000 tonnes métriques). Même si la substance portant le n^o CAS 68919-39-1 n'a pas été déclarée en 2006, le volume de sa production était supérieur à un million de m³ (environ 750 000 tonnes métriques) en 2002 (IUR de l'USEPA, 2012).

De manière générale, les condensats de gaz naturel portant les nos CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1 ont été recensés comme étant des substances chimiques à haut volume de production (c.-à-d. avec des quantités de production ou d'importation de mille tonnes/an, ou plus) par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). En outre, la substance portant le n^o CAS 68919-39-1 a été identifiée comme étant une substance chimique à haut volume de production par l'Australie (avec des quantités de production ou d'importation de 1000 tonnes/an, ou plus). En 2013, la production mondiale de condensats de gaz naturel était de 6,9 millions de barils par jour (1,1 million m³/jour ou 825 000 tonnes métriques/jour) et elle devrait augmenter à 8,8 millions de barils par jour (1,4 million m³/jour ou 1,1 million de tonnes métriques/jour) en 2019, soit une augmentation de 3,3 % (AIE, 2014).

5. Utilisations

Les régulateurs de viscosité ou les diluants sont mélangés à du pétrole brut lourd ou à du bitume pour réduire leur densité et leur viscosité afin qu'ils satisfassent aux spécifications des oléoducs. Diverses substances peuvent être utilisées à cette fin, notamment les condensats de gaz naturel; par ailleurs, l'utilisation la plus importante des condensats de gaz naturel au Canada se fait sous forme de diluant (ONE, 2004, 2013). Les expositions potentielles aux condensats de gaz naturel utilisés pour réguler la viscosité des substances pétrolières sont considérées de manière plus adéquate dans le contexte de substances pétrolières diluées et elles ne sont pas prises en compte dans la présente évaluation. Toutefois, une fois que la substance pétrolière diluée est arrivée à sa destination, on peut récupérer environ 23 % des condensats de gaz naturel du pétrole brut lourd et du bitume, et les renvoyer au site d'extraction pour qu'ils soient utilisés une fois encore comme diluant (ONE, 2013). Les rejets lors de l'envoi de ces condensats de gaz naturel en recirculation sont pris en compte dans la présente évaluation.

D'autres informations sur l'utilisation pour les condensats de gaz naturel obtenues en vertu de l'article 71 de la LCPE, d'une étude approfondie des écrits

scientifiques et d'une recherche parmi les fiches signalétiques indiquent que les condensats de gaz naturel sont également utilisés dans les mélanges d'essence et comme matière de base industrielle. Bien qu'au départ, on pensait que les condensats de gaz naturel étaient présents dans les produits de consommation, un examen approfondi n'a déterminé que des utilisations industrielles. On s'attend donc à ce que la population générale n'ait pas accès à ces substances.

On a déclaré que le n° CAS 64741-47-5 était utilisé lors de l'entretien des puits de pétrole ou pour la fracturation hydraulique (Devon, 2010; Gibson Energy ULC, 2010; Keyera, 2011).

6. Rejets dans l'environnement

Les principales sources de rejet de condensats de gaz naturel sont les installations pétrolières en amont et le transport. L'information sur les rejets de condensats de gaz naturel a surtout été obtenue à partir de données colligées à partir des divulgations obtenues en réponse à l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée* de la *Liste intérieure des substances* (LIS) publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2012), ainsi que de l'Alberta Energy Resources Conservation Board (ERCB, 2012; actuellement l'Alberta Energy Regulator ou AER), de l'Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers (OCNEHE, 2002-2012) et de l'Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers (OCTNLHE, 2015). Les condensats de gaz naturel ne sont pas déclarés en vertu des dispositions relatives à l'Inventaire national des rejets de polluants du Canada (INRP, 2012) ou du Toxic Release Inventory Program des États-Unis (USEPA, 2012).

6.1 Rejets par les installations pétrolières

En général, les installations pétrolières (« continentales » et extracôtiers) et les installations chimiques au Canada sont strictement réglementées et diverses autorités imposent des exigences réglementaires. De même, l'industrie pétrolière a mis en œuvre des mesures volontaires pour gérer les rejets (ACPP, 2005, 2006, 2007a; SENES, 2009).

Les rejets de condensats de gaz naturel provenant des installations pétrolières peuvent être contrôlés ou involontaires. Les rejets contrôlés sont des rejets prévus, à des fins de sécurité ou d'entretien, provenant de l'eau produite ou des soupapes de surpression, des vannes d'aération et des systèmes de vidange. Les rejets involontaires prennent habituellement la forme de déversements ou de fuites causés par divers appareils, vannes, canalisations ou brides.

Les données déclarées par le secteur industriel en vertu de l'article 71 (Environnement Canada, 2012) comprenaient des rejets totaux distribués par n° CAS dans l'air, l'eau et le sol, ainsi que les quantités de déchets transférées vers des installations de gestion des déchets hors site. Toute entreprise

produisant ou important plus de 100 kg de l'un de ces trois condensats de gaz naturel portant les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 ou 68919-39-1 devait le déclarer. En 2010, on a divulgué des rejets totaux de ces trois condensats de gaz naturel sur le sol entre 100 000 et 1 000 000 de kilogrammes. On n'a déclaré aucun rejet dans l'eau. Au total 100 et 1000 kg de condensats ont été rejetés dans l'eau. Les rejets atmosphériques totaux tombent entre 1000 à 10 000 kg.

6.1.1 Rejets contrôlés des installations pétrolières

Les rejets contrôlés de condensats de gaz naturel proviennent surtout d'installations côtières ou continentales en amont de l'industrie pétrolière et gazière. Dans ces installations, les sources potentielles de rejets contrôlés de condensats de gaz naturel sont les soupapes de surpression, les vannes d'aération et les robinets de vidange des conduites ou de l'appareillage (p. ex. les réservoirs), où les condensats de gaz naturel sont produits ou entreposés au voisinage des têtes de puits ou des installations de traitement.

Dans des conditions normales d'exploitation, presque tous les rejets contrôlés de condensats de gaz naturel par les usines de traitement de gaz naturel ou de pétrole sont récupérés dans un circuit fermé puis retournés à l'installation de traitement ou à l'installation de traitement des eaux usées. Ainsi, ce type de rejet ne devrait pas exposer la population générale aux condensats de gaz naturel.

Parmi les déversements contrôlés dans l'environnement, on compte les rejets autorisés d'eau produits par les installations extracôtières dans l'environnement marin voisin (ONE *et al.*, 2010). L'eau produite peut contenir du pétrole dont la concentration moyenne peut atteindre 44 mg/L sur 24 heures, et un volume moyen pondéré sur 30 jours de 30 mg/L (ONE *et al.*, 2010). L'eau produite peut être composée l'eau de gisement, des eaux injectées et les eaux de procédé extraites en même temps que le pétrole et le gaz durant la production d'hydrocarbures. De plus, une partie des produits chimiques ajoutés pendant le traitement des fluides contenus dans un réservoir peut se retrouver dans l'eau produite. Cette eau est extraite du flux pétrolier et, après avoir été traitée, est versée dans le milieu marin (ONE *et al.*, 2010).

Le tableau 6-1 donne des estimations sur les hydrocarbures pétroliers présents dans l'eau produite rejetée par le projet de l'île de Sable. Nous supposons que la plupart des hydrocarbures pétroliers dans l'eau produite proviennent de condensats de gaz naturel de l'eau de gisement. On constate une tendance à la hausse pour l'eau rejetée par le projet de l'île de Sable de 2009 à 2011, ce qui est prévisible pour un réservoir parvenu à maturité au rendement décroissant.

Tableau 6-1. Estimations des hydrocarbures pétroliers rejetés par le projet de l'île de Sable dans l'eau produite

Année	Moyenne de l'eau produite rejetée	Estimation de la masse de pétrole rejetée dans l'eau	Estimation de la masse de pétrole rejetée dans l'eau
-------	-----------------------------------	--	--

	(L/mois) ^a	produite (kg/mois) ^b	produite (L/mois) ^c
2009	15 304 000	460	595
2010	19 604 000	590	763
2011	24 058 000	720	931

^a OCNEHE, 2012

^b Litres d'eau/jour × 0,00003 kg de pétrole/L = kg de pétrole/jour (où la concentration correspond à la cible de rendement mensuel de 30 mg de pétrole/L)

^c Nombre de kilogrammes de pétrole/mois ÷ (0,773 kg/L de densité) = litres de pétrole/mois. La densité moyenne (0,7734 kg/L) est calculée à partir des valeurs de densité des condensats du projet de l'île de Sable figurant au tableau 3-2.

Niu et al., 2010 ont déclaré les concentrations de BTEX, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et d'alcane dans l'eau produite rejetée par les puits Venture et Thebaud du projet de l'île de Sable d'après un échantillonnage réalisé entre juillet et août 2009, et pour le puits Thebaud en août 2007. Les naphthalènes et leurs homologues alkylés représentaient respectivement près de 85 et 97 % des hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux dans l'eau produite analysée des puits Venture et Thebaud, (Niu et al., 2010). Par rapport aux autres composants organiques, les alcanes à chaîne longue qui présentent une faible hydrosolubilité présentaient les concentrations les plus faibles (tableau 6-2). Les profils des alcanes des deux puits différaient légèrement : le puits Thebaud avait des concentrations plus fortes d'alcane comportant de 13 à 18 atomes de carbone, tandis que le puits Venture présentait des concentrations plus élevées d'alcane comptant de 10 à 15 atomes de carbone. Pour les deux puits, la concentration de ces molécules décroissait en raison inverse de leur teneur en carbone (Niu et al., 2010).

Tableau 6-2. Composition des hydrocarbures présents dans l'eau produite des puits Venture et Thebaud du SOEP (Niu et al. 2010)

Composé	Concentration (mg/L)
Benzène	4,2-18
Toluène	5,2-24
Éthylbenzène	0,14-1,1
Xylène	1,1-8,0
BTEX totaux	13-51
Phénols totaux	11-25
Naphtalène	0,19-1,5
HAP totaux	0,53-2,1
Alcane totaux (C ₁₀ -C ₃₅)	0,13-0,36

L'eau produite par les activités d'extraction sur le continent est éliminée en la réinjectant dans un puits profond (Pembina Institute, 2007). Le plus souvent, elle est saline et contient des substances chimiques diverses. De ce fait, le sol peut être contaminé dans le cas de fuites de l'eau injectée dans les puits profonds ou la formation souterraine (Pembina Institute, 2007). Des lois et des règlements régulent l'élimination de l'eau produite et les résidus du forage pour l'extraction

de pétrole ou de gaz sur le continent Par exemple, en Alberta, les exigences d'élimination sont définies dans l'*Alberta Oil and Gas Conservation Regulations* (Règlement 151/71 de l'Alberta) de l'*Oil and Gas Conservation Act* (Alberta, 2011). Ce règlement et les directives connexes décrivent les exigences relatives aux réservoirs et bassins prévus pour recevoir les déchets et ils exigent le nettoyage de tout déversement.

6.1.2 Rejets involontaires des installations pétrolières

Des rejets involontaires de condensats de gaz naturel peuvent survenir aux installations de production. La législation est composée d'exigences du gouvernement provincial ou territorial pour prévenir et gérer les rejets involontaires de substances et de flux pétroliers dans une installation au moyen de permis d'exploitation (SENES, 2009). Ces mesures de réglementation comprennent la sélection des matériaux appropriés durant les processus de conception et de construction, des inspections et des entretiens réguliers des réservoirs de stockage, des pipelines et des autres appareils de procédé, 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 pour réduire leur volume gazeux interne et minimiser le recours aux réservoirs souterrains, qui peuvent donner lieu à des fuites ou à des déversements non détectés (SENES, 2009). La législation actuelle sur la santé et la sécurité au travail prévoit des mesures pour réduire au minimum l'exposition professionnelle des employés et certaines de ces mesures visent également à limiter les rejets involontaires (CanLII, 2001). Des mesures non réglementaires (p. ex., des lignes directrices, des pratiques exemplaires) sont également prises dans des installations du secteur pétrolier pour réduire les rejets involontaires.

Des émissions fugitives de condensats de gaz naturel peuvent se produire à toutes les étapes de production, de traitement, de transport et d'entreposage de ces substances. Même si la quantité de composés organiques volatils (COV) rejetés à partir d'un gazoduc enfoui n'est pas considérable, les installations en surface reliées aux oléoducs sont des sources majeures d'émissions, tel que le décrivent Durrenberger et al. (2006). Armendariz (2009) décrit les sources d'émissions fugitives de gaz naturel en détail : du forage de puits et du traitement du gaz, jusqu'aux réseaux de distribution du gaz. De nombreux appareils (pompes et réservoirs) et raccords (brides, jauges, connecteurs de conduites et vannes) utilisés dans ces réseaux peuvent être des sources majeures d'émissions fugitives de composés organiques volatils dans l'atmosphère. Les émissions fugitives sont causées par des fuites des équipements mentionnés ci-dessus, ainsi que par l'usure, la rouille et la corrosion, l'installation inadéquate, l'entretien inapproprié, ou la surpression des gaz ou des liquides dans les conduites (Armendariz, 2009). Or, contrairement aux déversements ponctuels dans le sol ou l'eau, les émissions fugitives dans l'atmosphère sont souvent étendues.

Les émissions de gaz par évaporation depuis les réservoirs de stockage de condensats peuvent aussi représenter des sources majeures d'émissions de composés organiques volatils majeures, car le stockage de condensats de gaz naturel est souvent nécessaire dans les sites d'extraction de gaz ou de pétrole, les usines de traitement de gaz ou les terminaux de transport (Chambers, 2004; Hendler *et al.*, 2009; Armendariz, 2009). Le taux moyen d'émission des gaz évacués était d'environ 19 ± 28 kg par baril de condensat produit, avec des concentrations de benzène entre 0,13 et 1,4 % p/p dans les gaz évacués. EC/R (2011) a également signalé des niveaux de benzène entre 0,03 et 5,7 % p/p ($0,54 \pm 0,88$ % par poids) dans les gaz évacués de 46 réservoirs de stockage américains. Ces réservoirs de stockage contenaient des condensats de densités API supérieures ou égales à 40 et, par conséquent, on a estimé qu'ils étaient tous représentatifs des réservoirs de stockage de condensats. Au Canada, les émissions de benzène provenant des réservoirs de stockage de condensats de deux usines canadiennes de traitement du pétrole en Alberta ont été évaluées de la même façon par absorption différentielle de la lumière laser. Dans les zones de réservoir de condensat, Chambers (2004) a trouvé des émissions de benzène de 0,03 kg/h. On a estimé le taux d'échappement des composés organiques volatils entre 0,02 et 0,2 kg par baril de condensat produit, d'après les rejets annuels modélisés à partir des réservoirs de stockage et les condensats totaux produits au Canada, sachant qu'un dispositif de contrôle de la vapeur est en place pour les réservoirs de grande capacité de l'Ouest canadien. Dans la partie du présent document traitant de l'exposition, nous présentons une estimation détaillée de l'exposition potentielle de la population générale aux vapeurs de condensats de gaz naturel et de benzène provenant des réservoirs de stockage. Cette évaluation est calculée à partir des données sur les émissions de Hendler *et al.* (2009) et Chambers (2004) et en se fondant sur l'hypothèse que les réservoirs de condensat dans les études sont représentatifs des méthodes de stockage des condensats que nous considérons ici.

6.2 Rejets involontaires et déversements dans l'environnement

Des rejets involontaires dans l'environnement se produisent également lors des déversements de condensats de gaz naturel. En se fondant sur une analyse des données sur les déversements passés en Alberta (de 2002 à 2011), nous avons estimé les rejets de condensats de gaz naturel (sous la description de substance générale « condensat »).

En Alberta, les déversements de condensats de gaz naturel du secteur énergétique en amont sont déclarés à l'Alberta Energy Regulator ou AER (anciennement l'Alberta Energy Resources Conservation Board ou ERCB). L'AER exige la déclaration des déversements supérieurs ou égaux à 2 m^3 (2000 L) sur les terres louées aux fins d'extraction de ressources ou des déversements de toute quantité de substance si la substance provient d'un pipeline ou si elle se déverse à l'extérieur de ces terres ou de tout déversement, sur une terre louée ou non, quelle que soit l'ampleur, qui pourrait causer, qui cause ou qui a causé un effet néfaste (AER, 2015). Au cours de la décennie de

2002 à 2011, on a déclaré 531 déversements de condensats, dont le volume s'élevait à près de 2,2 millions de litres en Alberta (ERCB, 2012)³.

On n'a observé aucune tendance haussière ou baissière dans le nombre de déversements de condensats déclarés annuellement en Alberta de 2002 à 2011. Le nombre annuel de déversements déclarés se situe entre 40 et 72. Les données sur ces déversements de condensats déclarés en Alberta de 2002 à 2011 sont résumées aux tableaux 6-3 et 6-4.

Tableau 6-3 : Résumé des données sur les déversements sur dix ans (2002 à 2011) pour l'Alberta par milieu de rejet (ERCB, 2012)

Milieu	N ^{bre} de déversements	Moyenne de déversements par an	Volume total de déversements (L)	Pourcentage du volume total	Volume moyen des déversements (L)	Volume médian des déversements (L)
Air/sol	503	50	1 883 900	86	3 745	500
Fondrière de mousse/ eau stagnante	16	1,6	225 900	10,3	14 119	2500
Eau « vive » ^a	7	0,7	83 400	3,8	11 914	1000
Inconnu	5	0,5	10 600	0,48	2 120	3000
Total ^a Comprend les déversements dans les lacs	531		2 203 800	100		

^a Comprend les déversements dans les lacs.

Les déversements dans l'air ou le sol constituent la plupart des déversements déclarés en Alberta de 2002 à 2011. Il y a eu environ 25 déversements/an de volumes supérieurs à la médiane, neuf déversements/an de volumes supérieurs à la moyenne et cinq déversements/an de volumes supérieurs au 90^e centile (9000 L).

³ Les déversements qui ont eu lieu dans des usines de production gazière de grande taille (usines de production de gaz non sulfureux et usines de récupération du soufre) et qui ne se seraient pas répandus à l'extérieur du site ne sont pas pris en compte dans le total, car les déversements à ces emplacements devraient faire l'objet d'un assainissement immédiat réduisant au minimum leur introduction dans l'environnement. Les déversements causés par du vandalisme ont également été exclus du total, car ils ne sont pas considérés comme évitables.

Tableau 6-4. Sources de déversements de condensats en Alberta de 2002 à 2011 (ERCB, 2012)

Source	Nombre	Volume (L)	% du n ^{bre} de déversements	% du volume des déversements
Pipelines	164	815 400	31	37
Puits de gaz et de pétrole	162	373 700	31	17
Batteries de réservoirs de pétrole, gaz ou bitume	73	420 900	14	19
Stations de compression et de pompage	53	65 700	10	3,0
Raffineries de gaz	47	233 800	8,9	11
Inconnu	29	216 300	5,5	9,8
Injection et élimination	2	8 000	0,38	0,36
Usine de traitement des sables bitumineux	1	70 000	0,19	3,2
Total	531	2 203 800	100	100

La base de données sur les déversements de l'Alberta consigne la taille de la zone touchée par les déversements (aire de répartition). Dans le cas des déversements de condensats, environ 64 % des déversements recouvraient une surface de 100 m² au plus, 20,2 % recouvraient une surface supérieure à 100 m², mais inférieure à 1000 m², 4,5 % recouvraient une surface dépassant 1000 m², et pour 12 % des déversements, la zone touchée n'a pas été décrite. La base de données enregistre également le volume de produit libre pour chaque déversement. Or, puisque le risque aigu (à court terme) suscite des préoccupations (section 8.1) et qu'on ne dispose pas d'information sur le délai entre le déversement et l'assainissement (la récupération du produit), seul le volume total du déversement a été pris en compte dans la détermination du risque pour l'environnement (sections 8.2 et 8.3).

Les déversements de condensats de gaz naturel dans le milieu marin sont rares, d'après les rapports sur l'exploitation au large des côtes de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador pour les années 2002-2011 (OCNEHE, 2002-2011; OCTNLHE, 2015) et les renseignements sur les rejets fournis par ExxonMobil, qui est l'exploitant du projet extracôtier de l'île de Sable.

Selon ExxonMobil, aucun rejet ou déversement d'hydrocarbures à partir des oléoducs du projet de l'île de Sable ne s'est produit, et il n'y a eu aucune éruption dans le cadre de ce projet depuis le début, en décembre 1999 (courriel du bureau haligonien d'ExxonMobil à Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada 2001, auteur non mentionné). De même, comme aucun déversement dans l'eau n'a été déclaré dans le cadre de l'enquête menée en vertu de l'article 71 (Environnement Canada, 2012), il ne semble pas y avoir eu de déversement à partir des navires en 2010.

Nous avons examiné les données de 2002 à 2011 sur les déversements de condensats par les projets de production extracôtier de gaz et de pétrole de la

Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador (OCNEHE, 2002-2012; OCTNLHE, 2015). Ces rapports étudiés ne mentionnent ni l'eau produite, ni des déversements de pétroliers lorsqu'ils ne sont pas à quai ou recevant un chargement à une plateforme extracôtière (OCNEHE et OCTNLHE, 2012). Dans le cas de la production extracôtière en Nouvelle-Écosse, on a déclaré sept déversements de condensats déclarés de 2002 à 2011, le plus gros déversement ayant été de 128 L. Dans le cas de Terre-Neuve-et-Labrador, on a déclaré trois petits déversements de 10 L ou moins entre 2002 et 2004, et aucun déversement de condensats de 2005 à 2011. Au cours de cette période, ces sources indiquent que 207 L ont été déversés au large de la côte Est. Le volume de déversement moyen et médian était respectivement d'environ 21 L et 3,1 L (OCNEHE, 2002-2011).

L'estimation des rejets en milieu marin fera l'objet d'une discussion dans la sous-section 8.1.1.

6.3 Rejets provenant du transport

Les rejets involontaires occasionnés par le transport de condensats par bateau, train, gazoduc ou camion s'introduisent généralement dans l'air, l'eau ou le sol, en fonction du mode de transport en cause. Dans la présente évaluation préalable, nous avons considéré les rejets involontaires ou les fuites se produisant lors de la manutention et du transport en raison de leur potentiel d'effets néfastes sur l'environnement. Puisque les condensats de gaz naturel sont très volatils (tableau 3-2), les émissions par évaporation dans l'air découlant de déversements involontaires représenteront une grande proportion des émissions par rapport à la pénétration des condensats dans l'eau ou dans le sol.

Aux installations pétrolières, la manutention de condensats de gaz naturel aux fins de transport est réglementée, aux paliers fédéral et provincial, par des mesures qui couvrent le chargement et le déchargement (SENES, 2009). Ensemble, ces mesures définissent les exigences en matière de manutention sans danger des substances pétrolières et sont destinées à réduire au minimum ou à prévenir les rejets potentiels pendant le chargement, le transport et le déchargement (SENES, 2009).

Les rejets associés au lavage ou au nettoyage des réservoirs de transport ne sont pas pris en compte dans la présente évaluation préalable, car les citernes ou les réservoirs servant au transfert des substances pétrolières sont habituellement réservés à cette fin et, par conséquent, il n'est pas nécessaire de les laver et de les nettoyer régulièrement (USEPA, 2008).

La présente évaluation préalable tient compte de deux types de rejets pouvant survenir lors de la manutention et du transport des condensats de gaz naturel : les émissions par évaporation et les rejets involontaires (p. ex. déversements ou fuites). La quantité des émissions par évaporation dans l'air ambiant dépend de la volatilité d'une substance, de la température ou des variations de la pression

qui ont lieu pendant le stockage ou le transport, ainsi que de l'étanchéité des réservoirs de stockage ou des navires de transport et paramètres des soupapes. L'évaluation de l'exposition potentielle de la population générale provenant du transport des condensats de gaz naturel est axée sur les pertes par évaporation, survenant pendant les activités normales d'exploitation.

D'après les renseignements soumis en vertu de l'article 71 de la LCPE et d'une étude supplémentaire des publications scientifiques, nous avons déterminé que les gazoducs, les navires, les camions et les trains étaient utilisés pour le transport des condensats de gaz naturel. Les renseignements sur les quantités transportées recueillis en vertu de l'article 71 de la LCPE concernent spécifiquement les substances désignées par les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1. En ordre d'importance, la plupart (près de 99 %) de ces condensats de gaz naturel sont acheminés par gazoduc, suivi par le rail (près de 0,2 %), le camionnage (près de 0,1 %) et le transport maritime (près de 0,07 %). En 2010, les gazoducs ont acheminé entre 100 millions et 1 milliard de tonnes de ces condensats de gaz naturel (Environnement Canada, 2012), dont plus de 90 % correspondant au n^o CAS 64741-47-5. Entre 100 000 et 1 million de tonnes de ces condensats de gaz naturel ont été transportés par train, la plus grande quantité déclarée étant d'environ 700 millions de kg par site. Entre 100 000 et 1 million de tonnes de ces condensats de gaz naturel ont été transportés par camion, dont 68 % du total correspondant au n^o CAS 68919-39-1. Entre 100 000 et 1 million de tonnes de la substance de n^o CAS 64741-47-5 ont été transportées par navire en 2010.

Les quantités d'émissions par évaporation dans l'air ambiant associée au transport ont été estimées à partir des données sur le transport des trois condensats de gaz naturel (nos CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1) (tableau F-1 de l'annexe F). Nous avons utilisé ces estimations pour déterminer l'exposition potentielle (inhalation) de la population générale aux émissions par évaporation associée au transport (section 9.1). Les quantités estimées de gaz évaporé lors du chargement et du déchargement seront estimées lors de l'évaluation des conséquences de l'exposition sur la santé humaine, dans la mesure où nous considérerons le potentiel des rejets à l'extérieur de l'installation et l'existence un risque d'exposition pour la population générale. L'exposition professionnelle aux condensats de gaz naturel n'est pas évaluée dans la présente évaluation.

7. Devenir et comportement dans l'environnement

7.1 Répartition dans l'environnement

Une fois que des substances pétrolières ont été rejetées dans l'environnement, quatre processus importants pour leur devenir environnemental entrent en jeu : la dissolution dans l'eau, la volatilisation, la biodégradation et l'adsorption. Ces

processus modifient la composition des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réactions complexes ou des matières biologiques. Dans le cas de déversements sur la surface de l'eau, sur le sol ou dans celui-ci, un autre processus de devenir, la photodégradation peut aussi intervenir.

Comme nous le mentionnions plus haut, la solubilité et la pression de vapeur des composants d'un mélange varient par rapport à celles du composant seul. Ces interactions sont compliquées pour les substances composites de composition inconnue ou variable, des produits de réactions complexes ou des matières biologiques complexes comme les hydrocarbures pétroliers.

Chacun des processus intervenant dans le devenir aura des effets différents sur les familles d'hydrocarbures. Les substances aromatiques tendent à être plus hydrosolubles que les substances aliphatiques comptant le même nombre d'atomes de carbone, alors que les substances aliphatiques tendent à être plus volatiles (Potter et Simmons, 1998). Ainsi, lorsqu'un mélange pétrolier est rejeté dans l'environnement, il est probable que les contaminants principaux de l'eau soient des composés aromatiques, et ceux de l'air les composés aliphatiques (Potter et Simmons, 1998). Les alcènes et les alcanes ont une volatilité similaire et ils sont plus volatils que les substances aromatiques et les cycloalcanes. La volatilité des substances aromatiques est semblable à celle des cycloalcanes. Les composants les plus solubles et les plus volatils ayant les plus faibles masses moléculaires, on constate que les matières résiduelles sont généralement plus riches en composants à forte masse moléculaire. À la suite des pertes initiales par volatilisation et dissolution, la dégradation du reste des substances est le fait de la biodégradation, normalement par des bactéries.

La biodégradation joue presque toujours un rôle après le rejet de mélanges d'hydrocarbures dans l'environnement. Il a été largement démontré que presque tous les sols et sédiments abritent des populations de bactéries et d'autres organismes qui peuvent dégrader des hydrocarbures pétroliers (Pancirov et Brown, 1975). Ce phénomène se produit avec ou sans oxygène. Deux facteurs clés qui déterminent la vitesse de dégradation sont l'apport en oxygène et la structure moléculaire. En général, la dégradation est plus rapide en condition aérobie. Nous pouvons classer les diverses structures en ordre décroissant de vitesse de dégradation (Potter et Simmons, 1998) :

- (1) les *n*-alcanes, notamment ceux comptant de 10 à 25 atomes de carbone sont facilement dégradés
- (2) les isoalcanes
- (3) les alcènes
- (4) le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes [BTEX] (lorsque ces substances sont présentes en concentrations qui ne sont pas toxiques pour les micro-organismes)
- (5) les composés monoaromatiques
- (6) les hydrocarbures aromatiques polynucléaires (polycycliques) [HAP]
- (7) les cycloalcanes à masse moléculaire élevée (qui peuvent se dégrader très lentement, voir : Pancirov et Brown, 1975).

Ces trois processus de météorisation — dissolution dans l'eau, volatilisation et biodégradation — donnent habituellement lieu dans les résidus à l'appauvrissement en composés plus facilement solubles, volatils et dégradables et à l'accumulation de composés résistant davantage à ces processus. Puisque l'interaction complexe des composants d'un mélange 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. Nous avons donc exploré les propriétés chimiques et physiques des structures représentatives des condensats de gaz naturel (tableau C-2 de l'annexe C) comme indicateur général du devenir des condensats de gaz naturel.

7.1.1 Devenir dans l'eau

7.1.1.1 Volatilisation

La pression de vapeur, expérimentale ou modélisée, des structures représentatives varie de modérée à très élevée, sauf des structures comptant 20 atomes de carbone et un HAP à quatre cycles qui ont une faible pression de vapeur.

Dans le cas d'un déversement dans l'eau, le degré de volatilisation dépend essentiellement de la volatilité des composants du mélange de pétrole, ainsi que des conditions environnementales comme la température et l'état du vent et de l'eau (CONCAWE, 1983). Presque tous les composants de moins de 12 atomes de carbone, comme les BTEX, se volatilisent depuis l'eau en moins de 24 heures (Risk Management Research Institute [RMRI], 2007; CNRC, 2003).

7.1.1.2 Dissolution

L'hydrosolubilité varie de valeurs très faibles (0,004 mg/L) pour les alcanes à longue chaîne, à très élevée (1790 mg/L) pour les substances monoaromatiques les plus simples (benzène). En règle générale, les composés aromatiques sont plus solubles que les alcanes, les isoalcanes et les cycloalcanes comportant un nombre analogue d'atomes de carbone. Les données du tableau C-2 (annexe C) indiquent que les composants susceptibles de rester dans l'eau sont les plus petites structures représentatives de chaque groupe (les substances aromatiques monocycliques, les alcanes et les isoalcanes comptant deux à cinq atomes de carbone, les cycloalcanes monocycliques et bicycliques), compte tenu de leur hydrosolubilité plutôt élevée et des faibles valeurs de $\log K_{oe}$ et $\log K_{co}$.

La sorption des composants du BTEX sur les sédiments en suspension ou marins n'est pas forte. Les concentrations de ces composants dans les sédiments, y compris à proximité des déversements d'eau produite sont presque toujours très faibles (Armstrong *et al.*, 1979; Neff *et al.*, 1989). Cependant, les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques de masse moléculaire plus importante peuvent s'accumuler dans les sédiments près des décharges d'eau

produite (Armstrong *et al.*, 1979, Neff *et al.*, 1989, Means *et al.*, 1990; Rabalais *et al.*, 1991a, b), surtout lorsque l'eau est peu profonde.

Les substances aromatiques à faible masse moléculaire sont plutôt hydrosolubles dans l'eau, mais, souvent, elles sont également les plus volatiles. Ainsi, la volatilisation devrait être la cause principale de la perte des composants les plus solubles, elle est de 10 à 1000 fois plus rapide que la dissolution (Lee *et al.*, 1990). Harrison *et al.* (1975) ont déterminé que la vitesse de dissolution peut être aussi faible que 1 % que la vitesse de volatilisation. Par conséquent, seule une petite partie des composants solubles sera dissoute dans l'eau (CONCAWE, 1983; API, 2010; Lee *et al.*, 1990). Une fois les composants plus légers volatilisés, la vitesse de dissolution est jugée négligeable (CNRC, 1985).

Selon l'hypothèse de Neff *et al.* (2000), près de 11 % du condensat de Campbell et 23 % du pétrole brut léger de Wonnich en Australie persistent sur la surface de la mer pendant un jour dans des conditions de mer calme (pas de vent ni de vagues). Au bout d'environ une semaine, le condensat de Campbell et le pétrole brut de Wonnich se dissipent complètement de la surface de l'eau. Lorsqu'il y a du vent, l'évaporation du pétrole brut et raffiné peut être plus rapide que les valeurs obtenues en laboratoire.

Danion *et al.* (2011) ont détecté principalement des composants d'HAP légers dans la fraction hydrosoluble du pétrole brut d'Arabie et du produit pétrolier météorisé. La concentration de chaque HAP dans la fraction hydrosoluble ne semble pas être liée à l'abondance d'HAP dans le pétrole brut, mais plutôt à la masse moléculaire et à la solubilité des composants. Les HAP bicycliques et tricycliques et les analogues alkylés constituaient la plus grande partie de la fraction hydrosoluble, tandis qu'aucun HAP plus lourd de cinq à six cycles benzéniques (égal ou supérieur à 276 g mol/L) n'a été observé dans l'eau, malgré leur présence dans le pétrole. L'absence d'anthracène dans la fraction hydrosoluble était inattendue (Danion *et al.*, 2011). On avait supposé l'inverse en raison de sa configuration moléculaire correspondant à un isomère aromatique tricyclique linéaire par rapport à la forme angulaire du phénanthrène, qui réduit sa solubilité (Danion *et al.*, 2011). D'après ces recherches, on s'attend à ce que la fraction hydrosoluble du brut léger et celle du brut lourd (et des condensats de gaz naturel) soient similaires, car ils contiennent tous les deux des composants plus légers et plus solubles.

D'après le modèle réalisé pour le projet du gisement gazier extracôtier Deep Panuke (EnCana Corp., 2006), dix barils (environ 1590 L) de condensats déversés en mer depuis une plateforme dériveront sur 400 m environ, puis se dissiperont complètement de la surface de la mer en 20 minutes, donnant une concentration maximale de pétrole dispersé de 28 ppm (en poids sur poids), ou de près de 21 mg/L, et une densité moyenne de 0,740 kg/L pour les condensats de gaz naturel (d'après le tableau 3-2). Cette concentration tombera à 0,1 ppm

(ou 0,074 mg/L) après 15 heures, si l'on présume une profondeur 10 m pour la la couche de mélange (EnCana Corp., 2006).

7.1.2 Devenir dans le sol

Le déplacement des hydrocarbures pétroliers comme les condensats de gaz naturel dans le sol est beaucoup plus compliqué que l'étalement des nappes d'hydrocarbures sur l'eau. Le mouvement horizontal et vertical du pétrole provenant d'un site de déversement est difficile à prévoir (Fingas *et al.*, 1979) à moins de bien connaître la géologie locale.

Le pétrole déversé sur le sol se dispersera en surface et infiltrera les roches ou les sols perméables. Le degré de pénétration dépendra de la nature des roches ou des sols, et du type et du volume de pétrole. Le pétrole peu visqueux, comme les condensats de gaz naturel, pénétrera rapidement dans un sol poreux sec, comme le sable à grains grossiers, ce qui limitera sa dispersion en surface. À l'inverse, un sol humide ou argileux aura tendance à résister à la pénétration du pétrole déversé. Dans ce cas, le pétrole déversé continuera à d'épaler à l'horizontale. Dans les sols agricoles typiques, le pétrole déversé sature habituellement les premiers 10 à 20 cm du sol, peu importe sa viscosité. Si toutefois les dépressions du sol contiennent de l'eau, le pétrole ne pourra pas s'y infiltrer. Les pétroles légers comme les condensats de gaz naturel, qui se dispersent rapidement sur la surface du sol, ont tendance à se volatiliser rapidement (Fingas *et al.*, 1979).

Le pétrole déversé a tendance à migrer vers des remblais artificiels, comme les voies de pipeline et les conduites de services publics, car ces excavations sont souvent remplies de matières qui sont plus perméables que le sol original. Le pétrole dans le sous-sol descendra en raison de la gravité. Lorsque le pétrole disparaît en surface, il continue de descendre, en laissant derrière un entonnoir de sol partiellement saturé en pétrole. Les composants du pétrole les plus légers et les plus mobiles poursuivront leur descente, laissant derrière les résidus les plus lourds. La pluie qui tombera ensuite sur le sol pourra contribuer davantage à la descente du pétrole. Cette migration se poursuit jusqu'à ce que le pétrole soit entièrement absorbé par le sol, et s'arrêtera au contact d'une couche imperméable, ou lorsque la substance atteindra les eaux souterraines. Le pétrole peut être entraîné dans ces eaux, ce qui pourrait contaminer les eaux de surface (Fingas *et al.*, 1979).

Le pétrole a une forte capacité de sorption dans le sol (Sexstone *et al.*, 1978). Cette capacité est nettement plus élevée dans les sols secs riches en substances organiques (Sexstone *et al.*, 1978). Dans les sols humides et mal drainés, les hydrocarbures ne pénètrent pas aussi profondément, les concentrations les plus élevées se trouvant dans les quatre premiers centimètres du sol (Sexstone *et al.*, 1978). La volatilisation des fractions aromatiques et aliphatiques à faible masse moléculaire à partir des surfaces de sol humides est un processus de devenir important, bien qu'elle ne soit pas aussi rapide que

celle qui se produit à la suite d'un déversement dans l'eau. Les composants à poids moléculaire plus élevé devraient s'adsorber davantage dans le sol, relativement aux composants de faible poids moléculaire, et donc persister à l'endroit où le déversement a eu lieu.

Lorsqu'un fort volume d'hydrocarbures pétroliers pénètre dans le sol, les matières organiques du sol et d'autres sites d'absorption dans le sol sont entièrement saturés, et les hydrocarbures forment une phase séparée (liquide non aqueux) dans le sol. À des concentrations inférieures à la capacité de rétention des hydrocarbures dans le sol, ces liquides non aqueux seront immobiles (Arthurs *et al.*, 1995). On les appelle « liquides non aqueux résiduels » (Brost et DeVauil, 2000). Au-dessus de la capacité de rétention, le liquide non aqueux redevient mobile et se déplacera dans le sol en raison de la gravité (Arthurs *et al.*, 1995; Brost et DeVauil, 2000). D'après Arthurs et ses collaborateurs (1995), la capacité de rétention de l'essence dans le sol est de 68 000 mg/kg en poids sec (p.s.) pour le sable, de 170 000 mg/kg p.s. pour le sable loameux et de 238 000 mg/kg p.s. pour le loam limoneux.

Les fractions constituées d'hydrocarbures aromatiques et d'aliphatiques légers qui sont davantage solubles et volatils (p. ex., benzène et naphtalène) sont plus susceptibles de s'infiltrer dans les eaux souterraines lorsqu'elles sont injectées en profondeur dans la matrice du sol, comme dans le cas d'une fuite d'un réservoir souterrain (O'Reilly *et al.*, 2001). Les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes, et les substances aromatiques bicycliques ou polycycliques ayant au moins neuf atomes de carbone vont vraisemblablement s'adsorber aux sols en raison de leur faible hydrosolubilité, des valeurs modérées à élevées de leur coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) et de leur coefficient de partage carbone organique-eau (K_{co}).

En résumé, les condensats de gaz naturel se volatiliseront du sol, mais probablement pas aussi vite que depuis l'eau, car ils pénétreront rapidement le sol sec en raison de leur faible viscosité.

7.2 Persistance et potentiel de bioaccumulation

Comme toute substance pétrolière, les condensats de gaz naturel sont complexes. Ainsi, pour caractériser le potentiel de persistance et de bioaccumulation de leurs composants, nous avons utilisé des données empiriques ou modélisées d'une série de 54 structures d'hydrocarbures pétroliers qu'ils devraient contenir. Ces structures représentatives d'hydrocarbures pétroliers ne représentent pas toutes les molécules pouvant se trouver dans les substances pétrolières, et ne présentent pas nécessairement la gamme complète des substances potentiellement persistantes et bioaccumulantes appartenant à toutes les catégories de structures (p. ex., alcanes, substances aromatiques monocycliques, etc.) ou de toute substance

comportant un nombre arbitraire d'atomes de carbone (p. ex., C₁₀). Par conséquent, les résultats de la modélisation n'indiquent pas le potentiel de persistance et de bioaccumulation de toutes les substances d'une catégorie donnée ni la longueur de la chaîne carbonée, mais donnent plutôt une indication plus générale de ces propriétés.

7.2.1 Persistance dans l'environnement

La persistance d'une série d'hydrocarbures pétroliers qui devraient être présents dans les condensats de gaz naturel a été caractérisée à partir des données empiriques ou modélisées.

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 D-1 de l'annexe D.

Pour les condensats de gaz naturel, nous avons utilisé une méthode de comparaison avec des substances analogues, soient l'essence, le gazole et le pétrole brut qui contiennent de nombreux composants présents dans les condensats de gaz naturel.

Barker *et al.* (1995) ont étudié la dégradation biologique de condensats liquides présents dans le sol et les eaux souterraines de deux sites de traitement de gaz dans le bassin Denver-Julesburg, aux États-Unis. Les analyses et surveillances des eaux souterraines et du sol dans ces sites ont révélé plusieurs mécanismes de biorestauration intrinsèque, notamment l'oxydation aérobie, et anaérobie par la réduction du Fe (III) et des sulfates (Barker *et al.*, 1995). Les données présentées dans ce rapport ne permettent pas de déterminer de constante cinétique ou de demi-vie.

Des valeurs expérimentales sur la biodégradation aérobie primaire et ultime pour l'essence composée (Prince *et al.*, 2007; tableau D-2 de l'annexe D) et l'essence traditionnelle (Solano-Serena *et al.*, 1999; tableau D-3 de l'annexe D) indiquent que les demi-vies moyennes et médianes de la plupart des hydrocarbures et des catégories d'essence mesurées dans ces études sont inférieures à 182 jours dans l'eau. Toutes les fractions décelables d'essence se sont dégradées en moins de 57 jours à 21 °C dans des conditions naturelles d'eau de mer et d'eau douce, la vitesse de dégradation étant variable, d'un composant à l'autre (Prince *et al.*, 2007). L'ensemble de l'essence a subi une minéralisation à 94 % dans un délai de 25 jours à 30 °C avec une culture de boues activées (Solano-Serena *et al.*, 1999). Les composants résiduels étaient principalement des alcanes ramifiés possédant un atome de carbone quaternaire et/ou des chaînes d'alkyl sur des atomes de carbone consécutifs (Solano-Serena *et al.*, 1999). Les hydrocarbures qui composent l'essence sont considérés être biodégradables de façon inhérente (CONCAWE, 2014).

Marchal *et al.* (2003) a analysé en fioles fermées la dégradation biologique primaire et ultime de l'essence (C₄-C₁₀) et de plusieurs types de carburants diesel (C₁₁-C₂₅) par la microflore dans les boues activées, ainsi que celle présente dans plusieurs sols, y compris les sols de forêts d'épinettes, les sols de jardin, et les sols pollués par des hydrocarbures pétroliers. Outre la dégradation primaire, la minéralisation des carburants diesel a aussi été étudiée. Les essais ont été réalisés pendant 28 jours dans des conditions optimales de biodégradation en terme de pH, température, concentration de substrats, nutriments et l'apport en oxygène. La dégradation primaire variait de 85 % à 100 % pour l'essence et de 60 % à 91 % pour le carburant diesel commercial, selon le type de bactéries avec lesquelles ils ont été incubés (comme décrit ci-dessus). La minéralisation du carburant diesel commercial variait de 55 % à 67 %, ce qui indique que des métabolites intermédiaires pourraient s'accumuler. Dans ces combustibles, les hydrocarbures les plus résistants étaient les cycloalcanes et les alcanes ramifiés, notamment ceux comportant des atomes de carbone quaternaire ou des groupes de substitution consécutifs sur la principale chaîne de carbone.

De nombreux organismes peuvent métaboliser une large gamme d'hydrocarbures, même s'ils pourraient ne pas se développer lorsqu'ils sont exposés à des composants individuels. Par exemple, seuls dix différents composants de l'essence sur vingt-cinq utilisant le protocole de biodégradation immédiate 301C (MITI) de l'OCDE (OCDE, 1993) présentaient une biodégradation immédiate importante (Sakuratani *et al.* 2005). Prince *et al.* (2007) ont émis l'hypothèse que la demi-vie de biodégradation primaire des hydrocarbures était plus courte s'ils sont présents dans un mélange d'essence plutôt qu'en isolation, étant donné que les microorganismes indigènes arrivent à mieux décomposer les hydrocarbures lorsqu'ils se présentent comme une série mixte de substrats d'hydrocarbures qui permettent aux microbes d'utiliser des intermédiaires de différentes voies pour équilibrer leur métabolisme général.

Dans l'atmosphère, les demi-vies empiriques et modélisées de nombreux composants des condensats de gaz naturels sont inférieures à deux jours. Toutefois, certains composants, tels que les alcanes contenant de deux à six atomes de carbone, les isoalcanes contenant de quatre à six atomes de carbone, les substances monoaromatiques contenant de six à huit atomes de carbone et les cycloalcanes diaromatiques contenant treize atomes de carbone, peuvent avoir des demi-vies dépassant deux jours et peuvent donc être soumis au transport atmosphérique à grande distance. En outre, les HAP comportant trois à six cycles peuvent également être sujets au transport atmosphérique à grande distance vers des régions éloignées en raison de leur sorption par des matières particulaires (Environnement Canada, 2014).

Compte tenu de la biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments, les composants suivants devraient avoir des demi-vies de plus de six mois dans l'eau et les sols et supérieures à une année dans les sédiments : Les cycloalcanes bicycliques C₁₅-C₃₀, les polycycloalcanes C₁₈-C₂₂, les substances

aromatiques monocycliques C₁₂, les cycloalcanes monoaromatiques C₉-C₂₀, les substances aromatiques à deux cycles C₁₀-C₃₀, les cycloalcanes diaromatiques C₁₂ et substances aromatiques à trois cycles C₁₄ et C₃₀, les substances aromatiques à quatre cycles C₁₈-C₂₀, les HAP à cinq cycles C₂₀-C₃₀ et les HAP à six cycles C₂₂. Les dicycloalcanes C₉-C₁₂, les polycycloalcanes C₁₄ et supérieurs et les substances monoaromatiques C₉ et supérieures présentent également des demi-vies supérieures à un an dans les sédiments (tableau D-1, annexe D).

7.2.2 Potentiel de bioaccumulation

En raison du peu de données empiriques sur les condensats de gaz naturel, nous avons caractérisé le potentiel de bioaccumulation à partir des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers dont la présence dans les substances pétrolières est prévisible. Les facteurs de bioaccumulation sont les indicateurs privilégiés pour l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des substances, puisque le facteur de bioconcentration pourrait ne pas représenter correctement le potentiel de bioaccumulation par alimentation des substances, un phénomène prédominant pour les substances dont le log K_{oe} dépasse environ 4,5 (Arnot et Gobas, 2003).

En plus des données sur les facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration, nous avons également pris en compte des données sur la bioaccumulation par les espèces aquatiques invertébrées. Nous avons aussi tenu compte des facteurs d'accumulation biote-sédiments/sol des facteurs d'amplification trophique et des facteurs de bioamplification pour la caractérisation du potentiel de bioaccumulation.

Les données empiriques et modélisées pour les hydrocarbures pétroliers, ainsi que la pondération, sont déclarées dans le document à l'appui de cette évaluation (Environnement Canada, 2014). Un résumé des résultats pour le potentiel de bioaccumulation est présenté au tableau D-4 de l'annexe D. Il existe des preuves empiriques et prédites cohérentes qui semblent indiquer que les composants suivants ont un potentiel de bioaccumulation élevé, avec une valeur dépassant 5000 pour les facteurs de bioaccumulation ou de bioconcentration : les isoalcanes C₁₃-C₁₅, les cycloalcanes monocycliques C₁₂-C₁₅, les cycloalcanes à deux cycles C₁₂ et C₁₅, les polycycloalcanes C₁₄ et C₂₂, les substances monoaromatiques 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, les hydrocarbures aromatiques polycycliques à quatre cycles C₁₆-C₂₀, les hydrocarbures aromatiques polycycliques à cinq cycles C₂₀-C₂₂ et les hydrocarbures aromatiques polycycliques à six cycles C₂₂ (tableau D-4 de l'annexe D). Ces composants sont très lipophiles et sont associés à un métabolisme lent chez certains organismes, de telle sorte que le taux d'absorption de cette substance dépasse de beaucoup le taux d'élimination total. Cependant, dans les réseaux trophiques aquatiques ou terrestres, la plupart de ces composants ne devraient pas se bioamplifier (par

rapport à leur concentration dans le régime alimentaire), en grande partie parce que la combinaison du métabolisme (bien que lent), 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 lorsque l'exposition aux réseaux ne se fait que par l'alimentation (Environnement Canada, 2014). En outre, comme les poissons et les autres vertébrés ont une plus grande capacité à métaboliser les composants aromatiques que les invertébrés, le potentiel de transfert de ces composants dans la chaîne trophique est réduit. Toutefois, une étude (Harris *et al.*, 2011) suggère que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques alkylés pourraient se bioamplifier. Nous n'avons trouvé de facteurs d'accumulation biote-sédiments/sol que pour certains HAP, mais il est possible que chez les invertébrés ces facteurs soient supérieurs à un, puisqu'ils n'ont pas la même compétence métabolique que les poissons. Il est probable que le facteur d'accumulation biote-sédiments/sol décroisse pour les composés comptant plus de 22 atomes de carbone en raison de la biodisponibilité réduite des fractions présentant un point d'ébullition plus élevé (Muijs et Jonker, 2010).

Tous les ans, on fait le suivi dans le cadre Le Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement du projet énergétique extracôtier de l'île de Sable près de la Nouvelle-Écosse (voir la section sur les sources) effectuée un suivi annuel de la présence d'hydrocarbures aliphatiques dans les moules. D'assez fortes concentrations d'hydrocarbures aliphatiques C₁₀-C₂₄ ont été trouvées dans les moules prélevées sur les pattes de la plateforme Thebaud en 2010 relativement à celles des moules du site témoin, toutefois ces hydrocarbures sont probablement d'origine biologique, puisque le profil des hydrocarbures était caractéristique du profil des hydrocarbures produits par le phytoplancton naturellement présent (ExxonMobil, 2011b). En outre, les concentrations de HAP et d'hydrocarbures pétroliers totaux (C₁₁-C₃₂) étaient inférieures au seuil de détection (moins de 0,05 mg/kg p.s. et moins de 15 mg/kg p.s., respectivement) dans les moules du site témoin et celles de la plateforme Thebaud. Par conséquent, il ne semble pas que les hydrocarbures pétroliers ou les HAP décelés dans les condensats de gaz naturel s'accumulent dans les moules situées au voisinage du site du projet de l'île de Sable.

8. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

8.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Outre les quelques études recensées sur la toxicité des condensats de gaz naturel nous avons pris en compte des études sur des substances pétrolières similaires dans le cadre d'une approche de comparaison entre substances analogues. En général, les condensats de gaz naturel légers font partie du groupe pétrolier des *naphtes à faible point d'ébullition* (tableau A-1 de l'annexe A). Les naphtes à faible point d'ébullition sont des substances pétrolières dont les molécules comptent de 4 à 12 atomes de carbone. L'essence appartient à ce groupe pétrolier et, par conséquent, les données concernant l'essence et les naphtes à faible point d'ébullition ont été considérées pour la

déduction à partir d'analogues de données pour les deux condensats de gaz naturel légers.

Les condensats de gaz naturel lourds contiennent des composants plus gros que les condensats de gaz naturel plus légers (principalement des hydrocarbures contenant jusqu'à 15 atomes de carbone), mais peuvent être plus lourds, puisque certains condensats de gaz naturel peuvent contenir des hydrocarbures comptant jusqu'à 30 atomes de carbone. Cette gamme de chaînes carbonées couvre l'éventail des hydrocarbures formant le kérosène (C₉-C₁₆), mais aussi une partie de l'éventail de l'essence diesel (C₉-C₃₀) et du mazout n° 2 (C₁₁-C₂₀). Nous avons donc utilisé le kérosène, le diesel et le mazout n° 2 pour la méthode des analogues pour déterminer les propriétés des condensats de gaz naturel. Les fractions hydrosolubles du pétrole brut ont également été utilisées pour la comparaison. Une étude de Danion *et al.* (2011) a établi que la fraction hydrosoluble du pétrole brut d'Arabie contient des HAP légers. Par conséquent, on s'attend à ce que la fraction hydrosoluble du pétrole brut léger et celle du lourd (et des condensats de gaz naturel) soient similaires, car ils contiennent tous les deux des composants plus légers et plus solubles.

Les condensats de la production extracôtière de la Nouvelle-Écosse sont considérés comme des condensats de gaz naturel lourds, car les données de distillation du condensat de l'île de Sable (Jokuty *et al.*, 1999) indiquent que seulement 30 % de son volume s'est distillé à une température de 123°C (c.-à-d. environ 70 % du volume est composé de substances dont les chaînes carbonées ont plus de huit atomes de carbone), et plus de 30 % de son volume s'est distillé à une température supérieure à 220 °C (c.-à-d. environ 30 % de son volume est composé de substances dont les chaînes carbonées ont au moins 12 atomes de carbone).

8.1.1 Milieu aquatique

Les condensats de gaz naturel ne devraient pas causer de toxicité chronique en milieu aquatique, car ils devraient se volatiliser rapidement à partir de l'eau (Devenir dans l'environnement, sous-section 7.1.2). Par conséquent, nous traiterons seulement ici de la toxicité aiguë.

8.1.1.1 Études portant sur les condensats de gaz naturel

Une série d'essais de toxicité ont été réalisés avec le condensat prélevé au puits Venture du projet extracôtier au large de l'île de Sable (Mobil Oil Canada Ltd.) Les essais de toxicité sur la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) dans les systèmes statiques ou de renouvellement statique exposés à l'air et légèrement

agités affichaient au bout de 48 h une CL₅₀⁴ de 5 ppm (concentration initiale du condensat). Cependant, on a observé une perte de 75 % du condensat après 24 heures d'essai (Atlantic Oceanics, 1982). Dans le cas des oursins (*Strongylocentrotus droebachiensis*), on a observé une CL₅₀ sur 96 h entre 10 et 40 ppm (Atlantic Oceanics, 1982). Les essais portant sur *Daphnia magna*, réalisés dans des milieux clos et non aérés, ont révélé une CL₅₀ après 48 h de 9 ppm (ou 7,4 mg/L en utilisant la densité du condensat du puits Venture figurant au tableau 3-2) pour les fractions hydrosolubles de condensat frais, 30 ppm pour le condensat altéré à 29 % de sa concentration initiale, et 2 ppm pour le condensat altéré à 58 % de sa concentration initiale (Bobra, 1982).

Bobra *et al.* (1983) ont étudié la toxicité de solutions saturées d'un condensat de gaz naturel à divers stades d'altération (0 %, 42 % et 71 % d'évaporation) chez *D. magna* dans des milieux clos. Les solutions d'essai ont été préparées en ajoutant une quantité supplémentaire de condensat de gaz dans de l'eau distillée dans des ampoules à décantation cylindriques de 250 mL. Après avoir été légèrement secouée pendant 12 h par un agitateur oscillant, la solution a été laissée au repos pendant au moins 48 h, à la température ambiante, avant qu'on y prélève un échantillon aux fins d'essai biologique et d'analyse. Les CL₅₀ aiguës sur 48 h variaient de 0,03 mg/L pour l'échantillon altéré à 71 %, à 9 mg/L pour le condensat de gaz naturel frais.

MacLean et Doe (1989) ont étudié la toxicité aiguë statique sur 48 h, sans espace libre, de la fraction hydrosoluble d'un condensat du puits Venture au large de l'île de Sable et d'un condensat de l'île Sable chez *D. magna* dans l'eau douce, et la crevette des salines *Artemia spp.* dans l'eau de mer. Les essais ont porté sur des nouveau-nés de 24 h, au plus des daphnies et sur le deuxième stade larvaire des crevettes *Artemia*. Les valeurs nominales⁵ de CE₅₀ et CL₅₀ exprimées en pourcentage de la fraction hydrosoluble ont été converties en valeurs estimées, à partir de la première concentration mesurée (100 % de la fraction hydrosoluble). Pour le condensat de l'île Sable, les CE₅₀ estimés provoquant l'immobilisation chez *Daphnia*, étaient 1,94 et 2,58 mg/L et chez *Artemia* 0,41 et 3,4 mg/L. Les CE₅₀ pour le condensat du puits Venture étaient 0,83 mg/L chez *Daphnia*, et 3,7 mg/L chez *Artemia*.

Mahon *et al.* (1987) ont étudié dans des systèmes statiques ouverts de l'île Sable, la toxicité de la fraction accommodée à l'eau des condensats de gaz naturel de la Nouvelle-Écosse où vit le choquemort (*Fundulus heteroclitus*), un poisson indigène. Des essais ont été réalisés avec des condensats frais (7 jours) et « conservés » (4 ans). Les CL₅₀ après 96 h pour les condensats frais et

⁴ La CL₅₀ (concentration létale médiane) est la concentration d'une substance dans l'eau, le sol ou les sédiments, qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

⁵ La CE₅₀ (concentration efficace médiane) est la concentration de la substance dans l'eau, le sol ou les sédiments qu'on juge susceptible de causer un effet toxique donné chez 50 % des organismes d'essai.

conservés étaient respectivement de 3,8 et 5,2 mg/L en naphtalènes équivalents (concentrations initiales). De plus, tous les cas de mortalité, sauf un, sont survenus au bout des premières 24 h. Cependant, les concentrations d'hydrocarbures dans l'eau ont chuté de 80 à 90 % après une exposition de 96 h, probablement en raison de la volatilisation, car on a fait barboter de l'oxygène dans tous les contenants à raison de 100 mL/min.

Dans le cadre d'essais statiques, Neff *et al.* (2000) ont étudié la toxicité aiguë pour six espèces marines de la fraction accommodée à l'eau du condensat du puits Campbell, qui est un condensat de gaz naturel (densité de 754 kg/m³). Les espèces tempérées étaient la capucette béryl, *Menidia beryllina*, le mysidacé *Americamysis (Mysidopsis) bahia* et les larves d'oursin *Strongylocentrotus purpuratus*, ou du clypéastre *Dendraster excentricus*; alors que les espèces tropicales ou sous-tropicales étudiées étaient le clown orange *Amphiprion clarkii*; la crevette Pénéides tropicales *Penaeus vannamei*; et les larves de l'oursin *Arbacia punctulata*. Le condensat frais du puits Campbell avait une CL₅₀ ou une CE₅₀ de 30 à 39 % de la fraction accommodée à l'eau pour la plupart des espèces, à l'exception de larves d'*A. punctulata*, qui étaient moins sensibles. Cette gamme de fraction aqueuse contenait 11,2-14,5 mg/L d'hydrocarbures aromatiques monocycliques totaux, 0,05-0,07 mg/L de HAP totaux et 0,03-0,29 mg/L de phénols totaux. Les concentrations mesurées de HCP pendant et après les essais n'ont pas été fournies, donc on ne sait pas si les concentrations des substances faisant l'objet des essais sont restées constantes.

8.1.1.2 Données déduites à partir d'analogues pour les condensats de gaz naturel léger

Comme indiqué plus haut, nous considérons les données sur la toxicité des naphtes à faible point d'ébullition, dont l'essence, comme des substituts convenables des condensats de gaz naturel légers.

Les naphtes à faible point d'ébullition et l'essence ont des composants aromatiques proches de ceux que l'on trouve dans le condensat de l'île Sable (11 % de substances aromatiques, tableau 2-1). Les naphtes à faible point d'ébullition ont une teneur en substances aromatiques variable, soit de 4 à 26 % (Environnement Canada, Santé Canada, 2012), tandis que l'essence est composée de 5 à 55 % de substances aromatiques (CONCAWE, 1992). Les études sur la toxicité aiguë des échantillons d'essence et de naphtes à faible point d'ébullition chez les organismes aquatiques chez les poissons, les invertébrés et les algues montrent des valeurs de CL₅₀ ou de CE₅₀ entre 1 et 18 mg/L (CONCAWE, 1996).

Les valeurs de toxicité aiguë de l'essence sans plomb mesurées dans des essais menés sur des fractions hydrosolubles ou des fractions adaptées à l'eau étaient toutes comprises dans deux ordres de grandeur, les résultats variant de 2,7 à 16 mg/L pour les poissons (CL ou LL₅₀; 48-96 h)⁶, de 0,3 à 25 mg/L pour les invertébrés (CE ou EL₅₀⁷; 48-96 h) et de 1,4 à 4,2 mg/L pour les algues (IL₅₀; 96 h). Les scénarios d'exposition employés dans le présent rapport (voir la partie 8) reposent sur des déversements dont les concentrations d'exposition calculées sont essentiellement des taux de charge par rapport à l'eau. Par conséquent, les taux de charge (c.-à-d., dans les études menées sur des fractions adaptées à l'eau) sont plus applicables (et sont privilégiés dans ces scénarios) que la fraction mesurée d'essence dissoute dans l'eau. Cependant, dans la plupart des études, on a eu recours à des concentrations mesurées; ces données sont également prises en compte.

Les valeurs de toxicité les plus faibles pour l'essence (0,3, 1,2, et 3 mg/L pour les invertébrés, et 2,7 mg/L pour les poissons) provenaient de systèmes d'essais fermés à circulation utilisant une fraction hydrosoluble, comme il a été mentionné dans CONCAWE (1992). Cependant, les rapports originaux ne sont pas accessibles et il n'est pas possible de déterminer la fiabilité de ces études.

L'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE ou *CON*serva*tion of Clean Air and Water in Europe*; 1996a) a résumé les résultats d'une série d'études menées sur des fractions de mélanges d'essence adaptées à l'eau dans des systèmes d'essai fermés. Toutes les études respectaient des protocoles acceptables. Cependant, dans certaines études, on a perdu beaucoup de substance (>20 %) pendant la durée des essais. Seules les études dans lesquelles la quantité de substance perdue était inférieure à 20 % ont été considérées comme fiables. Dans ces études, les algues ont été l'organisme le plus sensible, avec un IL₅₀⁸ à 96 h de 1,4 mg/L (CONCAWE, 1995a), suivies de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), avec un LL₅₀ à 96 h de 11 mg/L (CONCAWE, 1995b) et de *Daphnia*, avec une EL₅₀ à 48 h de 12 mg/L (CONCAWE, 1995c). Bien que les algues semblent être plus sensibles à l'essence, l'intervalle de confiance était très grand, ce qui semble indiquer une incertitude dans la valeur de l'IL₅₀. Des intervalles de confiance plus étroits ont été obtenus avec les poissons et les daphnies, et les valeurs de LL₅₀ de 11 mg/L pour les poissons et de l'EL₅₀ de

⁶ La LL₅₀ (charge létale médiane) est la quantité (c.-à-d. le taux de charge) de produits pétroliers nécessaire pour produire une fraction adaptée à l'eau qui est estimée être létale chez 50 % des organismes soumis à l'essai.

⁷ La EL₅₀ (charge efficace médiane) est la quantité (c.-à-d. le taux de charge) de produits pétroliers nécessaire pour produire une fraction adaptée à l'eau estimée causer un effet toxique donné (p. ex., l'immobilisation) chez 50 % des organismes soumis à l'essai.

⁸ La IL₅₀ (taux de charge inhibitrice médiane) est la quantité (c.-à-d. le taux de charge) de produits pétroliers nécessaire pour produire une fraction adaptée à l'eau qui est estimée causer la réduction de 50 % d'une fonction biologique quantitative (p. ex., le taux de croissance) par rapport à un groupe témoin.

12 mg/L pour *Daphnia* sont considérées comme plus fiables. Les concentrations mesurées de benzène, de toluène, d'éthylbenzènes et de naphthalène (BTEXN) dans les fractions adaptées à l'eau préparées (31 % à 34 % d'essence dans l'étude sur les fractions adaptées à l'eau chez *Daphnia*; 32 % à 57 % d'essence dans l'étude sur les fractions adaptées à l'eau chez les poissons) indiquent que la CL₅₀ pour la truite arc-en-ciel est de l'ordre d'environ 3,5 à 6,3 mg BTEXN/L et que la CE₅₀ pour *Daphnia* est de l'ordre d'environ 3,7 à 4 mg BTEXN/L.

MacLean et Doe (1989) ont mené une étude fiable avec de l'essence sans plomb sur des daphnies qui tenait compte de la perte de la substance à l'essai et ont obtenu une CE₅₀ de 4,9 mg/L. De façon similaire, un essai de toxicité fiable effectué sur les poissons réalisé par Lockart *et al.* (1987) a donné une CL₅₀ de 6,8 mg/L. Ces études donnent des résultats similaires au chapitre de la concentration mesurée dans l'eau, tout comme celles qui ont été calculées par CONCAWE (1995a, 1995c) pour les poissons et les daphnies. Or, les valeurs de MacLean et Doe (1989) et de Lockart *et al.* (1987) reposent sur des concentrations d'essais effectués avec des dilutions d'une solution mère saturée et non sur des concentrations préparées séparément. En outre, ces concentrations ont été mesurées dans l'eau et ne sont pas des taux de charge.

8.1.1.3 Données déduites à partir d'analogues pour les condensats de gaz naturel lourd

Les substances pétrolières similaires aux condensats de gaz naturel lourds utilisées en tant que données analogues comprennent le pétrole brut et les kérosènes (à l'exception du kérosène issu du craquage; C₉-C₁₆, 25 % ou moins de substances aromatiques [API, 2010]) et l'essence diesel (C₉-C₃₀, 28 % de substances aromatiques [CONCAWE, 2001]) et le mazout n° 2 (C₁₁-C₂₀, 20 %-25 % de substances aromatiques; CNRC, 1985), bien que le contenu en substances aromatiques du mazout n° 2 soit plus élevé que celui déclaré dans deux condensats canadiens (11 %-17 %, tableau 2-1).

Les données de toxicité aiguë pour les substances analogues sont présentées en tableau et analysées dans un document d'Environnement Canada (2015). Les données acceptables de toxicité aiguë des condensats de gaz naturel lourds chez les organismes aquatiques, y compris les données déduites à partir de substances analogues et celles obtenues par modélisation, sont présentées au tableau 8-1. Les paramètres utilisés sont la létalité et l'immobilisation, sauf pour les algues.

Tableau 8-1 : Données sur la toxicité pour les organismes aquatiques utilisées pour déterminer la toxicité des condensats de gaz naturel lourds

Substance	Espèce	Type d'essai	Durée de l'essai	Paramètre	Valeur (mg/L) (I.C.)	Référence
Condensats de gaz naturel, frais	<i>Daphnia magna</i>	FHS	48 h	CL ₅₀	9 (4-30)	Bobra <i>et al.</i> (1983)

Substance	Espèce	Type d'essai	Durée de l'essai	Paramètre	Valeur (mg/L) (I.C.)	Référence
Condensats de gaz naturel, 42 % dégradé par exposition atmosphérique	<i>Daphnia magna</i>	FHS	48 h	CL ₅₀	2 (0,6-5,6)	Bobra <i>et al.</i> (1983)
Condensat de l'île de Sable	<i>Daphnia magna</i>	FHS	48 h	CE ₅₀	0,41 (0,33-0,49)	MacLean et Doe (1989)
Condensats de gaz naturel du puits Venture du projet extracôtier de l'île de Sable	<i>Daphnia magna</i>	FHS	48 h	CE ₅₀	0,83 (0,63-1,1)	MacLean et Doe (1989)
Condensats de l'île de Sable	Crevette des salines (<i>Artemia sp.</i>)	FHS	48 h	CE ₅₀	1,94 (1,55-2,31)	MacLean et Doe (1989)
Condensats de gaz naturel du puits Venture du projet extracôtier de l'île de Sable	Crevette des salines (<i>Artemia sp.</i>)	FHS	48 h	CE ₅₀	3,72 (2,96-5,26)	Maclean et Doe (1989)
Treize types de pétrole brut (analysés séparément)	<i>Daphnia magna</i>	FHS	48 h	CE ₅₀	0,23-3,47	Maclean et Doe (1989)
Condensats de gaz naturel de la gamme C ₂ -C ₂₀ , données de modélisation	Amphipode marin (<i>Rhepoxynius abronius</i>)	FHS	Aiguë	LL ₅₀	0,40	Petrotox (2009)
Kérosène, hydrodésulfuré N° CAS 64741-81-0	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	FAE	72 h	EL ₅₀	20 (6,8-34)	Exxon Biomedical Sciences Inc. (1995c)
Diesel	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	FHS	48 h	CL ₅₀	2,4	Lockhart <i>et al.</i> (1987)
Pétrole brut de Norman Wells	Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	FHS	48 h	CL ₅₀	10,4	Lockhart <i>et al.</i> (1987)
Mazout de chauffage (mazout n° 2)	<i>Daphnia magna</i>	FHS	48 h	CE ₅₀	1,9 (1,6-2,2)	MacLean et Doe (1989)
Diesel (type non précisé)	<i>Daphnia magna</i>	FHS	48 h	CE ₅₀	4,1 (3,3-4,8)	Maclean et Doe (1989)
Kérosène, hydrodésulfuré N° CAS 64741-81-0	<i>Daphnia magna</i>	FAE	48 h	CE ₅₀	1,4 (1,0-2,0)	Exxon Biomedical Sciences Inc. (1995e)
Kérosène, hydrodésulfuré N° CAS 64741-81-0	Algues (<i>Selanastrum capricornutum</i>)	FAE	72 h	EL ₅₀ (ASC C)	15 (0-52)	Exxon Biomedical Sciences Inc. (1995e)

FHS : Fractions hydrosolubles

FAE : Fractions adaptées à l'eau

AUGC : Aire sous la courbe de croissance

8.1.1.4 Données modélisées

L'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE) a élaboré le modèle PetroTox (2009) qui prédit la toxicité aquatique des hydrocarbures pétroliers. Ce modèle est fondé sur une action toxicologique par narcose. Il tient donc compte des effets additifs selon une approche par unité toxique. Il permet de modéliser la toxicité des hydrocarbures pétroliers comptant de 4 à 41 atomes de carbone dissous dans la fraction d'eau. Les composants comportant moins de 4 atomes de carbone sont considérés comme étant trop volatils pour conférer une toxicité importante et ceux comportant plus de 41 atomes de carbone sont tenus pour être trop hydrophobes et immobiles pour conférer une toxicité aquatique importante. Les estimations de toxicité de PETROTOX (2009) sont exprimées en charge létale médiane (LL₅₀) plutôt qu'en concentration létale médiane (CL₅₀) en raison de l'insolubilité des substances pétrolières dans l'eau. La valeur LL₅₀ est la quantité de substance pétrolière nécessaire pour générer une fraction adaptée à l'eau qui est toxique pour 50 % des organismes soumis à l'essai. Il ne s'agit pas d'une mesure directe de la concentration des composants de pétrole dans la fraction adaptée à l'eau.

La toxicité a été modélisée avec le mode de basse résolution en utilisant un seul bloc d'hydrocarbures (les plages des points d'ébullition sont présentées plus bas). Les proportions en masse des substances aliphatiques et aromatiques ont été fixées à 90:10, selon les analyses des condensats de l'île Sable, telles que le décrivent Jokuty et al. (1999).

Nous avons modélisé la toxicité des condensats de gaz naturel légers (chaînes de deux à huit atomes de carbone, soit les n^{os} CAS 64741-48-6 et 68919-39-1) avec des points d'ébullition entre 0,1 et 140 °C (le point d'ébullition du butène est -1,3 °C et celui du *m*-xylène 139,1 °C [EPI Suite 2011]). Nous avons modélisé la toxicité des condensats de gaz naturel lourds (chaînes de deux à vingt atomes de carbone, soit le n^o CAS 64741-47-5) avec des points d'ébullition de 0,1 à 495 °C (le point d'ébullition du benzo[a]pyrène est de 495 °C [EPI Suite, 2011]). Les estimations de la toxicité de ces deux groupes de substance par rapport à un ensemble d'organismes aquatiques sont présentées dans le tableau 8-2 ci-dessous. Les toxicités ont été calculées à l'aide d'un scénario comportant 10 % d'espace vide, puisque l'espace vide est souvent minimal dans les essais sur la toxicité des substances volatiles, et d'un scénario plus réaliste d'un point de vue environnemental avec 90 % d'espace vide.

Tableau 8-2 : Estimations à l'aide de PETROTOX de la toxicité aiguë (LL₅₀ en mg/L) pour les organismes aquatiques

Milieu de l'espèce	Espèce	C2-C8, 10 % d'espace vide	C2-C8, 90 % d'espace vide	C2-C20, 10 % d'espace vide	C2-C20, 90 % d'espace vide
Eau douce	<i>Selanastrum capricornutum</i> (algues vertes)	21,7	1551	13,1	851

Milieu de l'espèce	Espèce	C2-C8, 10 % d'espace vide	C2-C8, 90 % d'espace vide	C2-C20, 10 % d'espace vide	C2-C20, 90 % d'espace vide
Eau douce	<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	6,16	337	3,28	158
Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	3,53	154	1,35	36,7
Eau de mer	<i>Palaemonetes pugio</i> (bouquet Mississippi)	3,06	134	1,07	22,6
Eau de mer	<i>Rhepoxynius abronius</i> (amphipode)	1,67	72,7	0,40	2,07
Eau de mer	<i>Menidia beryllina</i> (capucette béryl)	21,7	1551	13,1	851

Les données modélisées indiquent que les condensats de gaz naturel dans la gamme de C₂ à C₂₀ présentent une toxicité aiguë de modérée (1-100 mg/L) à élevée (moins de 1 mg/L) dans des essais avec un espace vide minimal, et de faible à modérée avec 90 % d'espace vide permettant la volatilisation. Les condensats de gaz naturel dans la gamme C₂-C₈ ont une toxicité modérée avec 10 % d'espace vide, et principalement une toxicité faible avec 90 % d'espace vide. La seule exception concerne les résultats de l'amphipode marin, qui correspondent à une toxicité modérée.

Les LL₅₀ modélisées pour *Daphnia* avec 10 % d'espace vide correspondent aux mêmes valeurs observées avec les condensats du projet de l'île de Sable dans les essais en laboratoire réalisés à l'aide de méthodes visant à limiter les pertes de condensats de gaz naturel : les CE₅₀ et CL₅₀ de 48 h dans un système fermé pour le *D. magna* avec du condensat frais sont respectivement 0,41 et 6,9 mg/L (MacLean et Doe, 1989, Bobra *et al.*, 1983). Les données modélisées pour la plupart des autres espèces correspondent également aux données empiriques et modélisées de *Daphnia*, tandis que celles des condensats de gaz naturel semblent moins toxiques chez les algues vertes *Selanastrum capricornutum* (tableau 8-1).

8.1.1.5 Déversement par le projet extracôtier de l'île de Sable

Les déversements par le projet extracôtier de l'île de Sable, comprenant des rejets et de l'eau produite, et des rejets dans l'air, peuvent entraîner l'exposition des organismes proches des plateformes de forage. L'eau produite contient des condensats de gaz naturel et d'autres composés comme du fer et de l'ammoniac. De ce fait, il pourrait être compliqué de déterminer quels composants de l'eau produite sont responsables de certains effets. Cependant, ExxonMobil (2011b) estime que les grandes concentrations de fer et d'ammoniac dans l'eau produite sont les principaux facteurs de toxicité de l'eau produite rejetées par le projet extracôtier de l'île de Sable. Niu *et al.* (2010) ont indiqué que l'eau produite rejetée est hypoxique, ce qui contribue aussi à la toxicité.

Les études de suivi environnemental peuvent indiquer si les déversements du SOEP ont une incidence sur la zone entourant des plateformes de forage. Un

programme comprenant des essais de toxicité (eau et sédiments), une analyse de la charge corporelle, une surveillance de la chimie des sédiments et des oiseaux de mer, est mis en œuvre au large des côtes de la Nouvelle-Écosse à proximité des opérations d'exploitation pétrolière et gazière en mer (OCNEHE, 2011). En général, les effets de l'exploitation pétrolière et gazière sur l'environnement sont modérés en Nouvelle-Écosse, et inférieurs aux prévisions effectuées dans le cadre de l'Énoncé des incidences environnementales de 1996 du Projet extracôtier de l'île de Sable (OCNEHE, 2011).

La surveillance de la qualité des sédiments et les essais de toxicité réalisés dans le cadre du Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement de 1998 à 2007, portaient sur un ensemble de 24 paramètres de la chimie des métaux, des hydrocarbures pétroliers totaux et du baryum. Les différents résultats ont permis de constater que la plupart des paramètres n'avaient pas changé depuis la surveillance initiale (de référence) de 1998, hormis les concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux et de baryum qui dépassaient les concentrations de fond, principalement en raison des déchets de forage et des amas de déblais. Au fil du temps, les concentrations ont baissé jusqu'à atteindre les niveaux de fond. Depuis 2003, aucune réaction toxique n'a été observée dans le cadre des essais sur la létalité sur des amphipodes dans les différents sites (OCNEHE, 2011).

Tout au long de la surveillance des altérations pour le projet extracôtier de l'île de Sable de 1998 à 2008, aucune altération n'a été observée sur les sites d'échantillonnage éloignés (plus de 1000 m), moyennement éloignés (500 m), et proches (250 m) (OCNEHE, 2011). Le seul cas d'altération observé concernait des crabes nordiques collectés directement sur la plateforme du puits Venture (année inconnue).

Jusqu'à présent, les études sur la qualité de l'air réalisées sur l'île Sable par Environnement Canada n'ont montré aucun effet découlant des activités du projet extracôtier de l'île de Sable (OCNEHE, 2011).

8.1.1.6 Sélection de la valeur critique de toxicité pour les organismes aquatiques

Les hydrocarbures pétroliers comme les condensats de gaz naturel, le pétrole brut, etc., devraient avoir une toxicité équivalente pour les espèces d'eau douce et marines, car ce ne sont pas des narcotiques polaires. Ainsi, ils ne seront pas affectés par les grandes quantités de sels dissous dans l'eau de mer. C'est pourquoi nous avons retenu les données sur la toxicité pour les organismes dulcicoles et marins de mer pour déterminer les valeurs critiques de toxicité des organismes aquatiques.

Aucune donnée n'était disponible pour les condensats de gaz naturel légers; les seules données empiriques disponibles concernaient les condensats de gaz naturel lourds non traités, tel que décrit plus haut. Par conséquent, on a utilisé

les données déduites à partir de l'essence, une substance analogue aux condensats de gaz naturel légers. Bien qu'une valeur de toxicité inférieure ait été obtenue avec les algues, la valeur de LL₅₀ à 96 h de 11 mg/L pour la truite arc-en-ciel avec l'essence (CONCAWE, 1995b) a été retenue à titre de valeur critique de toxicité (VCT) pour les condensats de gaz naturel légers, car elle est considérée comme plus fiable, même si elle est similaire à celle obtenue pour les algues (dans le même ordre de grandeur) comme on en l'a mentionné plus haut. Cette VCT est étayée par des résultats similaires fondés sur des concentrations mesurées dans l'eau (MacLean et Doe, 1989; Lockhart *et al.*, 1987) et sont semblables aux résultats de la modélisation avec PETROTOX pour les condensats de gaz naturel légers avec 10 % d'espace vide (section 8.1.1.4).

Les données des tableaux 8-1 et 8-2 montrent que les valeurs de toxicité empirique des condensats de gaz naturel lourds et des substances pétrolières semblables, ainsi que les données modélisées sur la toxicité pour les condensats de gaz naturel ayant une chaîne carbonée de 2 à 20 atomes sont généralement du même ordre de grandeur (0,2-10 mg/L). Pour les condensats de gaz naturel, nous avons favorisé les données de toxicité dont la qualité est acceptable. Les données empiriques les plus basses de la toxicité des condensats de gaz naturel chez *Daphnia magna*, correspondent à 0,41 mg/L, ce qui est très proche de la valeur de toxicité modélisée pour l'amphipode marin *Rhepoxynius abronius* (LL₅₀ de 0,40 mg/L pour des condensats de gaz naturel dans la gamme C₂-C₂₀ et 10 % d'espace vide). On considère que l'étude de MacLean et Doe (1989) est de bonne qualité. Par conséquent, pour les condensats de gaz naturel lourds, la valeur critique de toxicité en milieu aquatique sera la CE₅₀ à 48 heures de 0,41 mg/L pour la *Daphnia magna*, ce qui correspond à la plus faible valeur empirique acceptable.

8.1.2 Milieu terrestre

8.1.2.1 Organismes su sol (plantes, invertébrés)

Lucas et Freedman (1989) ont examiné les effets d'un mazoutage expérimental par des condensats de gaz naturel de trois communautés végétales de l'île de Sable : (i) une dune herbeuse dominée par l'ammophile *Ammophila breviligulata*, (ii) une communauté pélagique herbacée dominée par la sabline faux-péplus, *Honckenya peploides*, et (iii) des landes dominées par *Empetrum nigrum*, *Myrica pensylvanica*, *Rosa virginiana*, et *Vaccinium angustifolium*. Les applications expérimentales ont été : (i) la zone témoin, (ii) une pulvérisation de 6,3 litres de condensat/25 m² et (iii) une pulvérisation de 12,5 litres/25 m². Le dosage des condensats de gaz naturel a été prévu pour dépasser le pire scénario de déversement d'hydrocarbures en cas d'éruptions en mer au voisinage de l'île de Sable. Les deux applications de condensats ont suffi à contaminer la plupart des surfaces végétales hors-sol de l'installation et les quelques centimètres de la couche supérieure du sol sableux.

Au départ, on a constaté dans les trois communautés un effet herbicide sur la plupart des tissus aériens des végétaux qui ont été directement touchés par le condensat. Or, les tissus souterrains furent très peu affectés par l'exposition aux hydrocarbures, et la régénération vigoureuse engendrée par ces tissus a contribué au rétablissement complet de la plupart des espèces après une ou deux saisons de croissance à la suite du déversement. Cette réaction (premiers dommages suivis par une nouvelle croissance vigoureuse) est semblable à celle observée par Baker (1971a, 1971b, 1973) qui a étudié les effets des traitements expérimentaux avec du pétrole brut et du diesel sur des marais salés de zones tempérées dominées par plusieurs espèces herbacées. Les tissus aériens des dicotylédones herbacées vivaces ont subi des dommages, mais les tissus de la partie vivace souterraine se sont régénérés. Cependant, Baker (1971a, b, 1973) a montré que les espèces annuelles présentaient peu de capacités de survie ou de régénération après une exposition à des hydrocarbures liquides.

Dans le sol peu profond, il ne devrait pas y avoir de toxicité chronique associée aux condensats de gaz naturel; la majeure partie des composants légers devrait s'évaporer en moins de dix jours comme l'ont montré Arthurs *et al.* (1995) dans une étude sur l'essence.

Dans les Territoires du Nord-Ouest, Hutchinson (1984) a étudié les effets à court et à long termes sur la végétation de déversements expérimentaux de pétrole brut et de carburant diesel dans la taïga (dominée par l'épinette) et de déversements de pétrole brut dans la toundra arctique. Les déversements de diesel et de pétrole ont causé une défoliation et ont réduit la couverture végétale au sol. Après six à neuf ans, les sites expérimentaux de déversement de pétrole présentaient en général un rétablissement très faible des lichens et des mousses, lesquels constituaient un pourcentage élevé de la végétation dans les zones étudiées. À court terme, les déversements de diesel semblent avoir un effet aussi grave sur la végétation que ceux de pétrole brut (Hutchinson, 1984). Cependant, la survie à long terme des espèces végétales était supérieure dans les sites contaminés au diesel, probablement en raison de la volatilisation plus rapide des composants pétroliers toxiques en l'absence d'hydrocarbures goudronneux, ce qui cause moins de toxicité résiduelle (Hutchinson *et al.*, 1984). Un effet des deux types de déversements a été de réduire de 59 à 67 % la diversité des espèces, relativement aux parcelles témoins. On a toutefois observé des différences quant aux espèces affectées entre les parcelles contaminées par du pétrole et celles contaminées à l'essence diesel. Hutchinson (1984) a proposé que le diesel pourrait avoir davantage pénétré dans le sol que le pétrole brut, tuant ainsi les rhizomes souterrains de la prêle (*Equisetum pratense* et *E. scorpioides*), ce qui ne se produit pas dans les sites contaminés au pétrole brut. D'autres chercheurs étudiant les effets des déversements de pétrole brut dans le Nord ont trouvé des effets similaires à ceux relevés dans cette étude, tels qu'une forte mortalité des lichens et des mousses (Johnson *et al.*, 1980), ainsi que des dommages retardés aux épinettes noires (Jenkins *et al.*, 1978).

En Pologne, Szymura *et al.* (2010) ont étudié la croissance de pins sylvestre matures (*Pinus sylvestris*) [âgés de 53 à 57 ans) dans une zone contaminée par de l'essence. Le site contaminé était un peuplement de pins sur un sol aride, et destinés à la production de bois, où 70 tonnes d'essence sans plomb se sont déversées après une mauvaise manœuvre dans une station de stockage de carburant adjacente, entraînant aussi une infiltration de la nappe phréatique. Deux parcelles non contaminées de cette pinède ont servi de sites témoins. Les arbres qui poussaient dans les lieux contaminés montraient une baisse nette de la croissance radiale aussitôt après la contamination. Ces baisses persistaient deux à trois ans avant que le diamètre des cercles se stabilise à un faible niveau. Après quelques années, la croissance radiale reprenait. Après dix ans, cette croissance retrouvait le même rythme que celle des sites non pollués.

Nous n'avons trouvé aucune donnée sur la toxicité des condensats de gaz naturel pour les organismes du sol, mais il existe des données sur l'essence et plusieurs fractions de distillats d'hydrocarbures pétroliers, que nous le mentionnons plus bas.

Le *Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol* (CCME, 2008) a été utilisé comme source de données pour la quantification des effets des condensats de gaz naturel sur les écosystèmes terrestres. Ce système repose sur quatre fractions des hydrocarbures pétroliers totaux : fraction F1 (comportant de 6 à 10 atomes de carbone), la fraction F2 (de 11 à 16 atomes de carbone), la fraction F3 (de 17 à 34 atomes de carbones), et la fraction F4 (plus de 34 atomes de carbone). De plus, il propose une proportion de 20:80 entre les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques. À des fins de détermination des normes d'assainissement, ce système utilise quatre catégories d'utilisation du sol : agricole, résidentielle, commerciale et industrielle, et deux types de sol : à grains grossiers ou à grains fins.

Les critères du standard pancanadien les plus faibles pour le contact avec le sol correspondent aux sols agricoles ou résidentiels à grains grossiers. La fraction 1 est plus proche des condensats de gaz naturel légers, et les fractions 1 et 2 sont plus proches des condensats de gaz naturel lourds. Pour la fraction F1, le standard relatif au contact direct avec le sol par des organismes du sol pour les sols agricoles ou résidentiels à grains grossiers est de 210 mg/kg en poids sec, et celui pour la fraction F2 est de 150 mg/kg en poids sec.

8.1.2.2 Les mammifères

Nous n'avons trouvé qu'une seule étude sur la toxicité des condensats de gaz naturel pour les mammifères terrestres que nous résumons ci-dessous. Dans une ferme au nord de la Californie, près de 30 brebis matures sur 200 sont mortes ou ont été euthanasiées sur une période de 21 jours après une exposition accidentelle d'un jour à de l'eau de surface lourdement contaminée avec des condensats de gaz naturel (de 10 à 100 % d'hydrocarbures par volume), comme l'indiquent Adler *et al.* (1992). Les brebis pâturaient dans une zone où l'on trouve

un puits de gaz naturel clôturé et un réservoir de stockage contenant des condensats de gaz naturel. On a déterminé que la source de condensat était une fuite d'une vanne valve du réservoir de stockage qui a contaminé le sol environnant. Aucune information sur le volume de condensat qui avait fui du réservoir ou sur les propriétés physiques et chimiques n'était disponible.

Avant cette mortalité, de fortes pluies ont possiblement saturé le sol, et l'élévation de la nappe phréatique a ramené les condensats au niveau supérieur des eaux de surface à l'extérieur de la zone clôturée. Huit brebis sont mortes le premier jour sans signes cliniques, et bien que l'eau de surface ait été immédiatement rendue inaccessible par une clôture par la suite, les brebis ont continué de mourir pendant 21 jours, avec la majorité des pertes ayant eu lieu au bout de 10 à 17 jours (Adler *et al.*, 1992).

Une forte odeur ressemblant à celle de l'essence a été détectée dans le tube digestif de toutes les brebis, sauf deux. Après une évaluation pathologique des brebis mortes ou euthanasiées, on a établi que la principale cause de décès était la pneumonie par aspiration, mais des cas de dégénérescence et de nécrose myocardique, de dommage des tubules rénaux, de gastrite, d'entérite, et d'œdèmes et d'hyperémie des méninges ont également été observés (Adler *et al.*, 1992). Une analyse par chromatographie en phase gazeuse a révélé des traces chimiques d'hydrocarbures dans les tissus, et le processus de détermination qui consiste à établir les liens entre les traces chromatographiques a donné des preuves sur la source de contamination. Cet incident indique que l'exposition aiguë découlant de fuites accidentelles de condensats de gaz naturel de gazoducs ou de réservoirs de stockage pourrait être dangereuse pour la faune ou les animaux d'élevage des environs.

Aucune autre donnée sur la toxicité pour les mammifères n'a été recensée. Les données sur la toxicité des substances analogues chez les mammifères sont décrites dans la partie sur l'évaluation des effets sur la santé.

Les normes du CCME (2008) relatives aux hydrocarbures pétroliers dans le sol incluent des recommandations sur les concentrations dans le sol à des fins de protection du bétail contre les hydrocarbures pétroliers dans l'eau potable provenant d'une source d'eau souterraine, où le lixiviat de ces substances a migré depuis la surface du sol. Les normes relatives à la protection de l'abreuvement du bétail sont de 4200 mg/kg pour la fraction F1 et de 10 000 mg/kg pour la fraction F2 (CCME, 2008).

8.1.2.3 Choix d'une valeur de toxicité critique pour les animaux terrestres

Étant donné que les invertébrés du sol en contact direct avec ce milieu sont plus sensibles aux effets des HCP que les mammifères exposés par la consommation d'eau potable, les normes pancanadiennes relatives au contact direct du sol par des organismes du sol dans des sols agricoles ou résidentiels sont retenues

comme des valeurs critiques de toxicité. Par conséquent, la valeur critique de toxicité relative aux effets sur les organismes terrestres (plantes, invertébrés) pour les condensats de gaz naturel légers est de 210 mg/kg en poids sec, et celle des condensats lourds est de 150 mg/kg en poids sec, ce qui correspond aux normes pancanadiennes les plus faibles pour les fractions F1 et F2, respectivement.

8.2 Évaluation de l'exposition environnementale

Les principales sources d'exposition des condensats de gaz naturel dans l'environnement devraient être les rejets dans l'eau de mer par la production de pétrole et de gaz et les déversements dans le sol et l'eau douce pendant le transport et la production en amont. Pour chaque scénario et chaque milieu concerné, la concentration environnementale estimée (CEE) a été déterminée comme une estimation des concentrations de condensats de gaz naturel auxquelles on devrait s'attendre dans l'environnement. Les estimations des rejets des condensats de gaz naturel (des substances déclarées comme condensats) ont été calculées à partir des données de la base de données sur les déversements de l'Alberta (ERCB, 2012).

La base de données sur les déversements de l'Alberta indiquait aussi bien les volumes rejetés que les volumes de produit libre récupéré. Cependant, lorsque l'on utilisait ces données, le volume récupéré n'était pas pris en compte dans les estimations sur l'exposition, car il n'y a aucune indication relative à la période du processus de rétablissement. Des effets aigus devraient se produire rapidement après le rejet de condensats de gaz naturel. Par conséquent, on a plutôt utilisé le volume déversé et non le volume restant après le rétablissement pour établir les estimations sur l'exposition.

8.2.1 Le milieu aquatique

8.2.1.1 Rejets dans l'eau douce

Aucun scénario d'exposition pour les rejets dans l'« eau vive »⁹ n'a été développé, étant donné le faible nombre de déversements (moins d'un par année) dans les eaux vives déclarés dans la base de données sur les déversements de l'Alberta et parmi les déversements dans l'eau douce déclarés en vertu de l'article 71 de la LCPE.

⁹ L'expression eau vive qui traduit le terme « flowing fresh water » utilisé par l'Alberta Energy Regulator (auparant l'ERCB) comprend les lacs.

Or, de 2002 à 2011, on a déclaré 16 déversements dans des tourbières ou des eaux stagnantes en Alberta. Leur volume total se montait à 225 900 L et leurs volumes moyens et médians à 14 119 L et 2500 L respectivement. Étant donné que ces milieux sont relativement peu profonds et pas assez mélangés, nous avons retenu un simple scénario d'exposition par dilution pour calculer le facteur de dilution nécessaire pour que le volume de rejet médian de 100 L produise la concentration entraînant des effets nocifs (voir la partie relative à la caractérisation des risques écologiques).

8.2.1.2 Déversements dans l'eau de mer

Pendant la décennie de 2002 à 2011, le volume total des rejets déclarés par les activités extracôtières pétrolières et gazières sur la côte Est était de 207 L, pour un total de dix déversements. Les volumes moyen et médian étaient respectivement de 21 L et de 3,1 L (voir la section 6.2).

La modélisation de petits déversements de condensats depuis des plateformes en mer a été réalisée dans le cadre du rapport sur l'évaluation environnementale du plan d'aménagement de la demande d'autorisation du projet de gisement extracôtier de gaz naturel Deep Panuke foré à proximité de l'île de Sable, en

Nouvelle-Écosse (EnCana Corp., 2006). Le plus petit déversement modélisé correspondait un déversement de 10 barils (1590 L environ). Le rapport (EnCana Corp., 2006) indique que ce déversement devrait persister à la surface de l'eau pendant 20 minutes environ et dériver sur 400 m depuis le point de rejet avant de se dissiper en présence d'un vent moyen. La concentration maximale de condensats est estimée à 28 ppm (en volume), ou 20,7 mg/L d'après une densité moyenne des condensats de gaz naturel de 0,74 kg/L (d'après le tableau 3-1). La concentration moyenne pendant les 15 premières heures correspond à 10,4 mg/L, ce qui est la moyenne entre 20,7 et 0,074 mg/L.

Entre 100 000 et 1 million de tonnes de condensats de gaz naturel (n° CAS 64741-74-5) ont été transportés par navire en 2010 (Environnement Canada, 2012), mais aucun rejet dans l'eau n'a été déclaré (voir Rejets à partir du transport, section 6.3). Par conséquent, l'évaluation de l'exposition écologique pour les rejets dans l'eau de mer provenant des navires n'a pas été développée davantage.

Aucun scénario pour les effets possibles de l'eau produite sur les organismes aquatiques (poissons, invertébrés, algues, phytoplancton) n'a été élaboré. En vertu du règlement, les plateformes extracôtières et les bâtiments flottants de production, stockage et transbordement (BFPST) sont soumis à une évaluation environnementale afin de déterminer directement les effets sur ces organismes aquatiques. Plus précisément, l'OCNEHE et l'OCTNLHE ont prescrit un programme de surveillance des effets sur l'environnement comme condition d'exploitation. Ce programme détermine et quantifie les changements que le projet pourrait causer au milieu environnant. De manière générale, des

conditions environnementales et des paramètres précis sont établis. Les ministères et organismes de réglementation contribuent à les fixer. Des représentants d'Environnement Canada ont participé à la conception du programme et à l'examen des rapports de la surveillance.

Les résultats du programme de surveillance du projet extracôtier de l'île de sable indiquent qu'il existe un effet minime, voire nul sur l'environnement marin (OCNEHE, 2011).

8.2.2 Le milieu terrestre

De 2002 à 2011, on a déclaré en moyenne environ 50 déversements/an dans l'air ou le sol en Alberta. Les volumes moyen et médian étaient respectivement de 3745 L et 500 L (tableau 6-5). Pendant cette même décennie, le déversement de condensats de gaz naturel le plus important dans le sol fit une fuite 190 000 L depuis un gazoduc en 2002 (ERCB, 2012).

En raison du peu de données disponibles sur le volume des déversements de condensats de gaz naturel à la surface du sol et dans les zones touchées, le scénario en milieu terrestre ne fournit pas une concentration prévue de condensats de gaz naturel dans le sol. Tout déversement saturera un certain volume de sol, donc la capacité de rétention de trois types de sol (comme il est décrit plus bas), fondée sur les données obtenues avec l'essence, sera utilisée en tant que concentration environnementale estimée. Ses propriétés étant similaires à celle des condensats de gaz naturelle, on peut considérer l'essence comme étant un analogue à partir duquel on peut calculer le volume total potentiel de sol affecté par un déversement de condensats et estimer l'ampleur de l'impact.

Arthurs *et al.*, (1995) ont étudié la volatilisation de l'essence à partir de trois sols canadiens : le sable d'Ottawa, le sable loameux de Delhi et le loam limoneux d'Elora. Les auteurs donnent la capacité de rétention de l'essence par le sol sec, ce qui permet de déterminer le volume approximatif du type de sol qui pourrait vraisemblablement être contaminé lors d'un déversement d'essence moyen. Les données utilisées pour calculer le volume total dans le sol et le volume dans le sol qui devrait être saturé d'essence se trouvent au tableau F-1 de l'annexe F. D'après Arthurs *et al.* (1995), la capacité de rétention de l'essence dans le sol est de 68 000 mg/kg en poids sec pour le sable humide, de 170 000 mg/kg en poids sec pour le sable loameux humide et de 238 000 mg/kg en poids sec pour le loam limoneux humide. Nous considérons que les concentrations environnementales estimées sont les capacités susmentionnées de rétention de l'essence par le sol.

De 2002 à 2011, les volumes moyen et médian des rejets de condensats de gaz naturel dans le sol ont respectivement été 3745 L, soit 2771 kg, et 500 L soit 370 kg (tableau 6-3). D'après ces données, si ces volumes de condensats de gaz naturel étaient directement rejetés dans le sol, ils contamineraient entre 6,8

et 24 m³ de sol pour un déversement moyen, ou entre 0,91 et 3,2 m³ de sol pour un déversement médian, en fonction du type de sol (tableau E-1 de l'annexe E). Ces volumes de sol correspondent uniquement aux sols qui seraient saturés de condensats de gaz naturel (c.-à-d. à la capacité de rétention; à une valeur supérieure, un liquide non aqueux mobile se forme) et ne comprend pas les zones non saturées éventuelles ni la migration des condensats de gaz naturel dans le sol après le déversement.

8.3 Caractérisation du risque environnemental

Cette évaluation environnementale préalable reposait sur l'examen des renseignements scientifiques disponibles et dégagait des conclusions en appliquant la méthode du poids de la preuve au sens de la LCPE. Pour chaque milieu environnemental, nous avons dérivé une estimation de la concentration estimée sans effet (CESE) en divisant la valeur critique de toxicité (VCT) par un facteur d'évaluation approprié. Nous avons également calculé la concentration environnementale estimée (CEE) pour des scénarios d'exposition dans les milieux aquatique et terrestre (partie 8). Un quotient de risque (QR = CEE/CESE) a été calculé pour chaque milieu environnemental; il s'agit d'une source de données à prendre en considération pour l'évaluation du risque potentiel pour l'environnement. Nous avons également estimé le volume de déversement minimum requis pour obtenir le quotient de risque afin d'évaluer le nombre de déversements qui pourraient dépasser ce seuil pendant une année.

Les modèles utilisés pour les scénarios de rejets dans un grand plan d'eau prennent en compte la dispersion de la substance pétrolière déversée et, par conséquent, le volume déversé calculé associé à un quotient de risque de un ne correspond pas à l'exposition initiale aiguë à la substance déversée. Il est admis que des effets locaux aigus peuvent survenir au cours de la phase initiale d'un déversement avant une dispersion et une dégradation importante par exposition atmosphérique.

La valeur critique de toxicité des condensats de gaz naturel pour un scénario d'exposition aquatique est la valeur empirique de CL₅₀ sur 48 h de 0,41 mg/L par la daphnie obtenue à partir de condensats de de l'île de Sable (Mclean et Doe 1989). Dans le cas des condensats de gaz naturel légers, la valeur critique de toxicité dans les scénarios d'exposition aquatique correspond à une CL₅₀ à 96 h pour la truite arc-en-ciel de 11 mg/L, obtenue avec de l'essence (CONCAWE, 1995a). Un facteur d'évaluation de 10 a été retenu pour tenir compte des variations interspécifiques de la narcose, utilisée comme point final de référence. Ainsi, on obtient des CESE en milieu aquatique (eau de mer et eau douce) de 0,041 mg/L pour les condensats de gaz naturel lourds et 1,1 mg/L pour les condensats légers (tableau 8-3).

On trouvera au tableau 8.3 les résultats de notre calcul du volume de déversement équivalent à un quotient de risque de un (soit CEE = CESE) – aussi appelé volume de déversement critique (VDC) - pour les deux condensats de

gaz naturel lourds et légers. Cette analyse repose sur l'hypothèse que l'ensemble du condensat rejeté est composé soit de condensats légers, soit de condensats lourds. Pour faire baisser la CEE au même niveau que la CESE, nous avons utilisé un facteur d'échelle de 10,4 mg/L comme concentration dans l'eau pour un déversement de 1590 L. Cette valeur a été utilisée pour déterminer une CEE pour l'eau de mer. (Voir la section relative à l'évaluation de l'exposition environnementale, milieu aquatique.) D'après ce facteur, une concentration d'eau de 0,041 mg/L pour les condensats de gaz naturel lourds correspondrait à un déversement de 6,3 L, et une concentration d'eau de 1,1 mg/L pour les condensats de gaz naturel légers correspondrait à un déversement de 168 L. Lorsque l'on compare ces volumes de déversement critique aux données de déversements au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador de 2002 à 2011, on constate que sur les onze déversements de condensats dans l'eau de mer survenus au cours de cette décennie, cinq dépassaient 6,3 L et aucun 168 L. Par conséquent, en moyenne, moins d'un déversement par an au cours de cette décennie dépassait les VDC pour les condensats de gaz naturel lourds et aucun déversement ne dépassait les VDC pour les condensats de gaz naturel légers. Compte tenu du petit volume et de la faible fréquence de la plupart des déversements marins (environ un déversement par an en moyenne; section 6-2), cette analyse laisse entendre que les rejets de condensats de gaz naturel devraient avoir des effets nocifs faibles sur les espèces marines.

Tableau 8-3. CESE et volumes de déversement critiques calculés pour les condensats de gaz naturel en milieu marin

Scénario et type de condensats de gaz naturel	Organisme	CESE (mg/L)	Volume de déversement critique (L) ^a	Nombre de déversements supérieur ou égal au volume de déversement critique de 2002 à 2011 ^b	Nombre de déversements supérieur ou égal au volume de déversement critique par an ^b
Déversement en mer de condensats lourds	<i>D. magna</i>	0,041	6,3	5	0,5
Déversement en mer de condensats légers	<i>O. mykiss</i>	1,1	168	Aucun	Aucun

^a Le volume de déversement critique est le volume nécessaire pour obtenir un quotient de risque égal à un

^b D'après les données de l'OCNEHE (2001-2012) et de l'OCTNLHE (2015).

Aux fins de caractérisation du scénario de déversement dans les fondrières de mousse/eaux stagnantes, nous avons calculé le facteur de dilution nécessaire pour atteindre un quotient de risque de un avec le volume médian de déversement de condensats de gaz naturel déclaré à l'ERCB de l'Alberta de 2002 à 2011 (ERCB, 2012), soit 2500 L (1850 kg; tableau 6-3). On a utilisé la CESE en milieu aquatique présentée au tableau 9-3. La dilution d'un

déversement de 2500 L de condensats de gaz naturel nécessaire pour atteindre un quotient de risque de un est $1,7 \times 10^9$ L pour des condensats de gaz naturel légers et $4,5 \times 10^{10}$ L pour des condensats de gaz naturel lourds. Le volume d'une tourbière ou d'un étang d'eau stagnante devrait être inférieur à celui d'un lac et, par conséquent, ces facteurs de dilution très élevés ont peu de chances de se produire lorsque des condensats de gaz naturel sont déversés dans ces eaux. En Alberta, la profondeur des tourbières varie généralement de 0,6 à 2 m (Christian, 2012), et une bonne partie de leur volume est occupé par la végétation ou la végétation décomposée (tourbe). Dans la mesure où le déversement médian déclaré nécessite des facteurs de dilution aussi élevés pour atteindre un quotient de risque égal à un, nous estimons donc qu'au moins la moitié de tous les déversements de condensats de gaz naturel dans les tourbières ou les eaux stagnantes déclarés en Alberta (ou un déversement annuel environ) devrait avoir des effets nocifs pour les organismes aquatiques. Cependant, même les plans d'eau ayant le volume nécessaire pour diluer un déversement à la concentration estimée sans effet ($4,5 \times 10^{10}$ L et plus) pourraient être touchés, car ce scénario suppose le mélange complet et instantané du volume entier de condensats de gaz naturel déversés dans le plan d'eau. Il est admis qu'il peut y avoir des effets aigus locaux à proximité de tout déversement jusqu'à ce que la dégradation par exposition atmosphérique et la dispersion réduisent la concentration à une concentration inférieure à celle qui cause des effets.

Cette analyse se limite aux données sur les déversements de l'Alberta, où se déroulent la plupart des activités canadiennes d'extraction de pétrole et de gaz du sol. Cependant, il se peut que des déversements de condensats de gaz naturel dans les tourbières ou l'eau douce surviennent dans les provinces qui produisent ces substances, telles que la Colombie-Britannique, la Saskatchewan et la Nouvelle-Écosse, et nous estimons qu'une bonne partie de ces déversements devrait aussi avoir des effets nocifs sur les organismes aquatiques. Par conséquent, nous considérons que les rejets de condensats de gaz naturel lourds et légers dans les tourbières ou l'eau douce stagnante pourraient avoir des effets nocifs sur les organismes aquatiques.

Dans le cas des sols terrestres, nous utilisons la norme pancanadienne pour le contact écologique direct avec la fraction d'hydrocarbures pétroliers F1 est utilisée comme concentration estimée sans effet (CESE) pour les condensats de gaz naturel légers, et celle relative à la fraction F2 est utilisée comme CESE pour les condensats de gaz naturel lourds. Les concentrations environnementales estimées sont les capacités de rétention de l'essence dans divers types de sol, présentées à la sous-section 8.2.2. Un sommaire des quotients de risque pour le milieu terrestre est présenté au tableau 8-4.

Tableau 8-4. Quotients de risque des condensats de gaz naturel en milieu terrestre

Type de condensat de gaz naturel	Type de sol	CEE (mg/kg en poids sec)	CESE (mg/kg en poids sec)	Quotient de risque
Lourd	sable	68 000	150 ^a	453
Léger	sable	68 000	210 ^b	324
Lourd	sable loameux	170 000	150 ^a	1133
Léger	sable loameux	170 000	210 ^b	810
Lourd	loam limoneux	238 000	150 ^a	1587
Léger	loam limoneux	238 000	210 ^b	1133

^a Standard pancanadien du CCME pour le contact écologique direct avec le sol pour la fraction F2 d'hydrocarbures pétroliers dans un sol résidentiel ou agricole.

^b Standard pancanadien du CCME pour le contact écologique direct avec le sol pour la fraction F1 d'hydrocarbures pétroliers dans un sol résidentiel ou agricole.

Nous n'avons pu déterminer le déversement minimal en milieu terrestre qui générerait un quotient de risque de un, compte tenu des renseignements disponibles. On compte près de 50 déversements dans l'air ou le sol en moyenne tous les ans en Alberta, où se déroulent la plupart des activités canadiennes d'extraction de pétrole et de gaz. Les volumes moyen et médian de ces déversements sont respectivement de 3754 L et de 500 L. Environ 25 % des déversements déclarés en Alberta entre 2002 et 2011 ont touché une surface supérieure à 100 m² (ERCB, 2012).

Compte tenu que la formation de liquide non aqueux exige une concentration de l'ordre de 68 000 à 238 000 mg/kg. (Arthurs *et al.*, 1995), nous pouvons calculer le volume de condensats nécessaire pour saturer complètement le sol, à partir de la masse volumique apparente du sol (tableau E-1 et l'annexe E). Nous considérons que ce volume de sol saturé est le volume minimal de sol qui subirait un effet négatif (et reviendrait à nuire aux organismes du sol) d'un déversement de condensats de gaz naturel. D'après les données sur les déversements de l'Alberta, un déversement moyen de condensats de gaz naturel (3754 L) saturerait un volume de 6,85 à 24 m³, un déversement médian saturerait 0,9 à 3,2 m³ de sol et un déversement au 90^e centile de 9000 L saturerait 16 à 58 m³ de sol (tableau E-1, annexe E). En Alberta, on déclare annuellement environ 25 déversements plus importants que le déversement médian, neuf déversements plus importants que le déversement moyen et cinq déversements plus importants que le déversement au 90^e centile. Chaque déclaration comporte une divulgation du volume déversé

Le volume de la moitié de ces déversements est suffisant pour saturer plus de 0,9 à 3,2 m³ du sol, d'après les capacités de rétention du sol publiées par Arthurs *et al.* (1995). Dans ces conditions, les condensats de gaz naturel atteignent une concentration susceptible d'avoir des effets nocifs importants (QR = 394 à plus de 1000). Les volumes de sol touchés par ces déversements et présentant un quotient de risque supérieur à un seront plus grands que les volumes de sol saturé. Des déversements de condensats de gaz naturel dans le sol surviennent

également dans d'autres provinces, mais leur fréquence est inconnue. Il y a assez de déversements dans le milieu terrestre dont la fréquence et le volume sont suffisants pour prouver la probabilité d'effets nocifs pour les organismes terrestres. La présente analyse ne tient pas compte de l'assainissement des sites, car elle s'intéresse aux effets aigus des condensats de gaz naturel, effets qui se manifestent avant l'assainissement des sites.

Les condensats de gaz naturel peuvent avoir un effet nocif sur les organismes vivant dans le sol, comme l'indique la concentration minimale avec effet des fractions d'hydrocarbures F1 et F2 figurant dans le standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (210 et 150 mg/kg p.s., respectivement). Cela indique que les organismes vivant dans le sol peuvent subir les effets néfastes de l'exposition à de faibles concentrations d'hydrocarbures des condensats de gaz naturel.

Les condensats de gaz naturel peuvent être nocifs pour les organismes dulcicoles, étant donné le très grand volume de dilution (10^9 ou 10^{10} L) qui serait nécessaire pour atteindre les conditions de risque faible dans le scénario d'un déversement dans des tourbières et les eaux stagnantes.

La nature, l'ampleur et la fréquence des déversements constituent des facteurs clés à considérer dans la caractérisation du risque écologique des condensats de gaz naturel. À la lumière des renseignements disponibles, les condensats de gaz naturel sont préoccupants pour les organismes terrestres (invertébrés, plantes), compte tenu de la fréquence et de l'ampleur des déversements dans le sol (près de 50 déversements/an en moyenne en Alberta, dont la moitié a des effets nocifs sur les organismes endogés). Les condensats de gaz naturel peuvent aussi avoir des effets nocifs pour les organismes aquatiques, selon la fréquence des déversements dans le sol (près de 2 déversements/an dans les fondrières de mousse/eaux stagnantes en moyenne en Alberta). La fréquence des déversements dans le sol et les tourbières et les eaux stagnantes n'est calculée qu'à partir des données sur les déversements provenant d'une seule province. Par conséquent, le nombre de déversements dans l'ensemble du Canada est probablement plus grand. Cependant, les analyses des risques laissent entendre que les déversements de condensats de gaz naturel moyens et médians dans la mer sont inférieurs au volume estimé comme ayant des effets nocifs pour les organismes marins.

D'après les renseignements disponibles, les condensats de gaz naturel contiennent des composés qui peuvent persister dans l'air et être transportés dans l'atmosphère sur de longues distances. Ils contiennent également des composés qui peuvent persister très longtemps dans le sol, l'eau et les sédiments, augmentant ainsi la durée d'exposition des organismes. On s'attend à ce que les condensats de gaz naturels contiennent des composants fortement bioaccumulables. Des études suggèrent qu'il est peu probable que la plupart des composants puissent être bioamplifiés dans la chaîne alimentaire, mais il semble que cela puisse être le cas pour les HAP alkylés.

En général, les poissons peuvent métaboliser efficacement les composés aromatiques. Des données indiquent que l'alkylation augmente la bioaccumulation du naphthalène (Neff *et al.*, 1976, Lampi *et al.*, 2010), mais on ne sait pas si cela peut être généralisé à des HAP plus gros.

Certains organismes de niveau trophique inférieur (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 certains HAP à trois, quatre, cinq ou six cycles, qui étaient bioconcentrés à des concentrations élevées chez les invertébrés (p. ex., daphnies, mollusques) mais pas chez 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 de ces composants peuvent persister longtemps dans les sédiments, ce qui peut augmenter la durée d'exposition des invertébrés benthiques à ces composants.

À la différence des systèmes aquatiques, dans les systèmes terrestres, les condensats de gaz naturel ne se disperseront pas de façon importante dans le sol et les composants ayant une masse moléculaire plus élevée avec un K_{co} élevé et une faible volatilité auront tendance à rester dans le sol, ce qui entraîne une exposition plus longue.

8.3.1 Conclusion

À la lumière des renseignements présentés dans cette évaluation préalable, les condensats de gaz naturel peuvent avoir des effets nocifs sur les organismes vivant dans des zones proches des sources de rejet dans le sol et l'eau douce; toutefois, ces rejets ne compromettent pas l'intégrité de l'environnement dans son ensemble. Nous concluons que les condensats de gaz naturel répondent aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, les condensats de gaz naturel ne répondent pas aux critères énoncés à l'alinéa 64b) de la LCPE, car ils ne pénètrent 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.

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

Toute modélisation des propriétés physico-chimiques ainsi que des caractéristiques de persistance, de bioaccumulation et de toxicité des condensats de gaz naturel se fonde sur leurs structures moléculaires, ainsi que leurs propriétés physiques et chimiques. Les condensats de gaz naturel étudiés

ne peuvent être représentés par une unique composition chimique, car ce sont des substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou de matières biologiques. La composition chimique précise des condensats de gaz naturel n'est pas bien définie. C'est pourquoi, aux fins de la modélisation, un ensemble de structures représentatives a été sélectionné pour représenter toute la gamme de composés susceptibles d'être présents dans leur composition chimique. Plus précisément, ces structures ont été utilisées pour étudier le devenir et les propriétés dangereuses des condensats de gaz naturel. Puisque pour un nombre donné d'atomes de carbone et de types de composés, il existe plusieurs structures représentatives, nous reconnaissons l'existence, pour cette substance, d'incertitudes liées aux structures. Étant donné le nombre de permutations possibles du type et des pourcentages de ces structures de condensats de gaz naturel est élevé, il existe une incertitude concernant les résultats associés à leur modélisation. Ajoutons que le comportement de chaque structure représentative peut varier lorsqu'elles sont présentes dans un mélange, comme les condensats de gaz naturel. En revanche, les données empiriques sur les condensats de gaz naturel et les données empiriques déduites à partir de produits chimiques analogues (p. ex., essence, naphtes à faible point d'ébullition, gazoles et pétrole brut) permettent de réduire l'incertitude globale entourant les données modélisées

Les données sur les rejets et les déversements déclarés entre 2002 et 2011 dans la base de données sur les déversements de l'Alberta sont entachées d'incertitudes. Un volume a été divulgué pour chacun des rejets consignés dans la base de données sur les déversements de l'Alberta, mais le milieu touché par le rejet et la source de celui-ci n'y figurent pas toujours.

Il règne une incertitude au sujet du nombre de rejets survenus au Canada entre 2002 et 2011. Toutefois, les données sur les déversements de l'Alberta, de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador peuvent servir à représenter une grande partie des rejets de condensats de gaz naturel au Canada, compte tenu du fait que ces provinces sont les principaux producteurs de condensats de gaz naturel au pays.

Il règne également de l'incertitude autour de la concentration des condensats de gaz naturel qui saturerait le sol et produirait un liquide non aqueux mobile. Lors de la rédaction du présent rapport, nous nous sommes fondés sur les travaux d'Arthurs *et al.* (1995), qui ont conclu que la capacité de rétention de l'essence se situait entre 68 000 et 238 000 mg par kilogramme de matière sèche. Il n'en demeure pas moins que d'autres études ont signalé des capacités différentes de rétention des hydrocarbures dans le sol. En effet, selon celle de Brost et DeVuall (2000), les liquides non aqueux des produits pétroliers dont la densité se situe dans la même plage de densités que l'essence, comme les condensats de gaz naturel, deviendront mobiles dans le sol à une concentration variant entre 3400 et 80 000 mg par kilogramme de matière sèche. Si, dans la partie sur la caractérisation des risques, nous avons utilisé des capacités plus faibles de rétention, nous aurions obtenu des volumes plus élevés de sol estimés saturés

par des condensats de gaz naturel, voire des quotients de risques encore plus élevés.

Les risques combinés que posent les condensats de gaz naturel et les autres biphényles polychlorés à la suite de rejets issus d'installations pétrolières en amont sont également mal connus. La présente évaluation des risques porte uniquement sur les risques que posent les condensats de gaz naturel, mais ne tient pas compte de l'exposition combinée avec d'autres biphényles polychlorés qui pourrait survenir dans l'environnement à la suite de rejets de biphényles polychlorés issus de puits ou d'autres installations pétrolières.

9. Risque d'effets nocifs sur la santé humaine

9.1.1 Évaluation de l'exposition

9.1.1.1 Milieux environnementaux

L'analyse des risques pour l'ensemble de la population occasionnés par les condensats de gaz naturel présents dans les milieux naturels à la suite de leur transport (chargement et déchargement) ou de leur stockage est axée sur les émissions par évaporation. Aux fins de l'évaluation du risque d'effets nocifs sur la santé humaine, on juge que les données sur les fuites ou les rejets involontaires présentées dans le volet environnemental de la présente évaluation de risques concernent des rejets ponctuels ou imprévisibles dans des lieux distincts, et que des plans d'urgence provinciaux et fédéraux sont en place. Ces fuites ou rejets involontaires ne sont donc pas normalement pris en compte dans le contexte d'évaluation du risque d'exposition aux condensats de gaz naturel de l'ensemble de la population au Canada.

Les émissions par évaporation de substances pétrolières peuvent se retrouver dans l'air ambiant et entraîner une exposition de l'ensemble de la population. Étant donné que les condensats de gaz naturel sont principalement utilisés comme matière première, diluant ou composant de mélanges, et qu'ils peuvent ainsi être transportés d'une installation industrielle à une autre, les émissions par évaporation de condensats de gaz naturel peuvent pénétrer dans l'atmosphère pendant leur production, leur transport ou leur stockage.

L'inhalation est tenue pour être comme la principale voie d'exposition de l'ensemble de la population aux émissions par évaporation de condensats de gaz naturel. L'évaluation de l'exposition est centrée sur l'exposition par inhalation de l'ensemble de la population résidant près des lieux où l'on entrepose, charge et décharge des condensats de gaz naturel. Les expositions cutanées ou par voie orale sont peu probables, puisque l'ensemble de la population a difficilement accès, voire aucun accès aux condensats de gaz naturel au cours de leur transport ou aux lieux où ceux-ci sont produits ou stockés (c'est-à-dire les têtes de puits d'extraction de pétrole et de gaz et les installations de traitement ou de fractionnement de gaz).

Parmi les composés présents dans les condensats de gaz naturel, le benzène constitue la plus grande préoccupation s'il est inhalé à long terme à cause des expositions vapeurs émises par les condensats de gaz naturel. Considérer le composant présentant le risque le plus élevé permet de tenir compte d'autres composants volatils de condensats de gaz naturel moins dangereux qui peuvent être associés à des effets sur la santé provoqués par une inhalation à court terme ou à long terme (consulter la section 9.2).

Plusieurs études ont divulgué des données de surveillance des émissions de benzène dans l'environnement proche, au voisinage d'installations pétrolières. Dann et Wang (1995) présentent un sommaire de la concentration de benzène dans l'air ambiant au Canada de 1989 à 1993 en se fondant sur des échantillons provenant de plus de 30 sites de prélèvement urbains et ruraux. Dans un rayon de 3 km d'une raffinerie canadienne, les concentrations de benzène estimées sur 24 heures et relevées à partir de 108 échantillons prélevés pendant quatre ans étaient de $1,8 \pm 1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une concentration maximale de $6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Observée en 1993, la concentration la plus élevée sur 24 heures atteignait $126 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à une distance d'au plus 2,5 km d'une installation pétrolière. Burstyn *et al.* (2007) et You *et al.* (2008) ont publié une étude portant sur la surveillance des concentrations atmosphériques de benzène dans plus de 1200 sites du secteur primaire de l'industrie pétrolière et gazière en Alberta, dans le nord-est de la Colombie-Britannique et dans le sud de la Saskatchewan d'avril 2001 à décembre 2002. Déterminée à partir de plus de 11 300 échantillons prélevés, la concentration mensuelle de benzène dans l'atmosphère variait entre moins de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et plus de $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une concentration moyenne géométrique de $0,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$. You *et al.* (2008) ont conclu que les batteries de réservoirs situées dans un rayon de 2 km constituaient la plus grande source de benzène dans l'air ambiant local. Selon le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA, 2012), les concentrations annuelles de benzène au voisinage d'un secteur industriel en Alberta, déterminées à partir de 60 échantillons prélevés en 2009 sur différentes périodes de 24 heures, une fois tous les 6 jours, étaient de $1,54 \pm 0,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Chambers (2004) a pris un instantané unique d'une heure sur la concentration du benzène dans l'air de $12,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mesurée à une distance en aval de 50 m d'une usine de gaz non sulfureux. Par comparaison, au périmètre d'une raffinerie, Gariazzo *et al.* (2005) ont fait état de concentrations quotidiennes moyennes de benzène variant de 0,9 à $6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de concentrations quotidiennes maximales variant de 5,9 à $72,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ calculées à partir de mesures de surveillance échelonnées sur sept jours. Simpson *et al.* (2013) ont indiqué des concentrations de benzène variant de 0,19 à $21,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 500 m ou plus en aval d'une source d'émissions, concentrations mesurées dans des échantillons prélevés sur 48 heures. Ces études ont révélé les variations possibles des mesures prises sur un court laps de temps. Zielinska *et al.* (2014) ont déterminé la concentration de benzène dans l'air ambiant entourant les usines de production de gaz naturel non classique au Texas. À une distance de 70 m en aval de deux réservoirs de condensats, la concentration de benzène s'approchait de la concentration de fond en amont. De telles données sont limitées, car les réservoirs sont peu représentatifs des

opérations et/ou des réservoirs de stockage à plus grande échelle. De plus, faute de renseignements détaillés sur la taille de l'échantillon et les activités qui se déroulent sur le site pendant le prélèvement des échantillons, et en raison de ce qui semble être une mesure de fond non représentative, de telles données ne sont pas jugées applicables à un plus grand éventail d'usines de production de condensats de gaz naturel et, par conséquent, leurs données ne sont pas utilisées comme informations principales dans le présent rapport d'évaluation.

9.1.2 Rejets par évaporation attribuables au transport

Les rejets par évaporation issus du transport de condensats de gaz naturel comprennent les risques d'émission pendant le transport, ainsi que pendant les activités de chargement et de déchargement. De tels rejets sont estimés à partir des données sur le transport pour les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1. D'après les renseignements fournis en vertu de l'article 71 de la LCPE pour ces n^{os} CAS et à partir d'une autre recherche documentaire, les condensats de gaz naturel ont été transportés par gazoduc, par camion, par train et par navire (Environnement Canada, 2012a; ExxonMobil, 1996). Cependant, dans les conditions habituelles d'exploitation, le transport par gazoduc ne produit normalement pas d'émissions par évaporation de substances liquides (USEPA, 2008). Par conséquent, le risque d'exposition par inhalation de l'ensemble de la population aux émissions par évaporation de condensats de gaz naturel au cours de leur transport découle principalement des transports ferroviaire, routier et maritime, notamment des activités de chargement, de transport et de déchargement.

Sur cette base, il a été conclu qu'il existait une probabilité plus élevée d'exposition associée aux véhicules stationnaires dont le moteur tourne au ralenti qu'aux véhicules en mouvement. La concentration d'une substance ciblée dans l'air ambiant local à proximité d'une source stationnaire de rejet (un véhicule immobilisé) est plus élevée qu'à proximité d'une source de rejet en mouvement (un camion circulant sur une route ou un navire quittant un port), car cette dernière présente une dispersion des émissions dans une zone géographique plus vaste que dans le cas de la source de rejet stationnaire. Ainsi, dans le cas des activités de transport, la probabilité maximale d'exposition aux condensats de gaz naturel est estimée à partir d'un scénario de transport routier dans lequel un camion-citerne (transportant des condensats de gaz naturel) est immobilisé pendant une heure au cours de laquelle son moteur tourne au ralenti. On estime que des tierces personnes pourraient se situer à une distance minimale de 200 mètres. Comparativement au transport ferroviaire et maritime, les emplacements où les camions-citernes s'immobilisent sont des emplacements partagés avec l'ensemble de la population le long des routes et en milieux urbains. Les scénarios d'immobilisation au cours du transport ferroviaire et maritime (excluant les émissions de gaz d'échappement des véhicules dont les moteurs tournent au ralenti) sont donc également pris en considération dans ce scénario.

Les opérations de chargement et de déchargement que comporte le transport routier, ferroviaire et maritime sont également prises en considération pour déterminer toute incidence possible sur l'ensemble de la population résidant à proximité d'une zone de chargement ou de déchargement. Le transport maritime est moins fréquent que les autres modes de transport. On suppose donc que les événements de chargement et de déchargement surviennent une fois toutes les six semaines au cours de l'année (ExxonMobil, 1996). En ce qui a trait au transport routier ou ferroviaire, le nombre annuel d'événements de chargement et de déchargement est estimé selon les volumes annuels de transport déclarés (Environnement Canada, 2012a), et selon l'hypothèse que chaque camion-citerne ou train transporte respectivement une charge de 30 m³ et une charge de 2800 m³ (pour 40 wagons au total). D'après les renseignements fournis en vertu de l'article 71 pour les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1, on estime que les valeurs moyennes et maximales des quantités transportées de chaque site par train ou par camion pour l'année 2010 étaient d'environ 20 millions de kilogrammes et de 700 millions de kilogrammes, respectivement. D'autres analyses de sensibilité sur les effets du volume de transport et l'efficacité de la récupération de vapeur sont données à la sous-section 9.1.4.

Le tableau F-1 de l'annexe F présente les quantités d'émissions par évaporation dans l'air ambiant imputables au transport, estimées à partir des données sur le transport des substances portant les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1. Les valeurs estimatives moyennes ou de limite supérieure des rejets par évaporation ont été calculées à partir des quantités moyennes ou maximales annuelles propres à chaque mode de transport, multipliées par le pourcentage de pertes par ventilation de l'ensemble des substances organiques issues de l'essence, c'est-à-dire 0,084 % p/p pour les opérations de chargement et de déchargement et 0,0013 % p/p au cours du transport routier ou ferroviaire, ainsi que 0,031 % p/p pour les opérations de chargement et de déchargement et 0,046 % p/p au cours du transport maritime (USEPA, 2008). Les émissions moyennes et maximales par évaporation servent à calculer la part des condensats de gaz naturel et de benzène issue du transport des condensats de gaz naturel se retrouvant respectivement dans l'air ambiant local dans le cadre de scénarios moyens et de limite supérieure d'exposition.

Dans le cas des scénarios de transport routier et ferroviaire, on estime qu'un passant pourrait se situer à une distance minimale de 200 mètres. Il s'agit d'une distance réaliste pour le risque d'exposition de l'ensemble de la population. Elle se fonde sur une analyse de cartes et sur l'hypothèse des emplacements partagés par la population et les camions (soit des camions stationnaires). Quant au scénario de transport maritime, la population générale ne devrait pas habiter à l'intérieur d'un rayon de 1 500 m des ports dotés d'installations de chargement et de déchargement. Cet élément a également été confirmé par une analyse des photocartes.

En l'absence de données de surveillance à long terme de la qualité de l'air à proximité (c.-à-d., 0, 200, 500 et 1000 m) des installations de chargement et

déchargement des condensats de gaz naturel, la part de ces condensats et de benzène se retrouvant dans l'air ambiant local a été estimée au moyen d'un modèle de dispersion atmosphérique, selon les estimations d'émissions par évaporation provenant des événements de chargement/déchargement pour différents modes de transport et des périodes d'immobilisation d'une heure pour les camions.

Le modèle SCREEN3 (1996), un modèle gaussien de dispersion atmosphérique au niveau du dépistage, a été utilisé pour déterminer les profils de dispersion des concentrations de condensats de gaz naturel ou de benzène dans l'air ambiant qui sont attribuables aux émissions par évaporation issues du transport. Le modèle SCREEN3 a été élaboré à partir du modèle Industrial Source Complex (ISC) [pour évaluer les concentrations d'agents polluants provenant de diverses sources dans un complexe industriel]. Il est conçu pour estimer les concentrations maximales de produits chimiques à des altitudes de réception choisies et à différentes distances à partir d'une source de rejet pour une source d'émission continue donnée. La concentration d'exposition maximale calculée est choisie en fonction de la matrice de données météorologiques intégrée de différentes combinaisons de conditions météorologiques, y compris la vitesse éolienne, la turbulence et l'humidité. Le facteur déterminant de la dispersion atmosphérique dans le modèle SCREEN3 est le vent. Ce modèle prédit directement les concentrations attribuables aux rejets d'une source ponctuelle, diffuse ou liée à un volume. Il fournit la concentration maximale d'exposition sous le vent dominant, une heure après un rejet. Supposant un scénario de rejet continu pendant sur une période de 24 heures et en tenant compte des différentes directions du vent pendant cette période, une concentration maximale d'exposition pendant 24 heures est estimée en multipliant un facteur de 0,4 par l'exposition maximale aux émissions fugitives de sources diffuses pendant une heure, telle qu'elle est évaluée par la version 3 de l'ISC (USEPA, 1992). En ce qui concerne les expositions s'échelonnant sur une année, on peut s'attendre qu'avec les changements de direction des vents, la concentration de la substance dans l'air à une source de rejet régionale peut ne pas varier dans la même mesure que celle mesurée à une source ponctuelle de rejet; les conditions météorologiques donnant lieu à une exposition d'une heure peuvent persister plus longtemps. Par conséquent, la concentration maximale pour une année est calculée en multipliant la concentration maximale d'une heure par un facteur de 0,2. Dans certaines situations, il est admis qu'un tel facteur de rajustement peut être réduit à l'aide d'un modèle perfectionné et avec des conditions météorologiques propres au site (p. ex., le programme AERMOD). Or, une évaluation préliminaire n'englobe pas de renseignement propre à un site, mais donne plutôt une estimation prudente de l'exposition visant à protéger la population générale. Le facteur de rajustement de 0,2 a été uniformément appliqué dans huit rapports finaux d'évaluation préalable publiés dans le cadre de l'approche pour le secteur pétrolier (Environnement Canada, Santé Canada, 2013a-d, 2014b-e), rapports dans lesquels il a été conclu que certaines substances satisfont à au moins un des critères établis à l'article 64 de la LCPE. Dans d'autres rapports, il fut conclu que les substances ne répondaient à aucun

des critères fixés par l'article 64 de la LCPE. Dans le cas d'événements intermittents (comme le chargement et le déchargement) survenant au cours d'une année, les estimations amorties de l'exposition annuelle sont calculées en multipliant l'estimation maximale calculée par le modèle SCREEN3, ajusté en fonction de la direction moyenne des vents pendant une période d'un an, par le nombre prévu d'heures des événements (moins de 10 heures jusqu'à plus de 1500 h/an pour différents modes de transport) par rapport au nombre total de 8760 heures pour une année.

Les résultats des profils de dispersion modélisés pour les condensats de gaz naturel et le benzène par SCREEN3, combinés aux événements de transport, sont présentés aux tableaux 9-1 et 9-2, y compris les concentrations maximales après des périodes d'une heure et de 24 heures, ainsi que les estimations annuelles tenant compte à la fois des directions variables du vent et de la nature intermittente des événements dans le cadre de scénarios moyens et de limite supérieure d'exposition. Les scénarios d'exposition moyenne ont été fondés sur les quantités moyennes des trois n^{os} CAS (64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1) transportés et déclarés au titre de l'article 71 de la LCPE, exception faite du scénario moyen de chargement ou de déchargement de train qui est fondé sur la valeur médiane des quantités transportées qui ont été déclarées. Les scénarios liés à la limite supérieure d'exposition sont basés sur les plus importantes quantités des trois n^{os} CAS (64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1) transportés et déclarés au titre de l'article 71 de la LCPE. Par exemple, le scénario limite supérieure pour le transport ferroviaire repose sur la plus grande quantité déclarée transportée par train, soit environ 700 millions de kilogrammes en 2010. Tous les paramètres d'entrée (soit les taux et les zones d'émission) et les hypothèses sous-jacentes sont présentés au tableau F-2 de l'annexe F. Les concentrations de benzène ont été estimées d'après une teneur en benzène de 0,5 % p/p présente dans les vapeurs de condensats de gaz naturel (Hendler *et al.*, 2009).

Tableau 9-1. Estimations de la concentration maximale d'exposition aux condensats de gaz naturel attribuable à la manutention et au transport de condensats de gaz naturel^a

Scénario	1 heure (µg/m ³)	En fonction de la direction moyenne du vent pendant 24 h (µg/m ³) ^c	Concentration amortie sur un an (µg/m ³)
Camion stationnaire pendant 1 heure (à 200 m)	9 - 20	-	0,07 - 0,16
Chargement ou déchargement de camion (à 200 m)	9800	3 900	97 - 440
Chargement ou déchargement de train (à 200 m)	178 000	71 000	6,5 - 3700 ^b
Chargement ou déchargement de navire stationnaire (à 1500 m)	4100	1 600	19

^a Pour les chiffres présentés dans une plage, les estimations de la limite inférieure ont été fondées sur des scénarios d'exposition moyenne et les estimations de la valeur supérieure ont été fondées sur les scénarios liés à la limite supérieure d'exposition.

^b La limite supérieure de 3700 µg/m³ a été estimée à partir de la valeur la plus élevée déclarée, soit 700 millions de kg en 2010.

Tableau 9-2. Estimations de la concentration maximale d'exposition au benzène attribuable à la manipulation et au transport de condensats de gaz naturel^a

Scénario	1 heure (µg/m ³)	En fonction de la direction moyenne du vent pendant 24 heures (µg/m ³)	Concentration amortie sur un an (µg/m ³)
Camion stationnaire pendant 1 heure (à 200 m)	0,045-0,1	-	0,00035-0,0008
Chargement ou déchargement de camion (à 200 m)	49	20	0,48-2,2
Chargement ou déchargement de train (à 200 m)	890	360	0,032-19 ^b
Chargement ou déchargement de navire stationnaire (à 1500 m)	20	8	0,096

^a Pour les chiffres présentés dans une plage, les estimations de la limite inférieure ont été fondées sur des scénarios d'exposition moyenne et les estimations de la valeur supérieure ont été fondées sur les scénarios liés à la limite supérieure d'exposition.

^b La limite supérieure de 19 µg/m³ a été estimée à partir de la valeur la plus élevée déclarée, soit environ 700 millions de kg en 2010, et de 0,5 % p/p de benzène dans les vapeurs de condensats de gaz naturel.

La part de condensats de gaz naturel et de benzène qui risque de se retrouver dans l'air ambiant au cours des événements de transport est présentée aux tableaux 9-1 et 9-2, à des distances de 200 m et de 1500 m des sources de rejet. Les estimations les plus élevées sont observées dans les événements de chargement et de déchargement du transport ferroviaire. Pour les concentrations maximales observées une heure après le rejet, les concentrations modélisées de condensats de gaz naturels et de benzène sont respectivement 178 mg/m³ et 890 µg/m³ à une distance de 200 m de la source de rejet. Les estimations maximales après 24 h à une distance de 200 m sont de 71 mg/m³ pour les

condensats de gaz naturel et de $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le benzène. Dans la même veine, l'estimation de la limite supérieure pour la part annuelle de benzène dans les émissions issues du transport routier est de $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 200 m des quais de chargement et de déchargement des camions. Les estimations de la limite supérieure d'exposition à la part annuelle de benzène se retrouvant dans l'air ambiant local à 200 m des zones de chargement et de déchargement des camions et des trains sont considérablement plus élevées que la concentration atmosphérique moyenne annuelle de benzène qui oscille entre 0,32 et $0,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les régions rurales et urbaines du Canada (RNSPA, 2012). Quant aux scénarios des autres modes de transport, soit à 200 m ou 1500 m des sources de rejet, les estimations de la part annuelle de benzène se retrouvant dans l'air ambiant sont inférieures à la concentration atmosphérique moyenne annuelle du Canada qui oscille entre 0,32 et $0,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon le RNSPA (2012). Les concentrations atmosphériques modélisées de benzène ou de condensats de gaz naturel diminuent au fur et à mesure qu'augmente la distance avec la source de rejet. À une distance de 1500 m, la part annuelle de benzène se retrouvant dans l'air ambiant qui est estimée par les scénarios de limite supérieure d'exposition est inférieure à la concentration atmosphérique moyenne annuelle de benzène dans l'air ambiant canadien.

9.1.3 Exposition aux émissions par évaporation depuis les réservoirs

Le stockage de condensats de gaz naturel s'effectue dans des batteries de réservoirs, le plus souvent à toit fixe, dans les sites de têtes de puits, de collecte ou d'usines de traitement de gaz naturel (ACPP, 2002; Mokhatab *et al.* 2006; Hendler *et al.*, 2009), de même que dans les terminaux de stockage où d'importants volumes de condensats de gaz naturel sont stockés dans des réservoirs à toit flottant. Une batterie de réservoirs est normalement composée de séparateurs gaz-liquide, ainsi que de réservoirs de stockage de liquides. Après avoir d'abord été séparés du gaz et de l'eau, les condensats sont stockés provisoirement dans des réservoirs de stockage en vue de leur livraison aux fins de raffinage. Une fois à l'usine de traitement de gaz naturel, les condensats peuvent être stockés avant leur livraison à une usine indépendante de fractionnement en vue de la production de produits finis distincts, comme le propane, le butane, le pentane et les hydrocarbures à cinq atomes carbone ou plus. Les installations ont parfois recours à une cuve pour stocker occasionnellement des condensats de gaz naturel en cas de perturbation opérationnelle provisoire ou de débit excessif de condensats provenant de l'installation en amont qui utilise les gazoducs pour transporter les produits (Mokhatab *et al.*, 2006; ExxonMobil, 2011c). On trouve donc communément des réservoirs de stockage de condensats dans les installations de collecte et de traitement de gaz naturel.

Les émissions par évaporation issues de réservoirs de stockage comprennent les pertes par ventilation causées par toute perturbation de la température ou de la pression ambiante (c'est-à-dire, l'expulsion de vapeur du réservoir), les pertes

liées aux opérations de remplissage et de vidange des réservoirs, ainsi que les évaporations instantanées associées aux chutes de pression survenant dans le système d'exploitation (ACPP, 2002; Commission européenne, 2006; USEPA, 2008). Lorsque les condensats sous pression sont transférés dans une cuve de stockage sous pression atmosphérique, une chute de pression se produit, et certains gaz dissous à l'origine dans le liquide sont expulsés dans l'atmosphère par les événements du réservoir de stockage (Ross, 2004). Comparativement à la perte par ventilation et à la perte liée aux opérations, la vaporisation instantanée de gaz est souvent plus considérable et constitue la plus grande part des émissions par évaporation totales (ACPP, 2002).

Dans le cadre de la présente évaluation préalable, les émissions totales issues des réservoirs de stockage de condensats, y compris les pertes par ventilation, les pertes liées aux activités et les évaporations instantanées, ont été utilisées pour calculer la concentration atmosphérique à laquelle l'ensemble de la population résidant à proximité des zones de réservoirs de stockage peut être exposé. Au moyen de différentes méthodes de mesure, Hendler *et al.* (2009) et Chambers (2004) ont respectivement étudié les émissions par évaporation issues des réservoirs de stockage de différentes installations des États-Unis et du Canada. De telles données de mesure d'émissions représentent la totalité des émissions par évaporation issues des réservoirs. Elles servent donc de fondement pour évaluer l'exposition de l'ensemble de la population à ce type d'émissions.

Hendler *et al.* (2009) ont mesuré les taux d'émission et analysé la composition des gaz évacués par 21 batteries de réservoirs de stockage de condensats à différentes têtes de puits et sites de collecte situés dans l'est du Texas de mai à juillet 2006. L'âge des réservoirs de stockage de condensats était de 2 à 10 ans, et ceux-ci étaient maintenus en bon état. Les débits de l'ensemble des gaz évacués ont été mesurés au moyen d'un débitmètre massique thermique qui était soit connecté à l'évent des réservoirs de stockage ou, comme dans le cas de plusieurs réservoirs de stockage fonctionnant en parallèle, à la canalisation de collecte des gaz évacués située sur le dessus des réservoirs. Le débit des gaz évacués par les réservoirs de stockage de condensats a été mesuré, sur plus de 24 heures, à $383,7 \pm 1007,9$ kg/jour, et à $199,6$ kg/jour correspondant à la valeur du 75^e centile (8,3 kg/h). En procédant à la normalisation des taux de production de condensats des différents sites, le taux de gaz évacués a été estimé à $18,9 \pm 28,4$ kg par million de barils de condensats produits, avec $21,8$ kg par million de barils de condensats correspondant au 75^e centile. Les résultats de la spéciation des gaz évacués montrent que la moyenne de composés organiques volatils (COV) qu'ils contiennent pourrait atteindre plus de 70 % p/p. L'azote, le dioxyde de carbone, le méthane et l'éthane composent la portion restante. La concentration de benzène contenue dans les gaz évacués se situait entre 0,13 et 1,35 % p/p ($0,42 \pm 0,31$ % p/p), avec une valeur correspondant au 75^e centile de 0,52 % p/p. Par conséquent, le taux d'émission de benzène issu des réservoirs de condensats a été estimé à $0,07 \pm 0,18$ kg/h

(variant entre 0,0002 et 0,85 kg/h), avec une valeur correspondant au 75^e centile de 0,04 kg/h.

Les taux d'émission par évaporation du benzène issus de réservoirs et de différentes zones de traitement des condensats, compris dans l'étude des émissions par évaporation de la totalité des composés organiques volatils, ont aussi été étudiés par l'Alberta Research Council dans deux installations albertaine d'exploitation pétrolière et gazière d'amont de juillet à août 2004, soit une usine de traitement de gaz non sulfureux et une usine de traitement de gaz sulfureux (Chambers, 2004). Elles ont été mesurées par lidar à absorption différentielle. On estime que le stockage de condensats représente une source considérable d'émissions de benzène par rapport aux autres installations de traitement. Les deux usines étaient dotées de réservoirs de stockage de condensats à toit fixe. À l'usine de traitement de gaz non sulfureux, un réservoir de condensat et deux réservoirs de fracturation de pétrole se trouvaient dans la zone des réservoirs. Le taux d'émission de benzène depuis les réservoirs (trois réservoirs en tout) était de 0,03 kg/h (moyenne pondérée dans le temps calculée en fonction d'une série de balayages individuels sur une période de 4 heures), ce qui représente la moitié des émissions totales de benzène de l'ensemble de l'usine. Après avoir ajouté un agent réfrigérant au réservoir de condensats pour abaisser la température du débit entrant sous la barre de 30 °C, le taux d'émission de benzène depuis les réservoirs a été réduit de 100 %, sous le seuil de détection. À l'usine de traitement de gaz sulfureux, deux réservoirs de stockage de condensats à toit fixe se trouvaient dans la zone de réservoirs. Le taux d'émission de benzène total depuis les réservoirs a été mesuré à 0,03 kg/h (moyenne pondérée dans le temps calculée en fonction d'une série de balayages individuels sur une période de 2 heures). Les taux d'émissions de benzène provenant de zones de réservoirs de condensats indiqués par Chambers (2004) [soit 0,03 kg/h] sont du même ordre d'importance que les données obtenues par Hendler *et al.* (2009) [c'est-à-dire 0,04 kg/h correspondant au 75^e centile]. Il convient néanmoins de noter que les deux études ont été menées en été. De ce fait, il est possible que les taux d'émission mesurés représentent une valeur de crête et qu'ils soient plus élevés que la moyenne annuelle (Armendariz, 2009). Par ailleurs, la photodégradation du benzène atmosphérique en période estivale tend à être plus élevée qu'en période hivernale en raison de la plus grande abondance de radicaux OH (Burstyn *et al.*, 2007).

Ajoutons que Chambers (2004) a comparé les données obtenues par lidar à absorption différentielle aux estimations obtenues grâce à la méthode détaillée de mesure de niveau 2 de l'ACPP des émissions de composés organiques volatils. L'auteur a conclu que les données issues de la méthode LIDAR correspondaient aux estimations de l'ACPP ou leur étaient supérieures. La méthode détaillée de mesure de niveau 2 de l'ACPP se fonde principalement sur l'équipement installé et le facteur d'émission de chaque pièce d'équipement pour estimer les émissions par évaporation de composés organiques volatils (CAPP, 2007b). Pour les émissions par évaporation de benzène depuis la zone de réservoirs de l'usine de traitement de gaz non sulfureux, cette méthode a permis

d'obtenir une estimation de 0,27 tonne par année (nombre d'heures d'exploitation de 8760 heures par année), alors qu'au moyen de la méthode LIDAR, l'estimation obtenue était de 0,26 tonne/an ($0,03 \text{ kg/h} \times 8760 \text{ h/an} = 0,26 \text{ tonne/an}$), et ce, avant l'ajout de l'agent réfrigérant. Dans le cas de l'usine de traitement de gaz sulfureux, la méthode de niveau 2 de l'ACPP n'a permis de mesurer que les émissions par évaporation de benzène de l'ensemble de l'usine, qui étaient de 0,392 tonne par année. Aucune donnée précise n'a pu être obtenue pour les émissions depuis la zone de réservoirs. En revanche, une valeur de 0,26 tonne par année a été estimée pour le taux d'émission annuel de benzène depuis la zone de réservoirs au moyen de la méthode LIDAR, et une valeur de 2,1 tonnes par année pour les pertes totales par évaporation de benzène issues de l'ensemble de l'usine chaque année. Lorsque les taux d'émission estimés au moyen de la méthode LIDAR sont utilisés pour calculer les prévisions des émissions annuelles totales provenant des réservoirs de stockage, il faut tenir compte du fait que ces taux sont fondés sur des indicateurs LIDAR plus ou moins à court terme (c'est-à-dire une série de balayages individuels effectués dans un court laps de temps), et que les émissions réelles peuvent varier considérablement au fil du temps en raison de changements de nature opérationnelle ou météorologique.

Dans le cadre de la présente évaluation préalable, les estimations de l'exposition aux concentrations atmosphériques de condensats de gaz naturel sont fondées sur des émissions de vapeurs de condensats de gaz naturel de 8,3 kg/h issues de réservoirs de stockage de batteries situées au Texas, comme l'indique le 75^e centile des données mesurées par Hendler *et al.* (2009). Les estimations de l'exposition aux concentrations atmosphériques de benzènes sont fondées sur des émissions de benzène de 0,03 kg/h provenant de réservoirs de condensats. Ces dernières ont été mesurées au moyen de la méthode LIDAR à proximité d'usines canadiennes de traitement de gaz naturel (Chambers, 2004). Cette valeur correspond également au 75^e centile des mesures d'émission de benzène obtenues par Hendler *et al.* (2009), c'est-à-dire 0,04 kg/h.

En l'absence de données relatives à la surveillance de la qualité de l'air à proximité (c.-à-d. 0, 200, 500 et 1000 m) des lieux de stockage de condensats de gaz naturel, nous avons utilisé le modèle SCREEN3 (1996) pour déterminer les profils de dispersion des concentrations des condensats de gaz naturel et de benzène dans l'air ambiant en lien avec les émissions par évaporation à partir des réservoirs de stockage du condensat. Puisque les émissions par évaporation issues des réservoirs de stockage sont considérées comme un « événement continu », nous présumons que les estimations du modèle SCREEN3 ajustées en fonction de la direction moyenne des vents pendant une période d'un an représentent les estimations annuelles de la part de condensats de gaz naturel et de benzène se retrouvant dans l'air ambiant. Les concentrations calculées de condensats de gaz naturel et de benzène dans l'air ambiant servent de fondement à l'évaluation des effets sur la santé de l'ensemble de la population vivant à proximité de réservoirs de stockage de condensats.

Les paramètres d'entrée de la modélisation au moyen de SCREEN3 sont présentés au tableau F-2 de l'annexe F. Nous avons supposé que la zone de rejet des réservoirs de stockage était de 20 m sur 20 m, et que les rejets survenaient au cours de 365 jours ouvrables par année (soit 8760 heures d'exploitation). De plus, le degré d'exposition tenait compte des conditions éoliennes variables sur une période de 24 heures et sur une période annuelle en milieu urbain et rural. À partir des définitions de milieu rural et urbain de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (1992, 2005) et des experts-conseils en environnement des Grands Lacs (2003), nous avons choisi un terrain en milieu rural pour la modélisation par SCREEN3 pour une batterie de réservoirs située dans une région éloignée en plein air, car il présente moins d'obstruction au flux éolien (bâtiments ou autres ouvrages). En revanche, dans le cas des réservoirs de stockage de condensats situés dans une usine de traitement de gaz naturel, le site urbain choisi présente un relief plus accidenté obstruant le flux éolien, ce qui provoque une atmosphère plus localisée et plus de turbulences, ainsi qu'une dispersion atmosphérique moins importante en aval des vents, comparativement à ce qui est observé en milieu rural. Grâce à l'analyse des photocartes, les distances minimales des tierces personnes par rapport aux réservoirs de stockage en milieu urbain et rural ont été établies respectivement à 200 m et 1500 m. Les profils de concentration modélisés des condensats de gaz naturel et du benzène dans l'air ambiant sont présentés au tableau 9-3.

Tableau 9-3 : Contribution maximale des condensats de gaz naturel et du benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à l'air ambiant depuis des réservoirs de stockage de condensats

Substance	Scénario	Après 1 h	En fonction de la direction moyenne du vent pendant 24 h	Concentration annuelle
Condensats de gaz naturel	200 m (zone urbaine)	2300	920	460
Condensats de gaz naturel	1500 m (zone rurale)	800	320	160
Benzène	200 m (zone urbaine)	8,3	3,3	1,7
Benzène	1500 m (zone rurale)	2,9	1,2	0,58

La modélisation de la dispersion atmosphérique indique que la concentration maximale de benzène modélisée sur une période d'une heure à 200 m de réservoirs de stockage contenant des condensats de gaz naturel est de $8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations maximales de benzène sur une période de 24 heures à 200 m et 1500 m sont respectivement de $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces concentrations sont semblables aux valeurs de $1,8 \pm 1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtenues dans un rayon de 3 km d'une installation pétrolière rapportée par Dann et Wang (1995). La concentration annuelle de benzène modélisée dans l'air ambiant à

une distance de 200 m est de $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. À 300 m, la part de benzène se retrouvant dans l'air ambiant est de $0,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$, concentration qui équivaut aux niveaux naturels de benzène dans l'air ambiant enregistrés récemment dans les zones rurales et les zones urbaines au Canada (de $0,32$ à $0,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [RNSPA, 2012]. Ces estimations indiquent que la concentration de benzène dans l'air ambiant diminue rapidement lorsque la distance de la source de rejet augmente.

Des distances de recul entre les installations industrielles et les lieux permanents d'habitation sont fixées par les gouvernements des provinces. Selon l'ampleur des rejets possibles de sulfure d'hydrogène, l'ERCB de l'Alberta (maintenant appelé Alberta Energy Regulator ou AER) a établi une ligne directrice concernant la distance minimale devant séparer une installation pétrolière (soit un puits, un gazoduc, une batterie de réservoir ou autres installations) d'un lieu d'habitation permanent (AER, 2011). Une distance minimale de recul de 100 m de tout lieu d'habitation permanent et une distance d'au moins 500 m d'une installation publique doivent être respectées (Alberta Energy and Utilities Board [AEUB], 1998; AER, 2011). On offre des services de consultation et d'avis à l'ensemble de la population vivant à proximité d'installations pétrolières. De la même manière, les habitations des résidents de la Colombie-Britannique sont généralement situées à une distance d'au moins 200 à 300 mètres d'une installation, et des exigences en matière de sécurité des opérations et de l'équipement sont souvent imposées (communication personnelle avec la British Columbia Oil & Gas Commission, février 2012). Sur le plan des niveaux sonores admissibles et de la réduction du bruit, on recommande le respect d'une distance de 1,5 km entre la clôture d'une installation et le récepteur (soit un lieu permanent d'habitation) en Colombie-Britannique (Open Geospatial Consortium, 2009).

9.1.4 Analyse de sensibilité

Une autre analyse a été menée pour étudier l'effet des volumes de chargement et déchargement de camion ou de train, les différentes valeurs d'efficacité de la récupération de la vapeur et une autre modélisation de la dispersion dans l'air en fonction de changements sur la contribution du benzène à l'air ambiant. D'après la limite supérieure de la concentration de fond de benzène dans l'air ambiant de $0,84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RNSPA, 2012), il a été estimé qu'un volume de chargement et déchargement d'environ 30, 120 et 600 millions kg/an par site, de condensats de gaz naturel par train ou par camion se traduit par une contribution de benzène comparable à la concentration de fond dans l'air ambiant à 200 m, en supposant une efficacité de récupération de la vapeur de 0 %, de 75 % et de 95 %, respectivement. En outre, un autre modèle préliminaire de dispersion dans l'air, AERSCREEN (USEPA, 2011), a été utilisé pour la modélisation de scénarios d'exposition sélectionnés (réservoirs de stockage, transport associé à la limite supérieure par train ou par camion). Les résultats obtenus à partir de ce modèle concordaient avec ceux du modèle SCREEN3 (tableau F-6, annexe F).

9.1.5 Produits de consommation

Les condensats de gaz naturel ne devraient pas être présents dans les produits disponibles sur le marché; par conséquent, on ne s'attend à aucune exposition de la population générale.

9.2 Évaluation des effets sur la santé

Nous n'avons pas retrouvé d'informations sur les effets potentiels des condensats de gaz naturel sur la santé. Par conséquent, nous avons pris en considération des études toxicologiques sur des substances pétrolières qui ont des propriétés physiques et chimiques similaires aux condensats de gaz naturel (p. ex., les naphtes à faible point d'ébullition [NFPE]). L'évaluation ne tient pas compte du solvant aromatique n° CAS 64742-95-6 et des naphtas de reformage (n°s CAS 64741-63-5, 64741-68-0 et 68955-35-1) en raison du fait qu'ils ne sont pas considérés comme des substances représentatives des condensats de gaz naturel en raison de leur forte teneur en composés aromatiques (plus de 20 % à 100 %). L'annexe G présente un aperçu des effets sur la santé de substances de remplacement considérées comme représentative des condensats de gaz naturel. Un résumé des principales études sur la santé des animaux de laboratoire est présenté ci-dessous.

Les NFPE montrent une forte toxicité par voie orale, par inhalation et par voie cutanée à une dose létale moyenne (DL_{50s}) qui n'a pas été établie (Rausina, 1984; Stubblefield *et al.*, 1989; CONCAWE, 1992; API, 2008b; RTECS, 2008a, b, c, f). Chez les lapins, on a observé une irritation faible à modérée des yeux et de la peau, et ces substances ne semblent pas être des allergènes cutanés (API, 1980b, 1986a-d, g, 2008b; CONCAWE, 1992).

On a établi la concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) et la concentration minimale avec effet observé par inhalation à court terme et subchronique pour différents NFPE jugés comme représentatifs des condensats de gaz naturel. Les valeurs en question varient entre 214 mg/m^3 et 23 400 mg/m^3 , et plusieurs des effets sur la santé observés à ces niveaux sont limités et/ou réversibles.

La CMENO la plus faible (1327 mg/m^3) a été établie après qu'on ait exposé par inhalation des rats Sprague-Dawley mâles et femelles à de l'essence pendant quatre semaines. Après une période de rétablissement de quatre semaines, on a constaté chez les femelles une augmentation du poids du cœur et du taux de glycémie, et chez les mâles un taux élevé de phosphate inorganique. Des coupes transversales du cortex frontal ont révélé que la dopamine et les métabolites de dopamine avaient augmenté chez les mâles et diminué chez les femelles, et que la sérotonine du cortex entorhinal avait augmenté chez les femelles (Chu *et al.*, 2005). On ignore les raisons biologiques des différences entre les sexes.

On a également établi des niveaux d'effet inférieurs à 1327 mg/m³, mais on estime qu'on ne peut pas convenablement déterminer une CMENO en s'appuyant sur ceux-ci. Riley *et al.*, (1984) ont réalisé une étude de quatre jours avec une dose unique (214 mg/m³) sur des rats exposés à des essences minérales. Les essences minérales utilisées dans le cadre de l'étude étaient un mélange d'hydrocarbures aliphatiques à forte teneur en C₉-C₁₂, ce qui pourrait limiter leur représentativité des condensats de gaz naturel d'un point de vue physique et chimique. L'étude a démontré des effets respiratoires mineurs, et la réversibilité des changements cellulaires n'a pas été examinée (Riley *et al.*, 1984). En outre, la physiologie respiratoire n'a pas été touchée en deçà de 1271 mg/m³ et de 1353 mg/m³, des concentrations à partir desquelles on a observé des bronchites et de l'infiltration cellulaire inflammatoire à cellules mixtes dans les poumons (Rector *et al.*, 1966). On considère que tous ces effets respiratoires sont localisés plutôt que systémiques, comme on l'observe à partir d'une concentration de 1327 mg/m³ observés par Chu *et al.* (2005). Une étude de 4 à 17 semaines sur l'exposition par inhalation de rats à des essences minérales une concentration à effet nul de 575 mg/m³, puisqu'aucun effet important n'a été noté au premier point d'observation, après quatre semaines (Savolainen et Pfaffli, 1982). Une étude d'exposition à des essences minérales pendant 90 jours menées sur cinq espèces a révélé une mortalité accrue apparente chez le cobaye à partir de 363 mg/m³ (Rector *et al.*, 1966). On n'a noté aucun effet indésirable chez les rats, les lapins, les chiens et les singes à ce niveau d'exposition, et aucune mortalité à 1271 mg/m³. En outre, il n'y a eu aucune mortalité de cobaye à 1353 mg/m³ à raison d'une exposition de huit heures par jour et cinq jours par semaine pendant six semaines (Rector *et al.*, 1966). Pris ensemble, les niveaux d'effet de 214 mg/m³ à 575 mg/m³ ne sont pas utilisés comme CMENO pour définir le risque d'exposition à court terme, puisqu'on n'a signalé aucun effet à court terme, ou encore des effets limités à court terme (p. ex., nombre d'atomes de carbone et plage d'ébullition) pour les essences minérales et les condensats de gaz naturel identifiés dans l'évaluation préalable. Par conséquent, les données probantes pointent vers 1327 mg/m³ (avec 120 heures d'exposition totale) comme CMENO adaptée et prudente pour la caractérisation du risque pour les expositions à court terme.

À des niveaux d'effet supérieurs à 1327 mg/m³, on a observé des changements substantiels dans la créatine kinase sérique, l'activité cérébelleuse liée à la succinate-déshydrogénase, la créatine kinase et le glutathion, ainsi qu'une diminution des acides sialiques et uroniques musculaires des rats à partir de 2875 mg/m³ (Savolainen et Pfaffli 1982), du stress oxydatif dans le cerveau, les reins et le foie des rats à partir de 4679 mg/m³ (Lam *et al.*, 1994), de l'hypertrophie des cellules hépatiques et une augmentation du poids du foie des rats à partir de 13 650 mg/m³ (API, 2008b) et une diminution de l'hémoglobine et de l'hématocrite, ainsi que l'hypertrophie et l'hyperplasie des cellules calciformes nasales chez les rats à partir de 23 400 mg/m³ (Lapin *et al.*, 2001) (l'annexe F présente plus de détails).

On a établi une CMENO d'inhalation chronique de 200 mg/m³ en fonction d'une irritation et d'un écoulement oculaires chez les rats exposés à de l'essence sans plomb (contenant 2 % de benzène) à des concentrations de 0, 200, 870 et 6170 mg/m³ (MacFarland *et al.*, 1984). L'application de naphta de pétrole (sans n° CAS) pendant 105 semaines sur la peau de souris a donné une concentration minimale avec effet nocif observé de 694 mg/kg p.c. en fonction de l'inflammation locale et de la dégénérescence de la peau commençant après six mois d'exposition (Clark *et al.*, 1988).

Les études toxicologiques par voie orale et respiratoire sur les NFPE ou l'essence qui révèlent certains effets rénaux chez les rats mâles ne sont pas considérées comme pertinentes pour l'évaluation des risques pour la santé humaine (Carpenter *et al.*, 1975; Phillips et Egan, 1984; Research et Environmental Division, 1984; Halder *et al.*, 1984, 1985; Gerin *et al.* 1988; Short *et al.* 1989; USEPA, 1991; Rodgers et Baetcke, 1993; Schreiner *et al.*, 1998, 1999, 2000; McKee *et al.*, 2000; API, 2005a, 2008b, c).

La Commission européenne, l'Organisation des Nations Unies et le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) ont classé certains condensats de gaz naturel et NFPE dans la catégorie des substances cancérigènes. La Commission européenne avait auparavant classé les trois condensats de gaz naturel (n°^{OS} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1) comme des cancérigènes de catégorie 2 (c.-à-d. « *substances que l'on sait être cancérigènes pour l'homme* », R45: *pouvant causer le cancer*) [teneur en benzène supérieure ou égale à 0,1% par poids] (ESIS, 2008; Commission européenne, 2008a), avant de la reclasser comme des cancérigènes de catégorie 1B (c.-à-d. des substances *présumées cancérigènes pour l'être humain, en s'appuyant largement sur des études animales* [H350 : *pouvant causer le cancer*]) en 2009, en raison de modifications apportées au nom des groupes de classification (Commission européenne, 2008b, 2009). Bien que les condensats de gaz naturel ne soient pas classifiés par le CIRC, plusieurs substances NFPE semblables aux condensats de gaz naturel, y compris 64741-41-9, 64741-46-4, 64741-54-4, 64741-55-5, 64741-64-6, 64741-69-1, 64741-74-8, 64742-82-1 et 68410-05-9, ont été classées sous « Flux principaux de raffinerie » et dans les cancérigènes du groupe 2A (CIRC, 1989a, b).

On n'a pu trouver que des études qui portent sur la cancérogénicité par inhalation de l'essence sans plomb et la capacité de cette dernière à stimuler la formation de tumeurs (MacFarland *et al.*, 1989; Standeven et Goldsworthy, 1993; Standeven *et al.*, 1994, 1995). On constate la cancérogénicité par inhalation d'essence chez les rats et les souris. En ce qui a trait aux expositions cutanées à long terme à des NFPE chez les souris, il existe certaines preuves de la cancérogénicité (voir l'annexe G pour obtenir plus de détails).

On trouve du benzène, un composé volatil, dans tous les NFPE, y compris les condensats de gaz naturel dont traite le présent rapport. La concentration de benzène dans les naphtes varie entre une concentration non détectable dans les

naphtes isomérisés et une concentration de 20 % dans les reformats (ONU, 2009). Les concentrations de benzène dans les condensats de gaz naturel liquides sont habituellement inférieures à 4 % p/p (Hawthorne et Miller, 1998 ; Riaz *et al.*, 2011). La concentration de benzène dans les vapeurs de condensats de gaz naturel varie entre 0,1 % et 1,4 % p/p (Hendler *et al.*, 2009). Le benzène est classé comme un cancérigène du groupe 1 (*cancérigène pour l'homme*) par le CIRC (2011) et comme un cancérigène pour les humains par le gouvernement du Canada (Canada, 1993) et a été ajouté à la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1988). La Commission européenne a classé le benzène dans les cancérigènes du groupe 1A (*produits chimiques connus pour présenter un risque cancérigène pour les humains*) et recommande que tous les NFPE contenant 0,1 % de benzène ou plus selon le poids soient classifiés comme cancérigènes du groupe 1B, même s'il n'existe aucune donnée sur des animaux de laboratoire (ESIS, 2008 ; Commission européenne, 2008a, 2008b, 2009).

Les autres composants des condensats de gaz naturel volatils qui ont des paramètres de préoccupation en matière de santé comprennent le *n*-hexane (neurotoxicité), le toluène (ototoxicité), l'éthylbenzène (cancérigène de catégorie 2B, étant « *peut-être cancérigène pour l'homme* »), le xylène (cancérigène de catégorie 3, étant « *inclassable quant à sa cancérigénicité pour l'homme* »), ainsi que le *n*-pentane (cancérigène de catégorie 3, étant « *inclassable quant à sa cancérigénicité pour l'homme* ») (CIRC, 1989c, 1999, 2000; Cappaert *et al.*, 1999; Gagnaire et Langlais, 2005; Environnement Canada, Santé Canada, 2009; Hendler *et al.* 2009).

En raison de l'absence d'études d'évaluation de la cancérigénicité par inhalation des NFPE ou des condensats de gaz naturel et du peu de données sur l'essence, le risque de cancérigénicité peut être évalué en tenant compte du risque de cancer associé à l'exposition potentielle au benzène, un composant très dangereux. Des estimations du potentiel cancérigène lié à l'exposition par inhalation au benzène ont déjà été élaborées par le gouvernement du Canada. On a calculé que la concentration tumorigène (CT_{0,05}) est de $14,7 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en se fondant sur l'étude épidémiologique de Rinsky *et al.* (1987), en fonction des risques de leucémie myélogène aiguë et du modèle exposition-réponse linéaire-quadratique (Canada, 1993). L'Environmental Protection Agency des États-Unis (2000) a quantifié le facteur de risque de cancer lié à l'exposition par inhalation au benzène au moyen d'estimations de vraisemblance maximales pour la linéarité à faible dose d'après la même étude épidémiologique de travailleurs du pliofilm (Rinsky *et al.*, 1981 ; idem, 1987) ayant servi à établir la CT_{0,05} déclarée par le gouvernement du Canada.

Différentes études épidémiologiques, et plus particulièrement certaines des premières études sur la question, font état d'une augmentation du taux de mortalité lié à la leucémie et aux cancers de la peau, du rein et du poumon chez les personnes qui travaillent dans des raffineries de pétrole et dans d'autres secteurs d'activité liés à l'industrie pétrolière, comme le marketing et la

distribution, les oléoducs et la production), aux États-Unis, au Canada et ailleurs dans le monde (Hendricks *et al.*, 1959 ; Lione et Denholm, 1959 ; McCraw *et al.*, 1985 ; Divine et Barron, 1986 ; Nelson *et al.*, 1987 ; Wong et Raabe, 1989 ; Schnatter *et al.*, 1993, 2012 ; Rushton et Romaniuk, 1997 ; Raabe *et al.*, 1998 ; Divine et Hartman, 2000 ; Gamble *et al.*, 2000 ; Lewis *et al.*, 2000a, 2000b et 2003). Toutefois, la plupart des études ne contiennent pas suffisamment d'information sur les degrés d'exposition aux substances pétrolières, et il y a d'autres facteurs de confusion. Il est donc difficile d'établir un lien de causalité entre une augmentation du taux ou du risque de cancer et l'exposition à une substance pétrolière donnée. Bien que le CIRC (1989b) classe les expositions en milieu de travail liées au raffinage du pétrole dans le groupe 2A (*probablement cancérigènes pour les humains*), il conclut aussi que des preuves limitées montrent que le fait de travailler dans une raffinerie de pétrole comporte des risques de cancer de la peau et de leucémie. En outre, on ne peut pas établir de lien direct entre les effets sur la santé signalés et la seule exposition aux condensats de gaz naturel et aux NFPE examinés dans le présent rapport. Par conséquent, les données probantes recueillies dans le cadre de ces études épidémiologiques sont considérées comme étant insuffisantes pour déterminer le risque que représentent les condensats de gaz naturel pour la santé humaine.

Les épreuves sur la génotoxicité *in vivo* et *in vitro* des NFPE n'ont pas été concluantes, y compris en ce qui a trait à l'induction de micronoyaux, à l'échange de chromatides sœurs et aux aberrations chromosomiques dans les expériences *in vivo*, et *in vitro* dans les épreuves d'Ames, de synthèse d'ADN non programmée, de lymphomes chez la souris et d'échange de chromatides sœur, ainsi que dans les tests de mutagénicité dans les cellules CHO (voir l'annexe G pour obtenir plus de détails). Toutefois, la batterie de tests pour chacune des substances est incomplète.

Aucune toxicité pour le développement ou la reproduction n'a été observée dans les données relatives à la plupart des NFPE évalués. Les valeurs de concentration sans effet nocif observé concernant la toxicité pour la reproduction après une exposition par inhalation variaient entre 1701 mg/m³ (solvant standard) et 27 059 mg/m³ (naphta léger de craquage catalytique, n° CAS 64741-55-5) (Phillips et Egan, 1981 ; Schreiner, 1984 ; Dalbey *et al.*, 1996 ; Bui *et al.* 1998 ; Schreiner *et al.*, 1999 ; McKee *et al.*, 2000 ; API, 2008b, c]. On a aussi déterminé les doses sans effet nocif observé en ce qui a trait aux expositions par voies cutanées et orales (voir l'annexe H pour obtenir plus de détails).

On a signalé une toxicité pour le développement chez le rat de 4679 mg/m³ pour une exposition par inhalation à des essences minérales désaromatisées (n° CAS 64742-48-9 ; « fraction lourde hydrotraitée de naphta » selon la règle d'affectation des noms de Santé Canada) à raison de six heures d'exposition par jour, du 7^e au 20^e jour de gestation (Hass *et al.* 2001). On a noté une baisse du nombre de petits par portée et une augmentation de la fréquence des pertes après implantation. On a également observé une augmentation du poids à la

naissance et une baisse des capacités cognitives et de la mémoire chez les rejets.

9.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

À la lumière de sa cancérogénicité établie et de sa présence connue dans les CGN, 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 condensats de gaz naturel. En l'absence de données de surveillance de la qualité de l'air associées aux pratiques opérationnelles à proximité (à 0, 200, 500 et 1000 m) des lieux de stockage des condensats de gaz naturel et des sites de chargement ou déchargement de camions et de trains, nous avons caractérisé les risques associés à une exposition à long terme par inhalation de la population générale aux émissions par évaporation de ces condensats depuis les réservoirs de stockage ou depuis les modes de transport en comparant l'estimation de la part de benzène annuelle dans l'air ambiant au potentiel carcinogène du benzène. La caractérisation du risque associé à l'exposition à court terme aux émissions par évaporation de condensats de gaz naturel provenant des réservoirs de stockage ou du transport comprend une comparaison des estimations liées à une exposition de 24 heures aux condensats de gaz naturel ou au benzène avec les données relatives aux effets sur la santé pour le benzène et les naphtes à faible point d'ébullition de substitution considérées comme des données déduites à partir d'analogues pour les condensats de gaz naturel.

En ce qui concerne l'exposition à long terme par inhalation, les estimations du potentiel cancérogène pour le benzène élaborées précédemment par le gouvernement du Canada (Canada, 1993) ont été utilisées pour calculer les marges d'exposition liées à l'exposition à long terme aux émissions par évaporation contenant du benzène provenant du transport de condensats de gaz naturel et des réservoirs de stockage de condensats. Les estimations liées aux marges d'exposition sont déterminées en comparant les expositions potentielles à proximité des zones de chargement et de déchargement ou des réservoirs de stockage de condensats (p. ex., à 200 m ou à 1500 m de ces sources de rejet), avec la concentration tumorigène ($TC_{0,05}$) de $14,7 \times 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le benzène. La valeur de $CT_{0,05}$ se définit comme la concentration d'une substance dans l'air associée à une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de la mortalité causée par des tumeurs (Santé Canada, 1996).

Les estimations liées aux expositions à long terme par inhalation sont présentées au tableau 9-4, y compris les estimations liées aux charges d'exposition pour différents scénarios de transport et pour les réservoirs de stockage de condensats. Une exposition à long terme par inhalation à proximité d'une zone de ou le moteur de véhicules immobilisé roule au ralenti, d'un quai de chargement ou déchargement pour le transport maritime ou d'un quai de chargement ou déchargement à volume moyen pour le transport par camion ou le transport ferroviaire, ou à un point situé à 1500 m de réservoirs de stockage

dans une région dégagée éloignée (c.-à-d. une région rurale) donne lieu à des résultats concernant les estimations liées aux marges d'exposition de 25 300 à plus de 18 000 000. Cette marge d'exposition est considérée comme appropriée pour aborder les incertitudes associées aux effets sur la santé et à l'exposition. Cependant, en ce qui concerne l'exposition à long terme par inhalation à proximité d'une zone de chargement ou déchargement à fort volume pour le transport par camion ou le transport ferroviaire (le scénario d'exposition à la quantité maximale), ainsi qu'à proximité des réservoirs de stockage de condensats, les charges d'exposition à 200 m varient de 770 à 6700 pour la manutention par train ou par camion et de 770 à 8600 pour le scénario relatif au stockage, respectivement. De telles marges d'exposition sont considérées comme potentiellement inadéquates pour tenir compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et à l'exposition.

Tableau 9-4. Estimations de la marge d'exposition pour l'exposition à long terme au benzène attribuable au transport et au stockage de condensats de gaz naturel

Scénario	Distance (m)	Exposition par inhalation estimée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Critère d'effet sur la santé ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Marge d'exposition
Camion stationnaire pendant 1 heure	200	$\leq 0,0008$	14 700	$> 1,8 \times 10^7$
Zone de chargement ou déchargement de camion ^a	200	0,48 - 2,2	14 700	30 600 - 6 700
Zone de chargement ou déchargement de train ^a	200	0,032 - 19	14 700	459 300-770
Point de chargement ou déchargement naval /moteur au ralenti	1 500	0,096	14 700	153 000

Scénario	Distance (m)	Exposition par inhalation estimée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Critère d'effet sur la santé ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Marge d'exposition
Réservoirs de stockage	200 (zone urbaine)	1,7	14 700	8 600
Réservoirs de stockage	1 500 (zone rurale)	0,58	14 700	25 300

^a Les estimations concernant l'estimation de l'exposition par inhalation et les marges d'exposition sont présentées dans une plage, avec les premiers chiffres (p. ex. $0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$) fondés sur les scénarios d'exposition moyenne et les deuxièmes chiffres (p. ex. $2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) fondés sur les scénarios de la limite supérieure d'exposition.

En ce qui concerne la caractérisation du risque d'exposition potentielle par inhalation à court terme des condensats de gaz naturel, les estimations relatives à la marge d'exposition étaient fondées sur une contribution estimée maximale de 24 heures de condensats de gaz naturel ou de benzène à l'air ambiant. Ces estimations ont été comparées à la concentration minimale prudente avec effet nocif observé par inhalation à court terme de 1327 m^3 (selon les changements observés chez les rats quant aux neurotransmetteurs) [Chu *et al.*, 2005], ou le niveau d'effet non néoplasique critique pour le benzène de $32 \text{ mg}/\text{m}^3$ (selon les effets immunologiques observés chez les souris mâles) [Canada, 1993]. Les marges d'exposition s'appliquant aux divers scénarios d'exposition sont présentées aux tableaux 9-5 et 9-6 et varient de 18 à 66 000 dans le cas des condensats de gaz naturel, et de 90 à 320 000 dans le cas du benzène. En ce qui concerne le scénario relatif au chargement ou déchargement, les estimations quant aux marges d'exposition à court terme varient de 18 à 66, selon des concentrations minimales avec effet nocif observé (CMENO) variant de 1327 à $4679 \text{ mg}/\text{m}^3$ dans le cas des condensats de gaz naturel (tableau 9-5), et pour le benzène, la marge d'exposition est de 90 en se fondant sur le niveau d'effet non néoplasique de $32 \text{ mg}/\text{m}^3$ de cette substance (tableau 9-6). Ces marges d'exposition sont considérées comme potentiellement inadéquates pour tenir compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et à l'exposition. En ce qui concerne les autres scénarios d'exposition énoncés aux tableaux 9-5 et 9-6, étant donné la nature de ces effets critiques à court terme et les approches prudentes utilisées dans le cadre de l'évaluation, les marges d'exposition sont considérées comme adéquates pour tenir compte des incertitudes liées aux effets sur la santé et à l'exposition.

Tableau 9-5. Estimations des marges d'exposition pour l'exposition à court terme aux condensats de gaz naturel

Scénario	Distance (m)	Estimation maximale de l'exposition par inhalation sur 24 h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Critère d'effet sur la santé (mg/m^3)	Marge d'exposition
Camion stationnaire pendant 1 heure	200	$\leq 20^{\text{a}}$	1 327	$\geq 66\ 000$
Chargement ou déchargement ferroviaire	200	3 900	1 327	340
Chargement ou déchargement ferroviaire	200	71 000	1 327	18^{b}
Chargement ou déchargement par navire, ou moteur au ralenti	1 500	1 600	1 327	830
Réservoirs de stockage	200 (zone urbaine)	920	1 327	1 400
Réservoirs de stockage	1 500 (zone rurale)	320	1 327	4 100

^a Fondés sur une estimation maximale d'une heure.

^b ME de 66 si une CMENO de $4\ 679\ \text{mg}/\text{m}^3$ est choisie, selon l'induction d'un stress oxydatif dans le cerveau (Lam *et al.*, 1994).

Tableau 9-6. Estimations des marges d'exposition pour l'exposition à court terme au benzène

Scénario	Distance (m)	Estimation de l'exposition par inhalation sur 24 h (maximum) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Critère d'effet sur la santé (mg/m^3)	Marge d'exposition
Camion stationnaire pendant 1 heure	200	$0,1^{\text{a}}$	32	$\geq 320\ 000$
Chargement ou déchargement de camion	200	20	32	1 600
Chargement/déchargement ferroviaire	200	360	32	90
Chargement ou déchargement par navire/marche au ralenti	1 500	8	32	4 000

Scénario	Distance (m)	Estimation de l'exposition par inhalation sur 24 h (maximum) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Critère d'effet sur la santé (mg/m^3)	Marge d'exposition
Réservoirs de stockage	200 (zone urbaine)	3,3	32	9 700
Réservoirs de stockage	1 500 (zone rurale)	1,2	32	26 600

^a Fondés sur une estimation maximale d'une heure.

9.4 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

La composition des condensats de gaz naturel peut varier selon la source de gaz naturel ou de pétrole brut, les conditions de fonctionnement, les enjeux relatifs aux processus saisonniers et les cycles économiques. Par conséquent, les propriétés dangereuses des condensats de gaz naturel peuvent changer selon la concentration de leurs composants.

On observe certaines incertitudes lorsqu'il s'agit de déterminer les taux d'émission de gaz d'évaporation des condensats de gaz naturel liés aux opérations de chargement et de déchargement, et aux processus de transport. Ces taux ont été estimés en partie d'après les volumes et les modes de transport obtenus en vertu de l'article 71 de la LCPE pour les n^{os} CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1, ainsi que des facteurs d'émission empiriques, élaborés par l'EPA des États-Unis (USEPA 2008) pour le transport des produits pétroliers liquides. Les quantités réelles de rejets varient aussi selon les conditions d'opération, les méthodes de chargement (admission par submersion ou éclaboussement), les propriétés physiques et chimiques des substances et l'état des conteneurs-citernes, pour ne nommer que quelques facteurs.

Faute d'avoir trouvé des données canadiennes de surveillance fiables pour le benzène à proximité d'installations pétrolières, on a estimé l'exposition de la population générale à l'aide en partie de modèles informatiques de premier niveau. Il existe des incertitudes inhérentes dans les estimations obtenues à partir de ces modèles, notamment dans les concentrations à long terme lorsqu'on utilise les estimations maximales sur une heure de SCREEN3 (les hypothèses formulées dans la modélisation sont mentionnées à l'annexe E).

10. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve présentés dans la présente évaluation préalable, les condensats de gaz naturel posent un risque de nuire aux organismes, mais non à l'intégrité de l'environnement dans son ensemble. Il a été conclu que les condensats de gaz naturel répondent aux critères énoncés

à l'alinéa 64a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il a été conclu que ces substances ne répondent pas aux critères énoncés à l'alinéa 64b) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel à la vie.

Sur la base des renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, il a été conclu que les condensats de gaz naturel sont des substances qui répondent aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine au Canada.

Il a été conclu que les condensats de gaz naturel répond à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

11. Références

Adler R., Boermans HJ, Moulton JE, Moore DA. 1992. Toxicosis in sheep following ingestion of natural gas condensate. *Vet. Pathol.* 29: 11-20.

[AER] Alberta Energy Regulator. 2015. Release reporting requirements. Mis à jour en juin 2015. 2 p. Accès : <http://www.aer.ca/documents/directives/AER-ReleaseReportingBrochure.PDF>

[AER] Alberta Energy Regulator. 2011. Energy development applications and schedules. Directive 056. [Mentionné en novembre 2011]. Accès : <http://www.aer.ca/rules-and-regulations/directives/directive-056>

[AEUB] Alberta Energy and Utilities Board. 1998. Information Letter IL 98-1, A memorandum of understanding between Alberta Environmental Protection and the Alberta Energy and Utilities Board regarding coordination of release notification requirements and subsequent regulatory response. Accès : www.aer.ca/documents/ils/pdf/il98-01.PDF

Alberta. 2011. Oil and Gas Conservation Regulations. Alberta Regulation 151/71, *Oil and Gas Conservation Act*. Queen's Printer for Alberta. Accès : www.gp.alberta.ca/documents/Regs/1971_151.pdf

[API] American Petroleum Institute. 1977a. Letter from American Petroleum Institute to US Environmental Protection Agency regarding submission of 8(E) information on 3 commercial solvents with attachments. Washington (DC): American Petroleum Institute. EPA/OTS Document No. 88-7700010. NTIS/OTS0200393. [Résumé] [Mentionné dans TOXLINE, 2009]

[API] American Petroleum Institute. 1977b. Mutagenicity evaluation of unleaded gasoline (L5178Y mouse lymphoma assay and Ames test). Washington (DC): American Petroleum Institute. API Report No. 28-30173. [Mentionné dans API, 2002, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1977c. Rat bone marrow cytogenesis analysis, unleaded gasoline [5 daily intraperitoneal doses]. API Rpt. #26-60099, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1977d. Teratology study in rats. Stoddard solvent final report. Washington (DC): American Petroleum Institute. FYI-AX-0183-0232 IN. [Mentionné dans ATSDR, 1995].

[API] American Petroleum Institute. 1978. Teratology study in rats, unleaded gasoline. Washington (DC): American Petroleum Institute. API Report No. 26-60014. [Mentionné dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1980a. Acute toxicity tests. API PS-6 unleaded motor gasoline. Washington (DC): American Petroleum Institute. API Report No. 27-32130. [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1980b. Mutagenicity evaluation of gasoline, API PS-6 fuel in the mouse dominant lethal assay. API Report No. 28-31344, Washington (DC) [Mentionné dans API, 2002, 2008a; CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1982. Acute toxicity studies of sweetened naphtha. API sample 81-08. Study conducted by Hazleton Raltech. *API Med. Res. Publ.* 30-31990. Washington, DC [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1983. Carcinogenic potential of key petroleum products. Study conducted by Eppley Institute for Research in Cancer, University of Nebraska Medical School. *API Med. Res. Publ.* 30-31646. Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1984a. Dermal sensitization study in guinea pigs, closed patch technique. API 81-09, hydrodesulfurized middle distillate. Study conducted by Hazleton Laboratories America Inc. API Report No. 31-31352. Washington (DC) [Mentionné dans ECB, 2000b].

[API] American Petroleum Institute. 1984b. Dermal sensitization study in guinea pigs, closed patch technique. API 81-10, hydrodesulfurized middle distillate. Study conducted by Hazleton Laboratories America Inc. API Report No. 31-31414. Washington (DC) [Mentionné dans ECB, 2000b].

[API] American Petroleum Institute. 1985a. L5178Y +/- Mouse lymphoma assay, API 81-08 sweetened naphtha. API Report No. 32-31233, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985b. L5178Y +/- mouse lymphoma assay, API 83-19 light alkylate naphtha. Washington (DC): American Petroleum Institute. API Report No. 32-32746. [Mentionné dans CONCAWE 1992; API, 2003b, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985c. L5178Y TK +/- mouse lymphoma assay of API 81-04. Washington (DC): American Petroleum Institute. *API Medical Research Publication* 32-31710. [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2003b].

[API] American Petroleum Institute. 1985d. Mutagenic evaluation studies in the bone marrow cytogenetics assay [inhalation] and in the mouse lymphoma forward mutation assay, light catalytic cracked naphtha 81-03. API Report No. 32-31300, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985e. Acute *in vivo* cytogenetics assay in male and female rats of API sample 83-19, light alkylate naphtha. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 32-32409. [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1985f. Activity of API 81-04, light catalytic cracked naphtha, in the acute (IP) *in vivo* cytogenetics assay in male and female rats. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 32-32288. [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986a. Acute oral toxicity in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal sensitization study in guinea pigs on API 83-19, light alkylate naphtha (CAS #64741-66-8). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 33-30594. [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986b. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. API sample 81-04 light catalytically cracked naphtha. (CAS 64741-55-5). Study conducted by Tegeris Laboratories. *API Med. Res. Publ.* 33-30747. Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986c. Acute oral toxicity in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal sensitization study in guinea pigs on API 81-08, sweetened naphtha (CAS #64741-87-3).

Washington (DC): American Petroleum Institute. API Report No. 30-31990. [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986d. Acute oral toxicity in rats, acute dermal toxicity study in rabbits, primary dermal irritation study in rabbits, primary eye irritation study in rabbits, dermal sensitization study in guinea pigs. API sample 83-18 heavy catalytically cracked naphtha (CAS #64741-54-4). Final report. Washington (DC): American Petroleum Institute. API Health and Environmental Science Department Report 33-30593. [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986e. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. API sample 83-19 light alkylate naphtha. (CAS 64741-66-8). Study conducted by Tegeris Laboratories. API *Med. Res. Publ.* 33-30498. Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986g. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. API sample 83-18 heavy catalytically cracked naphtha (CAS 64741-54-4). Study conducted by Tegeris Laboratories. Washington (DC): API. *API Medical Research Publication* No. 32-32748. [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986i. Mutagenicity evaluation in the bone marrow cytogenetics assay with API 81-08 [IP]. API Report No. 33-31093, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986k. L5178Y +/- Mouse lymphoma assay, API 81-04 light catalytic cracked naphtha. API Rpt. #32-30498, Washington (DC) [Mentionné dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1986l. Mutagenicity of API sample 83-18 heavy catalytic cracked naphtha (petroleum) (CAS 64741-54-4) in a mouse lymphoma mutation assay. Final report. API *Health Environ. Sci. Dep. Rep.* 33-32804. Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1986m. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Twenty-fourth month progress report (weeks 101-104). API Study No. PS-36. PRI Study No. AP-135r. Washington (DC): American Petroleum Institute.

[API] American Petroleum Institute. 1986n. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Thirty-first month progress report (weeks 131-134). API Study No. PS-36. PRI Study No. AP-135r. Washington (DC): American Petroleum Institute.

[API] American Petroleum Institute. 1986o. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. Twelve month toxicity evaluation report. API Study No. PS-36. PRI Study No. API-135r. Washington (DC): American Petroleum Institute.

[API] American Petroleum Institute. 1987a. L5178Y +/- Mouse lymphoma assay, API 83-20 light catalytic cracked naphtha. API Rpt. #34-30633, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1987b. Acute inhalation toxicity evaluation of a petroleum derived hydrocarbon in rats. API 83-18, heavy catalytic cracked naphtha (CAS 64741-54-4). API *Health Environ. Sci. Dep. Rep.* 34-32776, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

[API] American Petroleum Institute. 1987c. Acute inhalation toxicity evaluation of a petroleum derived hydrocarbon in rats. API 83-19, light alkylate naphtha. API Report No. 34-30636, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1987d. Acute inhalation toxicity evaluation of a petroleum derived hydrocarbon in rats. API 83-20, light catalytic cracked naphtha. API Report No. 34-32777, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1987e. Acute inhalation toxicity evaluation of a petroleum derived hydrocarbon in rats. API 81-08, sweetened naphtha. API Report No. 33-31827, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1988a. *In vivo* sister chromatid exchange assay in B6C3F1 mice, with API 81-03 (light catalytic cracked naphtha). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 36-30044. [Mentionné dans CONCAWE 1992; API, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1988b. Sister chromatid exchange assay in Chinese hamster ovary (CHO) cells with API 81-03 (light catalytic cracked naphtha). API Report No. 36-30045, Washington (DC) [Mentionné dans CONCAWE, 1992; API, 2003b, 2003a, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1988c. *In vitro* unscheduled DNA synthesis in rat hepatocytes—gasoline. Washington (DC): API. API Report No. 35-32431. [Mentionné dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 1989. Lifetime dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice. AP-135R. Final report volume I lifetime carcinogenicity evaluation. API Report No. 36-31364. Washington (DC) [Rapport original mentionné dans API, 2003b].

[API] American Petroleum Institute. 2001a. Risk-based methodologies for evaluating petroleum hydrocarbon impacts at oil and natural gas E&P sites. Regulatory and Scientific Affairs Department. API publication number 4709. Accès : <http://www.api.org/aboutoilgas/sectors/explore/upload/4709.pdf>

[API] American Petroleum Institute. 2001b. Robust summary of information on group 6: low benzene naphthas. Washington (DC): American Petroleum Institute. Report No. AR201-13437B. Accès : <http://www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/lowbenze/c13437rs.pdf>

[API] American Petroleum Institute. 2002. Robust summary of information on gasoline. Washington (DC): American Petroleum Institute. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/gasnecat/c13409rs.pdf>

[API] American Petroleum Institute. 2003a. Robust summary of information on olefinic naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Dernière mise à jour le 20 mai 2003. 50 p.

[API] American Petroleum Institute. 2003b. Robust summary of information on naphthenic naphthas. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Dernière mise à jour le 20 mai 2003. 35 p.

[API] American Petroleum Institute. 2005a. Baseline Gasoline Vapor Condensate. Micronucleus assay in a 13 week whole-body inhalation toxicity study in rats with neurotoxicity assessments and 4-week *in vivo* genotoxicity and immunotoxicity assessments. HLS study No. 00-6125, Vol IV, Appendix X. Huntington Life Sciences Laboratories, East Millstone (NJ) and Huntington Eye Research Center, Suffolk (UK) [Mentionné dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 2005b. Baseline Gasoline Vapor Condensate. Sister chromatid exchange assay in a 13 week whole-body inhalation toxicity study in rats with neurotoxicity assessments and 4-week in vivo genotoxicity and immunotoxicity assessments. HLS study No. 00-6125, Vol IV, Appendix Y. Huntington Life Sciences Laboratories, East Millstone (NJ) and BioReliance Laboratories, Rockville (MD) [Mentionné dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 2008a. Gasoline blending streams category assessment document. Final 8-21-08. Submitted to the US Environmental Protection Agency. Consortium Registration No. 1100997. Washington (DC): American Petroleum Institute, Petroleum HPV Testing Group. Accès : <http://www.petroleumhvp.org/petroleum-substances-and-categories/gasoline>

[API] American Petroleum Institute. 2008b. OECD 422 inhalation combined repeated dose toxicity study with the reproductive/developmental toxicity screening test of heavy straight run naphtha (CAS # 64741-41-9). Project No. DuPont-18331. Wilmington (DE): Haskell Laboratories. [Mentionné dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 2008c. Baseline gasoline vapor condensate. A 2-generation whole-body inhalation reproductive study in rats. HLS Study No. 00-4207. East Millstone (NJ): Huntington Life Sciences Laboratories. [Mentionné dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 2008d. Baseline gasoline vapor condensate. Whole-body inhalation developmental toxicity study in rats with baseline gasoline vapour condensate. EMBSL No. MRD-00-695: 169534. Annandale (NJ): ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc. [Mentionné dans API, 2008a].

[API] American Petroleum Institute. 2010. Robust summary of information on Kerosene/Jet fuel. Submitted to the US Environmental Protection Agency. Consortium Registration No. 1100997. Washington (DC): American Petroleum Institute, Petroleum HPV Testing Group. Washington (DC): Accès : <http://www.petroleumhvp.org/petroleum-substances-and-categories/kerosene-jet-fuel>

[API] American Petroleum Institute. 2011a. Crude Oil Category, Category Assessment Document. Présenté à l'Environmental Protection Agency des États-Unis. 108 p. Accès : <http://www.petroleumhvp.org/pages/crudeoil.html>

[API] American Petroleum Institute. 2011b. Robust summary of information on crude oil (CAS No. 8002-05-9). 130 p. Accès : <http://www.petroleumhvp.org/pages/crudeoil.html>

[ARCO] Atlantic Richfield Company. 1994. Developmental toxicity screen in rats administered test article F-250. ARCO Study No. ATX-93-0024 (Merco Feed); UBTL Study No. 66869. Los Angeles (CA): Atlantic Richfield Company. [Mentionné dans API, 2008a].

Armendariz A. 2009. Emissions from Natural Gas Production in the Barnett Shale Area and Opportunities for Cost Effective Improvements. Report produced for Environmental Defence Fund, 26 Jan. 2009. 39 p. Accès :

http://www.edf.org/sites/default/files/9235_Barnett_Shale_Report.pdf

Armstrong HW, Fucik K, Anderson JW, Neff JM. 1979. Effects of oilfield brine effluent on sediments and benthic organisms in Trinity Bay, Texas. *Mar. Environ. Res.* 2: 55-69. [Mentionné dans Neff *et al.*, 1992].

Arnot JA. 2005. Bioconcentration factor and bioaccumulation factor assessments for organic chemicals on the Canadian domestic substances list: Task 1: Supplementation of Environment Canada's BCF database. Rapport présenté à la Direction des substances nouvelles d'Environnement Canada. Mars.

Arnot JA, Gobas FAPC. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb Sci* [Internet]. 22(3):337–345. Accès : <http://www3.interscience.wiley.com/journal/104557877/home> [Accès restreint]

Arnot JA, Gobas FA. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ Rev* 14(4):257-298.

Arnot JA, Mackay D, Bonnell M. 2008a. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ Toxicol Chem* 27(2):341–351.

Arnot JA, Mackay D, Parkerton TF, Bonnell M. 2008b. A database of fish biotransformation rates for organic chemicals. *Environ Toxicol Chem* 27(11):2263–2270.

Arthurs P, Stiver WH, Zytner RG. 1995. Passive volatilization of gasoline from soil. *Journal of Soil Contamination*. 4: 1-13.

Atlantic Oceanics Company Ltd. 1982. Chemistry and toxicity of the Venture Field condensates. Report prepared for Mobil Oil Canada, Ltd. Dartmouth, NS. 49 p. [Mentionné dans Mobil Oil Canada Ltd. 1983].

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995. Toxicological profile for Stoddard solvent. Atlanta (GA) : US Department of Health and Human Services, Public Health Service. [Mentionné le 17 avril 2009]. Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp79.html>

Baker J. 1971a. Seasonal effects. In *The Ecological Effects of Oil Pollution in*

Littoral Communities. Institute of Petroleum, London, p. 44-51. [Mentionné dans Lucas et Freedman, 1989].

Baker J. 1971b. Successive spillages. In *The Ecological Effects of Oil Pollution in*

Littoral Communities. Institute of Petroleum, London, p. 21-32. [Mentionné dans Lucas et Freedman, 1989].

Baker JM. 1973. Recovery of salt marsh vegetation from successive oil

spillages. *Environ. Pollut.*, 4, 223-30. [Mentionné dans Lucas et Freedman, 1989].

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

Barker JW, Raterman KT, Fisher JB, Corgan JM, Trent GL, Brown DR, Sublette KL. 1995. Assessment of natural hydrocarbon bioremediation at two gas condensate production sites. pp. 181-188 in *Intrinsic Bioremediation*, Hinchee RE, Wilson JT, Downey DC eds. Battelle Press, Columbus, Ohio, USA.

Blackburn GR. 1981. An Ames *Salmonella*/mammalian microsome mutagenesis assay for the determination of potential mutagenicity of rerun tower overheads from an olefins/aromatics plant.

Study No. 1781-80. Princeton (NJ): Mobil Environmental and Health Sciences Laboratory. [Mentionné dans USEPA, 2004].

Blackburn GR, Deitch RA, Schreiner CA, Mackerer CR. 1986. Predicting carcinogenicity of petroleum distillation fractions using a modified *Salmonella* mutagenicity assay. *Cell Biol Toxicol* 2(1):63–84.

Blackburn GR, Deitch RA, Roy TA, Johnson SW, Schreiner CA, Mackerer CR. 1988. Estimation of dermal carcinogenic potency of petroleum fractions using a modified Ames assay. In: Cooke M, Dennis AJ, editors. Proceedings of the 10th Annual Symposium on polynuclear aromatic hydrocarbons: a decade of progress. Columbus (OH): Battelle Press. p. 83–97. [Abstract]. [Mentionné dans TOXLINE, 2009].

Bobra, AM. 1982. Personal communication with Mobil Oil Canada Ltd. [cited in Mobil Oil Canada Ltd., 1983].

Bobra AM, Shiu WY, Mackay D. 1983. Acute toxicity of fresh and weathered crude oils. *Chemosphere* 12(9):1137-1149.

Brecher S, Goode JW. 1984a. Hepatocyte primary culture/DNA repair test of heavy aromatic distillate. Proj. # 2056. Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA) for Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX) [Mentionné dans API, 2001c].

Brecher S, Goode JW. 1984b. BALB/3T3 transformation test: heavy aromatic distillate. Project No. 2057. Prepared for Gulf Oil Chemicals Co., Houston, Texas. Pittsburgh (PA): Gulf Life Sciences Center. [Mentionné dans API, 2001].

Brodersen C. 1987. Rapid narcosis and delayed mortality in larvae of king crabs and kelp shrimp exposed to the water-soluble fraction of crude oil. *Marine Environ. Res.* 22(3): 233–239.

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

Bui QQ, Burnett DM, Breglia RJ, Koschier FJ, Lapadula ES, Podhasky PI, Schreiner CA, White RD, Dalbey WE, Feuston MH. 1998. Toxicity evaluation of petroleum blending streams: reproductive and developmental effects of a distillate from light alkylate naphtha. *J Toxicol Environ Health A* 53(2): 121-133.

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.

Burstyn I, You X, Cherry N, Senthilselvan A. 2007. Determinants of airborne benzene concentrations in rural areas of Western Canada. *Atmospheric Environment*. 41: 7778-7787.

Canada. 1993. Benzène (Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation). Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. 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. Loi à jour 2016-06-06; dernière modification 2016-06-03. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.31/index.html>

Canada. 2001. *Loi de 2001 sur la marine marchande du Canada*. L.C. 2001, ch. 26. Accès : <http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/C-10.15.pdf>

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

Canadian Centre for Energy. 2011. Natural Gas Glossary. Accès : <http://www.centreforenergy.com/glossary.asp?EnergyType=2&Template=1,12>

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

[CAPP] Canadian Association of Petroleum Producers. 2002. Estimation of flaring and venting volumes from upstream oil and gas facilities. Accès : <http://membernet.capp.ca/raw.asp?x=1&dt=PDF&dn=38234>

[CAPP] Canadian Association of Petroleum Producers. 2005. Emergency planning and responses in Atlantic Canada. Accès : <http://www.capp.ca/GetDoc.aspx?DocId=90915&DT=NTV>

[CAPP] Canadian Association of Petroleum Producers. 2006. Spill prevention and response in Atlantic Canada. Accès : <http://www.capp.ca/GetDoc.aspx?DocId=105603&DT=NTV>

[CAPP] Canadian Association of Petroleum Producers. 2007. Best management practice: management of fugitive emissions at upstream oil and gas facilities. Accès : <http://www.capp.ca/getdoc.aspx?DocId=116116&DT=PDF>

[CAPP] Canadian Association of Petroleum Producers. 2012. Shale gas, page Web. Accès : <http://www.capp.ca/canadaindustry/naturalGas/ShaleGas/Pages/default.aspx>

[CAPP] Canadian Association of Petroleum Producers. 2014. A recommended approach to completing the National Pollutant Release Inventory (NPRI) for the upstream oil and gas industry. Accès : <http://www.capp.ca>

[CAPP] Canadian Association of Petroleum Producers. 2015. Industry across Canada, page Web. Accès : <http://www.capp.ca/canadian-oil-and-natural-gas/industry-across-canada>

Cappaert NLM, Klis SFL, Muijser H, de Groot JCM, Kulig BM, Smoorenburg GF. 1999. Ototoxic effects of ethylbenzene in rats. *Hearing Res* 137(1-2):91-102.

Capuzzo J, McDowell M, Moore N, Widdows J. 1988. Effects of toxic chemicals in the marine environment: Predictions of impacts from laboratory studies. *Aquatic Toxicology* 11 : 303-311.

Carpenter CP, Kinkead ER, Geary DL, Sullivan LJ, King JM. 1975. Petroleum hydrocarbon toxicity studies. III. Animal and human response to vapors of Stoddard solvent. *Toxicol Appl Pharmacol* 32(2):282-297.

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. 2008. Canada-wide standard for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil: scientific rationale, supporting technical document. 412 p. [Mentionné le 14 mars 2012]. Accès : http://www.ccme.ca/ourwork/soil.html?category_id=43#302

Cenovus Energy. 2014. Material Safety Data Sheet: Condensate(sweet) [Internet]. Calgary (AB): Cenovus Energy Inc. [Préparé le 14 mars 2014; mentionné le 31 mars 2014]. Accès : www.cenovus.com/contractor/docs/CondSweet.pdf

Chambers A. 2004. Optical measurement technology for fugitive emissions from upstream oil and gas facilities. Prepared for Air Issues Technical Steering Committee Petroleum Technology Alliance Canada. ARC Project No. CEM-P004.03.

Christian C. 2012. "Twinning of dangerous Fort Mac highway getting fast tracked". June 11, 2012. In Journal of Commerce. Accès : <http://www.joconl.com/article/id50479/--twinning-of-dangerous-fort-mac-highway-getting-fast-tracked>

Chu I, Poon R, Valli V, Yagminas A, Bowers WJ, Seegal R, Vincent R. 2005. Effects of an ethanol-gasoline mixture: results of a 4-week inhalation study in rats. *J Appl Toxicol* 25(3):193-199.

Clark CR, Walter MK, Ferguson PW, Katchen M. 1988. Comparative dermal carcinogenesis of shale and petroleum-derived distillates. *Toxicol Ind Health* 4(1):11-22.

Commission des communautés européennes. 2006. Integrated pollution prevention and control: Reference document on best available techniques on emissions from storage. [Mentionné en novembre 2011]. Accès : http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/esb_bref_0706.pdf

Commission des communautés européennes. 2008a. Directive 2008/58/CE de la Commission du 21 août 2008. Journal officiel de l'Union européenne. 15.9.2008. L246, vol. 51. Commission des communautés européennes. [Mentionné le 16 juin 2011]. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0058&from=FR>

Commission des communautés européennes. 2008b. Details on substances classified in Annex VI to Regulation (EC) No 1272/2008 [database on the Internet]. Database developed by the Commission des communautés européennes. [Mentionné le 29 août 2011]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=cla>

Commission des communautés européennes. 2009. Règlement (CE) No 790/2009 de la Commission du 10 août 2009. Journal officiel de l'Union européenne. 5.9.2009. L 235, Vol. 52. Commission des communautés européennes. [Mentionné en novembre 2016]. Accès https://www.concawe.eu/uploads/Modules/Publications/rpt_15-9.pdf

[CONCAWE] Conservation of Clean Air and Water in Europe. 1983. Characteristics of Petroleum and its Behaviour at Sea. CONCAWE's Oil Spill Clean-up Technology: Special Task Force No. 8. Den Haag (NL), 36 p. [Mentionné dans API, 2001].

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe. 1992. Gasolines. Préparé par les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de la CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No. 92/103.

[CONCAWE] Conservation of Clean Air and Water in Europe. 1995a. Algal, Growth Inhibition Test: study no. 104867, test substance MRD-95-048. Study conducted by Exxon Biomedical Sciences Inc. CONCAWE, Bruxelles (Belgique).

[CONCAWE] Conservation of Clean Air and Water in Europe. 1995b. Fish, acute toxicity test: study number 104858: test substance MRD-95-048.

Study conducted by Exxon Biomedical Sciences Inc. CONCAWE, Bruxelles (Belgique).

[CONCAWE] Conservation of Clean Air and Water in Europe. 1995c. Daphnia, acute toxicity test: study number 104942A: test substance MRD-95-049.

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe. 1996a. Acute aquatic toxicity of gasolines: report on CONCAWE test programme. Préparé par les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de la CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No. 96/57.

[CONCAWE]. CONservation of Clean Air and Water in Europe. 1996b. Acute aquatic toxicity of kerosines: report on CONCAWE test programme. Préparé par l'Ecology Group de CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No. 96/55.

[CONCAWE] Conservation of Clean Air and Water in Europe. 2001. Environmental classification of petroleum substances - summary data and rationale. Petroleum Products Ecology Group. Report No. 01/54

[CONCAWE] Conservation of Clean Air and Water in Europe. 2015. Hazard classification and labelling of petroleum substances in the European Economic Area – 2015. Report No. 9/15. Accès : https://www.concawe.eu/uploads/Modules/Publications/rpt_15-9.pdf

[CONCAWE]. Conservation of Clean Air and Water in Europe. 2014. Hazard classification and labelling of petroleum substances in the European Economic Area—2014. Report No.: 10/14. Accès : <http://www.concawe.be/content/default.asp?PageID=5691>.

Crude Quality Inc. 2011. Condensate blend (CRW). Accès : <http://www.crudemonitor.ca/condensate.php?acr=CRW>

Crude Quality Inc. 2015a. Rangeland Condensate. Consulté le 25 février 2015. Accès : <http://www.crudemonitor.ca/condensate.php?acr=CRL>

Crude Quality Inc. 2015b. Fort Saskatchewan Condensate. Consulté le 25 février 2015. Accès : <http://www.crudemonitor.ca/condensate.php?acr=CFT>

Crude Quality Inc. 2015c. Pembina Condensate. Consulté le 25 février 2015. Accès : <http://www.crudemonitor.ca/condensate.php?acr=CPM>

Crude Quality Inc. 2015d. Peace Condensate. Consulté le 25 février 2015. Accès : <http://www.crudemonitor.ca/condensate.php?acr=CPR>

Curry P, Kramer G, Newhook R, Sitwell J, Somers D, Tracy B, Oostdam JV. 1993. Reference values for Canadian populations. Prepared by the Environmental Health Directorate Working Group on reference values. Health Canada. 1988 (mis à jour en 1993).

Dalbey WE, Feuston MH, Yang JJ, Kommineni CV, Roy TA. 1996. Light catalytically cracked naphtha: subchronic toxicity of vapors in rats and mice and developmental toxicity screen in rats. *J Toxicol Environ Health* 47(1):77–91.

Danion M, LeFloch S, Kanan R, Lamour F, Quentel C. 2011. Effects of *in vivo* chronic hydrocarbons pollution on sanitary status and immune system in sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.). *Aquatic Toxicology*, 105: 300 – 311.

Dann TF and Wang DK. 1995. Ambient air benzene concentration in Canada (1989-1993): seasonal and day of week variations, trends, and source influences. *J. Air & Waste Management Association*. 45: 695-702

[Devon] Devon US Operations. 2010. Material Safety Data Sheet: Lean Oil. Accès : <http://www.dvn.com/CorpResp/ehs/Documents/msds/DVN%20NA%20MSDS%20-%20Lean%20Oil.pdf>

Divine BJ, Barron V. 1986. Texaco mortality study. II. Patterns of mortality among white males by specific job groups. *Am J Ind Med* 10:371–381. [Mentionné dans IARC, 1989b].

Divine BJ, Hartman CM. 2000. Update of a study of crude oil production workers 1946-94. *Occup. Environ. Med.* 57: 411-417.

Dixon B and Flint D. 2007. Canadian tight gas: developing and applying a workable definition. Slide presentation, 10 pp. Canadian Society for Unconventional Gas, Forward Energy Group, Inc. Accès : www.forwardenergy.ca/pdf%20files%202009/Tight%20Gas%20Definition%20CSUG%20Dixon%20071115.pdf

Donkin P, Widdows J, Evans SV, Worall CM, Carr M. 1990. Quantitative structure-activity relationships for the effect of hydrophobic chemicals on rate of feeding by mussels (*Mytilus edulis*). *Aquatic Toxicol.* 14: 277-294. [Mentionné dans NRC, 2003].

Durrenberger CJ, Webb AM, McDonald-Buller EC, Allen DT. 2006. Fugitive Emissions from Oil and Gas Pipelines and Associated Facilities. Prepared for the City of Victoria, Texas. Center for Energy and Environmental Resources, The University of Texas at Austin. 62 p.

[EBSI] Exxon Biomedical Sciences Inc. 1995a. Alga, growth inhibition test. MRD-95-048 gasoline W94/813, blend. Étude réalisée pour la CONCAWE. EBSI Study No. 104867. East Millstone (NJ) : Exxon Biomedical Sciences Inc. [Mentionné dans CONCAWE, 2010].

[EBSI] Exxon Biomedical Sciences Inc. 1995b. Daphnia, acute toxicity test. MRD-95-044 gasoline W94/809, medium naphtha. Study performed for CONCAWE. EBSI Study No. 104442. East Millstone NJ: Exxon Biomedical Sciences Inc. [Mentionné dans CONCAWE, 2010].

[EBSI] Exxon Biomedical Sciences Inc. 1995c. Fish, acute toxicity test - rainbow trout. MRD-95-045 gasoline W94/810, isomerate. Study performed for CONCAWE. EBSI Study No. 104558. East Millstone NJ: Exxon Biomedical Sciences Inc. [Mentionné dans CONCAWE, 2010].

[ECB] European Chemicals Bureau. 2000a. IUCLID dataset for natural gas condensates (petroleum). CAS No. 64741-47-5. Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques. [Mentionné en décembre 2011]. Accès :

http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741475.pdf

[ECB] European Chemicals Bureau. 2000b. IUCLID dataset for natural gas condensates. CAS No. 64741-48-6. Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques. [Mentionné en décembre 2011]. Accès :

http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741486.pdf

[ECB] European Chemicals Bureau. 2000c. IUCLID dataset for natural gas condensates. CAS No. 68919-39-1. Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques.

[Mentionné en décembre 2011]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/68919391.pdf

[ECB] European Chemicals Bureau. 2000d. IUCLID dataset for gasoline, CAS No. 86290-81-5. Commission européenne, Bureau européen des substances chimiques. 178 pp. [Mentionné en décembre 2011]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/86290815.pdf

EC/R Incorporated. 2011. Oil and natural gas sector: standards of performance for crude oil and natural gas production, transmission, and distribution. Prepared for U.S. EPA Contract No. EP-D-07-061. Accès : <http://www.epa.gov/airquality/oilandgas/pdfs/20110728tsd.pdf>

EnCana Corp. 2006. Deep Panuke offshore gas development, Development Plan Application. Vol. 4, Environmental Assessment Report, Section 3 (Malfunctions and Accidental Events) and Appendix E-2.

EnCana Corp. 2011. Material Safety Data Sheet, Condensate (sweet). Acces: <https://www.encana.com/pdf/business/contractors/msds/condensate-sweet-1-6-benzene-pgi.pdf>

Enerchem 2009. Material Safety Data Sheet, LPG (Liquefied petroleum gases). Enerchem International Inc. Accès : <http://enerchem.com/clients/documents/LPGRev001.pdf>

Engineering Toolbox, The. Undated. Water, Dynamic and Kinematic Viscosity, [Internet]. Cited Oct 7 2015. Accès : http://www.engineeringtoolbox.com/water-dynamic-kinematic-viscosity-d_596.html

Engineering Toolbox, The. Undated. Dynamic (Absolute) and Kinematic Viscosity of Water - SI Units. Table. Consulté le 5 mars 2015. Accès : http://www.engineeringtoolbox.com/water-dynamic-kinematic-viscosity-d_596.html

Environnement Canada. 2008. Données sur les substances du secteur pétrolier recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée*. Données préparées par Environnement Canada, Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement

Environnement Canada. 2012. Données sur les substances du secteur pétrolier recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée apparaissant sur la Liste intérieure*. Données préparées par Environnement Canada et Santé Canada.

Environnement Canada. 2014. *Technical document on the persistence and bioaccumulation potential of petroleum hydrocarbons*. Gatineau (Québec): Division de l'évaluation écologique, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2015. *Supporting documentation: Toxicity data for Natural Gas Condensates*. Gatineau (QC): Environnement Canada. Information à l'appui de *Screening Assessment, Natural Gas Condensates, PSSA Stream 4*, publication prévue en mars 2016, Environnement Canada et Santé Canada

Environnement Canada et Santé Canada. 2009. Screening assessment for the Challenge: Hexane. Chemical Abstracts Service Registry Number 110-54-3 [Internet]. Ottawa (Ontario) : Environnement Canada; Santé Canada. Évaluation préalable finale. [Mentionné le 25 mai 2010].

Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&xml=C1B542C5-4A04-DD1F-74D8-0E7B1459065C>

Environnement Canada et Santé Canada. 2012. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Naphtes à faible point d'ébullition [restreints aux industries]* [Internet]. Ottawa (Ontario) : Environnement Canada; Santé Canada. [Mentionné en novembre 2013] Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=A9A9EED7-1>

Environnement Canada et Santé Canada. 2013a. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Gaz de pétrole et de raffinerie [restreints aux installations]* [Internet]. Ottawa (Ontario) : Environnement Canada; Santé Canada. [Mentionné en août 2013] Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=08D395AD-1>

Environnement Canada et Santé Canada. 2013b. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Mazouts lourds [restreints à l'industrie]*. Ottawa (Ontario) : Environnement Canada; Santé Canada. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=5A037DB4-1>

Environnement Canada et Santé Canada. 2013c. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Gazoles [restreints à l'industrie]*. Ottawa (Ontario): Environnement Canada; Santé Canada. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=7BF1F2C0-1>

Environnement Canada et Santé Canada. 2013d. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Naphtes à faible point d'ébullition [restreints à l'industrie]*. Ottawa (Ontario) : Environnement Canada; Santé Canada. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=A9A9EED7-1>

Environnement Canada et Santé Canada. 2014a. Rapport d'évaluation préalable concernant le fuel oil n° 2. Secteur pétrolier, Groupe 3. Environnement Canada, Santé Canada. Août 2014. Accès : <http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/petrole/group-3/index-fra.php>

Environnement Canada et Santé Canada. 2014b. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Carburants aviation [Carburants]*. Ottawa (Ontario) : Environnement Canada; Santé Canada. [Mentionné le 25 mai 2015]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=E3A2D8FB-1>

Environnement Canada et Santé Canada. 2014c. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Gaz de pétrole et de raffinerie [restreints aux industries]* [Internet]. Ottawa (Ontario) : Environnement Canada; Santé Canada. [Mentionné en février 2014]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=D5D72B57-1>

Environnement Canada et Santé Canada. 2014d. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Fuel-oil n° 2 [Combustibles]*. Environnement Canada, Santé Canada. Août 2014. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=CA593523-1>

Environnement Canada et Santé Canada. 2014e. *Évaluation préalable finale - Approche pour le secteur pétrolier : Fuel-oil n° 4, Fuel-oil n° 6, Fuel-oil résiduel [Carburants]*. Ottawa (Ontario): Environnement Canada; Santé Canada. Accès : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=57A5090C-1>

EPI Suite. 2008. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm.

EPI Suite. 2011. Washington (DC): U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedl.htm>.

[ERCB] Energy Resources Conservation Board. 2012. Field inspection systems, external release report (Excel spreadsheet). Data report for releases of petroleum products in Alberta. Calgary (AB).

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2008. Base de données élaborée par le Bureau européen des substances chimiques (BESC). [mentionné le 29 août 2011]. Accès : <http://esis.jrc.ec.europa.eu/>

Exxon Biomedical Sciences. 1995a. Test Substance MRD-94-883: Fish, Acute Toxicity Test, Rainbow Trout - Renewal. Project No. 188358. East Millstone, New Jersey. [Mentionné dans API, 2010].

Exxon Biomedical Sciences. 1995b. Test Substance MRD-94-884: Fish, Acute Toxicity Test, Rainbow Trout - Renewal. Project No. 188458A. East Millstone, New Jersey. [Mentionné dans API, 2010]

Exxon Biomedical Sciences. 1995c. Test Substance MRD-94-885: Fish, Acute Toxicity Test, Rainbow Trout - Renewal. Project No. 188558. East Millstone, New Jersey. [Mentionné dans API, 2010]

Exxon Biomedical Sciences. 1995d. Test Substance MRD-94-883: Daphnia acute toxicity test. Project No. 188342. East Millstone, New Jersey. [Mentionné dans API, 2010]

Exxon Biomedical Sciences. 1995e. Test Substance MRD-94-885: Daphnia acute toxicity test. Project No. 188542 East Millstone, New Jersey. [Mentionné dans API, 2010]

Exxon Biomedical Sciences. 1995f. Test Substance MRD-94-884: Daphnia acute toxicity test. Project No. 188442A. East Millstone, New Jersey. [Mentionné dans API, 2010]

Exxon Biomedical Sciences. 1995g. Alga, growth inhibition test: study number 188367: test substance MRD-94-883. [Mentionné dans CONCAWE, 1996b]

Exxon Biomedical Sciences. 1995h. Test Substance MRD-94-885: Alga, Growth Inhibition Test. Project No. 188567. East Millstone, New Jersey. [Mentionné dans API, 2010]

Exxon Biomedical Sciences. 1995i. Test Substance MRD-94-884: Alga, Growth Inhibition Test. Project No. 188467A. East Millstone, New Jersey. [Mentionné dans API, 2010]

ExxonMobil. Vers 1996. Development plan application (DPA), Sable Project, Volume 3, Section 3.4. [Mentionné le 28 juin 2011]. Accès : <http://soep.com/about-the-project/development-plan-application/>

ExxonMobil. 2011a. Sable Project (site Web). [Mentionné le 12 avril 2011]. Accès : <http://www.soep.com/cgi-bin/getpage?pageid=0/0/1>.

ExxonMobil. 2011b. 2010 Annual Report, Offshore Environmental Effects Monitoring Program.

ExxonMobil Canada Properties - Sable Offshore Energy Project. 31 mars 2011. 67 p.

ExxonMobil 2011c. Application for operating licence renewals: Point Tupper Fractionation Plant, Natural Gas Liquids (NGL) Pipeline, Goldboro Gas Plant, Subsea Pipeline. Submitted to the Nova Scotia Utility and Review Board. Accès : www.nsuarb.ca

Favennec, J-P. 2001. Oil and Energy. In: Favennec, J-P, editor. Petroleum Refining, Volume 5—Refining Operation and Management. Paris, Editions TECHNIP. p. 3-40.

Fingas MF, Duval WS, Stevenson GB. 1979. The basics of oil spill cleanup. Environmental Emergency Branch, Environmental Protection Service, Environment Canada. Minister of Supply and Services Canada. 75 p.

Fuller C, Bonner J, Page C, Ernest A, McDonald T, McDonald S. 2004. Comparative toxicity of oil, dispersant, and oil plus dispersant to several marine species. *Environ. Toxicol. Chem.* 23(12): 2941-2949.

Gagnaire F, Langlais C. 2005. Relative ototoxicity of 21 aromatic solvents. *Arch Toxicol* 79:346-354.

Gariazzo C., Pelliccioni A., Filippo P., Sallusti F and CECINATO A. 2005. Monitoring and analysis of volatile organic compounds around an oil refinery. *Water, Air AND Soil Pollution.* 167: 17-38.

Gamble JF, Lewis RJ, Jorgensen G. 2000. Mortality among three refinery/petrochemical plant cohorts. II. *Retirees. J. Occup.*

Gerin M, Viau C, Talbot D, Greselin E. 1988. Aviation gasoline: comparative subchronic nephrotoxicity study in the male rat. *Toxicol Lett* 44:13–19.

Gibson Energy ULC. 2010. Material safety data sheet for Used Revflo frac fluid. Accès : http://www.gibsons.com/Doc/MSDS/Used_Revflo_Frac_Fluid.pdf

Gibson Energy ULC. 2013. Material safety data sheet: Natural Gas Condensate Sweet [Internet]. Calgary (AB): Gibson Energy ULC [préparé le 24 juillet 2013; mentionné le 31 mars 2014]. Accès : <http://gibsons.msdsbinders.com/CustomBinder/Search/Gibson+MSDS+Distribution+to+Customers>

Gibson Energy ULC. 2014. Material safety data sheet: Heavy Sweet Condensate [Internet]. Calgary (AB): Gibson Energy ULC [préparé le 10 janvier 2014; mentionné le 26 février 2015]. Accès : <http://gibsons.msdsbinders.com/CustomBinder/Search/Gibson+MSDS+Distribution+to+Customers>

Gochet B, De Meester C, Leonard A, DeKnudt G. 1984. Lack of mutagenic activity of white spirit. *Int Arch Occup Environ Health* 53(4):359–364.

Halder CA, Warne TM, Hartoum NS. 1984. Renal toxicity of gasoline and related petroleum naphthas in male rats. *Adv Mod Environ Toxicol* 7:73–88.

Halder CA, Holdsworth CE, Cockrell BY, Piccirillo VJ. 1985. Hydrocarbon nephropathy in male rats: identification of the nephrotoxic components of unleaded gasoline. *Toxicol Ind Health* 1(3):67–87. [Mentionné dans CONCAWE, 1992].

Hammer G, Lübcke T, Kettner R, Pillarella MR, Recknagel H, Commichau A, Neumann, HJ, Paczynska-Lahme B. 2012. Natural gas. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Accès : http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/14356007.a17_073.pub2/pdf

Harris KA, Nichol LM, Ross PS. 2011. Hydrocarbon concentrations and patterns in free-ranging sea otters (*Enhydra lutris*) from British Columbia, Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 30(10): 2184-2193.

Harrison W, Winnik MA, Kwong PTY, Mackay D. 1975. Disappearance of aromatic and aliphatic components from small sea-surface slicks. *Environ Sci Technol* 9(3):231-234.

Hass U, Ladefoged O, Lam HR, Ostergaard G, Lund SP, Simonsen L. 2001. Behavioural effects in rats after prenatal exposure to dearomatized white spirit. *Pharmacol Toxicol* 89(4):201-207.

Hawthorne SB and Miller DJ 1998. Hydrocarbon characterization of gas condensates and impacted soils. In Environmental issues and solutions in petroleum exploration, production, and refining, by Sublette KL (ed.), International Petroleum Environmental Conference, 5th, Albuquerque, New Mexico [Mentionné dans API, 2001a].

Hendler A., Nunn J., Lundeen J. 2009. VOC emissions from oil and condensate storage tanks. Final report to Texas Environmental Research Consortium. Accès : <http://files.harc.edu/Projects/AirQuality/Projects/H051C/H051CFinalReport.pdf>

Hendricks NV, Berry CM, Lione JG, Thorpe JJ. 1959. Cancer of the scrotum in wax pressman. I. Epidemiology. *Arch Ind Health Occup Med* 19:524-529. [Mentionné dans IARC, 1989b].

Hinchee, RE, Wilton JT, Downey DC, eds. 1995. Intrinsic Bioremediation. Battelle Press, Columbus, OH, USA. 266 p.

Hutchinson, TC. 1984. Recovery of arctic and subarctic vegetation nine summers after crude oil and diesel spills. Environmental Studies No. 22. North of 60. Ottawa : Ministère des affaires indiennes et du Nord canadien.

[IARC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989a. Gasoline. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum* 45:159-201.

[IARC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 1989b. Occupational Exposures in Petroleum Refining. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum.* 45: 39-117.

[IARC] International Agency for Research on Cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989c. Some Organic Solvents, Resin Monomers and Related Compounds, Pigments and Occupational Exposures in Paint Manufacture and Painting. Some Petroleum Solvents. *IARC Monog Eval Carc* 47:43-156.

[IARC] International Agency for Research on Cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1999. Re-evaluation of Some Organic Chemicals, Hydrazine and Hydrogen Peroxide. Xylenes. *IARC Monog Eval Carc* 71:1189-1208.

[IARC] International Agency for Research on Cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 2000. Some Industrial Chemicals. Ethylbenzene. *IARC Monog Eval Carc* 77:227-266 1989a. Occupational Exposures in Petroleum Refining; Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Fuel Oils. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum* 45: 239-270.

[IARC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2011. Agents classified by the IARC monographs, Volumes 1–102 (ordre alphabétique). Lyon (France) : Centre international de recherche sur le cancer. Accès : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>

[IEA] International Energy Agency. 2014. Oil, Medium-term market report 2014. 168 p. Accès : <http://www.steelheadsociety.org/sites/default/files/0901b803807cfd99.pdf>

[INRP] Liste des substances de l'Inventaire national des rejets de polluants. 2012. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?%20lang=Fr&n=E2BFC2DB-1lang=Fr&n=E2BFC2DB-1>

Jenkins TF, Johnson LA, Collins CM, McFadden TT. 1978. The physical and chemical and biological effects of crude oil- spills on black spruce forest, interior Alaska. *Arctic* 31(3):305-323.

Jensen EM, Thilager AK. 1978. C3H 10T1/2 cell transformation assay. Mobil Chemical Co. compound MCTR-125-78 (MRI #110). Rockville (MD): E.G. and G. Mason Research Institute. [Mentionné dans USEPA, 2004].

Jokuty P, Whiticar S, Wang Z, Fingas M, Fieldhouse B, Lambert P, Mullin J. 1999. "Sable Island Condensate", in Properties of crude oils and oil products, Volume 2. Environment Canada, Environmental Technology Centre. Report Series No. EE-165.

Johnson LA., Sparrow EB, Jenkins TF, Collins CM, Davenport CV, and McFadden TT. 1980. The fate and effects of crude oil spilled on subarctic permafrost terrain in interior Alaska. Corvallis Environmental Res. Lab., Office Res. and Develop. U.S. EPA, EPA-600/3 - 80-040. 126 p. [Mentionné dans Hutchinson, 1984]

JP Morgan. 2013. Natural Gas Condensate, sweet or sour. MSDS sheet. Accès : <https://www.jpmorgan.com/pages/jpmorgan/investbk/solutions/commodities/msds>

Kerr JM, McMillen SJ, Magaw, RI, Melton HR, Naughton G. 2001. Risk-based soil screening levels for crude oil: the role of polyaromatic hydrocarbons. Chapter 10 in: Risk-based decision-making for assessing petroleum impacts at exploration and production sites. Edited by McMillen SJ., Magaw, RI. Carovillano, RL. Department of Energy and the Petroleum Environmental Research Forum. Accès : http://www.api.org/aboutoilgas/sectors/explore/upload/RiskBasedBook_1.pdf

Keyera. 2011. Material Safety Data Sheet: Frac Oil. Accès : [http://www.keyera.com/titanweb/keyera/keyera.nsf/AllDoc/399B197FDD3DFB878725784D0060C8F7/\\$File/frac%20oil.pdfhttps://www.keyera.com/titanweb/keyera/webcms.nsf/AllDoc/B1C7DB4FE59AE3778525718D006F1129?OpenDocument](http://www.keyera.com/titanweb/keyera/keyera.nsf/AllDoc/399B197FDD3DFB878725784D0060C8F7/$File/frac%20oil.pdfhttps://www.keyera.com/titanweb/keyera/webcms.nsf/AllDoc/B1C7DB4FE59AE3778525718D006F1129?OpenDocument)

Khan SH, Goode JW. 1984. Micronucleus test in mouse bone marrow: heavy aromatic distillate administered orally for 2 days. Project No. 2005. Prepared for Gulf Oil Chemicals Co., Houston, Texas. Pittsburgh (PA): Gulf Life Sciences Center. [Mentionné dans API, 2001b].

Kirby PE *et al.*, 1979. *An evaluation of mutagenic potential of MCTR-125-78 (MRI #110) employing the L5178Y TK+/- mouse lymphoma assay*. Prepared for Mobil Chemical Co., Edison, New Jersey. Rockville (MD): E.G. and G. Mason Research Institute. [Mentionné dans USEPA, 2004].

Lakes Environmental Consultants. 2003. Proposed guideline for air dispersion modeling. Project number: SSB-034875. Submitted to Ontario Ministry of Environment. Accès :

http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std_01_079188.pdf

Lam HR, Ostergaard G, Guo SX, Ladefoged O, Bondy SC. 1994. Three weeks' exposure of rats to dearomatized white spirit modifies indices of oxidative stress in brain, kidney, and liver. *Biochem Pharmacol* 47(4):651–657.

Lampi M, Paumen ML, Parkerton T. 2010. *An Evaluation of the Persistence, Bioaccumulation and Toxicity of Petroleum Hydrocarbons*. Rapport préparé pour CONCAWE, Bruxelles (Belgique) par ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc., Annandale NJ, USA and ExxonMobil Petroleum and Chemical, Machelen, Belgique.

Lapin C, Bui Q, Breglia R, Koschier F, Podhasky P, Lapadula E, Roth R, Schreiner C, White R, Clark C, Mandella R, Hoffman G. 2001. Toxicity evaluation of petroleum blending streams: inhalation subchronic toxicity/neurotoxicity study of a light catalytic cracked naphtha distillate in rats. *Int J Toxicol* 20(5): 307-319.

Lee SC, Shiu WY, MacKay D. 1990. The long-term weathering of heavy crude oils: experimental measurements and development of models. Proceedings of the Thirteenth Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, 6-8 juin 1990, Edmonton (AB).

Lewis RJ, Schnatter AR, Katz AM, Thompson FS, Murray N., Jorgensen G, Thériault G. 2000a. Updated mortality among diverse operating segments of a petroleum company. *Occup. Environ. Med.* 57: 595-604.

Lewis RJ, Gamble JF, Jorgensen G. 2000b. Mortality among three refinery/petrochemical plant cohorts. I. 1970 to 1982 active/terminated workers. *J. Occupational and Environmental Medicine.* 42(7): 721-729.

Lewis RJ, Schnatter AR, Drummond I, Murray N, Thompson FS, Katz AM, Jorgensen G, Nicolich MJ, Dahlman D, Thériault G. 2003. Mortality and cancer morbidity in a cohort of Canadian petroleum workers. *Occup. Environ. Med.* 60: 918-928. *Res* 39:153-163.

Lione JG, Denholm JS. 1959. Cancer of the scrotum in wax pressman. II. Clinical observations. *Arch Ind Health Occup Med* 19:530–539. [Mentionné dans IARC, 1989b].

Lockhart WL, Danelle RW, Murray DAJ. 1987. Acute toxicity bioassays with petroleum products: influence of exposure conditions. In: Vandermeulen JH, Hurdy SE, editors. *Oil in fresh water: chemistry, biology and counter-measure technology*. Oxford (UK): Pergamon Press.

Lucas Z, Freedman B. 1989. The effects of experimental spills of natural gas condensate on three plant communities on Sable Island, Nova Scotia, Canada. *Oil and Chemical Pollution*, 5: 263 – 272.

MacFarland HN, Ulrich CE, Holdsworth CE, Kitchen DN, Halliwell WH, Blum SC. 1984. A chronic inhalation study with unleaded gasoline vapour. *Int J Toxicol* 3(4):231–248.

Mackay D, Zagorski W. 1982. Studies of water-in-oil emulsions. Manuscript Report EE-34. Environment Canada, Ottawa, ON, 100 p.

- MacLean M, Doe K. 1989. The Comparative Toxicity of Crude and Refined Oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Report for River Road Environmental Technology Centre, Environment Canada. Ottawa, Ont. Unpublished report number EE-111.
- Mahon S, Addison RF, Willis DE. 1987. Effects of Scotian Shelf natural gas condensate on the Mummichog. *Mar. Poll. Bull.* 18(2): 74-77.
- Manzano B.K.; Fowler M.G.; Machel, H.G. 1997. The influence of thermochemical sulphate reduction on hydrocarbon composition in Nisku reservoirs, Brazeau river area, Alberta, Canada. *Organic Geochemistry* 27(7-8), 507-521.
- Marathon Oil Company. 2011. Material Safety Data Sheet. Natural Gas Condensate C2-C8. Findlay OH, USA.
- Marchal R, Penet S, Solano-Serena F, Vandecasteele JP. 2003. Gasoline and diesel oil biodegradation. *Oil and Gas Science and Technology* 58: 441-448.
- McCarthy JF, Jimenez BD, Barbee T. 1985. Effect of dissolved humic material on accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Structure-activity relationships. *Aquat Toxicol* 7:15-24.
- McCraw DS, Joyner RE, Cole P. 1985. Excess leukemia in a refinery population. *J Occup Med* 27:220-222. [Mentionné dans IARC, 1989b].
- McKee RH, Trimmer GW, Whitman FT, Nessel CS, Mackerer CR, Hagemann R, Priston RAJ, Riley AJ, Cruzan G, Simpson BJ and Urbanus JH. 2000. Assessment in rats of the reproductive toxicity of gasoline from a gasoline vapor recovery unit. *Reproductive Toxicol.* 14:337-353.
- McMillen SJ., Kerr, JM, Nakles DV. 2001. Composition of crude oils and gas condensates. Chapter 3 in: Risk-based decision-making for assessing petroleum impacts at exploration and production sites. Edited by McMillen SJ., Magaw, RI, Carovillano, RL. Department of Energy and the Petroleum Environmental Research Forum. Accès : http://www.api.org/aboutoilgas/sectors/explore/upload/RiskBasedBook_1.pdf
- Mobil Oil Canada, Ltd. 1983. Venture Development Project – Environmental Impact Statement. Volume IIIb, Biophysical Assessment.
- [Mobil] Mobil Environmental and Health Science Laboratory. 1988a. *Thirteen week dermal administration of light catalytically cracked naphtha (LCCN) to rats*. Study No. 50381. Princeton (NJ). [Mentionné dans API, 2008d].
- [Mobil] Mobil Environmental and Health Science Laboratory. 1988b. *Developmental toxicity screen in rats exposed dermally to light catalytically cracked naphtha (LCCN)*. Study No. 50341. Princeton (NJ) [Mentionné dans API, 2008a].
- Mokhatab S., Poe WA, Speight JG. 2006. *Handbook of natural gas transmission and processing*. Elsevier Inc., USA. 636 p. Chapter 6. Condensate Stabilization.
- Muijs B and Jonker MTO. 2010. A closer look at bioaccumulation of petroleum hydrocarbon mixtures in aquatic worms. *Environ Toxicol Chem* 29(9):1943-1949.
- Natural Gas Supply Association, 2011. Accès : [http:// naturalgas.org/naturalgas/processing-ng/](http://naturalgas.org/naturalgas/processing-ng/)

- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2009. Columbus (OH): American Chemical Society, *Chemical Abstracts Service*.
- Neff JM, Cox BA, Anderson JW. 1976. Accumulation and release of petroleum derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol.* 38(3): 279-289.
- Neff JM, Bothner MH, Maciolek N J, Grassle IF. 1989. Impacts of exploratory drilling for oil and gas on the benthic environment of Georges Bank. *Mar. environ. Res.* 27: 77-114
- Neff JM, Sauer TC Jr., Maciolek N. 1992. Composition, fate and effects of produced water discharges to nearshore marine waters. pp. 371-385 in Ray JP and Englehardt FR, eds. 1992. *Produced Water, Technological/Environmental Issues and Solutions*. Plenum Press, New York.
- Neff JM, Ostazeski S., Gardiner W, Stejska I. 2000. Effects of weathering on the toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(7): 1809–1821
- Nelson NA, Van Peenen PFD, Blanchard AG. 1987. Mortality in a recent oil refinery cohort. *J Occup Med* 29:610–612. [Mentionné dans IARC, 1989b].
- Niu H, Robinson B, Cobanli S, Lee K. 2010. Characteristics and dispersion of produced water discharged from the Venture/Thebaud offshore platforms on the Scotian Shelf. Juin 2010. Centre de recherche sur le pétrole, le gaz et autres sources d'énergie extracôtières, Pêches et Océans Canada, Institut océanographique de Bedford, Dartmouth (N.-É.). Rapport préparé pour AMEC Earth & Environmental, Dartmouth (N.-É.) et ExxonMobil Canada East, Halifax (N.-É.). 93 pp.
- [NRC] National Research Council. 1985. *Oil in the sea: inputs, fates and effects*. Washington (DC): National Academy Press.
- [NRC] National Research Council. 2003. *Oil in the sea III. Inputs, fates, and effects*. The National Academies Press, Washington, D.C. 265 pp.
- [NU] Nations Unies. 2009. Élaboration de documents d'orientation sur l'application des critères du SGH. Genève : Nations Unies, Comité d'experts du transport des marchandises dangereuses et du système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques. Accès : <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/trans/doc/2009/ac10c4/ST-SG-AC10-C4-2009-07f.pdf>
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. Emission scenario document on transport and storage of chemicals. OECD series on emission scenario documents, No. 24. [Mentionné en décembre 2010] Accès : [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=env/jm/mono\(2009\)26&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=env/jm/mono(2009)26&doclanguage=en)
- [OCNEHE] Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers. Spills to the Sea reports, 2005-2014. Sable Offshore Energy Project. Consulté le 8 septembre 2015. Accès : <http://www.cnsopb.ns.ca/environment/incident-reporting>
- [OCNEHE] Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers. 2011. A synopsis of Nova Scotia's offshore oil and gas environmental effects monitoring programs. Summary Report. Mars 2011. Accès : <http://0-fs01.cito.gov.ns.ca.legcat.gov.ns.ca/deposit/b1064376x.pdf>
- [OCNEHE] Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtier, [OCTNLHE] Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2012. Guideline for the

reporting and investigation of incidents. 38 p. Accès : <http://www.cnsopb.ns.ca/environment/incident-reporting>

[OCTNLHE] Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2015. Oil spill incident data: NL Offshore Area, data for years 2005-2015. Accès : <http://www.cnlop.ca/information/statistics.php#environment>

[OGC] British Columbia Oil and Gas Commission. 2009. British Columbia Noise Control Best Practices Guideline. [Mentionné en juin 2012]. Accès : <http://www.bcogc.ca/node/8152/download>

[ONE] Office nationale de l'énergie. 2004. Les sables bitumineux du Canada - Perspectives et défis jusqu'en 2015. 158 p. Une évaluation du marché de l'énergie. <https://www.neb-one.gc.ca/nrg/sttstc/crdlndptrlmprdct/rprt/archive/pprntntsndchllngs20152006/qapprrntntsndchllngs20152006-fra.html>

[ONE] Office nationale de l'énergie. 2005. Short-term outlook for natural gas and natural gas liquids to 2006. Accès : <http://publications.gc.ca/site/fra/9.687885/publication.html>

[ONE] Office nationale de l'énergie. 2013. Avenir énergétique du Canada en 2013, Offre et demande énergétique à l'horizon 2035. 101 p. Accès : <https://www.neb-one.gc.ca/nrg/ntgrtd/ftr/index-fra.html>

[ONE *et al.*] Office national de l'énergie, [OCNEHE] Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers, [OCTNLHE] Office Canada-Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers. 2010. *Directives sur le traitement des déchets extracôtiers*. 15 décembre 2010. Accès : <http://www.cnsopb.ns.ca/environment>

O'Reilly KT, Magaw RI, Rixey WG. 2001. Hydrocarbon transport from oil and soil to groundwater. P. 132-141 *In* : Risk-based decision-making for assessing petroleum impacts at exploration and production sites. Edited by McMillen SJ., Magaw, RI, Carovillano, RL. U.S. Department of Energy and the Petroleum Environmental Research Forum. Accès : http://www.api.org/aboutoilgas/sectors/explore/upload/RiskBasedBook_1.pdf

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

Papciak MS, Goode JW. 1984. CHO/HGPRT test: heavy aromatic distillate. Project No. 2054. Prepared for Gulf Oil Chemicals Co., Houston, Texas. Pittsburgh (PA): Gulf Life Sciences Center. [Mentionné dans API, 2001b].

Pembina Institute. 2007. Factsheet: Protecting water, producing gas. 6 p. Accès : <http://www.pembina.org/pub/1436>

Peterson DR. 1994. Calculating the Aquatic Toxicity of Hydrocarbon Mixtures. *Chemosphere* 29 (12): 2493-2506.

Petroleum Product Stewardship Council (1995) Static-renewal 96-hour acute toxicity study of the water accommodated fraction (WAF) of whole light alkylate product to fathead minnow. Study conducted by Stonybrook Laboratories Inc. Study No. 65908. Washington DC: Petroleum Product Stewardship Council. [Mentionné dans CONCAWE, 2010].

[PETROTOX] Version 3.01. 2009. HydroQual, Inc., for Conservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE). Accès : <https://www.concawe.eu/reach/petrotox>

Phillips RD, Egan GF. 1981. Teratogenic and dominant lethal investigation of two hydrocarbon solvents. *Toxicologist* 1(1):15. [Résumé]. [Mentionné dans IPCS, 1996; USEPA, 1998].

Phillips RD, Egan GF. 1984. Subchronic inhalation exposure of deaeromatized white spirit and C10–C11 isoparaffinic hydrocarbon in Sprague-Dawley rats. *Fundam Appl Toxicol* 4(5):808–818.

[PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 1996. White spirit. Genève : Organisation mondiale de la Santé. (Critère de l'hygiène de l'environnement n° 187). Financé conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'environnement, l'Organisation internationale du Travail et l'Organisation mondiale de la Santé. [Mentionné le 23 août 2009]. Accès : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc187.htm>

Plains Midstream Canada. 2010. Natural Gasoline Material Safety Data Sheet. 9 p.

Plains Midstream Canada. 2014a. Condensate – High Prairie, Material Safety Data Sheet. [Internet]. Consulté le 3 mars 2015. Accès : <http://www.pmclp.com/page/material-safety-data-sheets>

Plains Midstream Canada. 2014b. Condensate - COED to Enbridge, Material Safety Data Sheet. [Internet]. Consulté le 3 mars 2015. Accès : <http://www.pmclp.com/page/material-safety-data-sheets>

Pollino CA, Holdway DA. 2002. Toxicity testing of crude oil and related compounds using early life stages of the crimson-spotted rainbowfish (*Meanotaenai fluviatilis*). *Ecotox. Environ. Safe.* 52:180-189.

Potter T, Simmons K. 1998. Composition of petroleum mixtures. Vol 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. Amherst (MA): Amherst Scientific Publishers.

Prince R, Parkerton T, Lee C. 2007. The primary aerobic biodegradation of gasoline hydrocarbons. *Environ Sci Technol* 41:3316–3321. Supplementary information. Accès fichier : <http://pubs.acs.org/doi/suppl/10.1021/es062884d>

Raabe GK, Collingwood, KW, Wong O. 1998. An updated mortality study of workers at a petroleum refinery in Beaumont, Texas. *American J. Industrial Med.* 33: 61-81

Rabalais NN, McKee BA, Reed DJ, Means JC. 1991a. Fate and effects of nearshore discharges of OCS produced waters. Vol. II. Technical report, OCS Study/MMS 91-0005, U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service. Gulf of Mexico OCS Regional Office, New Orleans, LA, 337 pp. [Mentionné dans NRC, 2003.]

Rabalais NN, McKee BA, Reed DJ, Means JC. 1991b. Fate and effects of nearshore discharges of OCS produced waters. Vol. III, Appendices. OCS Study/MMS 91-0006, U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service. Gulf of Mexico OCS Regional Office, New Orleans, LA, 225 pp. [Mentionné dans NRC, 2003.]

Rausina GA. 1984. Acute oral toxicity in albino rats using heavy aromatic distillate. Proj #2049. Gulf Life Sciences Centre, Pittsburgh (PA) for Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX) [Mentionné dans API, 2001b].

Rector DE, Steadman BL, Jones RA, Siegel J. 1966. Effects on experimental animals of long-term inhalation exposure to mineral spirits. *Toxicol Appl Pharmacol* 9(2):257–268.

Research and Environmental Division. 1984. Follow-up to TSCA Section 8(E) on Isopar C and Varsol 40 with cover letter dated 011884. US EPA Document No. 88-8400586. NTIS/OTS0200630. [Résumé]. [Mentionné dans TOXLINE 2009].

Riaz M, Kontogeorgis GM, Stenby EH, Yan W, Haugum T, Christensen KO, Løkken TV, Solbraa E. 2011. Measurement of liquid-liquid equilibria for condensate + glycol and condensate + glycol + water systems. *J. Chem. Eng. Data* 56:4342-4351.

Rice SD, Moles A, Taylor TL, Karinen JF. 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.

Riley AJ, Collings AJ, Browne NA, Grasso P. 1984. Response of the upper respiratory tract of the rat to white spirit vapour. *Toxicol Lett* 22(2):125–131.

Rinsky RA, Young RJ, Smith AB. 1981. Leukemia in benzene workers. *Am J Ind Med* 2:217–245.

Rinsky RA, Smith AB, Hornung R, Filloon TG, Young RJ, Okun AH, Landrigan PJ. 1987. Benzene and leukemia: an epidemiological risk assessment. *N Eng J Med* 316:1044–1050.

Rixey WG. 2001. An evaluation of benzene risk. Chapter 11 in: Risk-based decision-making for assessing petroleum impacts at exploration and production sites. Edited by McMillen SJ., Magaw, RI, Carovillano, RL. U.S. Department of Energy and the Petroleum Environmental Research Forum. Accès : http://www.api.org/aboutoilgas/sectors/explore/upload/RiskBasedBook_1.pdf

[RMRI] Risk Management Research Institute. 2007. Quantitative assessment of oil spill risk for the south coast of Newfoundland and Labrador. St. John's (NL): RMRI. Pour Transports Canada. Ébauche : CAN/0179/R003. Rapport sommaire : <https://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/tp-tp14740-menu-1294.htm>

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2012. RNSPA données brutes annuelles pour 2009. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. [Mentionné en mai 2013]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/rnspar-naps/default.asp?lang=Fr&n=8BA86647-1>

Roberts L, White R, Bui Q, Daughtrey W, Koschier F, Rodney S, Schreiner C, Steup D, Breglia R, Rhoden R, Schroeder R, Newton P. 2001. Developmental toxicity evaluation of unleaded gasoline vapour in the rat. *Reprod Toxicol* 15(5): 487-494.

Rodgers IS, Baetcke KP. 1993. Interpretation of male rat renal tubule tumors. *Environmental Health Perspectives Supplements*, 101, supplement 6: 45-52

Ross JD. 2004. Flash emissions from condensate tanks in natural gas gathering and processing systems. Proceedings of the Air and Waste Management Association's 97th annual conference and exhibition: sustainable development: gearing up for the challenge. 22-25 juin, p. 3663-3675.

Roy TA. 1981. Analysis of rerun tower bottom oil by combined capillary gas chromatography/mass spectrometry. Study No. 1272-81. Princeton (NJ): Mobil Oil Corporation, Toxicology Division. [Mentionné dans USEPA, 2004].

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008a. Stoddard solvent. RTECS Number WJ8925000. CAS #8052-41-3. Élaboré par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail, Hamilton (Ont.) [Dernière mise à jour en novembre 2008].

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008b. Ligroïne. RTECS Number O16180000. CAS #8032-32-4. Élaboré par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail, Hamilton (Ont.) [Dernière mise à jour en novembre 2008].

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008c. Benzin. RTECS Number DE3030000. CAS #8030-30-6. Élaboré par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail, Hamilton (Ont.) [Dernière mise à jour en novembre 2008].

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008d. Naphtha (pétroleum), full-range straight-run. RTECS Number QK7910000. CAS #64741-42-0. Élaboré par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail, Hamilton (Ont.) [Dernière mise à jour en novembre 2008].

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008e. Naphtha (pétroleum), heavy catalytic reformed. RTECS Number QK7940000. CAS #64741-68-0. Created by Canadian Centre for Occupational Health and Safety, Hamilton, Ontario. [Dernière mise à jour en novembre 2008].

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008f. Naphtha (pétroleum), heavy catalytic cracked. RTECS Number QK7920000. CAS #64741-54-4. Élaboré par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail, Hamilton (Ont.) [Dernière mise à jour en novembre 2008].

[RTECS] Registry of Toxic Effects of Chemical Substances. 2008g. Naphtha (pétroleum), sweetened. RTECS Number QK8030000. CAS #64741-87-3. Élaboré par le Centre canadien d'hygiène et de sécurité au travail, Hamilton (Ont.) [Dernière mise à jour en novembre 2008].

Rushton L. and Romaniuk H. 1997. A case-control study to investigate the risk of leukaemia associated with exposure to benzene in petroleum marketing and distribution workers in the United Kingdom. *Occup. Environ. Med.* 54: 152-166.

Sakuratani Y, Yamada J, Kasai K, Noguchi Y, Nishihara T. 2005. External validation of the biodegradability prediction model CATABOL using data sets of existing and new chemicals under the Japanese Chemical Substances Control Law. *SAR QSAR Environ. Res.* 16: 403-431.

Salem H, Katz SA, editors. 2006. *Inhalation toxicology*. 2nd ed. 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* [Internet]. Ottawa (Ontario) : Santé Canada, Santé de l'environnement et du milieu de travail. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/hbct-jact/index-fra.php>

Savolainen H, Pfaffli P. 1982. Neurochemical effects of extended exposure to white spirit vapour at three concentration levels. *Chem Biol Interact* 39(1):101-110.

Schlumberger Ltd. 2011. Oilfield Glossary, "condensate". Accès : <http://www.glossary.oilfield.slb.com/Display.cfm?Term=condensate>

Schnatter AR, Katz AM, Nicolich MJ and Thériault G. 1993. A retrospective mortality study among Canadian Petroleum marketing and distribution workers. *Environ. Health Perspectives Supplements* 101(Suppl. 6): 85-99.

Schnatter AR, Nicolich MJ, Lewis RJ, Thompson FL, Dineen HK, Drummond I, Dahlman D., Katz AM, Thériault G. 2012. Lung cancer incidence in Canadian petroleum workers. *Occup. Environ. Med.* 69: 877-882.

Schreiner CA. 1984. Petroleum and petroleum products: a brief review of studies to evaluate reproductive effects. In: Christian MS, Galbraith WM, Voytek P, Mehlman MA, editors. *Advances in modern environmental toxicology*. Vol. III. Assessment of reproductive and teratogenic hazards. Princeton (NJ): Princeton Scientific Publishers, Inc. p. 29–45.

Schreiner CA, Lapadula E, Breglia R, Bui Q, Burnett D, Koschier F, Podhasky P, White R, Mandella R, Hoffman G. 1998. Toxicity evaluation of petroleum blending streams: inhalation subchronic toxicity/neurotoxicity study of a light alkylate naphtha distillate in rats. *J Toxicol Environ Health A* 55(4):277–296.

Schreiner C, Bui Q, Breglia R, Burnett D, Koschier F, Podhasky P, Lapadula E, White R, Schroeder RE. 1999. Toxicity evaluation of petroleum blending streams: reproductive and developmental effects of light catalytic cracked naphtha distillate in rats. *J Toxicol Environ Health A* 58(6): 365-382 [Mentionné dans Toxline, 2009].

Schreiner C, Bui Q, Breglia R, Burnett D, Koschier F, Lapadula E, Podhasky P, White R. 2000. Toxicity evaluation of petroleum blending streams; inhalation subchronic toxicity/neurotoxicity study of a light catalytic reformed naphtha distillate in rats. *J Toxicol Environ Health A* 60(7):489–512. [Résumé dans PubMed, 2009].

[SCREEN3] Screening Tool Program for Windows [Screening Model]. 1996. Version 4.10. Research Triangle Park (NC): US Environmental Protection Agency, 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. Rapport présenté à Santé Canada. Richmond Hill (Ont.) : SENES Consultants Limited.

Sexstone A, Everett K, Jenkins T, Atlas RM. 1978. Fate of crude and refined oils in North Slope crude. *Arctic* 31(3):339-347.

Shell Research Ltd. 1995a. Acute toxicity of water accommodated fractions to *Daphnia magna*.

Study No. 6165, Report No. SBGR.94.001. [Mentionné dans API, 2010].

Shell Research Ltd. 1995b. Acute toxicity of water accommodated fractions to *Raphidocelis subcapitata*. Study No. 6165, Report No. SBGR.94.001. [Mentionné dans API, 2010].

Short BG, Steinhagen WH, Swenberg JA. 1989. Promoting effects of unleaded gasoline and 2,2,4-trimethylpentane on the development of atypical cell foci and renal tubular cell tumors in rats exposed to *N*-ethyl-*N*-hydroxyethylnitrosamine. *Canc Res* 49(22):6369-6378.

Simpson BJ. 2005. Analysis of petroleum hydrocarbon streams on the Health Canada CEPA/DSL Draft Maximal List. Report to the Canadian Petroleum Products Institute.

Skisak CM, Furedi-Machacek EM, Schmitt SS, Swanson MS, Vernot EH. 1994. Chronic and initiation/promotion skin bioassays of petroleum refinery streams. *Environ Health Perspect* 102(1):82-87.

S. L. Ross Environmental Research Ltd. 1982. The behaviour and fate of gas and condensate spills, for Mobil Oil Canada Ltd.'s Venture gas field development on the Scotian Shelf. 85 pp.

S. L. Ross Environmental Research Ltd. 1995. The behaviour and fate of gas and condensate spills from the Sable Offshore Energy Project, for Mobil Oil Canada Properties, Calgary, Alberta. 23 pp.

Solano-Serena F, Marchal R, Ropars M, Lebeault JM, Vandecasteele JP. 1999. Bidegradation of gasoline: kinetics, mass balance and fate of individual hydrocarbons. *Journal of Applied Microbiology* 86: 1008 – 1016.

SourceGas 2007. Material Safety Data Sheet: Natural Gas Condensate. SourceGas, LLC. Accès :

http://www.sourcegas.com/UserFiles/File/NATRL_GAS_Condensate_MSDS.pdf

Spectra EnergyTransmission. 2013. Material Safety Data Sheet: Sweet Gas Condensate version 3 [Internet]. Fort St. John (BC): Spectra Energy Transmission. [Publié le 10 mars 2013; mentionné le 31 mars 2013]. Accès : <https://www.empresnagl.com/nagl/msds.aspx>

Standeven AM, Goldsworthy TL. 1993. Promotion of preneoplastic lesions and induction of CYP2B by unleaded gasoline vapour in female B6C3F1 mouse liver. *Carcinogenesis* 14(10):2137–2141.

Standeven AM, Wolf DC, Goldsworthy TL. 1994. Interactive effects of unleaded gasoline and estrogen on liver tumor promotion in female B6C3F1 mice. *Cancer Res* 54(5):1198–1204.

Standeven AM, Wolf DC, Goldsworthy TL. 1995. Promotion of hepatic preneoplastic lesions in male B6C3F1 mice by unleaded gasoline. *Environ Health Perspect* 103(7–8):696–700.

Statistique Canada. 2011a. Guide statistique de l'énergie, troisième trimestre 2010. Appendice C, Section 4 : Pétrole brut et équivalents. Modifié le 2011-01-07. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/57-601-x/2010003/appendices-fra.htm>

Statistique Canada. 2011b. Guide statistique de l'énergie, troisième trimestre 2010. Tableau 4.2-2 - Pétrole brut et équivalents – production par province et type et Tableau 4.2-3 - Pétrole brut et équivalents – production, intérieure. Modifié le 2011-01-07. Accès : <http://www.statcan.gc.ca/pub/57-601-x/2010003/tablelist-listetableaux4-eng.htm>

Stonybrook Laboratories. 1995. Teratogenicity study in rats exposed orally to a single dose of a refinery stream. Study No. 65371. Princeton (NJ): Stonybrook Laboratories, Inc. [Mentionné dans API, 2008a].

Stubblefield WA, McKee RH, Kapp RW Jr., Hinz JP. 1989. An evaluation of the acute toxic properties of liquids derived from oil sands. *J Appl Toxicol* 9(1): 59-65.

Szymura TH, Szymura M, Wolski K. 2010. Effect of petrol fuel contamination on the growth of mature Scots Pine, *Pinus sylvestris* L., trees. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 85:64-66.

[TOXLINE] Toxicology Literature Online [base de données sur Internet]. 1974 – Bethesda (MD) : National Library of Medicine (États-Unis). [mis à jour le 18 avril 2009; mentionné le 21 avril 2009]. Accès : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?toxadv.htm>

Tu AS, Sivak A. 1981. BALB-c/3T3 neoplastic transformation assay on 0818802, 08188003 and 08188005 (rerun tower overheads). ALD Reference No. 86374. Study No. 1771-80. Prepared for Mobil Oil Corporation, Princeton, New Jersey. Cambridge (MA): Arthur D. Little, Inc. [Mentionné dans USEPA, 2004].

Université de l'Alberta. 2004-2005. Atlas of Alberta Lakes. Elkwater Lake. Edmonton (Alb.) : Département de sciences biologiques de l'Université de l'Alberta. Accès :

<http://sunsite.ualberta.ca/Projects/Alberta-Lakes/view/?region=South%20Saskatchewan%20Region&basin=South%20Saskatchewan%20River%20Basin&lake=Elkwater%20Lake&number=124>

[USEPA] U.S. Environmental Protection Agency. 1991. AlphBu-Globulin: Association with Chemically Induced Renal Toxicity and Neoplasia in the Male Rat. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/625/3-91/019F (NTIS PB92143668). Accès : <http://www.epa.gov/raf/publications/alphBu-globulin.htm>

[USEPA] U.S. Environmental Protection Agency. 1992. Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources. Revised. Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards. EPA-454/R-92-019. [Mentionné en janvier 2010]. Accès : http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/usepa_1992b_sp_for_estim_aqi_of_ss.pdf

[USEPA] U.S. Environmental Protection Agency. 1998. Cleaner technologies substitutes assessment: professional fabricare processes. Prepared for the Economics, Exposure and Technology Division, Office of Pollution Prevention and Toxics, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, by Abt Associates, Inc. Contract Nos. 68-W-9805 and 68-W6-0021. Accès : <http://www.epa.gov/dfepubs/garment/ctsa/fabricare.pdf>

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 1999a. Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH). Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=424&tid=75>

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 1999b. User's guide to tanks: storage tank emissions calculation software version 4.0. Accès : <http://www.epa.gov/ttn/chief/software/tanks/tank4man.pdf>

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2000. Benzene (CASRN 71-43-2). Washington (DC): U.S. EPA, Integrated Risk Information System (IRIS). Accès : www.epa.gov/iris/subst/0276.htm

[USEPA] U.S. Environmental Protection Agency. 2004. High benzene naphthas robust summaries: mammalian toxicity (Attachment 1C). Prepared for the Higher Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, by Olefins Panel HPV Work Group of the American Chemistry Council. EPA Reference No. 201-15727B. Accès : <http://www.epa.gov/HPV/pubs/summaries/hibenznp/c13436rr2.pdf>

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2005. Part III: Revision to the guideline on air quality models: adoption of a preferred general purpose (flat and complex terrain) dispersion model and other revisions; Final rule. 40 CFR Part 51. Accès : http://www.epa.gov/scram001/guidance/guide/appw_05.pdf

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2008. Transportation and marketing of petroleum liquids. In: AP 42, Compilation of air pollutant emission factors, vol. 1. 5th ed. Washington (DC): USEPA. Accès : <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch05/final/c05s02.pdf>

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2009. Final Development Document For Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Transportation Equipment Cleaning Category. Office of Water. EPA-821-R-00-012. 431 p.

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2011. Technology Transfer Network – Support Centre for Atmospheric Modelling – Screening Models – AERSCREEN. Research Triangle Park (NC): U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Emissions, Monitoring, and Analysis Division. Accès : http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_screening.htm#aerscreen

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2012. TRI-listed chemicals, 2011 reporting year. Accès : <http://www.epa.gov/tri/trichemicals/index.htm>

[USEPA IUR] United States Environmental Protection Agency Inventory Update Reporting. Non-confidential 2006 IUR company/chemical records. Consulté la dernière fois en mai 2012. Accès : <http://cfpub.epa.gov/iursearch/index.cfm?err=t#chemical>

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

Wong, O., Raabe, G.K. 1989. Critical review of cancer epidemiology in petroleum industry employees, with a quantitative meta-analysis by cancer site. *Am. J. Ind. Med.* 15:283-310. [Mentionné dans CIRC, 1989b].

You, X., Senthilselvan, A., Cherry, N.M., Kim, H., Burstyn, I. 2008. Determinants of airborne concentrations of volatile organic compounds in rural areas of Western Canada. *J. Exposure Science and Environmental Epidemiology* 18:117-128.

Zellers, J.E. 1985. Four week repeated dose dermal toxicity study in rats using heavy aromatic distillate. Project No. 2063. Préparé pour la Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). Pittsburgh (PA) : Gulf Life Sciences Centre. [Mentionné dans API, 2001b].

Zielinska B, Campbell D and Samburova V. 2014. Impact of emissions from natural gas production facilities on ambient air quality in th Barnett Shale area: a pilot study. *J Air Waste Manag Assoc.* Décembre 2014;64(12):1369-83.

ANNEXES

Annexe A : Groupes de substances pétrolières

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

Groupe ^a	Description	Exemple
Pétroles bruts	Mélanges 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
Pétrole et gaz de raffinerie	Mélanges complexes d'hydrocarbures légers comportant principalement de 1 à 5 atomes de carbone	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Mélanges complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 4 à 12 atomes de carbone	Essence
Gazoles	Mélanges complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 9 à 25 atomes de carbone	Carburant diesel
Mazouts lourds	Mélanges complexes d'hydrocarbures lourds comportant principalement de 11 à 50 atomes de carbone	Mazout n° 6
Huiles de base	Mélanges complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 15 à 50 atomes de carbone	Huiles lubrifiantes
Extraits aromatiques	Mélanges complexes d'hydrocarbures principalement aromatiques comportant de 15 à 50 atomes de carbone	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gath et pétrolatum	Combinaisons complexes d'hydrocarbures principalement aliphatiques comportant de 12 à 85 atomes de carbone	Pétrolatum
Bitume ou résidus sous vide	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbone	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 : Autres termes liés aux condensats de gaz naturel

Il existe divers termes pour décrire les condensats de gaz naturel et d'autres substances associées à la production de gaz naturel. Les termes comme « pentanes plus » ou « C₅₊ », « liquides du gaz naturel » et « essence naturelle » sont parfois définis de la même manière que les condensats de gaz naturel et peuvent par conséquent être utilisés de manière interchangeable.

Tableau B-1. Autres termes liés aux condensats de gaz naturel

Référence	Liquides de gaz naturel	Pentanes plus	Condensats
Statistique Canada (2011a)	Définis comme du liquide de gaz naturel des usines de gaz, notamment du propane, du butane et de l'éthane.	« Mélange composé principalement de pentanes et d'hydrocarbures plus lourds qui peuvent d'ordinaire contenir une certaine quantité de butane et qui est obtenu par traitement du gaz brut, du condensat et du pétrole brut. »	« Mélange composé principalement de pentanes et d'hydrocarbures pouvant être contaminé par des composés sulfurés, qui est récupérable au puits d'un réservoir souterrain et qui est sous forme gazeuse dans les conditions sous lesquelles son volume est mesuré ou estimé. »
ONE (2005)	« Composants d'hydrocarbures récupérés à partir du gaz naturel de traitement. Cela inclut généralement l'éthane, le propane, le butane, le pentane et des hydrocarbures plus lourds. »	« Mélange composé principalement de pentanes et d'hydrocarbures plus lourds, qui est obtenu par traitement du gaz brut, du condensat ou du pétrole brut. »	« Hydrocarbures liquides légers séparés du pétrole brut après la production et mélange de pentanes et d'hydrocarbures plus lourds séparés de la production du gaz naturel. »
Centre canadien d'information sur l'énergie (2011)	« Liquides obtenus pendant la production de gaz naturel et composés d'éthane, de propane, de butane et de condensats. »		« Liquides récupérés pendant la production de gaz naturel et composés principalement de pentane et d'hydrocarbures plus lourds. »

Annexe C. Tableaux des propriétés physiques et chimiques des condensats de gaz naturel

Tableau C-1. Identité de trois condensats de gaz naturel (NCI, 2009).

N° CAS Nom dans la Liste intérieure des substances	Groupe chimique	Principaux composants	Nombre d'atomes de carbone	Rapport approximatif des composés aliphatiques / aromatiques
64741-47-5 Gaz naturel (pétrole), condensats	Pétrole - condensats de gaz naturel	Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques	C ₂ -C ₂₀	11/88 (consulter le tableau 2-1)
64741-48-6 Gaz naturel (pétrole), mélange liquide brut	Pétrole - condensats de gaz naturel	Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques	C ₂ -C ₈	11/88 (consulter le tableau 2-1)
68919-39-1 Gaz naturel, condensats	Pétrole - condensats de gaz naturel	Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques	C ₂ -C ₈	11/88 (consulter le tableau 2-1)

Tableau C-2 : Propriétés physiques et chimiques des molécules représentatives de la composition des condensats de gaz naturel (valeurs expérimentales, notées « exp. », et modélisées à l'aide de l'EPI Suite, 2008)¹

***n*-alcane**

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol)
C ₂ éthane (74-84-0)	-88,6 (exp.)	-182,8 (exp.)	4,20 × 10 ⁶ (exp.)	5,07 × 10 ⁴ (exp.)
C ₄ butane (106-97-8)	-0,5 (exp.)	-138,2 (exp.)	2,4 × 10 ⁵ (exp.)	9,6 × 10 ⁴ (exp.)
C ₆ hexane (110-54-3)	68,7	-95,3 (exp.)	2,0 × 10 ⁴ (exp.)	1,82 × 10 ⁵ (exp.)
C ₉ nonane (111-84-2)	150,8 (exp.)	-53,5 (exp.)	593 (exp.)	3,5 × 10 ⁵ (exp.)
C ₁₂ dodécane (112-40-3)	216 (exp.)	-9,6 (exp.)	32 (exp.)	8 × 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 eicosane (112-95-8)	343 (exp.)	36,8 (exp.)	6,2 × 10 ⁻⁴ (exp.)	5,3 × 10 ⁶

Isoalcane

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol)
C ₄ isobutane (75-28-5)	-11,7	-138,3 (exp.)	3,5 × 10 ⁵ (exp.)	1,2 × 10 ⁵ (exp.)
C ₆ 2-méthylpropène (107-83-5)	60,2 (exp.)	-153,7 (exp.)	2,8 × 10 ⁴ (exp.)	1,7 × 10 ⁵ (exp.)
C ₉ 2,3-diméthylheptane (3074-71-3)	133 (exp.)	-113 (exp.)	1,4 × 10 ³	6,4 × 10 ⁴
C ₁₂ 2,3-diméthyldécane (17312-44-6)	181,4	-43	165,3	2,5 × 10 ⁵

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	250,2	1,5	5,8	3,7 × 10 ⁵
C ₂₀ 3-méthyl nonadécane (1560-86-7)	326	39,5	0,092	9,1×10 ⁶

Cycloalcanes monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₆ cyclohexane (110-82-7)	144 (exp.)	6,6 (exp.)	1,3 × 10 ⁴ (exp.)	1,5 × 10 ⁴ (exp.)
C ₉ 1,2,3-triméthylcyclo- hexane (1678-97-3)	224,0 (exp.)	-66,9 (exp.)	650,0	1,7 × 10 ⁴
C ₁₂ <i>n</i> -hexylcyclohexane (4292-75-5)	224,0 (exp.)	-43 (exp.)	15,2 (exp.)	2,9×10 ⁴
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	282 (exp.)	-10 (exp.)	1,2 (exp.)	5,8 × 10 ⁴
C ₂₀ tétradécylcyclo- hexane (1795-18-2)	360 (exp.)	24 (exp.)	0,022	3,5 × 10 ⁵

Cycloalcanes bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₉ <i>cis</i> -bicyclononane (4551-51-3)	167,0 (exp.)	-53,0 (exp.)	320,0	2 × 10 ³
C ₁₂ dicyclohexyl (autre nom : 1,1'-bicyclohexyl) (92-51-3)	256,0 (exp.)	69,0 (exp.)	12,0 (exp.)	31,0 (exp.)
C ₁₅ pentaméthyldécane (91-17-8)	248	8,6	6,6	2,8 × 10 ⁴

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl - 2-décaline	329	78	0,04	8,2 × 10 ⁴

Polycycloalcanes

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₄ hydrophénanthrène	255	20,8	4,53	8,6 × 10 ³
C ₁₈ hydrochrysène	316	66,4	0,0041	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)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₆ benzène (71-43-2)	80,0 (exp.)	5,5 (exp.)	12 600 (exp.)	562 (exp.)
C ₇ toluène (108-88-3)	110,6 (exp.)	-94,9 (exp.)	3 790 (exp.)	673 (exp.)
C ₈ éthylbenzène (100-41-4)	136,1 (exp.)	-94,9 (exp.)	1 280 (exp.)	7,98 × 10 ² (exp.)
C ₈ <i>m</i> -xylène (108-38-3)	139,1 (exp.)	-47,8 (exp.)	1 110 (exp.)	7,2×10 ³ (exp.)
C ₈ <i>o</i> -xylène (95-47-6)	144,5 (exp.)	-25,2 (exp.)	881 (exp.)	525 (exp.)
C ₈ <i>p</i> -xylène (106-42-3)	138,3 (exp.)	13,2 (exp.)	1 180 (exp.)	699 (exp.)
C ₉ éthylméthylbenzène (25550-14-5)	229,6	-80,8 (exp.)	348,0	560,0
C ₁₂ 1,2,4-triéthylbenzène (877-44-1)	169,3 (exp.)	-43,8 (exp.)	280,0 (exp.)	6,0 × 10 ² (exp.)
C ₁₅ <i>n</i> -nonylbenzène (1081-77-2)	281 (exp.)	-24 (exp.)	0,76 (exp.)	4 200

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₂₀ Tétradécylbenzène	359 (exp.)	16 (exp.)	3,17 x 10 ⁻³ (exp.)	7,2 x 10 ³

Cycloalcanes monoaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₉ indane (56573-11-6)	177,9 (exp.)	-51,4 (exp.)	142,0 (exp.)	20,0 (exp.)
C ₁₀ tétraline (119-64-2)	207,6 (exp.)	-35,7 (exp.)	49,0 (exp.)	1,4 x 10 ² (exp.)
C ₁₂ éthyltétraline (32367-54-7)	235 (exp.)	-42,8 (exp.)	8,0	2,4 x 10 ²
C ₁₅ Méthyloctahydro-phénanthrène	285	50,9	0,34	939
C ₂₀ éthyl-dodécahydro-chrysène	351	115,7	0,003	1 710

Substances aromatiques bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₀ naphtalène (91-20-3)	217,9 (exp.)	80,2 (exp.)	11,3 (exp.)	45,0 (exp.)
C ₁₂ 1,1'-biphényle (92-52-4)	256 (exp.)	69 (exp.)	12 (exp.)	31 (exp.)
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	309,0	43,7	0,1	23,8
C ₂₀ isodécylnaphtalène (91-20-3)	366,4	99,5	1,35 x 10 ⁻³	7,4 x 10 ⁻³

Cycloalcanes diaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₂ acénaphène (83-32-9)	279 (exp.)	93,4 (exp.)	0,3 (exp.)	18,6
C ₁₅ éthylfluorène (65319-49-5)	321	89,5	0,02	8,6
C ₂₀ iso-heptylfluorène	374	119	5,6 x 10 ⁻⁴	2,2 x 10 ⁻⁴

Substances aromatiques tricycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₄ anthracène (120-12-7)	339,9 (exp.)	215 (exp.)	8,71 x 10 ⁻⁴ (exp.)	5,63 (exp.)
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	350 (exp.)	65 (exp.)	0,01	1,2
C ₂₀ 2-isohexyl- phénanthrène	391	129	0,00017	23,7

Substances aromatiques à quatre cycles

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₁₆ fluoranthène (206-44-0)	348,0 (exp.)	107,8 (exp.)	1,2 x 10 ⁻³ (exp.)	0,90
C ₁₈ chrysène (218-01-9)	448 (exp.)	258,2 (exp.)	8,31 x 10 ⁻⁷ (exp.)	0,53 (exp.)
C ₂₀ benzo(k)fluoran- thène (207-08-9)	480 (exp.)	217 (exp.)	1,3 x 10 ⁻⁷ (exp.)	0,0592 (exp.)

Substances aromatiques à cinq cycles

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol)
C ₂₀ benzo[a]pyrène (50-32-8)	495 (exp.)	177,0 (exp.)	7,32 × 10 ⁻⁷ (exp.)	4,63 × 10 ⁻² (exp.)

Tableau C-2 (suite). Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives de condensats de gaz naturel¹

n-alcane

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₂ éthane (74-84-0)	1,81 (exp.)	1,12	60,2 (exp.)
C ₄ butane (106-97-8)	2,89 (exp.)	3,0	61,0
C ₆ hexane (110-54-3)	3,9 (exp.)	2,2	Eau douce : 9,5-13 (20 °C); Eau salée : 75,5 (20 °C)
C ₉ <i>n</i> -nonane (111-84-2)	5,7 (exp.)	4,9	0,2 (exp.)
C ₁₂ <i>n</i> -dodécane (112-40-3)	6,1	5,3	0,004 (exp.)
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	7,7	6,7	7,6 × 10 ⁻⁵ (exp.)
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	10,2	5,8	0,002 (exp.)

Isoalcane

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₄ isobutane (75-28-5)	2,8 ^a	1,6	49,0

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₆ 2-méthylpropène (107-83-5)	3,2	2,1	14 (exp.)
C ₉ 2,3-diméthylheptane (3074-71-3)	4,6	2,9	0,7
C ₁₂ 2,3-diméthyldécane (17312-44-6)	6,1	3,6	0,1
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	7,6	6,6	0,003
C ₂₀ 2-méthyle nonadécane (1560-86-7)	10	8,8	1,1 × 10 ⁻⁵

Cycloalcanes monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₆ cyclohexane (110-82-7)	3,4	2,2	55,0 (exp.)
C ₉ <i>n</i> -propylcyclohexane (1678-92-8)	4,6	4,0	3,7
C ₉ triméthylcyclohexane (1678-97-3)	4,4	2,9	4,6
C ₁₂ <i>n</i> -hexylcyclohexane (4292-75-5)	6,05	3,8	0,1
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	7,5	4,6	0,004 (exp.)
C ₂₀ tétradécylcyclohexane (1795-18-2)	10,0	5,9	1 × 10 ⁻⁵

Cycloalcanes bicycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₉ <i>cis</i> -bicyclo nonane	3,7	3,2	19,3
C ₁₂ dicyclohexyl (autre nom : 1,1'-bicyclohexyl) (92-51-3)	4,0 (exp.)	3,5	6,9 (exp.)
C ₁₅ pentaméthyldécane (91-17-8)	6,3	5,5	0,05
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl - 2-décane	8,9	7,7	1,1 × 10 ⁻⁴

Polycycloalcanes

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₁₄ hydrophénanthrène	5,2	4,5	0,5
C ₁₈ hydrochrysène	6,2	5,4	0,034

Substances aromatiques monocycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₆ benzène (71-43-2)	2,1 (exp.)	2,2	1 790 (exp.)
C ₇ toluène (108-88-3)	2,73 (exp.)	2,07 (exp.)	526 (exp.)
C ₈ éthylbenzène (100-41-4)	3,15 (exp.)	2,23 (exp.)	169 (exp.)
C ₈ <i>m</i> -xylène (108-38-3)	3,20 (exp.)	2,25 (exp.)	161 (exp.)

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₈ o-xylène (95-47-6)	3,12 (exp.)	2,25 (exp.)	178 (exp.)
C ₈ p-xylène (106-42-3)	3,15 (exp.)	2,41 (exp.)	162 (exp.)
C ₉ Éthylméthylbenzène	3,5 (exp.)	2,9	74,6 (exp.)
C ₁₂ 1,2,3-triéthylbenzène (42205-08-3)	5,1	3,7	1,8
C ₁₂ 1,2,4-triéthylbenzène (877-44-1)	3,6 (exp.)	3,2	57,0 (exp.)
C ₁₅ n-nonylbenzène (1081-77-2)	7,1 (exp.)	4,4	0,04
C ₂₀ tétradécylbenzène	8,9	7,7	4,1 x 10 ⁻⁴

Cycloalcanes monoaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₉ indane (56573-11-6)	3,2 (exp.)	2,8	109,0 (exp.)
C ₁₀ tétraline (119-64-2)	3,5 (exp.)	3,0	47,0 (exp.)
C ₁₂ éthyltétraline (32367-54-7)	4,9	4,22	5,29
C ₁₅ méthyloctahydro- phénanthrène	5,4	4,4	0,37
C ₂₀ éthyl-dodécahydro- chrysène	6,9	5,7	5,6 x 10 ⁻⁴

Substances diaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₁₀ Naphtalène (91-20-3)	3,3 (exp.)	3,0 (exp.)	31,0 (exp.)
C ₁₂ 1,1'-biphényle (92-52-4)	4 (exp.)	3,5	6,9 (exp.)
C ₁₅ 4-isopropylbiphényle	5,5 (exp.)	4,6	0,9
C ₂₀ Isodécylnaphtalène (91-20-3)	8,06	7,00	2,4 × 10 ⁻³

Tableau C2-21. Cycloalcanes diaromatiques

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₁₂ Acénaphène (83-32-9)	3,9 (exp.)	3,7	2,5
C ₁₅ Éthylfluorène (65319-49-5)	5,1	4,5	0,2
C ₂₀ <i>iso</i> -heptyl-fluorène	7,4	6,5	1,9 × 10 ⁻³

Substances aromatiques tricycliques

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₁₄ anthracène (120-12-7)	4,45 (exp.)	4,31 (exp.)	0,0434 (exp.)
C ₁₅ 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	4,9 (exp.)	4,5	0,3 (exp.)
C ₂₀ 2-isoheptyl- phénanthrène	7,4	5,9	0,001

Substances aromatiques à quatre cycles

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₁₆ Fluoranthène (206-44-0)	5 (exp.)	4,5	0,26 (exp.)
C ₁₈ Chrysène (218-01-9)	5,81 (exp.)	5,26	0,002 (exp.)
C ₂₀ Benzo(k)fluoranthène (207-08-9)	6,1 (exp.)	5,3	0,0008 (exp.)

Substances aromatiques à cinq cycles

Classe chimique, nom et n° CAS	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L à 25 °C, sauf indication contraire)
C ₂₀ benzo[a]pyrène (50-32-8)	6,13 (exp.)	6,7	0,0016 (exp.)

¹Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles portant la mention « exp. », ce qui indique 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 1.67a) pour le log K_{oe} ; KOCWIN (version 2.0) pour le log K_{co} ; WSKOW (version 1.41) pour l'hydrosolubilité.

Annexe D. Données sur la persistance, la bioaccumulation et la toxicité

Tableau D-1. Analyse des données de persistance des hydrocarbures pétroliers représentatifs des condensats de gaz naturel d'après Environnement Canada (2014)

Nombre d'atomes de carbone	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	C ₈	C ₉	C ₁₀	C ₁₁
<i>n</i> -alcanes	A	A	A	A	A	s.o.	-	-	s.o.
<i>i</i> -alcanes	s.o.	s.o.	A	A	A	-	-	-	s.o.
Alcane monocycliques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	-	-	-	-	s.o.
Alcane dicycliques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	s.o.
Alcane polycycliques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Substances monoaromatiques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	A	A	Sd	s.o.	Sd
Cycloalcanes monoaromatiques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	S, E, Sd	S, E, Sd	s.o.
Substances diaromatiques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	S, E, Sd	s.o.
Cycloalcanes diaromatiques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Substances aromatiques tricycliques	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Substances polyaromatiques à quatre cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Substances polyaromatiques à cinq cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Substances polyaromatiques à six cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.

Tableau D-1 (suite). Analyse des données de persistance des hydrocarbures pétroliers représentatifs des condensats de gaz naturel d'après Environnement Canada (2014)

Nombre d'atomes de carbone	C ₁₂	C ₁₃	C ₁₄	C ₁₅	C ₁₈	C ₂₀	C ₂₂	C ₂₅	C ₃₀
<i>n</i>-alcane	-	s.o.	s.o.	-	-	-	s.o.	s.o.	-
<i>i</i>-alcane	-	-	s.o.	-	s.o.	-	s.o.	s.o.	E, S, Sd
alcane monocyclique	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	Sd
alcane bicyclique	Sd	s.o.	s.o.	E, S, Sd	E, S, Sd	E, S, Sd	s.o.	E, S, Sd	E, S, Sd
alcane polycyclique	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	E, S, Sd	s.o.	E, S, Sd	s.o.	s.o.
substance monoaromatique	E, S, Sd	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	-	s.o.	s.o.	E, S, Sd
cycloalcane monoaromatique	E, S, Sd	s.o.	s.o.	E, S, Sd	s.o.	E, S, Sd	s.o.	s.o.	s.o.
substance diaromatique	E, S, Sd	s.o.	s.o.	E, S, Sd	s.o.	E, S, Sd	s.o.	s.o.	E, S, Sd
cycloalcane diaromatique	E, S, Sd	A	s.o.	-	s.o.	-	s.o.	s.o.	s.o.
substance aromatique tricyclique	A	s.o.	A, E, S, Sd	-	s.o.	-	s.o.	s.o.	E, S, Sd
substance polyaromatique à quatre cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	A, E, S, Sd	E, S, Sd	s.o.	s.o.	s.o.
substance polyaromatique à cinq cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	A, E, S, Sd	s.o.	s.o.	E, S, Sd
substance polyaromatique à six cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	A, E, S, Sd	s.o.	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

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

s.o. - sans objet Indique qu'aucun de ces nombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou n'a été modélisé

Série de tableaux D-2 : Demi-vies de biodégradation aérobique primaire des hydrocarbures d'une essence composée dans l'eau (Prince et al., 2007)

Composés aromatiques

Classe et composé	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
benzène	3,2	4,6
toluène	3,2	5,2
2-éthyl-1,3-diméthylbenzène	3,2	4,9

Substances aromatiques bicycliques

Classe et composé	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
naphtalène	3,2	4,4

n-alcane

Classe et composé	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
butane	15	32
hexane	6,5	10
nonane	3,2	4,4
dodécane	2,8	3,8

Isoalcane

Classe et composé	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
2-méthylpropène (isobutane)	17	42
2-méthylpropène	10	17
3-méthylpropène	10	21
2-méthylbutane	4,8	6,0
4-méthylnonane	3,2	4,8

Cycloalcane

Classe et composé	Demi-vie médiane (jours)	Demi-vie moyenne (jours)
1,1,3-triméthylcyclohexane	8,5	14

Tableau D-3. Biodégradation ultime des hydrocarbures d'une essence composée dans l'eau (Solano-Serena et al., 1999)

Composant	Durée de l'essai (en jours)	Pourcentage de matière biodégradée
Ensemble de l'essence	25	94
Substances aromatiques	25	99 ± 1
Alcanes ramifiés	25	74 ± 5
Alcanes linéaires	25	92 ± 1

Tableau D-4. Analyse des données de bioaccumulation modélisées et expérimentales des hydrocarbures pétroliers représentatifs des condensats de gaz naturel d'après Environnement Canada (2014)

Nombre d'atomes de carbone	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	C ₇	C ₈	C ₉	C ₁₀	C ₁₁
<i>n</i> -alcane	-	-	-	-	-	S.O.	S.O.	<i>B</i>	S.O.	-
<i>i</i> -alcane	S.O.	S.O.	-	-	-	S.O.	-	-	-	S.O.
Monocyclo- alcane	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	-	-	-	-	-	S.O.
Dicyclo- alcane	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	-	-	S.O.
polycycloal- cane	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
monoaromat- ique	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	-	-	-	-	-	S.O.
Cyclo- alcane mono- aromatique	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	-	-	S.O.
Di- aromatique	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	b	b
Cyclo- alcane di- aromatique	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Substances poly- aromatiques tricycliques	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Substances poly- aromatiques à quatre cycles	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Substances poly- aromatiques à cinq cycles	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Substances poly- aromatiques à six cycles	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.

Tableau D-4 (suite). Analyse des données de bioaccumulation modélisées et expérimentales des hydrocarbures pétroliers représentatifs des condensats de gaz naturel d'après Environnement Canada (2014)

Nombre d'atomes de carbone	C₁₂	C₁₃	C₁₄	C₁₅	C₁₆	C₁₈	C₂₀	C₂₂	C₂₅	C₃₀
n-alcane	-	-	-	-	-	-	-	-	S.O.	S.O.
i-alcane	-	B	S.O.	B	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Monocyclo-alcane	B	S.O.	S.O.	B	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Alcane dicyclique	B	-	S.O.	B	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Polycyclo-alcane	S.O.	S.O.	B	S.O.	S.O.	-	S.O.	B	S.O.	S.O.
Substance mono-aromatique	-	S.O.	S.O.	B	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Cyclo-alcane mono-aromatique	-	S.O.	S.O.	B	S.O.	S.O.	B	S.O.	S.O.	S.O.
Di-aromatique	B, b	B, b	-	-	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Cyclo-alcane di-aromatique	b	b	-	b	-	S.O.	B	S.O.	S.O.	S.O.
Substance poly-aromatique tricyclique	-	S.O.	B	B, b	B, b	S.O.	B	S.O.	S.O.	S.O.
Substance poly-aromatique à quatre cycles	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	B	B	B	S.O.	S.O.	S.O.
Substance poly-aromatique à cinq cycles	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	B	B	S.O.	S.O.
Substance poly-	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	B	S.O.	S.O.

aromatiques à six cycles										
-------------------------------------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

B – Fortement bioaccumulable avec un facteur de bioaccumulation ou de bioconcentration supérieur à 5000 d'après les données modélisées et/ou empiriques

B – Le facteur de bioconcentration ou de bioaccumulation est proche de 5000 L/kg p/p, mais lui est inférieur.

b – Le FBM ou le FAT empirique supérieur à 1.

s.o. – Sans objet : indique qu'aucun de ces ombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou n'a été modélisé

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

Annexe E. Données des scénarios d'exposition environnementale

Tableau E-1. Volume total de sol qui devrait être saturé après un déversement de condensats de gaz naturel dans le sol, d'après les données de l'Alberta pour 2002 à 2011

Volume de condensats de gaz naturel déversé (L)	Type de déversement	Type de sol	Capacité de rétention ^{a,b} (mg _{essence} /kg _{sol})	Densité apparente du sol ^b (g/cm ³)	Volume de sol saturé par des condensats de gaz naturel (m ³)
3754	Moyen	Sable d'Ottawa	68 000	1,7	24
3754	Moyen	Sable loameux de Delhi	170 000	1,5	9,6
3754	Moyen	Loam limoneux d'Elora	238 000	1,5	6,8
500	Médian	Sable d'Ottawa	68 000	1,7	3,2
500	Médian	Sable loameux de Delhi	170 000	1,5	1,3
500	Médian	Loam limoneux d'Elora	238 000	1,5	0,9
9000	90 ^e centile	Sable d'Ottawa	68 000	1,7	58
9000	90 ^e centile	Sable loameux de Delhi	170 000	1,5	23
9000	90 ^e centile	Loam limoneux d'Elora	238 000	1,5	16

^a Après 24 heures de drainage libre.

^b D'après Arthurs *et al.*, 1995. Déterminé à partir de la densité apparente du sol sec.

Annexe F. Résultats de la modélisation concernant l'exposition humaine aux condensats de gaz naturel

Tableau F-1. Estimations des émissions normales par évaporation des condensats de gaz naturel dans l'air ambiant pendant le transport par train, par camion et par navire^a

Scénario de transport	Moyenne ^b	Limite supérieure ^c
Chargement	inférieur à 20 000	inférieur à 90 000
Transport	inférieur à 100	inférieur à 200 000
Déchargement	inférieur à 10 000	inférieur à 600 000

^a Si l'on présume que tous les modes de transport ne possèdent aucun système de contrôle de la vapeur (par récupération ou combustion).

^b Selon les quantités moyennes transportées parmi les trois condensats de gaz naturel (nos CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1)

^c Selon les quantités maximales transportées parmi les trois condensats de gaz naturel (nos CAS 64741-47-5, 64741-48-6 et 68919-39-1)

Tableau F-2. Variables d'entrée utilisées dans le modèle SCREEN3

Variables	Entrée
Type de source	Étendue
Aire de captation des émissions ^a	10 x 2 m (marche au ralenti du camion), 20 x 20 m ² (camion ou réservoirs de stockage), 40 x 10 m ² (train), 50 x 10 m ² (bateau)
Taux d'émission (g/s m ²)	Transport : inférieur à 5 x 10 ⁻³ (marche au ralenti du camion); inférieur à 0,1 (chargement et déchargement du camion) ^b ; inférieur à 1 (chargement et déchargement du train) ^b ; inférieur à 1 (chargement et déchargement du bateau) ^b Stockage : 0,0058 (condensats de gaz naturel); 2,1 x 10 ⁻⁵ (benzène) ^c
Hauteur de la source d'émissions ^a	Transport : 3 m Stockage : 3,5 m
Hauteur du récepteur ^d	1,74 m (humains)
Facteur d'ajustement du vent variable ^e	0,4 (du maximum de 1 heure au maximum après 24 heures) 0,2 (du maximum de 1 heure au maximum annuel)
Option urbaine/rurale	Transport : urbain Stockage : urbain ou rural
Météorologie ^f	1 (météorologie complète)

Distance minimale et maximale à utiliser	50 à 5000 m
--	-------------

- ^a Jugement professionnel fondé sur une photographie présentée dans l'ouvrage de Hendler *et al.*, 2009.
- ^b Le taux d'émission est calculé en fonction de la quantité d'émissions (kg/année) [tableau G.1.], de la fréquence annuelle estimative des événements, de la durée estimative de chaque événement et des aires de captation des émissions.
- ^c Valeur calculée en fonction d'un taux d'émission de condensats de gaz naturel de 8,3 kg/h (Hendler *et al.*, 2009) et d'un taux d'émission de benzène de 0,03 kg/h (Chambers, 2004), divisés par l'aire de captation des émissions.
- ^d Curry *et al.*, 1993.
- ^e USEPA (1992)
- ^f Valeur par défaut du modèle SCREEN3 (1996)

Tableau F-3. Estimation de la contribution du benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air ambiant à proximité des sites de chargement et de déchargement des condensats de gaz naturel (trains)

Distance (m)	Concentration maximale après 1 heure	Concentration maximale après 24 heures	Concentration annuelle (moyenne)	Concentration annuelle (limite supérieure)
50	8350	3340	0,30	174
100	3032	1213	0,11	63
200	890	356	0,032	19
300	432	173	0,016	9,0
400	261	104	0,0095	5,4
500	178	71	0,0065	3,7
600	131	52	0,0047	2,7
700	102	41	0,0037	2,1
800	82	33	0,0030	1,7
900	68	27	0,0025	1,4
1000	58	23	0,0021	1,2
1500	31	12	0,0011	0,63
2000	21	8,4	0,00077	0,44
2500	15	6	0,00055	0,31
3000	12	4,8	0,00044	0,25
3500	9,8	3,9	0,00036	0,20
4000	8,2	3,3	0,00030	0,17
4500	7,1	2,8	0,00026	0,15
5000	6,2	2,5	0,00022	0,13

Tableau F-4. Estimation de la contribution du benzène dans l'air ambiant à proximité des sites de chargement et de déchargement des condensats de gaz naturel (camions)

Distance (m)	Concentration maximale après 1 heure	Concentration maximale après 24 heures	Concentration annuelle (Moyenne)	Concentration annuelle (Limite supérieure)
50	356	142	3,5	16
100	154	62	1,5	6,8
200	49	20	0,48	2,2
300	24	9,6	0,24	1,1
400	15	6,0	0,15	0,66
500	10	4,0	0,098	0,44
600	7,5	3,0	0,074	0,33
700	5,8	2,3	0,056	0,25
800	4,7	1,9	0,047	0,21
900	3,9	1,6	0,039	0,18
1000	3,3	1,3	0,032	0,14
1500	1,8	0,72	0,018	0,080
2000	1,2	0,48	0,012	0,053
2500	0,87	0,35	0,0086	0,039
3000	0,68	0,27	0,0066	0,030
3500	0,56	0,22	0,0054	0,024
4000	0,47	0,19	0,0047	0,021
4500	0,41	0,16	0,0039	0,018
5000	0,36	0,14	0,0034	0,015

Tableau F-5. Estimation de la contribution du benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air ambiant à proximité des réservoirs de stockage de condensats de gaz naturel selon le modèle SCREEN3 (taux d'émission = 0,03 kg/h)^a

Distance (m)	Concentration maximale après 1 heure	Concentration maximale après 24 heures	Concentration maximale en fonction de l'état moyen des vents pendant 1 an
50	55,24	22,10	11,05
100	25,53	10,21	5,11
200	8,30	3,32	1,66
300	4,12	1,65	0,82
400	2,51	1,00	0,50
500	1,72	0,69	0,34
600	1,27	0,51	0,25
700	0,99	0,40	0,20
800	0,80	0,32	0,16
900	0,66	0,26	0,13

1000	0,56	0,22	0,11
1500	2,91	1,16	0,58
2000	1,89	0,76	0,38
2500	1,37	0,55	0,27
3000	1,06	0,42	0,21
3500	0,86	0,34	0,17
4000	0,71	0,28	0,14
4500	0,61	0,24	0,12
5000	0,53	0,21	0,11

^a. Les estimations de 50 à 1000 m sont axées sur les données du milieu urbain et celles de 1500 à 5000 m sont axées sur les données du milieu rural dans le modèle SCREEN3.

Tableau F-6. Estimation de la contribution du benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air ambiant à proximité des réservoirs de condensats de gaz naturel et des sites de chargement des trains et des camions, selon le modèle AERScreen

Distance (m)	Concentration annuelle (limite supérieure) à proximité des réservoirs de stockage	Concentration annuelle (limite supérieure) à proximité des sites de chargement/déchargement des camions	Concentration annuelle (limite supérieure) à proximité des sites de chargement/déchargement des trains
50	7,2	10,33	90,06
100	2,8	3,97	32,17
200	1,1	1,82	12,02
300	0,6	0,86	6,82
400	0,4	0,58	4,58
500	0,3	0,43	3,37
600	0,2	0,33	2,52
700	0,2	0,27	2,12
800	0,2	0,23	1,76
900	0,1	0,19	1,50
1000	0,1	0,17	1,30
1500	0,1	0,10	0,79
2000	0,1	0,08	0,60
2500	0,0	0,06	0,50
3000	0,0	0,06	0,44
3500	0,0	0,05	0,39
4000	0,0	0,05	0,36
4500	0,0	0,04	0,33
5000	0,0	0,04	0,31

Voici les hypothèses qui ont été utilisées dans le modèle AERScreen :

Température moyenne min/max ($^{\circ}\text{K}$) = 270,6/283,5 (Calgary);

Distance minimum à l'air ambiant (m) = 1;

Sélectionner « chimie » = pas de « chimie »;

Altitude de la source (m) = 0;

Vitesse minimum du vent : (m/s) = 0,5;

Hauteur de l'aéromètre (m) = 10;

Météo (réservoir) = Tableaux saisonniers d'AERMET, profil dominant en surface/rural-prairie/humidité moyenne

Météo (trains et camion) = Tableaux saisonniers d'AERMET, profil dominant en surface/urbain-urbain (population de 100 000)/humidité moyenne.

Annexe G. Résumé des renseignements relatifs aux effets des condensats de gaz naturel sur la santé (données toxicologiques de l'ensemble des naphtes à faible point d'ébullition)

Tableau G-1. Renseignements essentiels concernant les effets sur la santé de l'ensemble des naphtes à faible point d'ébullition pour les condensats de gaz naturel

Toxicité aiguë

Exposition	N° CAS (ou substance spécifique)	Niveaux des effets ^a /résultats
Orale	64741-55-5, 64741-54-4, 64741-66-8, 64741-87-3, 8030-30-6	DL₅₀ : supérieure à 5000 mg/kg chez le rat (API, 1982; API, 1986a, b; RTECS, 2008e, f, g).
Orale	8052-41-3, 64742-48-9	Dose létale supérieure à 5000 mg/kg chez le rat (RTECS, 2008a; Rausina, 1984)
Inhalation	64741-55-5, 64741-54-4, 64741-66-8, 64741-87-3, 8032-32-4, 8052-41-3	CL₅₀ : supérieure à 5 mg/L (supérieure à 5000 mg/m ³) ^b chez le rat (CONCAWE, 1992; API, 1987c, d, e, f; API, 2008a; RTECS, 2008a, b, d, f, g)
Inhalation	Naphta non traité, naphta de cokéfaction	Dose létale = 10,6 mg/L (Stubblefield <i>et al.</i> , 1989) 10,6 mg/L sous forme d'aérosol, exposition de six heures chez le rat Sprague-Dawley (5 par sexe) et la souris Swiss-Webster (5 par sexe) Mortalité : 10 des 10 souris, 2 des 10 rats. Décoloration du foie, des reins et des poumons chez les animaux morts; augmentation des ratios poids du foie/poids corporel et poids des reins/poids corporel chez les souris; augmentation du ratio poids des poumons/poids corporel chez le rat mâle; et augmentation du ratio poids du foie/poids corporel chez le rat femelle.
Voie cutanée	64741-55-5, 64741-66-8, 64741-87-3, 8030-30-6	DL₅₀ : supérieure à 2000 mg/kg p.c. chez les lapins (API, 1986a, c; CONCAWE, 1992; API, 2008 b; RTECS, 2008c, g).
Voie cutanée	64741-54-4, 8052-41-3	Dose létale : supérieure à 2000 mg/kg p.c. chez les lapins (RTECS, 2008a, f)
Voie cutanée	Naphta non traité découlant de la cokéfaction	DL₅₀ : supérieure à 3160 mg/kg p.c. chez les lapins (Stubblefield <i>et al.</i> , 1989)

Exposition	N° CAS (ou substance spécifique)	Niveaux des effets ^a /résultats
	fluide	
Oculaire	Naphta non traité découlant de la cokéfaction fluide	DMEO : supérieure à 0,1 mL (Stubblefield <i>et al.</i> , 1989) Une seule dose de 0,1 mL a été injectée dans le sac conjonctival inférieur de l'œil gauche de lapins blancs de Nouvelle-Zélande (9 au total, âgés de 12 ans). L'œil non exposé de chacun des lapins a été utilisé comme témoin simultané. Des observations ont été faites 1 h, 4 h et 24 h après le traitement, ainsi que 2, 3, 4, 7 et 10 jours plus tard. L'irritation oculaire a été évaluée à l'aide de la méthode de Draize. Rougeur conjonctivale, aucune irritation de l'iris ou de la cornée. Rétablissement complet au 10 ^e jour.

Toxicité subchronique à court terme

Type de toxicité	N° CAS (ou substance précise)	Niveaux des effets ^a /résultats
Inhalation	64741-55-5	CMENO : 23 400 mg/m ³ pour l'augmentation du poids relatif du foie, de l'hyperplasie de la muqueuse nasale ainsi que de l'hyperplasie et de l'hypertrophie des cellules caliciformes, et la diminution de l'hémoglobine et de l'hématocrite (Lapin <i>et al.</i> , 2001). Les rats Sprague-Dawley mâles et femelles ont été exposés à 0, 750, 2500 ou 7500 ppm (0, 2340, 7700 ou 23 400 mg/m ³) ^{c,f} de la substance d'essai, à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 15 semaines. CSENO subchronique : 7700 mg/m ³ . La substance portant le n° CAS 6474155-5 comprend de 4 à 9 atomes de carbone, un point d'ébullition entre -20 °C et 190 °C, une concentration de substances aromatiques de 8 à 30 % p/p et une concentration de benzène inférieure à 2 % p/p.
Inhalation	64741-41-9	CMENO : 13 650 mg/m ³ pour la toxicité systémique (API, 2008b). Les rats de Sprague-Dawley (12 par sexe et par dose) ont été exposés de façon continue à 0,

		<p>100, 500 ou 3000 ppm (0, 455, 2275 ou 13 650 mg/m³) de la substance d'essai pendant 30 jours pour les mâles et 31 jours pour les femelles. Les groupes satellites de rats femelles non enceintes (12 par dose) ont été exposés à 0, 100, 500 ou 3000 ppm 2 semaines avant l'accouplement, pendant 7 semaines consécutives (jusqu'au 19^e jour de gestation) ou pendant un maximum de 8 semaines consécutives (s'il n'existe aucune preuve d'accouplement).</p> <p>13 650 mg/m³ - Augmentation des cas de fourrure tachée et humide (tous les groupes); diminution du poids corporel, du gain de poids et de l'efficacité d'absorption alimentaire (à court terme chez les femelles); augmentation du poids du foie et de l'hypertrophie hépatocellulaire (chez les mâles et à court terme chez les femelles); augmentation du poids des reins (à court terme chez les femelles, non liée au changement fonctionnel ou microscopique); hypertrophie minimale de l'épithélium folliculaire de la thyroïde (chez les mâles et à court terme chez les femelles).</p> <p>CSENO : 2275 mg/m³.</p> <p>La substance portant le n° CAS 64741-41-9 comprend une concentration d'acides naphténiques d'environ 30 % p/p.</p>
Inhalation	White spirit (aucun n° CAS n'a été attribué dans l'étude initiale).	<p>CSENO : Une concentration de 575 mg/m³ n'a aucun effet selon les auteurs (Savolainen et Pfaffli, 1982).</p> <p>Des rats Wistar mâles (20 par dose) ont été exposés à une concentration de 0, 575, 2875 ou 5750 mg/m³ de la substance d'essai, à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 4, 8, 12 ou 17 semaines. Une réduction de l'activité de créatine kinase dans l'homogénat cérébelleux a été observée à la 4^e semaine, mais pas à la 17^e semaine. Une diminution de la concentration sérique de créatine kinase a été observée à la 17^e semaine. Une baisse de l'activité cérébelleuse liée à la succinate-déhydrogénase a été observée de la 8^e à la 17^e semaine (en fonction de la dose).</p> <p><i>Supérieure à 2875 mg/m³</i> : Changements des taux de glutathion dans le cervelet et de l'activité de créatine kinase. Diminution importante des acides sialiques et uroniques dans la membrane plasmique des muscles à la 12^e et à la 17^e semaine.</p> <p>Le point d'ébullition de la substance d'essai</p>

		« white spirit » se situe entre 152 °C et 182 °C et sa concentration d'aromatiques est de 12 % p/p (concentration de benzène inférieure à 4,6 % p/p).
Inhalation	Essences minérales (aucun n° CAS n'a été attribué dans l'étude initiale).	<p>CMENO : 363 mg/m³ pour la mortalité accrue chez les cobayes (Rector <i>et al.</i>, 1966).</p> <p>Des rats Long-Evans (<i>n</i> = 133), des rats Sprague-Dawley (<i>n</i> = 18), des cobayes (<i>n</i> = 262), des lapins albinos de Nouvelle-Zélande (<i>n</i> = 29), des Saïmiris mâles (<i>n</i> = 27) et des chiens Beagle mâles (<i>n</i> = 18) ont été exposés à différentes concentrations (de 114 à 1271 mg/m³) de la substance d'essai de façon continue pendant 90 jours. Une étude parallèle sur l'exposition répétée à court terme à 593, à 596 et à 1353 mg/m³ de la substance d'essai à raison de 8 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 6 semaines a également été effectuée.</p> <p>La mortalité des cobayes exposés à une concentration supérieure ou égale à 363 mg/m³ a augmenté (4 des 15) dans le cadre de l'étude sur l'exposition continue, mais pas dans le cadre de l'étude sur l'exposition répétée à court terme, quelle que soit la concentration (de 593 à 1353 mg/m³). Aucune mortalité n'a été observée chez le rat, les lapins, les chiens et les singes dans le cadre des deux études.</p> <p>1271 mg/m³ : Poumons congestionnés, bronchite et infiltration cellulaire inflammatoire à cellules mixtes dans les poumons de toutes les espèces dans le cadre de l'étude sur l'exposition continue.</p> <p>1353 mg/m³ : Congestion et emphysème dans les poumons de 7 des 8 cobayes dans le cadre de l'étude sur l'exposition répétée à court terme.</p> <p>Le point d'ébullition de la substance d'essai se situait entre 140 °C et 190 °C et sa concentration d'aromatiques se situait entre 13 et 19 % p/p.</p>
Inhalation	White spirit (aucun n° CAS n'a été attribué dans l'étude initiale).	<p>CMEO la plus faible : 214 mg/m³ pour l'irritation des voies respiratoires supérieures (Riley <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>Des rats CD-1 femelles (6 par dose) ont été exposés à une concentration de 0 ou 214 mg/m³ de la substance d'essai, à raison de 4 heures par jour pendant 4 jours. 214 mg/m³ : L'histopathologie indique une infiltration cellulaire inflammatoire dans les fosses nasales, la trachée et le larynx, une perte des cils, une hyperplasie</p>

		<p>des cellules basales et des métaplasies squameuses de la trachée et des fosses nasales.</p> <p>La substance d'essai comprenait principalement entre 9 et 12 atomes de carbone, son point d'ébullition se situait entre 150 °C et 195 °C et sa concentration d'aromatiques était de 19 % p/p.</p>
Inhalation	Essence ^g	<p>CMENO la plus faible : 1327 mg/m³ pour les changements relatifs aux neurotransmetteurs dans le cerveau et la biochimie sérique (Chu <i>et al.</i>, 2005)</p> <p>Les rats Sprague-Dawley mâles et femelles (15 par sexe et par dose) ont été exposés à 0 ou 500 ppm (0 ou 1327 mg/m³)^{c,h} de la substance d'essai, à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 4 semaines. Chez les mâles, une augmentation réversible du poids des reins, de l'activité de l'enzyme hépatique éthoxyrésorufine O-déséthylase et du nombre de lymphocytes a été observée. Le taux de phosphate inorganique sérique était particulièrement élevé chez les mâles pendant la période de récupération. Augmentation du poids du cœur et des niveaux de glucose (femelles). Diminution des taux d'hémoglobine (femelles). Modification des taux d'amine biogène dans le cerveau (en fonction de la région cérébrale et du sexe). Augmentation des niveaux d'acide ascorbique et d'acide (benzoylamino)acétique dans les reins. La plupart de ces effets sont revenus aux niveaux de contrôle après une période de récupération.</p> <p>La concentration d'aromatiques de la substance d'essai était de 30 % p/p.</p>
Inhalation	64742-48-9	<p>CMENO : 4679 mg/m³ pour le stress oxydatif dans le cerveau, les reins et le foie (Lam <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Des rats Wistar mâles (28 par dose) ont été exposés à 0, 400 ou 800 ppm (0,2339 ou 4679 mg/m³) de la substance d'essai, à raison de 6 heures par jour, 7 jours par semaine, pendant 3 semaines.</p> <p>Une augmentation des taux de glutathion dans l'hémisphère (cerveau) et une irritation de la muqueuse ont été observées quelle que soit la concentration. Une augmentation du poids relatif des reins et du poids corporel a été observée en fonction de la dose.</p> <p>4679 mg/m³ : Induction de stress oxydatif</p>

		<p>dans le cerveau, les reins et le foie. Augmentation des espèces réactives à l'oxygène dans le foie et dans l'hippocampe, mais diminution de ces espèces dans les reins. Augmentation de la consommation d'eau et diminution de la consommation alimentaire ainsi que de l'activité hépatique liée à la glutamine synthétase.</p> <p>Le point d'ébullition de la substance d'essai (white spirit désaromatisé) se situait entre 145 °C et 200 °C et sa concentration d'aromatiques était inférieure à 0,4 % p/p.</p>
Voie cutanée	64741-54-4	<p>DMENO : 200 mg/kg p.c. pour la diminution du taux de croissance (API, 1986 g).</p> <p>Des doses de 200, 1000 ou 2000 mg/kg p.c. ont été appliquées sur la peau rasée des lapins mâles et femelles, à raison de 3 fois par semaine pendant 28 jours (12 applications au total).</p> <p><i>200 mg/kg p.c.</i> : Degré d'irritation cutanée faible à modéré chez les mâles et faible chez les femelles; diminution du taux de croissance chez les mâles.</p> <p><i>1000 mg/kg p.c.</i> : Irritation cutanée modérée; diminution du taux de croissance (mâles et femelles).</p> <p><i>2000 mg/kg p.c.</i> : Irritation cutanée modérée; perte de poids (chez les femelles), avant réduction du poids de croissance (chez les mâles).</p>
Voie cutanée	64742-48-9	<p>DMENO : 500 mg/kg p.c. par jour pour des changements hématologiques (mâles) et 1500 mg/kg p.c. par jour pour des changements biochimiques (mâles et femelles) [Zellers, 1985].</p> <p>Une dose de 0, 500, 1000 ou 1500 mg/kg p.c. a été administrée chaque jour à des rats F344 mâles et femelles (10 rats de chaque sexe par groupe), à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 4 semaines.</p> <p><i>500 mg/kg p.c. par jour</i> : Augmentation du nombre de globules blancs en fonction de la dose (en raison de la hausse du nombre de neutrophiles et de lymphocytes) chez les mâles.</p> <p><i>1000 mg/kg p.c. par jour</i> : Importante diminution de la consommation alimentaire chez les femelles.</p> <p><i>1500 mg/kg p.c. par jour</i> : Érythème grave, formation d'escarre modérée, augmentation du nombre de globules blancs selon la dose administrée (en raison de la hausse du nombre de neutrophiles et de lymphocytes) chez les</p>

		femelles; diminution importante de la consommation alimentaire chez les mâles, faible anémie; diminution du taux sérique de l'albumine (entre 9 et 25 %), des protéines (entre 10 et 13 %) et du niveau d'azote uréique dans le sang (entre 9 et 25 %); hausse de la numération plaquettaire (entre 10 et 20 %).
Voie cutanée	64741-55-5	DMENO la plus faible : 30 mg/kg p.c. par jour pour l'irritation cutanée (Mobil, 1988a). Des doses de 0, 30, 125 ou 3000 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur la peau rasée du dos des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (15 animaux par sexe et par dose), à raison de 5 jours par semaine pendant 90 jours. <i>Quelle que soit la dose</i> : Augmentation de l'irritation cutanée en fonction de la dose, formation d'érythèmes et d'œdèmes sur les zones traitées et effets histopathologiques liés à l'hyperplasie, à l'inflammation et à l'ulcération. Aucun autre effet n'a été détecté.

Toxicité chronique (effets non cancérogènes)

Type de toxicité	N° CAS (ou substance précise)	Niveaux des effets ^a /résultats
Inhalation	8006-61-9 (essence sans plomb)	CMENO : 67 ppm (200 mg/m ³) pour l'écoulement et l'irritation oculaires (MacFarland <i>et al.</i> , 1984). Les souris B6C3F1 et les rats albinos Fischer 344, mâles et femelles (âgés de 6 semaines, environ; 100 souris ou rats par sexe et par groupe), ont été exposés par inhalation à 0, 67, 292 ou 2056 ppm (0, 200, 870 ou 6170 mg/m ³) de la substance d'essai (contenant 2 % de benzène) à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant une période allant de 103 à 113 semaines. <i>Quelle que soit la dose</i> : Écoulement et irritation oculaires chez le rat. 67 ppm (200 mg/m ³) et 292 ppm (870 mg/m ³) : Diminution du taux de survie chez les souris mâles. Toutefois, le taux de survie du groupe ayant reçu la dose la plus élevée était supérieur à celui du groupe témoin. 870 mg/m ³ : Augmentation du poids relatif des reins chez le rat mâles. 292 ppm (870 mg/m ³) et 2056 ppm (6170 mg/m ³) : Augmentation liée à la dose du poids des ovaires et des testicules (rats),

		2056 ppm (6170 mg/m ³) : Augmentation des poids absolu et relatif des reins (rats mâles) et augmentation du poids relatif des reins (rats femelles). Diminution du poids corporel (chez le rat et chez les souris mâles). Diminution du poids absolu du cœur chez le rat.
Voie cutanée	Naphte de pétrole (aucun n° CAS n'a été attribué dans l'étude initiale).	DMENO la plus faible : 25 mg sans dilution (694 mg/kg p.c.) [Clark <i>et al.</i> , 1988]. Des souris C3H/HeN mâles et femelles (25 animaux par sexe) ont été exposées à 25 mg (694 mg/kg p.c.) ^{ij} de la substance d'essai (sans dilution), appliquée sur la peau rasée de la région du thorax dorsal, à raison de 3 fois par semaine, pendant 105 semaines. Irritation cutanée après une période variant de 10 à 15 jours. Changements liés à l'inflammation et à la dégénérescence de la peau après six mois.

Toxicité pour la reproduction et le développement

Type de toxicité	N° CAS (ou substance précise)	Niveaux des effets ^a /résultats
Inhalation	64741-55-5	CSENO maximale : 7518 ppm (27 059 mg/m ³) en ce qui concerne la toxicité pour la reproduction et le développement (Schreiner <i>et al.</i> , 1999). Des doses de 0, 752, 2512 ou 7518 ppm (0, 2707, 9041 ou 27 059 mg/m ³) ont été administrées à des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 par sexe et par dose), à raison de 6 heures par jour, 7 jours par semaine, pendant une période s'étendant de 2 semaines avant l'accouplement jusqu'au 19 ^e jour de gestation. Ces mêmes doses ont été administrées à des rats Sprague-Dawley (10 par dose), à raison de 6 heures par jour, 7 jours par semaine, à compter de 2 semaines précédant l'accouplement, pendant 51 jours consécutifs pour les femelles non fécondées et les parents mâles et entre 35 et 41 jours consécutifs (maximum jusqu'au 19 ^e jour de gestation) pour les parents femelles. Ces derniers ont été sacrifiés au 4 ^e jour après la naissance, tandis que les femelles non fécondées et les mâles ont été sacrifiés au 4 ^e jour après la naissance des dernières portées. <i>Quelle que soit la dose</i> : Aucun effet observé sur les organes reproducteurs (testicules, épидидymes, ovaires) la performance de reproduction ou le développement du fœtus.

Inhalation	64742-48-9 (white spirit désaromatisé)	<p>CMENO : 800 ppm (4679 mg/m³) en ce qui concerne la toxicité pour la reproduction et le développement, et la neurotoxicité pour le développement (Hass <i>et al.</i>, 2001).</p> <p>Des rats Wistar femelles ont été exposés par inhalation à 800 ppm (4679 mg/m³)^{c,k} de la substance d'essai, à raison de 6 heures par jour, du 7^e au 20^e jour de gestation.</p> <p>4679 mg/m³ : Réduction du nombre de ratons par portée et fréquence plus élevée des pertes après implantation. Augmentation du poids à la naissance des ratons.</p> <p>4679 mg/m³ : Diminution de l'activité motrice (négligeable). Aucun effet observé quant à l'activité neuromotrice. Quant à la capacité d'apprentissage, les rats exposés ont dénoté un comportement semblable à celui des groupes témoins âgés d'un mois. À l'âge de deux mois, on a observé une altération de la fonction cognitive chez les femelles et un déficit mnésique chez les mâles. À l'âge de cinq mois, des déficiences de l'apprentissage et de la mémoire ont été observées aussi bien chez les mâles que chez les femelles.</p>
Orale	64741-55-5	<p>DSENO : 2000 mg/kg p.c. en ce qui concerne la toxicité pour la reproduction et la tératogénicité (Stonybrook Laboratories, 1995).</p> <p>Des rats Sprague-Dawley femelles ont été exposés par voie orale à 2000 mg/kg p.c. de la substance d'essai au 13^e jour de gestation afin de déterminer et de comparer tout effet tératogène potentiel direct qui pourrait être occulté par une toxicité chez les mères ou les fœtus en raison d'expositions répétitives. On a procédé à des césariennes au 20^e jour de gestation.</p>
Voie cutanée	68513-02-0 (naphta de cokéfaction, large intervalle d'ébullition)	<p>DSENO maximale : 1000 mg/kg p.c. par jour en ce qui concerne la toxicité pour la reproduction et le développement (ARCO, 1994).</p> <p>Des rats Sprague-Dawley femelles (12 animaux par dose; 15 animaux témoins) ont été exposés à 0, 100, 500 ou 1000 mg/kg p.c. par jour de la substance d'essai (sans dilution), appliquée sur la peau rasée du dos de l'animal (sans occlusion) durant les 20 premiers jours de gestation. Observation jusqu'au quatrième jour d'allaitement. Aucun effet n'a été observé en ce qui concerne le nombre de femelles qui donnent naissance à des petits vivants, la durée de gestation, le nombre de sites d'implantation, le nombre de portées avec des petits vivants, le taux de survie des petits pendant les quatre premiers</p>

		jours d'allaitement, le rapport des sexes et le poids corporel des ratons.
Voie cutanée	Naphte de pétrole (aucun n° CAS n'a été attribué dans l'étude initiale).	DSENO : 25 mg (694 mg/kg p.c. par jour) en ce qui concerne la toxicité pour la reproduction (Clark <i>et al.</i> , 1988). Des souris C3H/HeN mâles et femelles (25 animaux par sexe) ont été exposées à 25 mg (694 mg/kg p.c. par jour) ^{i,j} de la substance d'essai (sans dilution), appliquée sur la peau rasée de la région du thorax dorsal, à raison de 3 fois par semaine, pendant 105 semaines. Aucun effet observé sur les gonades.

Cancérogénicité

Type de toxicité	N° CAS (ou substance précise)	Niveaux des effets ^a /résultats
Inhalation (chronique)	Essence ^g	Des doses de 0, 67, 292 ou 2056 ppm (0, 200, 870 ou 6170 mg/m ³) de la substance d'essai (contenant 2 % de benzène) ont été administrées par inhalation à des souris B6C3F1 et à des rats albinos Fischer 344, mâles et femelles (âgés de 6 semaines, environ; 100 souris ou rats par sexe et par groupe), à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant une période allant entre 103 et 113 semaines. 2056 ppm (6170 mg/m ³) : Nombre accru de tumeurs des cellules hépatiques (adénomes et carcinomes) chez les souris femelles (14 %, 19 %, 21 % et 48 %, respectivement; les résultats liés au groupe final s'avéraient statistiquement très différents de ceux liés aux groupes témoins). Augmentation du nombre de tumeurs rénales chez les souris femelles (2 des 100 aux concentrations les plus élevées). Augmentation proportionnelle à la dose du nombre de néoplasmes rénaux primaires chez le rat mâle (<i>n</i> = 0, 1, 5 et 7, respectivement). L'apparition de tumeurs n'a pas été jugée statistiquement importante chez les souris mâles et chez le rat femelles; on considère que les cas de tumeur rénale chez le rat mâles ne concernent pas les humains (MacFarland <i>et al.</i> , 1984).
Inhalation (initiation et promotion)	Essence ^g	Résultats négatifs dans l'étude de l'inversion de séquence (initiation) :

		<p>Des rats F344 mâles (âgés entre 8 et 9 semaines; 30 rats par groupe) ont été exposés à des doses de 10, 69 ou 298 ppm (27, 183 ou 791 mg/m³)^{c,h} de la substance d'essai (mélange PS-6) ou à une solution témoin positive (2,2,4-triméthylpentane 50 ppm) par inhalation, à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 24 semaines. Après une période de repos de 4 semaines, la dose de 170 mg/L du promoteur <i>N</i>-éthyl-<i>N</i>-hydroxyéthylnitrosamine (EHEN) a été administrée dans l'eau potable pendant 2 semaines. Des rats ont été sacrifiés entre la 65^e et la 67^e semaine. Présence de témoins appropriés. On a observé dans tous les groupes exposés une incidence de tumeur rénale négligeable (apparition de tumeurs : 0, 1, 0 et 0, respectivement) [Short <i>et al.</i>, 1989].</p> <p>Résultats positifs pour la promotion chez le rat mâles, mais négatifs pour la promotion chez le rat femelles :</p> <p>On a administré 170 mg/L d'EHEN dans l'eau potable de rats F344 mâles et femelles (âgés entre 8 et 9 semaines; 30 rats par sexe et par groupe) pendant 2 semaines. Après une période de repos de 4 semaines, une dose de 10, 69 ou 298 ppm (27, 183 ou 791 mg/m³)^{c,h} de la substance d'essai (mélange PS-6) ou une solution témoin positive (2,2,4-triméthylpentane 50 ppm) leur a été administrée par inhalation, à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, jusqu'à ce que ceux-ci soient sacrifiés entre la 65^e et la 67^e semaine. On a observé une augmentation du nombre de tumeurs rénales chez les mâles (apparition de tumeurs : 1, 0, 1 et 2, respectivement), bien que cette dernière n'est pas statistiquement importante. On a observé dans tous les groupes exposés de femelles une incidence de tumeur rénale négligeable (apparition de tumeurs : 1, 0, 2 et 2, respectivement) [Short <i>et al.</i>, 1989].</p> <p>Résultats positifs pour la promotion chez les souris :</p> <p>Seize souris B6C3F1 femelles (âgées de 12 jours; 8 souris par concentration) ont reçu 5 mg/kg p.c. de DEN par injection intrapéritonéale. Lorsque ces souris ont atteint entre 5 et 7 semaines, elles ont reçu par inhalation les doses de 0 ou 2039 ppm (0 ou</p>
--	--	--

		<p>5412 mg/m³)^{c,h} de la substance d'essai (mélange PS-6), à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 13 semaines. On a observé une augmentation importante de la masse brute du foie (apparition de tumeurs chez 7 des 8 souris du groupe d'essai contre 2 des 8 souris du groupe témoin) [Standeven et Goldsworthy, 1993].</p> <p>36 souris B6C3F1 femelles (âgées de 12 jours; 12 souris par concentration) ont reçu 5 mg/kg p.c. de DEN par injection intrapéritonéale. Lorsque ces souris ont atteint entre 5 et 7 semaines, elles ont reçu par inhalation les doses de 0, 283 ou 2038 ppm (0, 751 ou 5410 mg/m³)^{c,h} de la substance d'essai (mélange PS-6), à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 16 semaines. Par ailleurs, la substance d'essai a été administrée à des souris initiées à une dose de 2038 ppm (5410 mg/m³) en plus de la dose de 1 mg/kg d'éthinyl estradiol (EE2) dans l'alimentation. On a observé une augmentation importante de l'incidence de néoplasmes macroscopiques dans le foie des souris exposées à 2038 ppm de la substance d'essai, ainsi que chez les souris ayant eu une coexposition à l'EE2 (des taux 10,3 fois et 60 fois supérieurs, respectivement, que ceux des témoins appropriés) [Standeven <i>et al.</i>, 1994].</p> <p>On a administré 5 mg/kg p.c. de DEN par injection intrapéritonéale à 24 souris B6C3F1 mâles (âgées de 12 jours; 12 souris par concentration). Lorsque ces souris ont atteint entre 5 et 7 semaines, elles ont reçu par inhalation les doses de 0 ou 2046 ppm (0 ou 5431 mg/m³)^{c,h} de la substance d'essai (mélange PS-6), à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 16 semaines. On a observé une augmentation importante de l'incidence de néoplasmes macroscopiques dans le foie (taux 2,3 fois plus élevé que celui des témoins appropriés) [Standeven <i>et al.</i>, 1995].</p>
Exposition cutanée (chronique)	64741-46-4	<p>Dose maximale avec effet observé après exposition cutanée : 50 mg (1351 mg/kg p.c. par jour) [Blackburn <i>et al.</i>, 1986].</p> <p>Cinquante souris C3H/HeJ mâles (âgées entre 6 et 8 semaines) ont été exposées à 50 mg (1351 mg/kg p.c. par jour)^{h,j} de la</p>

		substance d'essai (sans dilution) appliquée sur la peau rasée de la région interscapulaire du dos, à raison de 2 fois par semaine, jusqu'à l'apparition d'un papillome de taille supérieure à 1 mm ³ . Augmentation de l'incidence des tumeurs cutanées. Incidence de tumeurs : 11 des 44 dans le groupe d'essai; 0 des 50 dans le groupe témoin négatif; 46 des 48 dans le groupe témoin positif. On a noté l'apparition de tumeurs après 85 semaines dans le groupe d'essai et après 46 semaines dans le groupe témoin positif.
Exposition cutanée (initiation et promotion)	Naphte de pétrole (aucun n° CAS n'a été attribué dans l'étude initiale).	Dose minimale avec effet observé après exposition cutanée : 25 mg (694 mg/kg p.c. par jour) [Clark <i>et al.</i> , 1988]. Des souris C3H/HeN mâles et femelles (âgées entre 42 et 50 jours; 25 animaux par sexe) ont été exposées à 25 mg (694 mg/kg p.c. par jour) ^{i,j} de la substance d'essai (sans dilution), appliquée sur la peau rasée de la région du thorax dorsal, à raison de 3 fois par semaine sur une période maximale de 105 semaines. Augmentation de l'incidence des tumeurs cutanées (21 %). Incidence de tumeurs : 10 des 47 dans le groupe d'essai (3 carcinomes squameux et 7 fibrosarcomes); 0 des 46 dans le groupe témoin négatif; 49 des 49 dans le groupe témoin positif (49 carcinomes squameux). On a noté l'apparition de tumeurs après 94 semaines dans le groupe d'essai et après 28 semaines dans le groupe témoin positif.
Exposition cutanée (initiation/promotion)	64741-87-3	Résultats négatifs pour l'initiation chez les souris mâles (Skisak <i>et al.</i> , 1994). 30 souris mâles CD-1 (âgées entre 7 et 9 semaines) ont reçu 50 µL (917 mg/kg p.c. par jour) ^{j,l,n} de la substance d'essai (sans dilution) pendant 5 jours consécutifs. Après une période de repos de 2 semaines, on leur a administré 50 µL du promoteur phorbol -12-myristate -13-acétate, 2 fois par semaine, pendant 25 semaines. Les deux substances ont été appliquées sur la peau rasée de la région intrascapulaire du dos. Légère augmentation du nombre de tumeurs cutanées : 3/29 dans le groupe test (papillomes spinocellulaires); 3/30 dans le groupe témoin négatif; 30/30 dans le groupe témoin positif. On a noté l'apparition de tumeurs après 20 semaines dans le groupe test et après 16 semaines dans le groupe témoin négatif.

		<p>Résultats négatifs pour la promotion chez les souris mâles (Skisak <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>30 souris mâles CD-1 (âgées entre 7 et 9 semaines) ont reçu 50 µL de 7,12-diméthylbenzanthracène en une seule dose. Après une période de repos de 2 semaines, on leur a administré 50 µL (917 mg/kg p.c. par jour)^{j,l,n} de la substance d'essai, 2 fois par semaine, pendant 25 semaines. Les deux substances ont été appliquées sur la peau rasée de la région intrascapulaire du dos. Aucune augmentation du nombre de tumeurs cutanées : 0 % dans le groupe test et dans le groupe témoin négatif; 30/30 dans le groupe témoin positif.</p>
--	--	---

Génotoxicité

Type de toxicité	N° CAS (ou substance précise)	Niveaux des effets ^a /résultats
Génotoxicité <i>in vivo</i>	64741-55-5, 64741-87-3, 64741-66-8	<p>Aberrations chromosomiques (cytogenèse de la moelle osseuse)</p> <p>Résultats négatifs : Des rats ont été exposés à un maximum de 2050 ppm de la substance d'essai par inhalation, 6 heures par jour, pendant 5 jours. Concentration sans effet nocif observé = 2050 ppm (5442 mg/m³) [API, 1985d et 1986i].</p> <p>Résultats négatifs : Des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (15/sexe/groupe) ont reçu par <i>injection intrapéritonéale</i> une seule dose 0,3, de 1 ou de 3 g/kg (300, 1000 ou 3000 mg/kg p.c.) de la substance d'essai (API 81-04) [5/sexe/dose ont été sacrifiés après une exposition de 6, de 24 et de 48 heures]. Dose sans effet nocif observé = 3000 mg/kg p.c. (API, 1985f, e et 2003 b).</p> <p>Échange de chromatides sœurs</p> <p>Résultats positifs : <i>Des souris mâles et femelles B6C3F1 (5/sexe/groupe) ont reçu par injection intrapéritonéale une seule dose de 200, de 1200 ou de 2400 mg/kg p.c. de la substance d'essai (API 81-03).</i> Les comparaisons par paire et par sexe des échanges de chromatides sœurs dans les cellules de moelle osseuse des souris de chaque groupe de traitement avec son groupe témoin étaient considérablement</p>

		différentes. Les examinateurs notent que même s'il a été démontré qu'il existe une relation entre la substance d'essai et l'ADN, celle-ci n'a pas été jugée probante pour l'activité clastogène, car aucun matériel génétique n'était en déséquilibre ou n'a été perdu (API, 1988a).
Génotoxicité <i>in vivo</i>	White spirit (aucun n° CAS n'a été attribué dans l'étude initiale)	<p>Induction de micronoyaux (Gochet <i>et al.</i>, 1984). Concentration sans effet nocif observé maximale par inhalation = 50 g/m³. Résultats négatifs : 4 souris BALB/c mâles ont été exposées par inhalation à 50 g/m³ (50 000 mg/m³) de white spirit pendant 5 périodes de 5 minutes, espacées d'intervalles de repos de 5 minutes. Concentration sans effet nocif observé : 50 g/m³ (50 000 mg/m³).</p> <p>Dose sans effet nocif observé maximale par injection intrapéritonéale = 0,1 mL (3710 mg/kg p.c.). Résultats négatifs : Des souris BALB/c mâles et femelles (cinq de chaque sexe par groupe) ont reçu par injection intrapéritonéale une seule dose de 0,01, de 0,05 ou de 0,1 mL (371, 1855 ou 3710 mg/kg p.c.)^{1,10} de white spirit (sacrifiées après 30 heures). Dose sans effet nocif observé = 0,1 mL (3710 mg/kg p.c.).</p>
Génotoxicité <i>in vivo</i>	Condensat de vapeur d'essence de base	<p>Induction de micronoyaux (API, 2005a). Résultats négatifs : Des rats Sprague-Dawley (5/sexe/groupe) [étude par satellite à une étude subchronique de 13 semaines] ont été exposés à 0, à 2050, à 10 153 ou à 20 324 mg/m³ de la substance d'essai par inhalation, 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 4 semaines. Aucune augmentation importante des érythrocytes micronucléés immatures ou matures; aucune cytotoxicité; aucune diminution de la proportion des érythrocytes immatures.</p> <p>Échange de chromatides sœurs (API, 2005 b). Résultats positifs : Des rats Sprague-Dawley (5/sexe/groupe) [étude par satellite à une étude subchronique de 13 semaines] ont été exposés à 0, à 2050, à 10 153 ou à 20 324 mg/m³ de la substance d'essai par inhalation, 6 heures par jour, 5 jours par semaine, pendant 4 semaines. Augmentation statistiquement importante de la fréquence des échanges de chromatides sœurs à toutes les doses pour les femelles et aux</p>

		doses moyennes et élevées pour les mâles. Augmentation de la durée moyenne d'une génération, mais aucune différence en ce qui concerne les indices mitotiques. Aucun matériel génétique n'a été perdu ou n'était en déséquilibre, mais il est considéré comme un biomarqueur d'exposition.
Génotoxicité <i>in vivo</i>	64742-89-8 64741-84-0	<p>La substance à l'essai était un mélange de tous les n^{os} CAS énumérés.</p> <p>Aberrations chromosomiques Résultats positifs : 30 rats Long-Evans mâles (âge et type de cellule non précisés) ont été exposés à une seule dose de 1,5 mL/kg de <i>solvant de caoutchouc</i>, par <i>injection intrapéritonéale</i>, pendant une période maximale de 7 jours. Des aberrations des types I et II ont été observées le premier jour (API, 1977a). Résultats négatifs : Des cellules de moelle osseuse de rats Sprague-Dawley mâles ont été exposées à du <i>solvant de caoutchouc</i> (doses non précisées) [API, 1977a].</p> <p>Essai de létalité dominante Résultats négatifs : Des rats ont été exposés à du <i>solvant de caoutchouc</i> (doses non précisées) [API, 1977a].</p>
Génotoxicité <i>in vivo</i>	64742-48-9	<p>Induction de micronoyaux Résultats négatifs : Des souris Swiss mâles et femelles Crl:CD-1 (ICR) BR (10-15/sexe/groupe) ont été exposées à <u>0, à 625, à 1250 ou à 2500 mg/kg p.c. par jour (quotidiennement, pendant 2 jours) ou à 2500 mg/kg par jour (pendant 1 jour)</u> de la substance d'essai par gavage oral. Dose sans effet nocif observé = 2500 mg/kg par jour (Khan et Goode, 1984).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i> ^p	64741-46-4	<p>Mutations inverses (test d'Ames modifié) Résultats positifs : Des souches non précisées de <i>Salmonella typhimurium</i> ont été exposées à des extraits de la substance d'essai (doses non précisées), avec et sans activation métabolique exogène, à l'aide du test d'Ames. Les analyses des données ont été effectuées à l'aide de techniques de régression non linéaire (Blackburn <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>Résultats négatifs : Des souches non précisées de <i>Salmonella typhimurium</i> ont été exposées à la substance d'essai (doses non précisées), avec et sans activation métabolique</p>

		<p>exogène (fraction S9 dérivée du foie des rats), à l'aide du test d'Ames (Blackburn <i>et al.</i>, 1988).</p> <p>Résultats négatifs : La souche TA98 de <i>Salmonella typhimurium</i> a été exposée à des doses de 0 à 50 µL/plaque d'extraits de DMSO de la substance d'essai, avec et sans activation métabolique exogène, à l'aide du test d'Ames modifié (Blackburn <i>et al.</i>, 1986).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i> ^p	64741-55-5	<p>Essai de mutation génique sur la thymidine kinase de lymphomes des souris</p> <p>Résultats négatifs : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à des concentrations de 50 à 150 ηL/mL et de 200 à 300 ηL/mL de la substance d'essai (API 83-20) pendant 4 heures, sans et avec activation métabolique exogène (fraction S9 dérivée du foie des rats), respectivement, au cours du deuxième essai. Les plages de 50 à 800 ηL/mL et de 25 à 500 ηL/mL du premier essai, sans et avec activation, respectivement, ont affiché un vaste éventail de toxicité (API, 1987a).</p> <p>Résultats négatifs : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à la substance d'essai (API 81-03), avec et sans activation métabolique exogène (on ne donne aucun détail sur l'étude) [API, 1985d].</p> <p>Résultats négatifs ou ambigus : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à la substance d'essai (API 81-04), avec et sans activation métabolique exogène (on ne donne aucun détail sur l'étude) [API, 1985c].</p> <p>Résultats négatifs ou ambigus : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à la substance d'essai (API 81-04), sans activation métabolique exogène (on ne donne aucun détail sur l'étude); résultats ambigus pour les cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- qui ont été exposées à la substance d'essai (API 81-04), avec activation métabolique exogène (on ne donne aucun détail sur l'étude). Une ou plusieurs doses ont montré une augmentation de la fréquence de mutation deux fois plus importante que les niveaux de fond, mais aucune réponse liée à la dose n'a été observée (API, 1986k).</p>

		<p>Essai d'échange de chromatides sœurs (API, 1988 b).</p> <p>Résultats négatifs : Des cellules ovariennes de hamsters chinois ont été exposées à une dose de 0,05, de 0,1, de 0,2 ou de 0,3 µL/mL de la substance d'essai (API 81-03), sans activation métabolique exogène (fraction S9 dérivée du foie des rats).</p> <p>Résultats ambigus : Des cellules ovariennes de hamsters chinois ont été exposées à une dose de 0,03, de 0,05, de 0,1 ou de 0,2 µL/mL de la substance d'essai (API 81-03), avec activation métabolique exogène. Deux doses intermédiaires ont induit une petite augmentation de l'échange de chromatides sœurs qui s'avérait cependant être statistiquement importante.</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i> ^p	64741-54-4	<p>Mutations directes (essai sur des lymphomes de souris) [API, 1986 l].</p> <p>Résultats positifs : Des cellules ont été exposées à la substance d'essai (API 83-18) [on ne donne aucun détail sur l'étude].</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i> ^p	64741-87-3, 64741-66-8	<p>Mutations directes (essai de mutation génique sur la thymidine kinase de lymphomes des souris) [API, 1985a, k].</p> <p>Résultats négatifs : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à des concentrations de 0,005 à 0,08 µL/mL et de 0,00004 à 0,8 µL/mL des substances d'essai (API 81-08 et API 83-19) pendant 4 heures, sans et avec activation métabolique exogène (fraction S9 dérivée du foie des rats), respectivement. Plusieurs essais ont été réalisés pour vérifier l'absence de génotoxicité.</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i> ^p	64741-74-8	<p>Essai de mutation directe sur des lymphomes de souris (Kirby <i>et al.</i>, 1979).</p> <p>Résultats positifs : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été exposées à une concentration de 0, de 0,013, de 0,018, de 0,024, de 0,032, de 0,042, de 0,056, de 0,075 ou de 0,10 µL/mL de la substance d'essai, sans activation métabolique exogène (fraction S9 dérivée du foie des rats) dans le cadre de l'essai sur des lymphomes de souris. On a constaté une faible induction des mutations directes aux doses les plus élevées. Aucune tendance de réponse liée à la dose n'a été observée aux six doses plus faibles.</p> <p>Résultats négatifs : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y TK+/- ont été</p>

		<p>exposées à une concentration de 0, de 0,013, de 0,018, de 0,024, de 0,032, de 0,042, de 0,056, de 0,075 ou de 0,10 µL/mL de la substance d'essai, avec activation métabolique exogène (fraction S9 dérivée du foie des rats) dans le cadre de l'essai sur des lymphomes de souris. Aucune induction des mutations directes n'a été observée, quelle que soit la dose.</p> <p>Mutations inverses (test d'Ames) [Blackburn, 1981].</p> <p>Résultats positifs : Les souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538 de <i>Salmonella typhimurium</i> ont été exposées à une dose de 0, de 0,094, de 0,30, de 0,97 ou de 3,1 µL/plaque ou encore de 0, de 0,029, de 0,094, de 0,30 ou de 0,97 µL/plaque de la substance d'essai, avec et sans activation métabolique exogène (fraction S9 dérivée du foie des rats), respectivement.</p> <p>Essai de transformation cellulaire</p> <p>Résultats négatifs : Des cellules embryonnaires de souris BALB-c/3T3 ont été exposées à une dose de 0, de 0,8, de 4, de 20 ou de 100 µg/mL pendant 2 ou 3 jours. Le taux d'efficacité du clonage a diminué et est passé de 4 µg/mL (taux d'efficacité de 89 %) à 100 µg/mL (taux d'efficacité de 65 %, viabilité de 40 %) [Tu et Sivak, 1981, et Roy, 1981].</p> <p>Résultats négatifs : Des cellules embryonnaires de souris C3H ont été exposées à des doses de 0, de 0,625, de 1,25, de 2,5 et de 5 µL/mL de la substance d'essai, sans activation métabolique exogène (Jensen et Thilager, 1978).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i> ^D	64742-89-8 64741-84-0	<p>La substance à l'essai était un mélange de tous les n^{os} CAS énumérés.</p> <p>Essai de mutation directe sur des lymphomes de souris (API, 1977a).</p> <p>Résultats négatifs : Des cellules de lymphomes de souris L5178Y ont été exposées à du <i>solvant de caoutchouc</i> (doses non précisées).</p> <p>Mutations inverses (test d'Ames) [API, 1977a].</p> <p>Résultats négatifs : Cinq souches non</p>

		précisées de <i>Salmonella typhimurium</i> et la souche D4 de <i>Saccharomyces cerevisiae</i> ont été exposées à du <i>solvant de caoutchouc</i> (doses non précisées), avec et sans activation métabolique par la fraction S9.
Génotoxicité <i>in vitro</i> ^p	White spirit (aucun n° CAS n'a été attribué dans l'étude initiale).	<p>Essai d'échange de chromatides sœurs (Gochet <i>et al.</i>, 1984). Résultats négatifs : Des lymphocytes humains (homme; 2 cultures par dose) ont été exposés à du white spirit (dilué dans de l'éthanol de 20 µL et de 50 µL) selon des ratios de 1:1, de 1:2, de 1:4 et de 1:8 pendant 1 heure et 24 heures.</p> <p>Mutations inverses (test d'Ames standard et modifié) (Gochet <i>et al.</i>, 1984). Résultats négatifs : Les souches TA98, TA100, TA1530, TA1535, TA1537 et TA1538 de <i>Salmonella typhimurium</i> ont été exposées à des doses de 0,0010 à 1 µL/plaque de <i>white spirit</i> (méthode normalisée ou par pré-incubation) et de 10 µL (méthode en phase gazeuse), avec et sans activation métabolique exogène par la fraction S9 (foie de rat traité à l'Aroclor-1254).</p>
Génotoxicité <i>in vitro</i> ^p	64742-48-9	<p>Essai de transformation cellulaire (Brecher et Goode, 1984b). Résultats négatifs : Des cellules embryonnaires de souris BALB/3T3-A31-1-1 ont été exposées à une dose de 16, de 32, de 64 ou de 200 µg/mL (15 cultures par dose) de la substance d'essai pendant 2 jours, sans activation métabolique exogène (S9). On a constaté une toxicité à 32 µg/mL ou plus.</p> <p>Essai de synthèse d'ADN non programmée (Brecher et Goode, 1984a). Résultats négatifs : Des hépatocytes de rats mâles ont été exposés à la substance d'essai, sans activation métabolique exogène.</p> <p>Mutation directe des cellules de mammifères (Papciak et Goode, 1984). Résultats négatifs : Des cellules ovariennes de hamsters chinois ont été exposées à la substance d'essai, avec et sans activation métabolique exogène.</p>

Divers

Type de toxicité	N° CAS (ou substance précise)	Niveaux des effets ^a /résultats
Irritation cutanée	64741-55-5	Indice principal d'irritation : 1,7/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures); irritation cutanée modérée chez les lapins (API, 1986 b).
Irritation cutanée	64741-54-4	Indice principal d'irritation : 6,9/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures) [API, 1986d].
Irritation cutanée	64741-87-3	Indice principal d'irritation : 1,2/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures); irritation cutanée faible chez les lapins (API, 1986c).
Irritation cutanée	64741-66-8	Indice principal d'irritation : 3,9/8,0 (test épicutané de Draize sur une zone recouverte de la peau du lapin pendant 24 heures); irritation cutanée modérée chez les lapins (API, 1986a).
Irritation oculaire Test de Draize (chez les lapins)	64741-55-5	Faible (API, 1986 b); non irritant (API, 1986 g).
Irritation oculaire Test de Draize (chez les lapins)	64741-54-4	Faible (API, 1986d).
Irritation oculaire Test de Draize (chez les lapins)	64741-87-3	Faible (CONCAWE, 1992); non irritant (API, 1986c, 2008a).
Irritation oculaire Test de Draize (chez les lapins)	64741-66-8	Non irritant (API, 1986a).
Sensibilisation ^q Méthode de tests épicutanés (cobayes)	64741-55-5	Résultats négatifs (API, 1986 b).
Sensibilisation ^q Méthode de tests épicutanés (cobayes)	64741-54-4	Résultats négatifs (API, 1986d).

Sensibilisation ^q Méthode de tests épicutanés (cobayes)	64741-87-3	Résultats négatifs (API, 1986c).
Sensibilisation ^q Méthode de tests épicutanés (cobayes)	64741-66-8	Résultats négatifs (API, 1986a).

Abréviations : p.c., poids corporel; DEN, *N*-nitrosodiéthylamine; DMBA, 7,12-diméthylbenzanthracène; ADN, acide désoxyribonucléique; EE2, éthinyl estradiol; EHEN, *N*-éthyl-*N*-hydroxyéthylnitrosamine; G.D., jour de gestation; PMA, phorbol -12-myristate -13-acétate; RDS, synthèse répliquative de l'ADN; TMP, 2,2,4-triméthylpentane; UDS, synthèse non programmée de l'ADN.

^a 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.

^b 1 m³ = 1000 L.

^c La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/m³ dans l'air : (x ppm × MM)/24,45, en supposant 1 atm et 25 °C.

^d La masse molaire (MM) de la substance portant le n° CAS 8052-41-3 a été signalée comme étant de 138,6 g/mol (Carpenter *et al.*, 1975).

^e La masse molaire de la substance portant le n° CAS 8032-32-4 n'était pas disponible. Dès lors, la valeur de 64,9 g/mol (essence) a été utilisée pour cette masse (Roberts *et al.*, 2001).

^f La masse molaire de la substance portant le n° CAS 64742-95-6 n'était pas disponible. Dès lors, la valeur de 64,9 g/mol (essence) a été utilisée pour cette masse (Roberts *et al.*, 2001).

^g L'essence comprend les n°s CAS suivants : 8006-61-9 et 86290-81-5.

^h La masse molaire de 64,9 g/mol a été utilisée pour l'essence (Roberts *et al.*, 2001).

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

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

^k La masse molaire de 143 g/mol a été utilisée pour la substance portant le n° CAS 64742-48-9 (Hass *et al.*, 2001).

^l La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : x mL/kg p.c. × ρ.
^m La densité (ρ) de 720 mg/mL a été utilisée pour l'essence (CONCAWE, 1992).

ⁿ La densité de 678,2 mg/mL a été utilisée pour la substance portant le n° CAS 64741873 (API, 2003 b).

^o La densité de 779 mg/mL a été utilisée pour la substance portant le n° CAS 8052-41-3 (Gochet *et al.*, 1984).

^p Les résultats négatifs des études présentés dans le tableau correspondent aux études ayant utilisé les doses les plus élevées.

^q Faible réponse observée dans le groupe témoin positif.