

Évaluation préalable Approche pour le secteur pétrolier

**Gazoles
[restreints aux installations]**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
68333-25-5**

**Environnement Canada
Santé Canada**

Septembre 2011

Sommaire

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable d'un gazole restreint aux installations, appelé distillats légers (pétrole), craquage catalytique, hydrodésulfuration, dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service¹ (n° CAS) est 68333-25-5.

Une priorité élevée a été donnée à la prise de mesures à l'égard de cette substance durant la catégorisation visant la Liste intérieure des substances, car on estimait qu'elle présentait le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour les particuliers au Canada et que son risque pour la santé humaine était élevé. Certains composants de cette substance répondaient également aux critères environnementaux de catégorisation relatifs au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains. Par ailleurs, elle a été incluse dans l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP) parce qu'elle est liée à ce secteur et qu'il s'agit d'un mélange complexe.

Les gazoles sont un groupe de mélanges pétroliers complexes utilisés comme bases dans la production de carburants pour les moteurs diesels ainsi que pour le chauffage industriel et résidentiel. Certaines de ces substances peuvent aussi être mélangées à des solvants. La composition ainsi que les propriétés physiques et chimiques des gazoles diffèrent selon les sources de pétrole brut ou de bitume et les étapes de traitement. En tant que tels, les gazoles sont considérés comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB). La substance portant le n° CAS 68333-25-5, mélange complexe d'hydrocarbures aromatiques et aliphatiques, dont la chaîne carbonée comporte principalement de 9 à 25 atomes de carbone, est un distillat léger de craquage catalytique hydrodésulfuré dont la plage d'ébullition typique s'étend de 185 à 391 °C. Des structures représentatives de chaque classe chimique du mélange ont été choisies pour prévoir le comportement général de cette substance complexe dans le but d'évaluer le potentiel d'effets sur l'environnement.

D'après les renseignements disponibles, seule une petite partie des composants de ce gazole (cycloalcanes bicycliques alkylés comportant de 20 à 25 atomes de carbone) sont jugés persistants selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) (Canada, 2000). Compte tenu de l'ensemble des données empiriques et modélisées rassemblées sur le potentiel de bioaccumulation, le gazole évalué dans le présent rapport est susceptible de contenir une grande proportion de composants comportant de 9 à 15 atomes de carbone qui sont bioaccumulables selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Toutefois, aucun composant de ce gazole n'a été jugé persistant et bioaccumulable en fonction des critères de ce règlement.

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

Une priorité élevée a été donnée à la prise de mesures à l'égard de ce gazole restreint aux installations, car le risque qu'il présente pour la santé humaine a été considéré comme élevé. La cancérogénicité constitue un effet critique pris en considération lors de la catégorisation initiale de ce gazole en se fondant principalement sur les classifications établies par des organismes internationaux. Plusieurs études menées sur des souris ont révélé la formation de tumeurs cutanées après l'application répétée de gazoles sur la peau de ces animaux. De plus, les gazoles se sont avérés génotoxiques dans le cadre d'essais *in vivo* et *in vitro*, mais ils semblent présenter un potentiel limité de toxicité pour la reproduction et le développement. Comme aucune donnée propre au gazole restreint aux installations portant le n° CAS 68333-25-5 n'a été trouvée pour caractériser les effets sur la santé humaine, on a pris en compte des données portant sur d'autres gazoles de l'ASP qui présentent des similarités ayant trait aux procédés ainsi qu'aux propriétés physiques et chimiques.

Le gazole faisant l'objet de la présente évaluation préalable est restreint aux installations, c'est-à-dire qu'il constitue un sous-ensemble de gazoles qui ne sont pas censés être transportés à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation. Selon les renseignements fournis en application de l'article 71 de la LCPE (1999) et d'autres sources de renseignements, ce gazole est utilisé sur place ou est incorporé dans des substances portant un n° CAS différent lorsqu'elles sont expédiées à l'extérieur. De plus, il existe déjà au Canada un certain nombre de mesures réglementaires et non réglementaires pour réduire les rejets de substances pétrolières restreintes aux installations. Ces mesures comprennent notamment les exigences des permis d'exploitation émis par les provinces et territoires ainsi que les pratiques exemplaires et lignes directrices mises en place par l'industrie pétrolière dans les raffineries et les usines de valorisation. Par conséquent, on ne s'attend pas à ce que l'environnement ou l'ensemble de la population soient exposés à ce gazole. Il ne devrait donc pas nuire à l'environnement ou à la santé humaine.

On conclut donc que ce gazole restreint aux installations ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie, ou encore à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Les renseignements disponibles permettent de conclure que ce gazole restreint aux installations et portant le n° CAS 68333-25-5 ne répond à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

Puisque cette substance est inscrite sur la Liste intérieure des substances, son importation et sa fabrication au Canada ne requièrent pas de déclaration aux termes du paragraphe 81(1) de la LCPE (1999). Étant donné les propriétés dangereuses potentielles de cette substance, on craint que des utilisations nouvelles non relevées ni évaluées fassent en sorte qu'elle réponde aux critères de l'article 64 de la *Loi*. L'application des dispositions de la *Loi* relatives à une nouvelle activité à cette substance est donc à l'étude; ainsi, toute proposition de nouvelle fabrication, importation ou utilisation de cette substance à l'extérieur d'une raffinerie ou d'une usine de valorisation sera soumise à une évaluation plus approfondie dans le but de déterminer si cette nouvelle activité nécessite d'autres mesures de gestion des risques.

Introduction

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

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont identifié un certain nombre de substances hautement prioritaires pour lesquelles prendre des mesures. Figurent parmi ces substances :

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

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

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de l'article 64 de la *Loi*. Elles visent à examiner les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de prudence².

² La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 repose sur une évaluation des risques pour l'environnement et/ou la santé humaine liés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, ceci inclut notamment les expositions à l'air ambiant et intérieur, à l'eau potable, aux produits alimentaires et aux produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE (1999) relativement aux substances pétrolières énumérées dans le PGPC n'est pas pertinente, ni n'empêche une évaluation en fonction des critères de danger définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*. Ce dernier fait partie du cadre réglementaire applicable au Système d'information sur les matières dangereuses au travail pour les produits destinés à être utilisés au travail. De manière similaire, une conclusion fondée sur les critères définis à l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de cette loi ou d'autres lois.

Groupes de substances pétrolières

Les substances pétrolières hautement prioritaires sont divisées en neuf groupes de substances en fonction des similitudes qui existent quant à leur production, leur toxicité et leurs propriétés physiques et chimiques (tableau A1.1, annexe 1). Afin de procéder aux évaluations préalables, chaque substance pétrolière hautement prioritaire a été placée dans une des cinq catégories (« groupes »), selon sa production et ses utilisations au Canada :

0. Les substances déterminées comme n'étant pas pertinentes pour le secteur pétrolier et/ou n'étant pas commercialisées;
1. Les substances restreintes aux installations, soit les substances qui ne sont pas censées être transportées à l'extérieur des raffineries, des usines de valorisation ou des usines de traitement du gaz naturel³;
2. Les substances restreintes aux industries, soit les substances qui peuvent quitter une installation du secteur pétrolier et être transportées dans d'autres installations industrielles (pour y être utilisées par exemple comme matières premières, carburant ou substances de base), mais qui ne se retrouvent pas sur le marché public dans leur forme originale;
3. Les substances principalement utilisées comme carburant par les industries et les consommateurs;
4. Les substances susceptibles d'être présentes dans les produits mis à la disposition des consommateurs.

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer qu'environ 70 substances pétrolières hautement prioritaires font partie du groupe 1 décrit ci-dessus, soit les substances restreintes aux installations. Ces substances font partie des quatre groupes suivants : mazouts lourds, gazoles, gaz de pétrole et de raffinerie et naphtes à faible point d'ébullition.

Ces substances restreintes aux installations répondent aux critères de catégorisation pour le PFRE ou le REI selon les volumes de production indiqués dans la Liste intérieure des substances (LIS). Toutefois, selon les renseignements transmis en application de l'article 71 de la LCPE (1999), les déclarations volontaires de l'industrie ainsi que les résultats d'une analyse documentaire approfondie et d'une recherche de fiches signalétiques, ces substances sont utilisées sur place ou sont incorporées dans des substances portant un différent numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) lorsqu'elles sont expédiées à l'extérieur (ces dernières seront également examinées dans le cadre du PGPC).

La présente évaluation préalable concerne un gazole restreint aux installations et portant le n° CAS 68333-25-5. Les autres gazoles hautement prioritaires (portant 15 n° CAS différents) seront évalués séparément puisqu'ils appartiennent aux groupes 2, 3 ou 4 décrits ci-dessus. Les effets sur la santé ont été évalués à partir de données toxicologiques recueillies pour les gazoles correspondant en tout à 16 n° CAS.

³ Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'ASP, un site est défini comme le périmètre de la propriété où une installation est située. Dans ces cas, les installations sont des raffineries ou des usines de valorisation du pétrole.

La présente évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers et risques, les utilisations de la substance en question et l'exposition à celle-ci, y compris l'information supplémentaire fournie en application de l'article 71 de la LCPE (1999). Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en août 2010 (sections traitant de l'environnement), jusqu'en juillet 2009 (section traitant de l'exposition) et jusqu'en octobre 2009 (section traitant des effets sur la santé). Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique. Il est possible que les résultats de modélisation aient servi à formuler des conclusions.

La caractérisation des risques pour l'environnement tient compte des données en rapport avec le comportement environnemental, la persistance, la bioaccumulation et la toxicité, lesquelles sont combinées à une estimation de l'exposition des organismes non humains pouvant être touchés à partir d'importantes sources de rejets dans l'environnement. Les conclusions concernant les risques pour l'environnement sont fondées en partie sur une estimation des concentrations dans l'environnement provenant des rejets et sur les effets néfastes probables que ces concentrations causeraient aux organismes non humains. De plus, d'autres sources de données sur les dangers environnementaux sont prises en compte. Les sections écologiques de l'évaluation préalable résument les données les plus pertinentes sur le comportement dans l'environnement et les effets environnementaux, et ne constituent pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Afin de favoriser l'évaluation, il est possible de recourir à des modèles environnementaux et à des comparaisons avec des mélanges pétroliers semblables.

L'évaluation des risques pour la santé humaine suppose la prise en compte des données utiles à l'évaluation de l'exposition (non professionnelle) de la population dans son ensemble et de l'information sur les dangers et les risques pour la santé (principalement d'après les évaluations s'appuyant sur le poids de la preuve effectuées par d'autres organismes, lesquelles ont servi à déterminer le caractère prioritaire de la substance). Les décisions concernant la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique retenu ou sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable. L'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire de l'information la plus importante afin d'appuyer la conclusion.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus de la part d'experts scientifiques

désignés et dirigés par la société Equilibrium Environmental Inc., notamment Anthony Knafla (Equilibrium Environmental Inc.) et Ross Wilson (Wilson Scientific Consulting Inc.).

Par ailleurs, une ébauche de cette évaluation préalable a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que les commentaires venus de l'extérieur aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada sont seuls responsables du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

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

Identité de la substance

Les gazoles forment une catégorie de mélanges pétroliers utilisés principalement dans la production de carburants pour les moteurs diesels ainsi que pour le chauffage industriel et résidentiel. En outre, certaines de ces substances peuvent aussi être utilisées comme solvants (CONCAWE, 1996). En général, les gazoles sont des mélanges d'hydrocarbures complexes dont la chaîne carbonée comporte de 9 à 25 atomes de carbone, et leur point d'ébullition se situe entre 185 et 391 °C (BESC, 2000) (voir le tableau A3.1 à l'annexe 3). La plage d'ébullition sera moins importante pour des gazoles en particulier, selon leur degré et leur type de raffinage.

Propriétés physiques et chimiques

La composition des gazoles dépend du type de pétrole brut ou du bitume duquel ils sont tirés et du procédé de raffinage ou de valorisation employé. De ce fait, leurs propriétés sont très variables (CONCAWE, 1996).

En règle générale, les gazoles contiennent des alcanes linéaires et ramifiés, des cycloalcanes, des hydrocarbures aromatiques et des mélanges de cycloalcanes aromatiques comportant de 9 à 25 atomes de carbone. Ceux qui sont soumis à un procédé de craquage (incluant le n° CAS 68333-25-5) contiennent habituellement certains hydrocarbures insaturés (alcènes) [CONCAWE, 1996], bien que la proportion d'alcènes dans cette substance constitue moins de 4 % de l'ensemble du mélange. De plus, les plages d'ébullition déterminent la taille des hydrocarbures présents dans le mélange et leur type. Comme aucune donnée sur la plage d'ébullition n'a été trouvée pour ce n° CAS, on a retenu un gazole léger de craquage catalytique similaire (64741-59-9) ayant une plage d'ébullition comprise entre 185 et 391 °C (API, 2003a).

Des structures représentatives de chaque classe chimique du mélange ont été choisies pour prévoir le comportement général de cette substance pétrolière complexe dans l'environnement. Les composants chimiques ont été sélectionnés (voir le tableau A3.2 à l'annexe 3) en partie d'après la disponibilité des données, en privilégiant ceux qui comptaient le plus de données et dont le n° CAS était connu. Étant donné que la composition précise de

ce gazole n'est pas établie, la proportion des structures représentatives dans le mélange n'a pas été prise en compte dans le choix des composants. Lorsque plusieurs substances comptaient le même nombre d'atomes de carbone dans la base de données, une valeur intermédiaire a été sélectionnée afin de représenter cette sous-classe le mieux possible en ce qui a trait aux plages d'ébullition et au type de molécules.

Le tableau 1 présente les données estimées pour les propriétés physiques et chimiques de ce gazole restreint aux installations à l'aide d'un nonane (alcane avec 9 atomes de carbone) et d'un hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP) avec 20 atomes de carbone. Bon nombre des structures représentatives sont faiblement solubles dans l'eau et hydrophobes, à l'exception des plus petites structures cycliques. La volatilité de toutes les structures représentatives comportant de 9 à 15 atomes de carbone est modérée à élevée, alors que celle des substances comportant 20 et 25 atomes de carbone est faible à modérée (voir le tableau A3.3 à l'annexe 3). En général, la solubilité est inversement proportionnelle au nombre d'atomes de carbone, c'est-à-dire qu'elle est plus faible pour les substances dont la taille moléculaire est élevée. Par ailleurs, les composés aromatiques tendent à être plus solubles que les composés aliphatiques comptant le même nombre d'atomes de carbone (Gustafson *et al.*, 1997).

Les constantes de la loi de Henry (CLH) augmentent toutes en fonction de la taille moléculaire. L'évaporation à partir de l'eau caractérise certaines structures représentatives : les alcanes, les isoalcanes, les alcènes, les cycloalcanes et les substances monoaromatiques s'évaporent rapidement puisqu'elles ont toutes une CLH élevée ou très élevée, alors que les substances aromatiques bicycliques et tricycliques s'évaporent plus lentement en raison de leur CLH plus faible. Selon les modèles de fugacité, l'évaporation à partir de l'eau sera faible en raison des forces concurrentes liées à la solubilité dans l'eau et aux valeurs élevées des $\log K_{oe}$ et K_{co} . Les composés comportant 20 et 25 atomes de carbone sont plus susceptibles de se lier aux sédiments en suspension que de s'évaporer.

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques générales du gazole restreint aux installations

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Références
Point de fusion (°C)	Expérimental	-15 à -12	-	CONCAWE, 1996
Point d'ébullition (°C)	Expérimental	185 à 391 ¹	-	BESC, 2000
Masse volumique (kg/m³)	Expérimental	840 à 970	15	CONCAWE, 1996
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental/ modélisé*	0 à 400	40	CONCAWE, 1996;

				MPBPWIN, 2008
Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol)	Modélisé	$1,2 \times 10^{-6}$ à $1,3 \times 10^2$	25	HENRYWIN, 2008
Log K_{oe} (sans dimension)	Expérimental	3,9 à > 6	-	CONCAWE, 1996
Log K_{co} (sans dimension)	Modélisé	4,79 à 5,28	-	KOCWIN, 2009
Solubilité dans l'eau (mg/L)	Modélisé	0,0004 à 0,22	25	WSKOWWIN, 2008

* Valeur estimée à l'aide d'un alcane composé de 9atomes de carbone et d'un HAP composé de 20 atomes de carbone.

¹ Conformément au n° CAS 64741-59-9, gazole léger de craquage catalytique similaire (API, 2003a).

Abréviations : K_{co}, coefficient de partage carbone organique-eau; K_{oe}, coefficient de partage octanol-eau.

Sources

Le gazole restreint aux installations portant le n° CAS 68333-25-5 est produit dans les raffineries et les usines de valorisation au Canada. Tant la description du n° CAS (NCI, 2007) que les diagrammes types des procédés de traitement (figures A2.1a et A2.1b à l'annexe 2) (Hopkinson, 2008), ainsi que les renseignements recueillis en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) (Environnement Canada 2008, 2009), indiquent qu'il s'agit d'un produit intermédiaire qui reste dans les raffineries ou usines de valorisation, ou qui est mélangé pour obtenir d'autres produits sous un nouveau n° CAS. À ce titre, ce gazole ne devrait pas être transporté à l'extérieur des installations. Par conséquent, les quantités produites ne sont pas pertinentes dans le cadre de la présente évaluation préalable, car le potentiel de rejets dans l'environnement est négligeable.

La substance portant le n° CAS 68333-25-5 représente la fraction inférieure d'une colonne de distillation traitée avec un distillat léger hydrodésulfuré après un procédé de craquage catalytique (figures A2.1a et A2.1b à l'annexe 2).

Utilisations

Selon les renseignements recueillis au moyen de l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée* (Environnement Canada, 2008) et de l'*Avis concernant certaines substances pétrolières de priorité élevée pouvant être limitées à l'industrie* (Environnement Canada, 2009) tous deux publiés en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), le gazole faisant l'objet de la présente évaluation est utilisé sur place ou mélangé à d'autres substances qui quittent le site avec des n°s CAS différents. Même si de nombreux codes d'utilisation créés durant l'élaboration de la LIS ont été relevés pour cette substance, il a été établi, à partir des renseignements fournis en application de l'article 71 de la *Loi* (Environnement Canada, 2008, 2009), des déclarations volontaires de l'industrie ainsi que des résultats d'une analyse documentaire approfondie et de la recherche de fiches signalétiques, que ce gazole restreint aux installations n'est pas censé être transporté à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation.

Rejets dans l'environnement

Les rejets possibles de gazoles à partir de raffineries et d'usines de valorisation peuvent être définis comme étant des rejets contrôlés ou involontaires. Les rejets contrôlés sont des rejets prévus provenant des soupapes de surpression, des vannes d'aération et des systèmes de vidange, que ce soit par mesure de sécurité ou au cours d'activités d'entretien, sont considérés comme des opérations courantes et se déroulent dans des conditions contrôlées. Les rejets involontaires prennent habituellement la forme de déversements ou de fuites liés à divers équipements, soupapes, vannes, canalisations ou brides, et peuvent être le résultat d'une défaillance de l'équipement, d'un mauvais entretien, du manque de pratiques opérationnelles adéquates, des conditions météorologiques défavorables ou d'autres facteurs imprévus. Les nombreuses exigences réglementaires mises en place par diverses autorités pour les opérations de raffinage et de traitement ainsi que les mesures volontaires (et donc non réglementaires) adoptées par l'industrie pétrolière visent à prendre en charge ces rejets (SENES, 2009).

Rejets contrôlés

Le gazole restreint aux installations et portant le n° CAS mentionné dans la présente évaluation est un distillat obtenu notamment par soutirage latéral ou des résidus des colonnes de distillation des raffineries ou des usines de valorisation. Par conséquent, les rejets contrôlés de ce gazole restreint aux installations peut se produire notamment aux soupapes de surpression, aux vannes d'aération ou aux robinets de vidange des canalisations (p. ex. les appareils à pression) ou encore à proximité de l'équipement.

Dans des conditions habituelles d'exploitation, les rejets contrôlés de ce gazole restreint aux installations sont récupérés dans un circuit fermé⁴ conformément aux procédures établies, puis réintroduits dans l'installation de traitement. Lorsque la quantité ou la concentration est faible, le gazole restreint aux installations est envoyé à l'usine de traitement des eaux usées de l'installation. Dans les deux cas, on ne s'attend pas à une exposition de la population générale ou de l'environnement au gazole restreint aux installations, lequel fait l'objet de la présente évaluation, car il ne devrait pas être transporté à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation.

Rejets involontaires

Les rejets involontaires (y compris les rejets fugitifs) sont liés à l'équipement (p. ex. les pompes, les réservoirs de stockage), aux joints d'étanchéité, aux vannes, aux canalisations, aux brides, etc., pendant le traitement et la manutention des substances pétrolières, et ils peuvent être plus fréquents dans le cas de pratiques inappropriées d'entretien ou d'exploitation. Il existe des mesures réglementaires et non réglementaires pour réduire ces événements dans les raffineries et les usines de valorisation des produits pétroliers (SENES, 2009). Ces mesures ne visent pas une substance en particulier; elles sont élaborées pour limiter les rejets involontaires de toutes les substances du secteur pétrolier.

Pour l'industrie canadienne du pétrole, les exigences provinciales et territoriales existent généralement pour prévenir ou gérer les rejets involontaires des substances et des charges pétrolières dans une installation au moyen de permis d'exploitation (SENES, 2009).

À l'échelon fédéral, on traite des rejets involontaires de certaines substances pétrolières en vertu de la *Loi sur les pêches*. En effet, le *Règlement sur les effluents liquides des raffineries de pétrole et les lignes directrices* connexes fixent des limites de rejet pour les huiles et graisses, les phénols, les sulfures, l'azote ammoniacal et les matières totales en suspension, ainsi que des exigences en matière d'essais de toxicité aiguë dans les effluents finaux déversés dans les eaux canadiennes.

De plus, la législation actuelle sur la santé et la sécurité au travail prévoit des mesures pour réduire l'exposition professionnelle des employés. Certaines de ces mesures visent également à limiter les rejets involontaires (CanLII, 2009).

En outre, des mesures non réglementaires, telles des lignes directrices et des pratiques exemplaires, permettent de réduire les rejets involontaires provenant d'installations du secteur pétrolier. Ces mesures de contrôle comprennent la sélection du matériel approprié durant les processus de conception et de mise en place; l'inspection et l'entretien réguliers des réservoirs de stockage, des canalisations et des autres équipements liés aux procédés; la mise en œuvre de mesures de détection et de colmatage des fuites, ou d'autres programmes équivalents; l'utilisation de toits flottants dans les réservoirs hors sol afin de réduire la zone

⁴ Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'ASP, un circuit fermé est défini comme un système à l'intérieur d'une installation dont les substances ne sont pas rejetées dans l'environnement, et dont les pertes sont récupérées pour être soit redistribuées, soit détruites.

gazeuse interne ainsi que la plus faible utilisation possible des réservoirs souterrains, qui peuvent donner lieu à des fuites non détectées (SENES, 2009).

Devenir dans l'environnement

Étant donné qu'il s'agit d'un gazole restreint aux installations qui n'est pas censé être transporté à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation, seules les données générales sur le comportement de cette substance dans l'environnement sont présentées dans l'évaluation préalable.

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

Il n'existe aucune donnée empirique sur ce gazole restreint aux installations dans son ensemble. Par conséquent, une méthode du poids de la preuve fondée sur des relations quantitatives structure-activité (RQSA) (Environnement Canada, 2007) a été appliquée à l'aide des modèles de dégradation BioHCwin (2008), BIOWIN (2008) et AOPWIN (2008). Le tableau A3.2 (à l'annexe 3) présente des structures représentatives de ce mélange complexe. La modélisation est fondée sur les différentes structures représentatives de ce gazole. En outre, la persistance dans l'environnement a été estimée à l'aide d'une série de modèles portant sur les différents milieux environnementaux (tableaux A3.4 et A3.5 à l'annexe 3).

D'après le modèle de dégradation atmosphérique AOPWIN (2008), toutes les structures représentatives des gazoles se dégraderont rapidement par l'entremise d'interactions avec les radicaux hydroxyles présents dans l'air (tableau A3.4 à l'annexe 3).

Les structures représentatives telles que les alcanes, les alcènes, les benzènes alkylés, les biphenyles alkylés, les HAP et les HAP hétérocycliques sont tous résistants à l'hydrolyse; par conséquent, il a été impossible de calculer les demi-vies par hydrolyse dans l'eau (Lyman *et al.*, 1990; EPI Suite, 2008).

L'assimilation primaire et ultime par les microorganismes a été estimée respectivement à l'aide des modèles BioHCwin (2008) et BIOWIN (2008). Les processus de dégradation primaire et ultime d'une grande partie des structures représentatives comportant de 9 à 20 atomes de carbone s'effectuent rapidement. Certaines des structures représentatives des gazoles qui ont un poids moléculaire élevé (cycloalcanes bicycliques C₂₀ à C₂₅) seraient persistantes (tableau A3.5 de l'annexe 3). D'après un ratio d'extrapolation 1:1:4 de la demi-vie de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), les valeurs de demi-vie des cycloalcanes bicycliques composés de 20 à 25 atomes de carbone dans le sol et les sédiments peuvent être extrapolées à partir des estimations de la demi-vie dans l'eau. Comme l'indique cette extrapolation, ces composants devraient également être persistants dans le sol et les sédiments.

Une petite proportion de la substance portant le n° CAS 68333-25-5 est représentée par ces cycloalcanes alkylés (CONCAWE, 1996), étant donné que le composant du cycloalcan total représente 8 à 10 % d'un gazole type (API, 1987a).

À la lumière des données de modélisation, seuls les cycloalcanes bicycliques de ce gazole composés de 20 à 25 atomes de carbone sont persistants (demi-vie \geq 182 jours dans l'eau et le sol et demi-vie \geq 365 jours dans les sédiments) d'après les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel de bioaccumulation

Faute de donnée expérimentale sur la bioaccumulation ou la bioconcentration de ce gazole en tant que mélange, on a eu recours aux données empiriques sur les structures représentatives pouvant être associées aux gazoles et à une méthode de prévision fondée sur un modèle du facteur de bioconcentration (FBC) [BCFBAF, 2008a]. Ce modèle intègre le modèle RQSA générique d'Arnot et Gobas (2003).

L'absorption et la dépuration de divers hydrocarbures pétroliers (HCP) par les mollusques et les poissons ont été démontrées dans de nombreuses études (Stegeman et Teal, 1973; Hardy *et al.*, 1974; Fong, 1976; Roubal *et al.*, 1978; McCain *et al.*, 1978; Nunes et Benville, 1978; Cravedi et Tulliez, 1983; Niimi et Palazzo, 1986; Niimi et Dookhran, 1989; Hellou *et al.*, 1994; Burkhard et Lukasewycz, 2000; Wetzel et van Vleet, 2004; Colombo *et al.*, 2007; Zhou *et al.*, 1997). Les composés aromatiques et aliphatiques sont rapidement absorbés, surtout dans les tissus adipeux. Des concentrations modérées ont été observées dans les tissus musculaires, la vessie, les branchies et la cervelle des poissons exposés, mais une dépuration a été constatée une fois ces poissons placés dans un environnement propre. Cependant, les taux tissulaires peuvent rester relativement constants pendant un certain temps. Des semaines, voire des mois, peuvent être nécessaires pour atteindre des niveaux indétectables. Après un déversement, la charge polluante peut demeurer pendant un certain temps dans le milieu naturel; la période de dépuration des poissons sera ainsi plus longue que celle publiée dans le cadre d'études contrôlées en laboratoire.

En raison de l'absence d'un système de détoxification rapide, les mollusques sont incapables de métaboliser rapidement des hydrocarbures aromatiques. Les HCP peuvent s'accumuler dans des tissus stables où les hydrocarbures sont peu échangeables et où leur taux de remplacement est donc faible (Stegeman et Teal, 1973; Neff *et al.*, 1976).

On a déclaré que la bioaccumulation de HCP dans les organismes occupant une place plus élevée dans la chaîne alimentaire, comme les poissons, est jugée faible en raison de leur élimination métabolique et des mécanismes de détoxification (Varanasi *et al.*, 1989; Jonsson *et al.*, 2004). Rien ne prouve que les HCP se bioamplifient le long de la chaîne alimentaire (Broman *et al.*, 1990; Wan *et al.*, 2007; Takeuchi *et al.*, 2009).

Seules trois études sur les facteurs de bioaccumulation (FBA) des HAP dans les organismes aquatiques (poissons et myses) ont été recensées (Neff *et al.*, 1976; Zhou *et al.*, 1997; Burkhard et Lukasewyez, 2000). Les HAP étudiés étaient des substances monocycliques comportant de 6 à 9 atomes de carbone, des substances bicycliques comportant de 10 à 13 atomes de carbone et des substances tricycliques comportant de 14 à 18 atomes de carbone. En accord avec les résultats de Niimi et Dookhran (1989) et de Niimi et Palazzo (1986), les HAP n'ont pas été accumulés par les poissons à la suite d'une exposition alimentaire en raison des effets combinés d'une faible efficacité d'absorption et des taux d'élimination élevés. Par conséquent, aucun des facteurs de bioaccumulation calculés pour les substances aromatiques monocycliques et les HAP comportant de 6 à 18 atomes de carbone n'est considéré comme étant élevé.

En ce qui concerne la bioaccumulation, le calcul d'un FBA est préférable à celui d'un FBC, puisque ce dernier ne comprend pas l'exposition aux produits chimiques dans l'alimentation (BCFBAF, 2008b). Toutefois, les FBA mesurés étant rares, des FBC provenant de divers ouvrages publiés ont été compilés pour fournir d'autres preuves de bioaccumulation et des FBA ont été estimés à l'aide de la modélisation cinétique du bilan massique (Arnot et Gobas, 2003).

Une série de FBC pour les composés des gazoles (comportant de 6 à 18 atomes de carbone) a été relevée (tableau A3.7 de l'annexe 3), à savoir les alcanes, les isoalcanes, les cycloalcanes bicycliques, les substances monoaromatiques, les cycloalcanes monoaromatiques, diaromatiques et polyaromatiques (Carlson *et al.*, 1979; CITI, 1992; Tolls et van Dijk, 2002; Jonsson *et al.*, 2004; Yakata *et al.*, 2006; EMBSI, 2004, 2005a, 2005b, 2006, 2007, 2008, 2009; JNITE, 2010). Sur les 31 composés étudiés, seule une substance aromatique bicyclique comportant 13 atomes de carbone, soit le 2-isopropylnaphtalène, avait un FBC supérieur à 5 000. Toutefois, ce groupe fonctionnel d'isopropyles a été jugé atypique par rapport aux hydrocarbures pétroliers (Lampi *et al.*, 2010). Le reste des FBC mesurés montrent que cette fraction ne devrait pas fortement bioconcentrée dans les tissus des poissons par l'exposition hydrique (tableau A3.7 de l'annexe 3).

Les estimations modélisées du FBC et du FBA pour des structures représentatives linéaires et cycliques comportant de 9 à 15 atomes de carbone varient de 98 à 880 000 (tableau A3.6 de l'annexe 3). En ce qui concerne celles comportant de 11 à moins de 15 atomes de carbone, les valeurs modélisées correspondent généralement aux données mesurées du FBC (tableau A3.7 de l'annexe 3). On a estimé que seuls les cycloalcanes bicycliques comportant 15 atomes de carbone devraient présenter une valeur de FBC supérieure à 5 000, ce qui laisse supposer un potentiel d'absorption plus faible à partir de l'eau pour cette chaîne carbonée en général. Toutefois, la chaîne carbonée comportant près de 15 atomes de carbone semble être fortement bioaccumulable par voie alimentaire puisque la plupart des FBA prévus pour les composés linéaires et cycliques comportant 15 atomes de carbone sont supérieurs à 5 000 (tableau A3.6 de l'annexe 3). Les prévisions du FBC et du FBA pour la fraction comportant de 9 à 15 atomes de carbone se trouvent dans le champ d'application paramétrique, mécaniste et métabolique du modèle et sont donc jugées fiables.

Selon Arnot et Gobas (2006a), à une valeur de $\log K_{oe}$ de 8,0, la répartition empirique de données « acceptables » sur le FBC chez les poissons indique qu'il existe très peu de produits chimiques dont ce FBC dépasse 5 000. Un examen de la base de données empiriques d'Environnement Canada mené par Arnot et Gobas (2003b) puis par Arnot (2005, 2006b) et portant sur le FBA et le FBC des substances chimiques figurant ou non sur la LIS révèle qu'il s'agit seulement de substances à forte teneur en chlore (c.-à-d. le décachlorobiphényle, le nonachlorobiphényle et l'heptachlorobiphényle), qui ont des FBC de l'ordre de 10^5 , à savoir que l'octachloronaphtalène a un FBC mesuré inférieur à 1 000 (Fox *et al.*, 1994, Gobas *et al.*, 1989, Oliver et Niimi, 1988), et que toutes ces substances ont des valeurs de $\log K_{oe}$ inférieures à 9. La valeur de $\log K_{oe}$ de la fraction des cycloalcanes comportant 20 atomes de carbone et des fractions de plus de 20 atomes de carbone correspond à peu près à 9,0 ou est supérieur à cette valeur. Avec un tel $\log K_{oe}$, il n'y a pas de valeurs empiriques de FBC (laboratoire) ou de FBA enregistrées pour des espèces d'invertébrés ou de vertébrés. Ce résultat provient très probablement de la très faible biodisponibilité et, par conséquent, de la faible efficacité de l'assimilation alimentaire. Par conséquent, les valeurs de FBC et de FBA prévues pour la fraction de cycloalcanes comportant 20 atomes de carbone ou plus sont considérées comme étant hors du champ d'application paramétrique du modèle Arnot-Gobas (2003) et comme des valeurs très incertaines et non fiables. Ainsi, le potentiel de bioaccumulation des fractions de cycloalcanes comportant 20 atomes de carbone ou plus devrait être très faible, ce qui signifie que les valeurs des FBC et des FBA de ces fractions sont très probablement inférieures ou égales à 5 000.

D'après les données publiées, les organismes aquatiques peuvent facilement absorber des HCP, principalement dans les lipides. Des concentrations modérées peuvent être mesurées dans les muscles et les organes internes des poissons, en fonction de la concentration chronique des HCP et de la distribution des tissus adipeux. La dépuraction se produit rapidement lorsque ces poissons ne sont plus exposés. La diminution observée dans le stockage tissulaire des hydrocarbures avec l'augmentation de la durée d'exposition révèle une biotransformation chez les poissons. La tendance à la bioaccumulation dans les tissus observée pour certains types de HCP semble indiquer que ces composés d'hydrocarbures pétroliers pourraient être transférés à de faibles concentrations dans les chaînes alimentaires, même s'ils ne sont pas bioaccumulables à des niveaux élevés, ni ne peuvent être bioamplifiés dans les chaînes alimentaires. Cette tendance à l'absorption et à la dépuraction indique également que l'exposition intermittente n'entraînerait probablement aucune bioaccumulation à long terme.

Selon les données empiriques et modélisées rassemblées sur la bioaccumulation (FBA), le gazole évalué dans le présent rapport est susceptible de contenir des proportions importantes de composants comportant de 9 à 15 atomes de carbone qui sont bioaccumulables selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Aucun composant de ce gazole n'a été jugé persistant et bioaccumulable selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

Milieu aquatique

À défaut de données expérimentales sur la toxicité du gazole à l'étude pour les organismes aquatiques, on a utilisé des données modélisées afin d'estimer la toxicité potentielle de mélanges de gazoles.

L'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE) a développé un modèle de toxicité en milieu aquatique qui est particulier aux mélanges de HCP. Le modèle, appelé PetroTox, suppose un mode d'action toxicologique par narcose; il tient donc compte des effets additifs selon l'approche utilisant le concept d'unité toxique (PetroTox, 2009). Ce modèle permet de modéliser la toxicité des HCP comportant de 5 à 41 atomes de carbone dissous dans une fraction aqueuse. Il considère que la toxicité des composés comportant moins de 5 atomes de carbone ou plus de 41 atomes de carbone est négligeable. En effet, les premiers sont très volatils et ne demeurent pas assez longtemps dans l'eau, alors que les seconds sont trop hydrophobes et immobiles. Les estimations de toxicité de PetroTox (2009) sont exprimées en charge létale médiane (LL_{50}) plutôt qu'en concentration létale médiane (CL_{50}) en raison de l'insolubilité des substances pétrolières dans l'eau. La valeur de LL_{50} représente la quantité nécessaire pour produire une fraction de la substance pétrolière adaptée à l'eau, qui est toxique pour 50 % des organismes d'essai. Il ne s'agit pas d'une mesure de la concentration des constituants du pétrole dans la fraction adaptée à l'eau.

Les données modélisées de la toxicité en milieu aquatique indiquent que ce gazole peut être nocif pour les organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles ($< 1 \text{ mg/L}$). Les valeurs modélisées de la toxicité pour les organismes d'eau douce étaient comprises entre 0,6 et 3,8 mg/L et celles de la toxicité pour les organismes marins, entre 0,2 et 6,6 (tableau 3.8 de l'annexe 3).

Afin de déterminer s'il convenait d'utiliser des données de modélisation provenant de PetroTox, une méthode par analogie (comparaison des produits analogues) a également été utilisée pour comparer les données modélisées sur la toxicité de ce gazole par rapport au mazout n° 2 et au carburant diesel. Le mazout n° 2 est un distillat, mazout léger, également appelé mazout de chauffage, dont le point d'ébullition varie de 160 à 360 °C (CIRC, 1989a). Les carburants diesel sont des fractions de distillats du pétrole composées principalement d'hydrocarbures comportant de 9 à 20 atomes de carbone dont la plage d'ébullition typique s'étend de 282 à 338 °C (Garde côtière, 1985). Les valeurs de la toxicité aiguë du mazout n° 2 et du carburant diesel pour les organismes aquatiques sont présentées dans les tableaux A3.9a et A3.9b de l'annexe 3.

Les valeurs de CL_{50} (milieu aquatique) pour le mazout n° 2 (Anderson *et al.*, 1974; MacLean *et al.*, 1989; Lee *et al.*, 1978; et Rossi *et al.*, 1976) et le carburant diesel (Lockhart *et al.*, 1987; MacLean et Doe, 1989) sont comprises entre 0,9 et 23,7 mg/L. Les valeurs modélisées

de LL₅₀ (milieu aquatique) obtenues à l'aide de PetroTox (0,2 à 6,6 mg/L) correspondent à la limite inférieure de cette plage, ce qui indique que ce gazole peut être un peu plus nocif que les carburants commerciaux. Les données modélisées de PetroTox sont comprises dans la fourchette pertinente des valeurs de toxicité mesurées pour les mêmes produits commerciaux.

Le gazole dont il est ici question peut représenter un danger pour divers organismes aquatiques. Les valeurs de toxicité modélisées sont généralement de l'ordre de celles obtenues pour des carburants commerciaux similaires. Cependant, ces résultats ne peuvent pas être corroborés par d'autres sources en raison du manque de données empiriques sur la toxicité de ce gazole.

Autres milieux naturels

Il existe peu de données empiriques et aucun modèle convenable sur les effets écologiques de ce gazole dans un autre milieu que l'eau. Dans la présente évaluation préalable, seul le milieu aquatique a été pris en compte.

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Le gazole faisant l'objet du présent rapport a été considéré comme restreint aux installations, c'est-à-dire qu'il ne devrait pas être transporté à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation; par conséquent, les rejets de ce gazole dans les écosystèmes devraient être négligeables. Étant donné qu'il ne produit aucun rejet important dans l'environnement, l'exposition écologique est improbable et aucune évaluation de l'exposition n'est prise en compte.

Caractérisation des risques pour l'environnement

D'après les renseignements disponibles, seule une petite partie des composants de ce gazole (cycloalcanes bicycliques alkylés comportant de 20 à 25 atomes de carbone) sont jugés persistants selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Compte tenu de l'ensemble des données empiriques et modélisées rassemblées sur la bioaccumulation (FBA), le gazole évalué dans le présent rapport est susceptible de contenir des proportions importantes de composants comportant de 9 à 15 atomes de carbone qui sont bioaccumulables selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Toutefois, aucun composant de ce gazole n'a été jugé persistant et bioaccumulable selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

D'après les renseignements obtenus de diverses sources (les déclarations volontaires de l'industrie ainsi que les résultats d'une analyse documentaire approfondie et d'une recherche de fiches signalétiques), le gazole faisant l'objet de cette évaluation préalable a été reconnu comme restreint aux installations, c'est-à-dire qu'il n'est pas censé être transporté à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation. Ce gazole est utilisé sur place ou incorporé dans

des substances portant un n° CAS différent lorsqu'il est expédié à l'extérieur. Des mesures (notamment les exigences des permis d'exploitation émis par les provinces et territoires, et les pratiques exemplaires et lignes directrices mises en place par l'industrie pétrolière) sont en place pour réduire au minimum les rejets provenant des raffineries et des usines de valorisation. En raison de ces facteurs, la probabilité d'exposition à ce gazole et le potentiel de risque qu'il présente pour les organismes présents dans l'environnement sont considérés comme faibles.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Comme le gazole restreint aux installations qui est l'objet de la présente évaluation fait partie de la catégorie des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB), sa composition chimique n'est pas bien établie. Le nombre, l'identité et la proportion des composés formant les différents groupes de gazoles portant le même n° CAS peuvent varier grandement en fonction des conditions d'exploitation, des charges d'alimentation et des unités de traitement.

Toute modélisation des propriétés physiques et chimiques d'une substance ainsi que de ses caractéristiques de persistance, de bioaccumulation et de toxicité est fondée sur les structures représentatives. Or, comme plusieurs structures représentatives peuvent être associées au même gazole, on reconnaît qu'il existe des incertitudes liées à la structure de ces substances. Dans le cas présent, on a utilisé les propriétés physiques et chimiques de 22 structures représentatives pour estimer le comportement général de ce gazole, dans le but de représenter l'échelle attendue en ce qui concerne les caractéristiques physiques et chimiques. Étant donné le nombre élevé de permutations probables du type et du pourcentage des structures des gazoles, il existe des incertitudes concernant les résultats associés à la modélisation.

Étant donné que cette substance est considérée comme restreinte aux installations, les rejets dans l'environnement et les expositions à cette substance devraient être négligeables. Toutefois, on ne disposait d'aucune donnée de surveillance pour ce n° CAS afin de confirmer cette hypothèse.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation des effets sur la santé

Aucune donnée toxicologique n'a été trouvée pour le gazole portant le n° CAS 68333-25-5. Par conséquent, on a évalué les effets toxiques d'autres gazoles de l'ASP qui présentent des similarités ayant trait aux procédés ainsi qu'aux propriétés physiques et chimiques afin de caractériser la toxicité de cette substance restreinte aux installations. Puisque le gazole restreint aux installations et les autres gazoles hautement prioritaires de l'ASP présentent des propriétés physiques, chimiques et toxicologiques similaires, leurs données toxicologiques ont été regroupées afin d'établir un profil toxicologique applicable à tous les gazoles.

L'annexe 4 résume les renseignements disponibles sur les gazoles restreints aux installations en ce qui a trait aux effets sur la santé et présente les doses et concentrations minimales avec effet observé (DMENO/CMENO), lesquelles proviennent des données regroupées sur les mazouts légers et les circuits des raffineries et des usines de valorisation utilisés pour la production de ces carburants. Ainsi, l'ensemble complet des données sur les gazoles peut être considéré comme un continuum délimité par des substances composées en grande partie d'hydrocarbures saturés ou aromatiques. Cette approche visait à établir la toxicité des gazoles en tant que groupe.

On n'a trouvé aucune donnée de toxicité aiguë pour le gazole restreint aux installations portant le n° CAS 68333-25-5; toutefois, les doses létales médianes (DL₅₀) par voie orale pour les gazoles allaient de 3 200 à 17 838 mg/kg de poids corporel (kg p.c.) chez les rats. Quant aux concentrations létales médianes (CL₅₀) par inhalation, elles variaient de 3 350 à 7 640 mg/m³ chez les rats. Des DL₅₀ par voie cutanée supérieures à 40 000 mg/kg p.c. ont été observées chez les souris et elles variaient selon l'étude, allant de valeurs supérieures à 2 000 ou à 4 207 mg/kg p.c. chez les lapins (CONCAWE, 1996; API, 2003a, b). Une irritation cutanée modérée à grave a été observée dans tous les cas d'exposition cutanée aiguë.

Plusieurs études de toxicité à court terme et de toxicité subchronique par voie cutanée ont été menées sur des gazoles. Les doses variaient de 8 à 40 000 mg/kg p.c. par jour pour des périodes d'exposition variant d'environ 2 à 60 semaines chez des rats, des souris et des lapins. En outre, une irritation cutanée modérée à grave a été observée à différentes doses. Parmi les effets cutanés observés au site d'application dans les études de toxicité à court terme, notons l'érythème, la desquamation, la concrétion et l'épaississement de la peau, l'inflammation, l'hyperplasie de l'épiderme, la parakératose, l'hyperkératose, l'ulcération, l'alopecie et la nécrose des follicules pileux (API, 1980a, 1985a; Easley *et al.*, 1982; Beck *et al.*, 1984; IITRI, 1984; NTP, 1986; UBTL, 1986; Mobil, 1985, 1988a, b, 1991; Freeman *et al.*, 1990; Feuston *et al.*, 1994; Ingram *et al.*, 1993; Nessel *et al.*, 1998; Walborg *et al.*, 1998).

Toutefois, le fait que ces substances sont très irritantes peut constituer un facteur limitant lui-même l'exposition. Au nombre des effets généraux observés dans ces études sur la toxicité dermique, mentionnons une mortalité accrue, une diminution du poids corporel et du gain de poids corporel, des changements du poids du foie, des reins et de la rate, une variation de la chimie hématologique et clinique, des lésions rénales, une caryomégalie dans le foie et une augmentation du nombre de lymphocytes (Schultz *et al.*, 1981; Easley *et al.*, 1982; IITRI, 1984; NTP, 1986; Mobil, 1988b, 1991; Feuston *et al.*, 1994). Une DMENO à court terme de 50 mg/kg p.c. par jour a été établie d'après la diminution du gain de poids corporel, du poids corporel et de la consommation d'aliments, après l'exposition de rates gravides à la substance portant le n° CAS 64741-59-9 à des doses de 25, 50, 125, 250, 500 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour durant le 19 premiers jours de gestation (Mobil, 1988b). Au cours d'une étude de toxicité subchronique, une DMENO de 30 mg/kg p.c. par jour a été établie d'après l'augmentation du nombre de lymphocytes et la diminution du poids du thymus, après l'exposition de rats mâles et femelles à la substance portant le n° CAS 64741-82-8 à des doses de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour pendant 13 semaines (Mobil, 1991).

Des études de toxicité à court terme et de toxicité subchronique par inhalation ont été menées sur des périodes de 5 jours à 13 semaines. Des six études réalisées, aucune ne portait sur le

gazole restreint aux installations. Les effets généraux des gazoles représentatifs qui ont été observés dans les études étaient les suivants : augmentation de la mortalité, diminution du poids corporel et du gain de poids corporel, augmentation du temps de réaction (réflexe de sursaut), lésions histologiques dans les poumons, augmentation du nombre de macrophages et d'autres cellules pulmonaires libres, et diminution du nombre de globules rouges (Cowan et Jenkins, 1981; Lock *et al.*, 1984; Dalbey *et al.*, 1987). Dans une étude de toxicité à court terme, une CMENO de 25 mg/m³ a été établie d'après les changements microscopiques dans les tissus nasaux, y compris une inflammation subaiguë de la muqueuse respiratoire, de rats exposés à la substance portant le n° CAS 64742-80-9 à une seule concentration de 25 mg/m³ pendant 4 semaines (API, 1986a). Une augmentation du nombre de leucocytes (environ 30 %) a également été observée, mais aucun changement macroscopique correspondant n'a été observé à l'autopsie. Une CMENO de 250 mg/m³ a été établie dans une étude de toxicité subchronique d'après la diminution du poids corporel et l'augmentation du temps de réaction, à l'aide de l'essai d'inhibition du réflexe de sursaut après l'exposition des rats à la substance portant le n° CAS 68334-30-5 (carburant diesel) à des concentrations de 250, 750 ou 1 500 mg/m³ pendant 13 semaines, mais aucun changement histologique correspondant n'a été constaté dans le système nerveux (Lock *et al.*, 1984).

Une seule étude de toxicité par voie orale a été menée. Une augmentation de l'activité enzymatique hépatique a été observée chez les rats mâles ayant reçu par gavage une dose quotidienne de 1 013 mg/kg p.c. de la substance portant le n° CAS 68476-34-6 (carburant diesel n° 2 commercial) aux jours 1, 3, 5 et 8 (Khan *et al.*, 2001).

La génotoxicité des gazoles a été évaluée au moyen d'essais *in vivo* et *in vitro*. Les résultats des essais *in vivo* étaient contrastés pour les gazoles. Bien qu'aucune étude n'ait été menée sur le gazole restreint aux installations, des résultats positifs ont été obtenus pour des aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse des rats étudiés à la suite de l'administration d'autres gazoles représentatifs. De plus, un résultat positif a été obtenu pour l'échange de chromatides sœurs chez les souris auxquelles on avait administré un distillat léger, craquage catalytique (API, 1978, 1979a, 1989a; Conaway *et al.*, 1984). Par contre, des résultats négatifs ont été obtenus pour l'induction de micronoyaux, les mutations dominantes létales et l'échange de chromatides sœurs dans la moelle osseuse des souris pour cinq des gazoles étudiés. Des résultats négatifs ont également été obtenus dans le cadre des deux études portant sur les distillats légers et moyens pour ce qui est des aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse des rats (API, 1980b, 1984, 1985b, c, 1986b, 1988a; McKee *et al.*, 1994).

Les essais *in vitro* sur la génotoxicité des gazoles ont également donné des résultats contrastés. Des résultats positifs ont été observés pour les tests d'Ames ainsi que les essais sur lymphome et sur l'échange de chromatides sœurs chez les souris (API, 1979a, 1984, 1985c, d, e, 1986c, 1987b; Ellenton et Hallett, 1981; Blackburn *et al.*, 1984, 1986; Conaway *et al.*, 1984; DGMK, 1991; McKee *et al.*, 1994; Nessel *et al.*, 1998). Des résultats négatifs ont été obtenus pour les tests d'Ames, les essais sur lymphome de souris et les transformations morphologiques (API, 1978, 1987c; Henderson *et al.*, 1981; Schultz *et al.*, 1981; Blakeslee *et al.*, 1983; Blackburn *et al.*, 1984, 1986; Conaway *et al.*, 1984; NTP, 1986; McKee *et al.*, 1989, 1994; DGMK, 1991; Przygoda *et al.*, 1994; Nessel *et al.*, 1998). Les

essais *in vitro* ont donné des résultats équivoques pour l'échange de chromatides sœurs (API, 1988b, c).

Même si les résultats dépendent de la substance testée et de l'essai utilisé, la base de données sur l'ensemble des effets génotoxiques indique que les gazoles présentent un potentiel de génotoxicité, comme en font foi les résultats positifs constants obtenus dans les essais *in vivo* sur l'induction d'aberrations chromosomiques par trois gazoles et les tests d'Ames effectués pour différents gazoles.

La Commission européenne a classé les gazoles comme substances cancérogènes de catégorie 2 (*pouvant causer le cancer*) et de catégorie 3 (*effet cancérogène suspecté – preuves insuffisantes*). Plus précisément, le gazole restreint aux installations portant le n° CAS 68333-25-5 a été classé comme substance cancérogène de catégorie 2 (Commission européenne, 1994; ESIS, 2008). Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a également classé les gazoles comme substances cancérogènes du groupe 2A (*probablement cancérogènes pour l'homme*) pour ce qui est de l'exposition professionnelle dans le secteur du raffinage du pétrole; du groupe 2B (*peut-être cancérogènes pour l'homme*) dans le cas du mazout lourd et du carburant diesel marin; et du groupe 3 (*inclassables quant à leur cancérogénicité pour l'homme*) dans le cas du mazout léger et du carburant diesel (léger) [CIRC, 1989a, b, c].

Un certain nombre d'études ont été menées sur des animaux de laboratoire afin d'évaluer la cancérogénicité des gazoles. Toutes ces études portaient sur une exposition cutanée (badigeonnage) chez les souris, à l'exception d'une étude qui traitait de l'exposition par inhalation chez les rats. Cette dernière (Bruner, 1984) n'a montré aucune augmentation des tumeurs rénales chez les rats Fischer 344 après une exposition continue de 90 jours et au terme des observations effectuées durant toute leur vie. La concentration sans effet observé (CSEO) était de 300 mg/m³. L'ATSDR (1995) note toutefois que l'intérêt de cette étude est limité puisque celle-ci n'a pas été conçue pour évaluer la réponse cancérogène (Bruner, 1984). En revanche, les substances évaluées dans le cadre d'une exposition par voie cutanée ont provoqué l'apparition constante de tumeurs cutanées. Pour ce qui est des études sur la toxicité chronique, la durée d'exposition cutanée était de 17 semaines et pouvait s'étendre à toute la vie des animaux. Un nombre important de tumeurs, tant malignes que bénignes, ont été observées dans la majorité des études sur la toxicité (Easley *et al.*, 1982; IITRI, 1985; McKee *et al.*, 1986; NTP, 1986; Witschi *et al.*, 1987; Biles *et al.*, 1988; Gerhart *et al.*, 1988; API, 1989b, c; Freeman *et al.*, 1993; Skisak *et al.*, 1994; Broddle *et al.*, 1996; Nessel *et al.*, 1998). Par exemple, dans le cadre d'une étude de toxicité chronique, des souris mâles ont été traitées par voie cutanée avec une substance portant le n° CAS 64741-59-9 à des doses de 343 mg/kg p.c. (sept fois par semaine), 601 mg/kg p.c. (quatre fois par semaine) ou 1 203 mg/kg p.c. (deux fois par semaine), pendant une période allant jusqu'à 104 semaines. Une formation importante de tumeurs de la peau a été observée à toutes les doses dans une relation dose-réponse (Nessel *et al.*, 1998). L'activité d'initiation et de promotion des tumeurs a été étudiée pour six gazoles. Les durées d'exposition cutanée pour les études d'initiation-promotion chez les souris allaient de 25 à 52 semaines. Les résultats combinés de ces études montrent que les gazoles sont des agents promoteurs de tumeurs cutanées, mais ils ne semblent pas entraîner leur formation (Gerhart *et al.*, 1988; McKee *et al.*, 1989; DGMK,

1993; Skisak *et al.*, 1994; Nessel *et al.*, 1999). En résumé, les gazoles étudiés favorisent le développement des tumeurs et sont cancérogènes pour la peau lorsqu'ils sont appliqués de façon chronique sur la peau d'animaux de laboratoire.

Les effets des gazoles sur le développement et la reproduction ont également été étudiés. Les seuls effets qui ont été relevés à cet égard se sont produits à 1 000 mg/kg p.c. par jour à la suite d'une exposition cutanée de rates gravides à la substance portant le n° CAS 64741-59-9 à des doses de 25, 50, 125, 250, 500 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour. La substance a été appliquée sur la peau des rats du 6^e au 15^e jour de gestation dans le cadre de l'étude sur la reproduction et des jours 0 à 6 et 6 à 15 dans le cadre de l'étude sur le développement. Les effets toxiques observés étaient une augmentation de l'incidence des résorptions fœtales et une diminution du gain de poids, respectivement (Feuston *et al.*, 1994; Mobil, 1988b). Par contre, toutes les autres études portant sur l'administration par voie cutanée ou par inhalation ont produit des résultats négatifs à toutes les doses/concentrations mises à l'essai. L'ensemble des données obtenues indiquent que, même si les résultats variaient selon la substance étudiée, les gazoles ne semblent pas avoir d'effets en général sur la capacité de reproduction des animaux de laboratoire ou sur le développement des fœtus.

Les données épidémiologiques étaient insuffisantes en ce qui a trait aux effets des gazoles sur les humains. Bien que certaines études cas-témoin aient porté sur le potentiel de la substance portant le n° CAS 68334-30-5 à accroître le risque de cancer ou à avoir d'autres effets sur la santé à la suite d'une exposition à cette substance, elles sont inadéquates pour la détermination des risques en raison de limites liées à leur méthodologie. Les études disponibles fournissaient peu de détails, les expositions n'étaient pas quantifiées et étaient fondées sur l'autodéclaration, l'exposition à d'autres produits chimiques n'était pas prise en compte et, dans certains cas, les composés auxquels les sujets étaient exposés n'étaient pas clairement identifiés (Crisp *et al.*, 1979; Spiegelman et Wegman, 1985; Siemiatycki *et al.*, 1987; Ahrens *et al.*, 1991; Lindquist *et al.*, 1991; Partanen *et al.*, 1991; De Roos *et al.*, 2001).

Caractérisation des risques pour la santé humaine

Une priorité élevée a été donnée à la prise de mesures à l'égard de ce gazole restreint aux installations, car le risque qu'il présente pour la santé humaine a été considéré comme élevé. Étant donné que la Commission européenne classe les gazoles comme cancérogènes de catégories 2 et 3 (Commission européenne, 1994;ESIS, 2008) et que le CIRC les classe comme cancérogènes des groupes 2A, 2B et 3 (CIRC, 1989a, b, c), la cancérogénicité constitue l'effet critique de ces substances qui a été pris en considération lors de la catégorisation initiale des dangers (ou risques) pour la santé humaine. Toutefois, le gazole faisant l'objet de la présente évaluation est restreint aux installations, c'est-à-dire qu'il n'est pas censé être transporté à l'extérieur des raffineries ou des usines de valorisation. Par conséquent, on ne s'attend pas à ce que l'ensemble de la population y soit exposé. La probabilité d'exposition des Canadiens est donc considérée comme faible, tout comme le risque pour la santé humaine.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Comme les gazoles restreints aux installations font partie de la catégorie des UVCB, leur composition chimique n'est pas bien établie. Le nombre, l'identité et la proportion des composés formant les différents groupes de gazoles portant le même n° CAS peuvent varier grandement en fonction des conditions d'exploitation, des charges d'alimentation et des unités de traitement. Par conséquent, il est difficile d'obtenir un ensemble de données toxicologiques vraiment représentatif de chaque n° CAS. Pour cette raison, toutes les données toxicologiques disponibles pour les substances ayant un traitement et des propriétés physiques et chimiques similaires ont été regroupées sous différents n° CAS afin de disposer d'un profil de toxicité exhaustif portant sur l'ensemble des gazoles. Les propriétés physiques et chimiques exactes n'étant pas disponibles pour certains gazoles, les propriétés de gazoles représentatifs ont été utilisées le cas échéant.

La portée de la présente évaluation préalable n'offre pas d'analyse complète du mode d'induction des effets.

Les évaluations préalables de l'ASP étudient des substances qui constituent des mélanges complexes (UVCB) composés d'un certain nombre de substances dans diverses proportions en raison de la source de pétrole brut et de son traitement ultérieur. Des renseignements obtenus lors d'activités de surveillance ou des limites provinciales de rejet provenant d'installations pétrolières ciblent les rejets généraux (tels que les huiles et les graisses) dans l'eau ou dans l'air. Ces catégories englobant de façon générale les rejets ne permettent pas de détecter des mélanges complexes ou des groupes de production individuels. À ce titre, la surveillance des rejets généraux ne fournit pas suffisamment de données pour associer un rejet détecté à une substance précise désignée par un n° CAS, ni de définir la proportion de rejets attribués à des n° CAS particuliers.

Conclusion

D'après les renseignements disponibles, seule une petite partie des composants de ce gazole (cycloalcanes bicycliques alkylés comportant de 20 à 25 atomes de carbone) sont jugés persistants selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Compte tenu de l'ensemble des données empiriques et modélisées rassemblées sur le potentiel de bioaccumulation, le gazole évalué dans le présent rapport est susceptible de contenir des proportions importantes de composants comportant de 9 à 15 atomes de carbone qui sont bioaccumulables selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Aucun composant de ce gazole n'a été jugé persistant et bioaccumulable selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

D'après les renseignements fournis dans la présente évaluation, la cancérogénicité constituait le fondement de la catégorisation des dangers (ou risques) pour la santé humaine. Les gazoles

possèdent également des propriétés génotoxiques, mais ils semblent présenter un potentiel limité de toxicité pour le développement et la reproduction.

Le gazole faisant l'objet de la présente évaluation (n° CAS 68333-25-5) est restreint aux raffineries de pétrole et aux usines de valorisation; on ne s'attend donc pas à ce que l'ensemble de la population ou l'environnement y soit exposé. Il est conclu que ce gazole restreint aux installations ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger pour l'environnement essentiel pour la vie, ou encore à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Ce gazole restreint aux installations ne satisfait donc à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Puisque cette substance est inscrite sur la LI, son importation et sa fabrication au Canada ne requièrent pas de déclaration aux termes du paragraphe 81(1) de la LCPE (1999). Étant donné les propriétés dangereuses potentielles de cette substance, on craint que des utilisations nouvelles non relevées ni évaluées fassent en sorte qu'elle réponde aux critères de l'article 64 de la *Loi*. L'application des dispositions de la *Loi* relatives à une nouvelle activité à cette substance est à donc l'étude; ainsi, toute proposition de nouvelle fabrication, importation ou utilisation de cette substance à l'extérieur d'une raffinerie ou d'une usine de valorisation sera soumise à une évaluation plus approfondie dans le but de déterminer si cette nouvelle activité nécessite d'autres mesures de gestion des risques.

Références

- Ahrens, W., Jockel, K.H., Patzak, W., Elsner, G. 1991. Alcohol, smoking, and occupational factors in cancer of the larynx: a case-control study. *Am. J. Ind. Med.* 20:477-493.
- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.92a. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.
- [API] American Petroleum Institute. 1978. Mutagenicity evaluation of diesel fuel. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication 26-60102. [cité dans API, 2003b].
- [API] American Petroleum Institute. 1979a. *In-vitro* and *in-vivo* mutagenicity studies, No. 2 home heating oil sample, API 78-4. Étude menée par Hazleton Laboratories America Inc. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Publication No. 27-30140.
- [API] American Petroleum Institute. 1979b. Teratology study in rats, diesel fuel. Washington (DC) : American Petroleum Institute. 23 p. Publication No. 27-32174. [cité dans API, 2003b].
- [API] American Petroleum Institute. 1980a. Acute toxicity tests: API 78-4, No. 2 home heating oil (50% cat.). Washington (DC) : American Petroleum Institute. 52 p. Publication No. 27-32068. [cité dans PISSC, 1996; API, 2003b].
- [API] American Petroleum Institute. 1980b. Mutagenicity evaluation of diesel fuel in the mouse dominant lethal assay. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication 28-31346. [cité dans API, 2003b].
- [API] American Petroleum Institute. 1984. Mutagenicity evaluation in the rat bone marrow cytogenetic assay and the mouse lymphoma forward mutation assay. API 81-10, hydrodesulfurized middle distillate. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 32-30535. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985a. 28-day dermal toxicity study in the rabbit. API 83-07 light catalytically cracked distillate (CAS 64741-59-9). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medical Research Publication 32-32751. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985b. Activity of API 83-08 in the acute *in-vivo* cytogenetic assay in male and female rats, TEM CAS No. 51-18-3. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 33-30493. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985c. Mutagenicity evaluation in the rat bone marrow cytogenetic assay and the mouse lymphoma forward mutation assay. API 81-09, hydrodesulfurized middle distillate. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 32-30965. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985d. Mutagenicity evaluation of API 83-07 in the mouse lymphoma forward mutation assay. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medicine and Biological Science Department Report No. 32-32167. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1985e. L5158Y TK+/- mouse lymphoma mutagenesis assay of API 83-08. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Medicine and Biological Sciences Department Report No. 32-31709. [cité dans API, 2003a].
- [API] American Petroleum Institute. 1986a. Four week subchronic inhalation toxicity study in rats. Final report. API 81-07 hydrodesulfurized kerosene (petroleum) (CAS 64742-81-0); API 81-09 hydrodesulfurized middle distillate (petroleum) (CAS 64742-80-9); API 81-10 hydrodesulfurized middle distillate (petroleum)

(CAS 64742-80-9). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Publication 33-32724. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1986b. Mutagenic evaluation in the rat bone marrow cytogenetic assay. API 83-07 light catalytically cracked distillate (CAS 64741-59-9). Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Report No. 33-30929. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1986c. Mutagenicity in a mouse lymphoma mutation assay. API 81-10, hydrodesulfurized middle distillate CAS No. 64742-80-9. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 33-31224. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1987a. Comprehensive analytical analysis of API generic refinery streams. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [signalé dans CONCAWE, 1996].

[API] American Petroleum Institute. 1987b. Mutagenicity of API 81-10, hydrodesulfurized middle distillate CAS No. 64742-80-9. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 34-32643. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1987c. Mutagenicity of API 81-10 ARO aromatic fraction of hydrodesulfurized middle distillate (CAS 64742-80-9) in a mouse lymphoma mutation assay. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 34-32644. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1988a. *In-vivo* sister chromatid exchange assay, API 81-10 hydrodesulfurized middle distillate. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 35-32479. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1988b. Sister chromatid exchange assay in Chinese hamster ovary (CHO) cells with API 83-07: light catalytic cracked distillate. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Health and Environmental Sciences Department Publication No. 35-32432. [cité dans API, 2003a].

[API] American Petroleum Institute. 1988c. Sister chromatid exchange assay in Chinese hamster ovary cells (CHO) with API 81-10 hydrodesulfurized middle distillate. Washington (DC) : American Petroleum Institute. API Report No. 35-32433. [cité dans API, 2003a].

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

[API] American Petroleum Institute. 1989b. Twenty-four month dermal carcinogenesis/chronic toxicity screening bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice (AP-190R). Study conducted by Primate Research Institute, New Mexico State University. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Report No. 36-33220.

[API] American Petroleum Institute. 1989c. Lifetime dermal carcinogenesis bioassay of refinery streams in C3H/HeJ mice (API-135R). Study conducted by Primate Research Institute, New Mexico State University. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Report No. 36-31364.

[API] American Petroleum Institute. 2003a. High Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program. Robust summary of information on gas oils. Washington (DC) : American Petroleum Institute. 65 p. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/gasoilct/c14835rsa.pdf> [Annexe C du Gas Oils Test Plan, mais soumis en tant que document distinct].

[API] American Petroleum Institute. 2003b. High Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program. Robust summary of information on distillate fuels. Washington (DC) : American Petroleum Institute. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/gasoilct/c14835rsb.pdf> [Annexe C du Gas Oils Test Plan, mais soumis en tant que document distinct].

- Anderson, J.W., Neff, J.M., Cox, B.A., Tatem, H.E., Hightower, G.M. 1974. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. *Mar. Biol.* 27:75-88.
- Arnot, J., Gobas, F. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb Sci* 22:337-345.
- Arnot, J.A. 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 Division des substances nouvelles d'Environnement Canada. Mars.
- Arnot, J., Gobas, F. 2006a. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14:257-297.
- Arnot, J. 2006b. Bioconcentration factor and bioaccumulation factor assessments for organic chemicals on the Canadian domestic substances list: Database update. Rapport présenté à la Division des substances nouvelles d'Environnement Canada. Mars.
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995. Toxicological profile for fuel oils. Atlanta (GA) : U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Accès : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp75.pdf> [consulté le 1^{er} août 2009].
- Banerjee, S. 1984. Solubility of organic mixtures in water. *Environ. Sci. Technol.* 18:587-591.
- [BCFWIN] BioConcentration Factor Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008a. Version 3.00. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.
- [BCFBF] BioConcentration Factor Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008b. Version 3.00. User Guidance Manual. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.
- Beck, L.S., Hepler, D.I., Hansen, K.L. 1984. The acute toxicology of selected petroleum hydrocarbons. In : MacFarland, H.N., MacGregor, J.A., Call, R.W., Kane, M.L. (éd.). Proceedings of the symposium: The toxicology of petroleum hydrocarbons. Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 1-12. [cité dans PISSC, 1996].
- Beliles, R.P., Mecler, F.J. 1983. Inhalation teratology of jet fuel A, fuel oil and petroleum naphtha in rats. In : MacFarland, H.N. (éd.) Proceedings of the symposium on the toxicology of petroleum hydrocarbons (mai 1982). Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans ATSDR, 1995].
- [BESC] Bureau Européen des Substances Chimiques. 2000. IUCLID dataset for CAS RN 64741-59-9. Commission européenne, Bureau Européen des Substances Chimiques. Accès : <http://ecb.jrc.it/esis/>
- Biles, R.W., McKee, R.H., Lewis, S.C., Scala, R.A., DePass, L.R. 1988. Dermal carcinogenic activity of petroleum-derived middle distillate fuels. *Toxicology* 53:301-314.
- [BioHCwin] Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.01a. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.
- [BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 4.10. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics;

- Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.
- Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mehlman, M.A., Mackerer, C.R. 1984. Estimation of the dermal carcinogenic activity of petroleum fractions using a modified Ames assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 1:67-80.
- Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mackerer, C.R. 1986. Predicting carcinogenicity of petroleum distillation fractions using a modified *Salmonella* mutagenicity assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 2:63-84.
- Blakeslee, J.R., Elliot, A.M., Carter, L.J. 1983. *In vitro* effects of polynuclear aromatic hydrocarbons on FeSV transformation of human cells. In : Cooke, M., Dennis, A.J. (éd.). Proceedings of the seventh international symposium on polynuclear aromatic hydrocarbons. Formation, metabolism and measurement. Columbus (OH) : Battelle Press. p. 123-133. [cité dans ATSDR, 1995].
- Boethling, R.S., Howard, P.H., Beauman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere* 30(4):741-752.
- Broddle, W.D., Dennis, M.W., Kitchen, D.N., Vernot, E.H. 1996. Chronic dermal studies of petroleum streams in mice. *Fundam. Appl. Toxicol.* 30:47-54.
- Broman, D.C., Lindberg, N.C., Zwbuhr, Y. 1990. An in-situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston-*Mytilus edulis* L.-*Somateria mollissima*) from the Baltic: an ecotoxicological perspective. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:429-442.
- Bruner, R.H. 1984. Pathological findings in laboratory animals exposed to hydrocarbon fuels of military interest. In : Mehlman, M.A., Hemstreet III, G.P., Thorpe, J.J., Weaver, N.K. (éd.). Advances in modern environmental toxicology. Vol. VII. Renal effects of petroleum hydrocarbons. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 133-140. [cité dans ATSDR, 1995].
- 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.
- Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>.
- Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>
- [CanLII] Institut canadien d'information juridique [bases de données sur Internet]. 2001-2009. Ottawa (Ont.) : Institut canadien d'information juridique. Accès : <http://www.canlii.org/fr/index.php> [consultées en 2009].
- Carlson, R.M., Oyler, A.R., Gerhart, E.H., Caple, R., Welch, K.J., Kopperman, H.L., Bodenner, D., Swanson, D. 1979. Implications to the aquatic environment of polynuclear aromatic hydrocarbons liberated from northern great plains coal. Duluth (MN) : U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory (EPA 600/3-79-093).
- [CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989a. Occupational exposures in petroleum refining. In : Occupational exposures in petroleum refining; crude oil and major petroleum fuels. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:39-117.
- [CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989b. Fuel oils. In : Occupational exposures in petroleum refining; crude oil and major petroleum fuels. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:239-270.

[CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989c. Diesel fuels. In : Occupational exposures in petroleum refining; crude oil and major petroleum fuels. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:219-238.

[CITI] Chemicals Inspection and Testing Institute. 1992. Bioaccumulation and Biodegradation Data on Existing Chemicals Based on the CSCL Japan. Tokyo (Japon) : CITI.

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

Colombo, J., Cappelletti, N., Migoya, M., Speranza, E. 2007. Bioaccumulation of anthropogenic contaminants by detritivorous fish in the Río de la Plata estuary: 1—Aliphatic hydrocarbons. *Chemosphere* 68:2128-2135.

Commission européenne. 1994. Directive 94/69/CE du 19 décembre 1994, annexe II. Journal officiel des Communautés européennes. 31.12.94. L381, Vol. 37. Commission européenne. 21^e APT. p. 460-471. Accès : http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Classification-Labelling/DIRECTIVE_67-548-EEC/ATPS_OF_DIRECTIVE_67-548-EEC/21st_ATP.pdf [consulté le 31 octobre 2009].

Conaway, C.C., Schreiner, C.A., Cragg, S.T. 1984. Mutagenicity evaluation of petroleum hydrocarbons. In : MacFarland, H.N., MacGregor, J.A., Call, R.W., Lane, M.L. (éd.). Advances in modern environmental toxicology. Vol. VI. Applied toxicology of petroleum hydrocarbons. Princeton (NJ) : Princeton Scientific Publishers. p. 89-107. [cité dans CIRC, 1989a].

[CONCAWE] CONservation of Clean Air and Water in Europe [Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité]. 1996. Gas oils (diesel fuels/heating oils). Document rédigé par les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de la CONCAWE. Bruxelles (Belgique) : CONCAWE. Product Dossier No. 95/107. 66 p.

Cowan, M.J., Jenkins, L.J.J. 1981. Navy toxicity study of shale and petroleum JP-5 aviation fuel and diesel marine fuel. In : Griest, M.R., Coffin, D.L. (éd.). Health effects investigation of oil shale development. p. 129-139. Ann Arbor (MI) : Ann Arbor Science Publishers. [cité dans ATSDR, 1995].

Cravedi, J., Tulliez, J. 1983. Hydrocarbon disposition, lipid content, and fatty acid composition in trout after long-term dietary exposure to *n*-alkanes. *Environ. Res.* 32(2):398-413.

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

Dalbey, W., Henry, M., Holmberg, R., Moneyhun, J., Schmoyer, R., Lock, S. 1987. Role of exposure parameters in toxicity of aerosolized diesel fuel in the rat. *J. Appl. Toxicol.* 7:265-275. [cité dans ATSDR, 1995].

De Roos, A.J., Olshan, A.F., Teschke, K., Poole, C., Savitz, D.A., Blatt, J., Bondy, M.L., Pollock, B.H. 2001. Parental occupational exposures to chemicals and incidence of neuroblastoma in offspring. *Am. J. Epidemiol.* 154:106-114.

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

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

Easley, J.R., Holland, J.M., Gipson, L.C., Whitaker, M.J. 1982. Renal toxicity of middle distillates of shale oil and petroleum in mice. *Toxicol. Appl. Pharmcol.* 65:84-91.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2008. Rapport provisoire de l'évaluation des risques de l'Union européenne : Brai de goudron de houille à haute température, n° CAS 65996-93-2. Bilthoven (Pays-Bas) : Bureau REACH.

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

Environnement Canada. 2007. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999: Science Resource Technical Series, Draft Module on QSARs. Document provisoire préparé par Environnement Canada, Division des substances existantes. Document disponible auprès de l'auteur, Ottawa, K1A 0H3.

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. 2009. 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 pouvant être limitées à l'industrie*. Données préparées par : Environnement Canada, Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc. 2004. Fish, aqueous bioaccumulation study (document inédit), étude n° 0409544. Annandale (NJ) : Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc. 2005a. Fish, dietary bioaccumulation study (document inédit), étude n° 0409547. Annandale (NJ) : Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc. 2005b. Fish, aqueous bioaccumulation test (document inédit), étude n° 0523644. Annandale (NJ) : Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc. 2006. Fish, dietary bioaccumulation test (document inédit), étude n° 0681647. Annandale (NJ) : Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc. 2007. Fish, dietary bioaccumulation study (document inédit), étude n° 0796347T. Annandale (NJ) : Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc. 2008. Fish, dietary bioaccumulation study (document inédit), étude n° 0818447. Annandale (NJ) : Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc.

[EMBSI] Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc. 2009. Fish, dietary bioaccumulation study (document inédit), étude n° 0818447. Annandale (NJ) : Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc.

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [suite de modèles d'estimation]. 2008. Version 4.0. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. 2008. Base de données élaborée par le Bureau Européen des Substances Chimiques (BESC). Accès : <http://ecb.jrc.it/esis> [consultée le 27 nov. 2008].

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

Fong, W.C. 1976. Uptake and retention of Kuwait crude oil and its effects on oxygen uptake by the soft-shell clam *Mya arenaria*. *J. Fish. Res. Board Can.* 33(12):2774-2780.

- Fox, K., Zauke, G.P., Butte, W. 1994. Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28(1):99-109.
- Freeman, J.J., McKee, R.H., Phillips, R.D., Plutnick, R.T., Scala, R.A., Ackerman, L.J. 1990. A 90-day toxicity study of the effects of petroleum middle distillates on the skin of C3H mice. *Toxicol. Ind. Health* 6:475-491.
- Freeman, J.J., Federici, T.M., McKee, R.H. 1993. Evaluation of the contribution of chronic skin irritation and selected compositional parameters to the tumorigenicity of petroleum middle distillates in mouse skin. *Toxicology* 81:103-112.
- Gerhart, J.M., Hatoum, N.S., Halder, C.A., Warne, T.M., Schmitt, S.L. 1988. Tumor initiation and promotion effects of petroleum streams in mouse skin. *Fundam. Appl. Toxicol.* 11:76-90.
- Gobas, F., Clark, K., Shiu, W., Mackay, D. 1989. Bioconcentration of polybrominated benzenes and biphenyls and related superhydrophobic chemicals in fish: role of bioavailability and elimination into the feces. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:231-245.
- Gustafson, J.B., Griffith Tell, J., Orem, D. 1997. Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Vol. 3. Amherst (MA) : Amherst Scientific Publishers. 109 p.
- Hardy, R., Mackie, P., Whittle, K., McIntyre, A. 1974. Discrimination in the assimilation of *n*-alkanes in fish. *Nature* 252:577-578.
- Hellou, J., Payne, J., Upshall, C., Fancey, L., Hamilton, C. 1994. Bioaccumulation of aromatic hydrocarbons from sediments: a dose-response study with flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 27:477-485.
- Henderson, R., Willwerth, E.J. 2001. Coping with the New TLV for Diesel Fuel. Occupational Health and Safety. Accès : <http://ohsonline.com/Articles/2003/02/Coping-with-the-New-TLV-for-Diesel-Fuel.aspx?Page=3> [consulté le 31 octobre 2009].
- Henderson, T.R., Li, A.P., Royer, R.E., Clark, C.R. 1981. Increased cytotoxicity and mutagenicity of diesel fuel after reaction with NO₂. *Environ. Mutagen.* 3:211-220.
- [HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 3.20. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>
- Hopkinson, R. 2008. Priority substances under Environment Canada's Chemical Management Plan for the petroleum sector. Richmond (BC) : Levelton Consultants Ltd.
- [IITRI] IIT Research Institute. 1984. Three week percutaneous toxicity study of diesel fuel in rabbits. Final report. IITRI Project No. L8100. Étude commanditée par la Standard Oil Co. (Indiana). Chicago (IL) : IIT Research Institute. [cité dans API, 2003b].
- [IITRI] IIT Research Institute. 1985. Lifetime dermal tumorigenesis study of premier diesel fuel in male mice. Study No. 134. IITRI Project No. L8100. Chicago (IL) : IIT Research Institute. [cité dans API, 2003b].
- Ingram, A.J., King, D.J., Grasso, P., Sharratt, M. 1993. The early changes in mouse skin following topical application of a range of middle distillate oil products. *J. Appl. Toxicol.* 13:247-257.

[JNITE] Japanese National Institute of Technology and Evaluation. 2010. Official Bulletin of Economy, Trade and Industry [base de données]. Accès : http://www.safe.nite.go.jp/data/hazkizon/pk_e_kizon_data_input.home_list [consultée en septembre 2010].

Jonsson, G., Bechmann, R.K., Bamber, S.D., Baussant, T. 2004. Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in Sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) exposed to contaminated seawater. *Environ. Toxicol. Chem.* 23:1538-1548. [cité dans le rapport de Golder Associates Ltd : 2006 report: Lakewater and aquatic long term monitoring 2005-2006 interpretative report, Wabamum Lake Derailment Site].

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

[KOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'estimation]. 2009. Version 2.00. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm.

Lampi, M., Paumen, M., Parkerton, T. 2010. An evaluation of the persistence, bioaccumulation and toxicity of petroleum hydrocarbons. Bruxelles (Belgique) : Exxon Mobil Biomedical Sciences Inc. pour la CONCAWE.

Lee, W.Y., Winters, K., Nicol, J.A.C. 1978. The biological effects of the water-soluble fractions of a no. 2 fuel oil on the planktonic shrimp, *Lucifer faxonii*. *Environ. Pollut.* 15:167-183.

Lindquist, R., Nilsson, B., Eklund, G., Gahrton, G. 1991. Acute leukemia in professional drivers exposed to gasoline and diesel. *Eur. J. Haematol.* 47(2):98-103. [cité dans ATSDR, 1995].

Lock, S., Dalbey, W., Schmoyer, R., Griesemer, R. 1984. Chemical characterization and toxicologic evaluation of airborne mixtures: inhalation toxicology of diesel fuel obscuring aerosol in Sprague-Dawley rats. Final report, phase 3: subchronic exposures. Oak Ridge (TN) : Oak Ridge National Laboratory. Rapport n° : ORNL/TM-9403. [cité dans ATSDR, 1995].

Lockhart, W.L., Danelle, R.W., Murray, D.A.J. 1987. Acute toxicity bioassays with petroleum products: influence of exposure conditions. In : Vandermeulen, J.H., Hurdy, S.E. (éd.). Oil in fresh water: chemistry, biology and counter-measure technology. Oxford (Royaume-Uni) : Pergamon Press. [cité dans CONCAWE, 1996].

Lyman, W.J., Reehl, W.F., Rosenblatt, D.H. 1990. Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds. Washington (DC) : American Chemical Society.

MacLean, M.M., Doe, K.G. 1989. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Rapport manuscrit EE-111. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. 72 p.

McCain, B.B., Hodgins, H.O., Gronlund, W.D., Hawkes, J.W., Brown, D.W., Myers, M.S. 1978. Bioavailability of crude oil from experimentally oiled sediment to English sole *Parophrys vetulus*. *J. Fish Res. Board Can.* 35(5):657-664.

McKee, R.H., Stubblefield, W.A., Lewis, S.C., Scala, R.A., Simon, G.S., DePass, L.R. 1986. Evaluation of the dermal carcinogenic potential of tar sands bitumen-derived liquids. *Fundam. Appl. Toxicol.* 7:228-235.

McKee, R.H., Plutnick, R.T., Przygoda, R.T. 1989. The carcinogenic initiating and promoting properties of a lightly refined paraffinic oil. *Fundam. Appl. Toxicol.* 12:748-756.

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

[MPBPWIN] Melting Point Boiling Point Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.43. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1985. Thirteen week dermal administration of light cycle oil to rats. Étude n° 20535. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Sciences Laboratory. [cité dans API, 2003a].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1988a. Developmental toxicity study in rats exposed dermally to Coker Light Gas Oil (CLGO). Study No. 61998. Princeton (NJ) : Mobil Oil Corporation, Environmental and Health Sciences Laboratory. [cité dans API, 2003a].

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

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

[NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2007. Issue 1. Columbus (OH) : American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/require.html> [consultée en 2007].

Neff, J.M., Cox, B.A., Anderson, J.W. 1976. Accumulation and release of petroleum derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol.* 38(3):279-289.

Nessel, C.S., Priston, R.A., McKee, R.H., Cruzan, G., Riley, A.J., Hagermann, R., Plutnick, R.T., Simpson, B.J. 1998. A comprehensive evaluation of the mechanism of skin tumorigenesis by straight-run and cracked petroleum middle distillates. *Toxicol. Sci.* 44:22-31.

Nessel, C.S., Freeman, J.J., Forgas, R.C., McKee, R.H. 1999. The role of dermal irritation in the skin tumor promoting activity of petroleum middle distillates. *Toxicol. Sci.* 49 48-55.

Niimi, A., Palazzo, V. 1986. Biological half-lives of eight polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Water Res.* 20(4):503-507.

Niimi, A., Dookhran, G. 1989. Dietary absorption efficiencies and elimination rates of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Environ. Toxicol. Chem.* 8:719-722.

[NTP] National Toxicology Program (États-Unis). 1986. Toxicology and carcinogenesis studies of marine diesel fuel and JP-5 navy fuel in B6C3F1 mice (dermal studies). NTP Technical Report Series No. 310. Research Triangle Park (NC) : U.S. Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. NIH Publication No. 86-2566.

Nunes, P., Benville, Jr. E. 1978. Acute toxicity of the water soluble fraction of Cook Inlet crude oil to the Manila clam. *Mar. Pollut. Bull.* 9:324-331.

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

Partanen, T., Heikkilä, P., Hernberg, S., Kauppinen, T., Moneta, G., Ojajärvi, A. 1991. Renal cell cancer and occupational exposure to chemical agents. *Scand. J. Work Environ. Health* 17(4):231-239. [cité dans ATSDR, 1995].

PetroTox. 2009. A tool for the hazard assessment of petroleum substances. 2009. Version 3.01. HydroQual, Inc., for CONservation of Clean Air and Water in Europe (CONCAWE). Accès : <http://www.concawe.be/Content/Default.asp?PageID=241> [réserve de consultation].

[PISSC] Programme international sur la sécurité des substances chimiques. 1996. Diesel fuel and exhaust emissions. Genève (Suisse) : Organisation mondiale de la santé. (Critère de l'hygiène de l'environnement n° 171). Financé conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'environnement, l'Organisation internationale du travail et l'Organisation mondiale de la santé. Accès : <http://inchem.org/documents/ehc/ehc171.htm> [consulté le 23 août 2009].

Przygoda, R.T., Freeman, J.J., Katz, S., McKee, R.H. 1994. Increased frequency of resistance to terminal differentiation in C3H mouse cells produced by genotoxic but not nongenotoxic carcinogens. *Fundam. Appl. Toxicol.* 23:261-267.

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

Roubal, W.T., Stranahan, S.F., Malins, D.C. 1978. The accumulation of low molecular weight aromatic hydrocarbons of crude oil by coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and starry flounder (*Platichthys stellatus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 7:237-244.

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

Schultz, T.W., Witschi, H., Smith, L.H., Haschek, W.M., Holland, J.M., Epler, J.L., Fry, R.J.M., Rao, T.K., Larimer, F.W., Dumont, J.M. 1981. Health effects research in oil shale development. Oak Ridge (TN) : Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge National Laboratory Report No. ORNL/TM-8034. [cité dans ATSDR, 1995].

[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 préparé pour Santé Canada. Richmond Hill (Ont.) : SENES Consultants Limited.

Siemiatycki, J., Dewar, R., Nadon, L., Gérin, M., Richardson, L., Wacholder, S. 1987. Associations between several sites of cancer and twelve petroleum-derived liquids: results from a case-referent study in Montreal. *Scand. J. Work Environ. Health* 13:493-504. [cité dans PISSC, 1996].

Simpson, B.J. 2005. Analysis of petroleum hydrocarbon streams on the Health Canada CEPA/DSL draft maximal list. Ottawa (Ont) : Rapport de l'entrepreneur préparé pour l'Institut canadien des produits pétroliers.

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

[SPARC] Sparc performs automated reasoning in chemistry [en ligne]. 2007. U.S. Environmental Protection Agency, Ecosystems Research Division. Accès : <http://www.epa.gov/athens/research/projects/sparc>.

Spiegelman, D., Wegman, D.H. 1985. Occupation-related risks for colorectal cancer. *J. Natl. Cancer Inst.* 75(5):813-821. [cité dans CIRC, 1989b].

Stegeman, J.J., Teal, J.M. 1973. Accumulation, release and retention of petroleum hydrocarbons by the Oyster *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.* 22:37-44.

Takeuchi, I., Miyoshi, N., Mizukawa, K., Takada, H., Ikemoto, T., Omori, K., Tsuchiya, K. 2009. Biomagnification profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols and polychlorinated biphenyls in

Tokyo Bay elucidated by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotope ratios as guides to trophic web structure. *Mar. Pollut. Bull.* 58:663-671.

Tolls, J., van Dijk, J. 2002. Bioconcentration of *n*-dodecane and its highly branched isomer 2,2,4,6,6-pentamethylheptane in fathead minnows. *Chemosphere* 47:1049-1057.

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

Varanasi, U., Stein, J.E., Nishimoto, M. 1989. Biotransformation and disposition of PAH in fish. In : Varanasi, U. (éd.). Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. p. 93-150. Boca Raton (FL) : CRC Press.

Walborg, E.F., DiGiovanni, J., Conti, C.J., Slaga, T.J., Freeman, J.J., Steup, D.R., Skisak, C.M. 1998. Short-term biomarkers of tumor promotion in mouse skin treated with petroleum middle distillates. *Toxicol. Sci.* 45:137-145.

Wan, Y., Jin, X., Hu, J., Jin, F. 2007. Trophic dilution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a marine food web from Bohai Bay, North China. *Environ. Sci. Technol.* 41:3109-3114.

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2008. Version 1.41a. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>.

Wetzel, D., Van Vleet, E. 2003. Persistence of petroleum hydrocarbon contamination in sediments of the canals in Venice, Italy: 1995 and 1998. *Mar. Pollut. Bull.* 46:1015-1023.

Wetzel, D., Van Vleet, E. 2004. Accumulation and distribution of petroleum hydrocarbons found in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) in the canals of Venice, Italy. *Mar. Pollut. Bull.* 48:928-936.

Witschi, H.P., Smith, L.H., Frome, E.L., Pequet-Goad, M.E., Griest, W.H., Ho, C.-H., Guerin, M.R. 1987. Skin tumorigenic potential of crude and refined coal liquids and analogous petroleum products. *Fundam. Appl. Toxicol.* 9:297-303.

Yakata, N., Sudo, Y., Tadokoro, H. 2006. Influence of dispersants on bioconcentration factors of seven organic compounds with different lipophilicities and structures. *Chemosphere* 64:1885-1891.

Zhou, S., Heras, H., Ackman, R.G. 1997. Role of adipocytes in the muscle tissue of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the uptake, release and retention of water-soluble fraction of crude oil hydrocarbons. *Mar. Biol.* 127:545-553.

Annexe 1 : Description des neuf groupes de substances pétrolières

Tableau A1.1 : Description des neuf groupes de substances pétrolières

Groupe ¹	Description	Exemple
Pétrole brut	Mélange d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques et de petites quantités de composés inorganiques, présent naturellement sous la surface terrestre ou le plancher océanique	Pétrole brut
Gaz de pétrole et de raffinerie	Mélange d'hydrocarbures légers (principalement C ₁ à C ₅)	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Mélange d'hydrocarbures (principalement C ₄ à C ₁₂)	Essence
Gazoles	Mélange d'hydrocarbures (principalement C ₉ à C ₂₅)	Diesel
Mazouts lourds	Mélange d'hydrocarbures (principalement C ₂₀ à C ₅₀)	Mazout n° 6
Huiles de base	Mélange d'hydrocarbures (principalement C ₁₅ à C ₅₀)	Huiles lubrifiantes
Extraits aromatiques	Mélange d'hydrocarbures aromatiques (principalement C ₁₅ à C ₅₀)	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gatsh et pétrolatum	Mélange d'hydrocarbures aliphatiques (principalement C ₁₂ à C ₈₅)	Pétrolatum
Bitume ou résidus sous vide	Mélange d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbones	Asphalte

¹ Groupes fondés sur les classifications élaborées par la CONCAWE et sur un rapport demandé par l'Institut canadien des produits pétroliers (ICPP) [Simpson, 2005].

Annexe 2 : Diagrammes des procédés de traitement en ingénierie (gazoles)

La ligne pointillée rouge indique le processus s'appliquant au n° CAS indiqué.

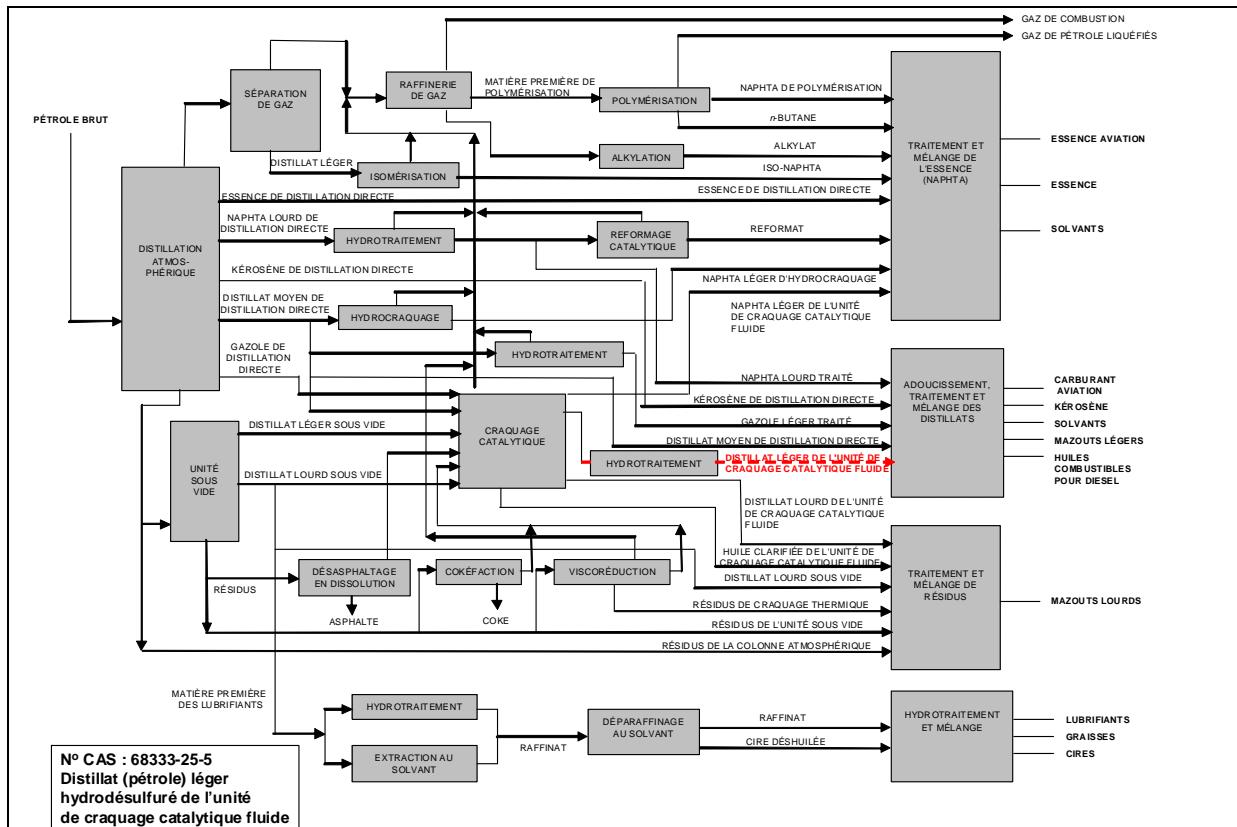
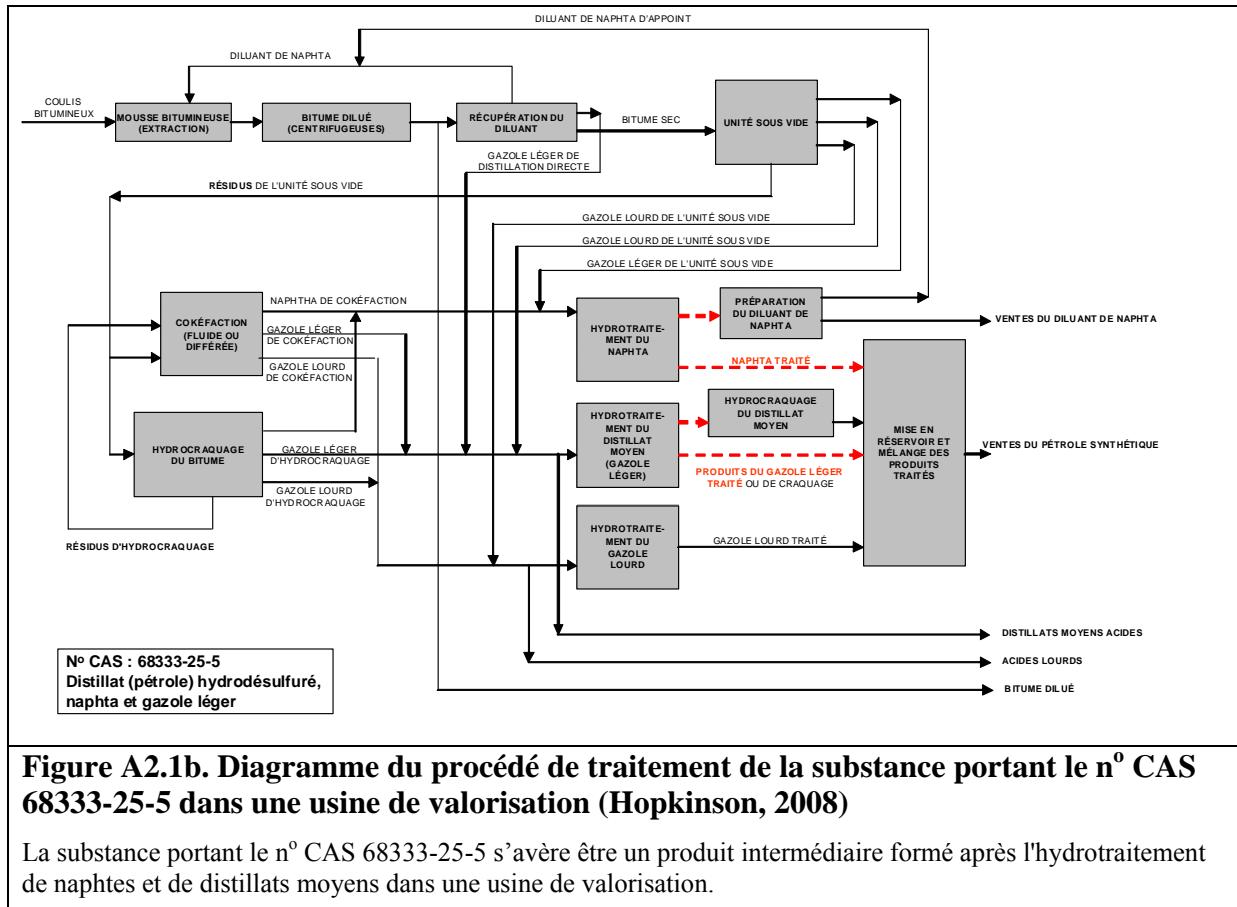


Figure A2.1a. Diagramme du procédé de traitement de la substance portant le n° CAS 68333-25-5 dans une raffinerie (Hopkinson, 2008)

La substance portant le n° CAS 68333-25-5 s'avère être un produit intermédiaire formé après l'hydrotraitement dans une raffinerie.



Annexe 3 : Tableaux de données sur le gazole restreint aux installations

Tableau A3.1. Identité de la substance

Nº CAS	68333-25-5
Nom dans la LIS	Distillats légers (pétrole), craquage catalytique, hydrodésulfuration
NCI	Distillates (petroleum), hydrodesulfurized light catalytic cracked; distillats légers (pétrole), craquage catalytique, hydrodésulfuration
Groupe chimique (groupe de la LIS)	UVCB organique
Principale classe chimique ou utilisation	Circuits de raffinage
Principale sous-classe chimique¹	Mélange complexe d'alcanes, de cycloalcanes, d'alcènes et de substances aromatiques
Nombre d'atomes de carbone²	C ₉ à C ₂₅
Contenu en substances aromatiques (%)³	48 à 60
Contenu en substances aliphatiques (%)³	31 à 48
Contenu en alcènes (%)³	4 à 7
Plage d'ébullition (°C)	150 à 450 ⁴ 185 à 391 ⁵

Abréviations : NCI, National Chemical Inventories (inventaires nationaux des produits chimiques); UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes ou matières biologiques).

¹ Comme elle fait partie de la catégorie des UVCB, cette substance n'est pas un composé chimique défini et elle peut donc être représentée par différentes structures.

² CONCAWE, 1996.

³ À partir d'un gazole léger, craquage catalytique similaire (64741-59-9).

⁴ Plage d'ébullition des gazoles en général (API, 2003a).

⁵ Plage d'ébullition d'un gazole léger de craquage catalytique similaire (64741-59-9) (BESC, 2000).

Tableau A3.2. Structures représentatives

Classe chimique	Nom	N° CAS
Alcanes		
C ₁₀	décane	124-18-5
C ₁₅	pentadécane	629-62-9
C ₂₀	éicosane	112-95-8
Isoalcanes		
C ₁₀	4-méthylnonane	17301-94-9
C ₁₅	2-méthyltétradécane	1560-95-8
C ₂₀	3-méthylnonadécane	6418-45-7
Alcènes		
C ₁₀	déc-1-ène	872-05-9
C ₁₅	pentaméthyl-décène	
C ₂₀	eicos-1-ène	3452-07-1
Cycloalcanes monocycliques		
C ₁₀	butylcyclohexane	1678-93-9
C ₁₅	nonylcyclohexane	2883-02-5
C ₂₀	tétradécylcyclohexane	1795-18-2
Cycloalcanes bicycliques		
C ₉	<i>cis</i> -bicyclononane	4551-51-3
C ₁₅	pentaméthyldécaline	
C ₂₀	2,4-diméthyloctyl-2-décaline	
C ₂₅	2,4,6-triméthylododécyl-2-décaline	
Substances aromatiques monocycliques		
C ₉	éthyltoluène	25550-14-5
C ₁₅	nonylbenzène	1081-77-2
C ₂₀	tétradécylbenzène	
Substances aromatiques bicycliques		
C ₁₀	naphthalène	91-20-3
C ₁₅	4-isopropylbiphényle	
C ₂₀	2-isodécylnaphthalène	
Substances aromatiques tricycliques		
C ₁₅	2-méthylphenanthrène	2531-84-2

Tableau A3.3. Propriétés physiques et chimiques des substances représentatives (EPI Suite, 2008)^a

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Pression de vapeur d'un liquide sous-refroidi (Pa) ^c
Alcanes				
C ₁₀ décane (124-18-5)	174,1 (e)	-29,7 (e)	191 (e)	
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	270,6 (e)	9,9 (e)	0,5 (e)	
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	343,0 (e)	36,8 (e)	6,2E-4 (e)	8,1E-4
Isoalcanes				
C ₁₀ 4-méthylnonane (17301-94-9)	165,7 (e)	-99 (e)	339	
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	250,2	1,5	5,8	
C ₂₀ 3-méthylnonadécane (6418-45-7)	326,3	39,5	0,09	0,13

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Pression de vapeur d'un liquide sous-refroidi (Pa) ^c
Alcènes				
C ₁₀ déc-1-ène (872-05-9)	170,5 (e)	-66,3 (e)	223 (e)	
C ₁₅ Pentaméthyl-décène	215,7	-31,9	32,4	
C ₂₀ eicosène (3452-07-1)	341,0 (e)	28,5 (e)	1,41E-3 (e)	
Cycloalcanes monocycliques				
C ₁₀ butylcyclohexane (1678-93-9)	180,9 (e)	-74,7 (e)	180 (e)	
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	282 (e)	-10 (e)	1,2 (e)	
C ₂₀ tétradécylcyclohexane (1795-18-2)	339,4	58,2	0,02	
Cycloalcanes bicycliques				

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Pression de vapeur d'un liquide sous-refroidi (Pa) ^c
C ₉ <i>cis</i> -bicyclononane (4551-51-3)	167 (e)	-53 (e)	320	
C ₁₅ pentaméthyldécaline	248	8,6	6,6	
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl-2-décaline	329	78	0,03	0,03
C ₂₅ 2,4,6-triméthyl dodécy-2-décaline	376,3	79,7	0,003	0,009
Substances aromatiques monocycliques				
C ₉ éthyltoluène (25550-14-5)	165,2 (e)	-80,8 (e)	384 (e)	
C ₁₅ nonylbenzène (1081-77-2)	280,5 (e)	-24 (e)	0,76 (e)	
C ₂₀ tétradécylbénzène	349	79,25	0,01	
Substances				

Classe chimique, nom et n° CAS	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa) ^b	Pression de vapeur d'un liquide sous-refroidi (Pa) ^c
aromatiques bicycliques				
C ₁₀ naphthalène (91-20-3)	217,9 (e)	80,2 (e)	11,3 (e)	
C ₁₅ 4-isopropylbiphényl	309	43,7	0,1	
C ₂₀ 2-isodécylnaphthalène	366,44	99,47	0,001	
Substances aromatiques tricycliques				
C ₁₅ 4-méthylphenanthrène (2531-84-2)	340	94	0,02	0,004

Tableau A3.3. Propriétés physiques et chimiques des substances représentatives (EPI Suite, 2008)

Classe chimique, nom et n° CAS	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité dans l'eau (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous-refroidi (mg/L) ^f
Alcanes					
C ₁₀ décane (124-18-5)	5,2E5 (e)	5,01 (e)	2,2E4	0,052 (e)	
C ₁₅ pentadécane (629-62-9)	1,3E6 (e)	7,7	6,7	7,6E-5 (e)	
C ₂₀ éicosane (112-95-8)	5,3E6	10,2	5,9	0,002 (e)	0,002
Isoalcanes					
C ₁₀ 4-méthylnonane (17301-94-9)	5E4	5,2	3E4	0,087	
C ₁₅ 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	3,7E5	7,6	6,6	0,003	
C ₂₀ 3-méthylnonadécane (6418-45-7)	2,4E6	10*	8,8	1,1E-5	0,004
Alcènes					
C ₁₀ déc-1-ène (872-05-9)	2,16E5	5,7 (e)	4,9	0,57 (e)	
C ₁₅ Pentaméthyl-décène	2,5E6	7,3	6,3	0,007	
C ₂₀ eicosène (3452-07-1)	6,8E6	10	8,7	1,4E-5	

Classe chimique, nom et n° CAS	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité dans l'eau (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous- refroidi (mg/L) ^f
Cycloalcanes monocycliques					
C ₁₀ butylcyclohexane (1678-93-9)	2E4	5,1	4,4	1,2	
C ₁₅ nonylcyclohexane (2883-02-5)	5,8E4	7,5	4,6	0,004 (e)	
C ₂₀ tétradécylcyclohexane (1795-18-2)	3,0E6	10	8,7	1,4E-5	
Cycloalcanes bicycliques					
C ₉ <i>cis</i> -bicyclononane (4551-51-3)	2 100	3,7	3	19,3	
C ₁₅ pentaméthyldécaline	2,8E4	6,3	5,5	0,05	
C ₂₀ 2,4-diméthyl-octyl-2- décaline	8,2E4	8,9	7,7	1,1E-4	0,03
C ₂₅ 2,4,6-triméthyl dodécy1-2-décaline	4,8E6	11,3	9,8	4,4E-7	
Substances aromatiques monocycliques					
C ₉ éthyltoluène (25550-14-5)	324,2	3,6 (e)	2,93	74,6 (e)	
C ₁₅ nonylbenzène (1081-77-2)	4 200	7,1 (e)	4,4	0,04	
C ₂₀ tétradécy1benzène	5,7E4	8,9	7,7	0,0004	

Classe chimique, nom et n° CAS	Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) ^d	Log K _{oe}	Log K _{co}	Solubilité dans l'eau (mg/L) ^e	Solubilité d'un liquide sous- refroidi (mg/L) ^f
Substances aromatiques bicycliques					
C ₁₀ naphthalène (91-20-3)	44,6 (e)	3,3 (e)	731	31 (e)	
C ₁₅ 4-isopropylbiphényl	23,8	5,5 (e)	4,63	0,9	
C ₂₀ 2- isodécylnaphthalène	1 190	8,1	7	0,002	
Substances aromatiques tricycliques					
C ₁₅ 4- méthylphenanthrène (2531-84-2)	5 (e)	4,9	2,6E4	1,7	

^a Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles comportant un (e), indiquant une valeur expérimentale. Les modèles utilisés sont les suivants : MPBPWIN (version 1.43) pour le point de fusion, le point d'ébullition et la pression de vapeur; AEROWIN (version 1.01) pour la pression de vapeur d'un liquide sous-refroidi;

HENRYWIN (version 3.20) pour les constantes de la loi de Henry; KOWWIN (version 1.67a) pour le log K_{oe} , KOCWIN (version 2.0) pour le log K_{co} ; WSKOW (version 1.41) pour la solubilité dans l'eau; et CONCAWE 1462 pour la solubilité d'un liquide sous-refroidi.

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

^c Les estimations des pressions de vapeur d'un liquide sous-refroidi ont été obtenues à l'aide de la version 1.01 du modèle AEROWIN de EPI Suite (2008). Ces estimations n'ont été obtenues que pour les substances considérées comme étant solides à 25 °C (substances $\geq C_{20}$).

^d Les constantes de la loi de Henry pour les substances représentatives comportant 20 atomes de carbone ont été calculées grâce au la version 3.10 du modèle HENRYWIN de EPI Suite (2008), à l'aide la solubilité et de la pression de vapeur d'un liquide sous-refroidi. Les données relatives à la solubilité ont produit des valeurs anormalement élevées pour les substances dont la solubilité et de la volatilité sont négligeables.

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

^f Les valeurs de solubilité d'un liquide sous-refroidi ont été obtenues à partir de la base de données CONCAWE 1462 de PetroTox (2009). Les estimations contenues dans la base de données ont été calculées en utilisant le modèle SPARC Performs Automated Reasoning in Chemistry (SPARC, 2007). Les valeurs de la solubilité d'un liquide sous-refroidi n'ont été estimées que pour les substances considérées comme étant solides à 25 °C (substances $\geq C_{20}$). Consulter la section Devenir dans l'environnement pour une obtenir plus de précisions sur la solubilité d'un liquide sous-refroidi.

^g s.o. : sans objet.

Tableau A3.4. Données modélisées sur la dégradation atmosphérique des structures représentatives résultant de réactions avec les radicaux hydroxyles (AOPWIN, 2008)

Structure représentative	Demi-vie (jours) ^a
Alcanes	
C ₁₀	1
C ₁₅	0,6
C ₂₀	0,4
Isoalcanes	
C ₁₀	0,9
C ₁₅	0,6
C ₂₀	0,4
Alcènes	
C ₁₀	0,3
C ₁₅	0,2
C ₂₀	0,2
Cycloalcanes monocycliques	
C ₁₀	0,7
C ₁₅	0,4
C ₂₀	0,4
Cycloalcanes bicycliques	
C ₉	0,8
C ₁₅	0,4
C ₂₀	0,3
C ₂₅	0,3
Substances aromatiques monocycliques	
C ₉	1,4
C ₁₅	0,7
C ₂₀	0,5
Substances aromatiques bicycliques	
C ₁₀	0,5
C ₁₅	1,1
C ₂₀	0,2
Substances aromatiques tricycliques	
C ₁₅	0,3

^aLes estimations de demi-vie ne sont pas propres à un milieu (c.-à-d., l'eau, le sol et les sédiments).

Tableau A3.5. : Données modélisées sur la biodégradation primaire (BioHCwin, 2008) et ultime (BIOWIN, 2008) des structures représentatives des gazoles¹

	Demi-vie primaire (jours) [BioHCWin]	Résultat de la biodégradation ultime (BIOWin)	Demi-vie par rapport aux critères (jours)
Alcanes			
C ₁₀	8,6	Jours – semaines	< 182
C ₁₅	19	Jours – semaines	< 182
C ₂₀	40	Semaines	< 182
Isoalcanes			
C ₁₀	7,7	Semaines	< 182
C ₁₅	17	Semaines	< 182
C ₂₀	36	Semaines	< 182
Alcènes			
C ₁₀	7	Semaines	< 182
C ₁₅	26	Semaines – mois	< 182
C ₂₀	32	Semaines	< 182
Cycloalcanes monocycliques			
C ₁₀	11,6	Semaines	< 182
C ₁₅	25	Semaines	< 182
C ₂₀	53	Semaines	< 182
Cycloalcanes bicycliques			
C ₉	56	Semaines	< 182
C ₁₅	88	Semaines – mois	< 182
C ₂₀	250	Semaines – mois	≥ 182
C ₂₅	618	Semaines – mois	≥ 182
Substances aromatiques monocycliques			
C ₉	4,9	Semaines	< 182
C ₁₅	14	Semaines	< 182
C ₂₀	31	Semaines	< 182
Substances aromatiques bicycliques			
C ₁₅	73	Semaines – mois	< 182
C ₂₀	24	Semaines	< 182
Substances aromatiques tricycliques			
C ₁₅	24	Semaines – mois	< 182

¹ Les estimations de demi-vie ne sont pas propres à un milieu (c.-à-d. qu'elles sont fondées sur les données combinées des études sur l'eau).

Tableau A3.6 : Facteurs de bioconcentration (FBC) et facteurs de bioaccumulation (FBA) prévus pour les structures représentatives des gazoles chez les poissons, à l'aide du modèle BCFBAF (2008a), en tenant compte du métabolisme

	Log K _{oe}	k _M ^a (/jour)	FBC (L/kg)	FBA (L/kg)
Alcanes*				
C ₁₀	5	0,28	1 146	1 333
C ₁₅	7,7	0,34-0,45 ^b	37-48 ^b	456-753 ^b
Isoalcanes*				
C ₁₀	5,2	0,27	1 255	1 572
C ₁₅	7,6	0,05	680	100 000
Alcènes*				
C ₁₀	5,7	0,17	2 113	5 057
C ₁₅	7,3	0,07	1 101	84 400
Cycloalcanes monocycliques*				
C ₁₀	5,1	0,22	1 447	1 794
C ₁₅	7,5	0,04	1 000	160 000
Cycloalcanes bicycliques*				
C ₉	3,7	0,15	300	310
C ₁₅	6,5	0,005	18 000	880 000
Substances aromatiques monocycliques				
C ₉	3,6	0,28-0,38 ^b	219 ^b	219 ^b
C ₁₅	7,1	0,14	770	25 000
Substances aromatiques bicycliques				
C ₁₀	3,3	0,06 ^b	98 ^b	98 ^b
C ₁₅	5,5	0,07	3 569	6 961
Substances aromatiques tricycliques				
C ₁₅	4,5	0,36	1 813	2 399

^a Constante de vitesse de biotransformation pour 10 g de poisson.

^b Structures représentatives qui ont été modifiées à l'aide de la version 1.5 du modèle BAF-QSAR selon des structures similaires pour lesquelles il existe des données expérimentales.

* Les alcanes, les isoalcanes, les alcènes et les cycloalcanes monocycliques composés de 20 atomes de carbone, les cycloalcanes bicycliques composés de 25 atomes de carbone, ayant tous des valeurs de log K_{oe} supérieures à 9, ont été exclues de cette comparaison, car les prévisions modélisées peuvent être très incertaines pour les produits chimiques dont les valeurs estimées de log K_{oe} sont supérieures à 9 (Arnot et Gobas, 2003).

Tableau A3.7 : Comparaison des données expérimentales et modélisées sur le FBC (BCFBAF, 2008) de certaines structures représentatives des gazoles

n-paraffines (C ₈) octane	JNITE; carpe Références; espèce testée	5,18 (e) Log K _{oe}	530 FBC ^a mesuré	1 480 FBC ^b modélisé
n-paraffines (C ₁₂)	Tolls et v. Dijk, 2002; cité dans	6,10 (e)		
n-dodécane	Lampi <i>et al.</i> , (2010) – données non publiées; tête-de-boule		(L/kg)	(L/kg)

<i>n</i> -paraffines (C ₁₅)	CITI, 1992; carpe	7,71	20	723
<i>n</i> -pentadécane				
<i>n</i> -paraffines (C ₁₅)	JNITE; carpe	7,71	26	723
<i>n</i> -pentadécane				
<i>n</i> -paraffines (C ₁₆)	CITI, 1992; carpe	8,20	46	494
<i>n</i> -hexadécane				
<i>n</i> -paraffines (C ₁₆)	JNITE; carpe	3,15 (e)	20,2	494
<i>n</i> -hexadécane				
Isoalcanes*				
2,6,10-triméthylsilyl-dodécane (C ₁₅)	EMBSI, 2004b; 2005c; truite arc-en-ciel	7,49	291/817	1 646
Cycloalcanes				
monocycliques*				
cyclohexane (C ₆)	CITI, 1992; carpe	3,44 (e)	77	76
1-méthylcyclohexane (C ₇)	CITI, 1992; carpe	3,61 (e)	240	220
éthylcyclohexane (C ₈)	CITI, 1992; carpe	4,56 (e)	2 529	839
Cycloalcanes				
bicycliques*				
C ₁₀	CITI, 1992; carpe	4,20	2 200	884
<i>trans</i> -décaline				
<i>cis</i> -décaline (C ₁₀)	CITI, 1992; carpe	4,20	2 500	884
Substances aromatiques				
monocycliques*				
1,2,3-triméthylbenzène (C ₉)	CITI, 1992; carpe	3,66 (e)	125/141	159
1,2-diéthylbenzène (C ₁₀)	CITI, 1992; carpe	3,72 (e)	478/556	221
<i>p</i> -tert-butyltoluène (C ₁₁)	JNITE; carpe	3,66 (e)	< 1	890
Cycloalcanes				
monoaromatiques*				
Tétraline (C ₁₀)	CITI, 1992; carpe	3,49 (e)	230	176
dodécahydrochrysène (C ₁₈)	EMBSI, 2008c; truite arc-en-ciel	6	4 588	2 234
Substances aromatiques				
bicycliques*				
naphthalène (C ₁₀)	JNITE; carpe	3,30 (e)	94	112
	CITI, 1992; carpe	3,30 (e)	95/91	112
2-méthynaphthalène (C ₁₁)	Jonsson <i>et al.</i> , 2004 (cité dans Lampi <i>et al.</i> 2010); mené tête-de-mouton	3,86 (e)	1 871	405
1,3-diméthynaphthalène (C ₁₂)	Jonsson <i>et al.</i> , 2004 (cité dans Lampi <i>et al.</i> 2010); mené tête-de-mouton	4,42 (e)	2 051	1 021
2-isopropynaphthalène (C ₁₃)	Jonsson <i>et al.</i> , 2004 (cité dans Lampi <i>et al.</i> 2010); mené tête-de-mouton	4,63	12 298 ^c	1 745
4-éthylbiphényle (C ₁₄)	Yakata <i>et al.</i> , 2006 (cité dans Lampi <i>et al.</i> 2010); carpe	4,80	1 039	611
Cycloalcanes				
diaromatiques*				
Acénaphthène (C ₁₂)	CITI, 1992; carpe	3,92 (e)	979/1 003	122
hexahydro-terphényle (C ₁₈)	EMBSI 2008c, 2009c; truite arc-en-ciel	6,44	1 646	713
Substances aromatiques				
polycycliques (quatre				

cycles)*

Acénaphthylène (C ₁₂)	Yankata, 2006; carpe	3,94 (e)	579/596	415
Fluorène (C ₁₃)	CITI, 1992; carpe	4,18 (e)	672/780	698
phénanthrène (C ₁₄)	Carlson <i>et al.</i> , 1979; tête-de-boule	4,46 (e)	2 927/3 546	1 096
fluoranthène (C ₁₆)	EMBSI 2007b, 2009c; truite arc-en-ciel	5,16 (e)	435	560
chrysène (C ₁₈)	EMBSI 2006b, 2009c; truite arc-en-ciel	5,81 (e)	153	2 010
triphénylène (C ₁₈)	JNITE; carpe	5,49 (e)	61	489

^a Données expérimentales sur le FBC provenant de sources diverses.^b Données modélisées sur le FBC à l'aide du modèle BCFBAF (2008); le FBC de poissons de niveau trophique inférieur a été choisi pour correspondre à la teneur en lipides des poissons dans la base de données japonaise.^c 2-Isopropynaphthalène (C₁₃) : la seule mesure de FBC trouvée sur les 31 points de données est supérieure à 5 000; cette valeur est plus grande que celle modélisée par un ordre de grandeur.**Tableau A3.8 : Données modélisées sur la toxicité aiguë de la substance portant le n° CAS 68333-25-5, distillats légers (pétrole), craquage catalytique, hydrodésulfuration (PetroTox, 2009)***

Organisme d'essai	Nom commun	LL ₅₀ (mg/L)
<i>Pseudokirchneriella capricornutum</i>	Algue verte	3,8
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	1,3
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet	0,5
	Mississippi	
<i>Rhepoxygnus abronius</i>	Amphipode marin	0,2
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ver marin	2,7
<i>Onchorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	0,6
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette beryl	6,6

* mode à faible résolution avec un espace de tête de 10 %.

Tableau A3.9a : Toxicité du mazout n° 2 pour les organismes aquatiques

Organisme	Nom commun	Durée	Paramètre		Valeur (mg/L)	Références
<i>Fundulus similis</i>	Fondule à long nez	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	4,7	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mené tête-de-mouton	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	> 6,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Menidia beryllina</i>	Menidia beryllina	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	5,2	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	48 heures	CL ₅₀	Fraction	2,2	MacLean

Organisme	Nom commun	Durée	Paramètre		Valeur (mg/L)	Références
		(aiguë)		hydrosoluble		<i>et al.</i> , 1989
<i>Artemia</i> spp.	Artémie	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	11,2	MacLean <i>et al.</i> , 1989
<i>Lucifer faxoni</i>	Crevette planctonique	48 heures (aiguë)	DL ₅₀	Fraction hydrosoluble	4,6	Lee <i>et al.</i> , 1978
<i>Mysidopsis almyra</i>	Mysis effilées	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	0,9	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Palaemonetes pugio</i>	Bouquet Mississippi	48 heures (aiguë)	DL ₅₀	Fraction hydrosoluble	4,1	Anderson <i>et al.</i> , 1974
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ver marin	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	3,2	Rossi <i>et al.</i> , 1976
<i>Capitella capitata</i>	Ver marin	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	3,5	Rossi <i>et al.</i> , 1976

Tableau A3.9a : Toxicité du carburant diesel pour les organismes aquatiques

Organisme	Nom commun	Durée	Paramètre		Valeur (mg/L)	Références
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	48 heures (aiguë)	LL ₅₀	Fraction adaptée à l'eau	2,4	Lockhart <i>et al.</i> , 1987
<i>Artemia</i> spp.	Artémie	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	23,7	MacLean et Doe, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	48 heures (aiguë)	CL ₅₀	Fraction hydrosoluble	7,16	MacLean et Doe, 1989

Annexe 4 : Résumé des renseignements relatifs aux effets des gazoles sur la santé et tirés des données toxicologiques regroupées

Paramètre	N ^{os} CAS ¹	Doses ou concentrations avec effet ² /Résultats
Toxicité aiguë	<p>68333-25-5</p> <p>64741-59-9</p> <p>64741-59-9 64742-80-9 68334-30-5 68476-30-2</p> <p>64741-59-9</p> <p>64741-59-9 64742-80-9</p> <p>64741-59-9 64742-80-9</p> <p>68476-31-3</p>	<p>Aucune étude recensée.</p> <p>Plus faible DL₅₀ par voie orale (rat) = 3 200 mg/kg pour les échantillons API 83-07 (femelles) [API, 2003a, b]</p> <p>Autres DL₅₀ par voie orale (rat) = 4 660 à 17 838 mg/kg p.c. (21,2 mL/kg p.c. = 17 838 mg/kg p.c.³) pour quatre n^{os} CAS testés (CONCAWE, 1996; API, 2003a, b).</p> <p>Plus faible CL₅₀ par inhalation (rat) = 3 350 mg/m³ (3,35 mg/L)⁴ pour l'échantillon API 83-07 (mâles) (API, 2003a).</p> <p>Autres CL₅₀ par inhalation (rat) = 4 600 – 7 640 mg/m³ pour deux n^{os} CAS testés (CONCAWE, 1996; API, 2003a).</p> <p>Plus faible DL₅₀ par voie cutanée (lapin) = > 2 000 mg/kg p.c. pour les échantillons API 83-07, API 83-08, API 81-09 et API 81-10 (API, 2003a, b).</p> <p>Autres DL₅₀ par voie cutanée (souris) = > 40 000 mg/kg p.c. (CONCAWE, 1996).</p>
Toxicité à court terme en doses répétées	<p>64741-59-9</p> <p>68476-34-6</p>	<p>Plus faible DMENO par voie cutanée = 50 mg/kg p.c. par jour pour ce qui est de la diminution du poids et du gain de poids. Une dose de 25, 50, 125, 250, 500 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour a été appliquée sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides au cours des 19 premiers jours de gestation. Le taux de cholestérol et des triglycérides a augmenté aux doses ≥ 250 mg/kg p.c., et on a noté une grave irritation sensorielle aux doses ≥ 500 mg/kg p.c. (Mobil, 1988b).</p> <p>Autre DMENO par voie cutanée = 200 mg/kg p.c. par jour, d'après les changements hématologiques (baisse de la teneur corpusculaire moyenne en hémoglobine). Des lapins néo-zélandais blancs mâles et femelles (10 animaux par sexe par dose) ont été exposés par voie cutanée à une dose de carburant diesel <i>LF-7765 RI</i> de 200, 670 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour, à raison de 5 jours</p>

		par semaine pendant 3 semaines. Une diminution du gain de poids corporel et une grave irritation cutanée ont également été observées à 200 mg/kg p.c. par jour. À la suite de l'exposition à des doses ≥ 670 mg/kg p.c. par jour, on a observé une diminution de la phosphatase alcaline ainsi qu'une augmentation du glucose et du nombre de globules blancs. Dans le groupe exposé à une dose de 2 000 mg/kg p.c. par jour, 2 femelles sur 10 et 1 mâle sur 10 sont décédés. De plus, on a noté des modifications des paramètres cliniques en ce qui a trait à l'albumine, au serum glutamo-oxalacétique transaminase (SGOT), à l'hématocrite et au nombre de neutrophiles à la dose la plus élevée (IITRI, 1984).
64742-80-9		CMENO par inhalation = 25 mg/m ³ , d'après les changements microscopiques observés dans les tissus nasaux, y compris l'inflammation subaiguë de la muqueuse respiratoire. Des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (20 animaux par sexe) ont été exposés à une concentration de 25 mg/m ³ , à raison de 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 4 semaines. Une augmentation du nombre de leucocytes (environ 30 %) a également été constatée, mais aucun changement macroscopique n'a été observé à l'autopsie; probablement lié au stress. La substance utilisée pour l'essai a été vaporisée dans une chambre de pulvérisation, puis mélangée à l'air de la pièce pour atteindre les concentrations souhaitées (API, 1986a).
68476-34-6		DMENO par voie orale = 1 013 mg/kg p.c., d'après les changements biochimiques observés. Des rats Sprague-Dawley (6 animaux) ont reçu, par gavage, une dose de 1 013 mg/kg p.c. (1,25 mL/kg p.c. ³) de <i>carburant diesel n° 2 commercial</i> aux jours 1, 3, 5 et 8 de l'étude. Au nombre des effets observés, mentionnons une hausse de l'indice hépatosomatique et de l'activité des enzymes hépatiques, notamment la 7-éthoxyrésorufine <i>O</i> -déséthylase (EROD), la 7-éthoxycoumarine <i>O</i> -déséthylase (ECOD), le glutathion transférase et l'aryl-hydrocarbone-hydroxylase. Une augmentation de l'activité des enzymes rénales a également été observée, y compris l'ECOD (Khan <i>et al.</i> , 2001).
Toxicité subchronique	64741-82-8	Plus faible DMENO par voie cutanée = 30 mg/kg p.c. par jour, d'après l'augmentation du nombre de lymphocytes chez les rats femelles et une diminution de 10 % du poids du thymus chez les rats mâles. La substance à l'étude a été appliquée sur la peau rasée de rats Sprague-Dawley (10 animaux par sexe par dose) à une dose de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour, à raison de 5 jours/semaine pendant 13 semaines. On a

68334-30-5	<p>observé des changements relatifs aux mégacaryocytes, une augmentation du nombre de lymphocytes et une baisse du poids corporel chez les rats mâles à des doses ≥ 125 mg/kg p.c. par jour. On a constaté d'autres effets à des doses ≥ 500 mg/kg p.c. par jour, y compris une grave irritation de la peau et une perte de poids chez les femelles. L'exposition à la dose la plus élevée, soit 2 000 mg/kg p.c. par jour, a entraîné l'augmentation du nombre de leucocytes (globules blancs) et de neutrophiles segmentés ainsi que la baisse du nombre de cellules érythropoïétiques et de mégacaryocytes. Une basophilie dans le cortex des tubules rénaux a aussi été observée chez les rats mâles (Mobil, 1991).</p> <p>Autre DMENO par voie cutanée = 125 mg/kg p.c. par jour, d'après l'augmentation du poids relatif du foie des rats mâles et femelles. Des rats Sprague-Dawley ont été exposés à une dose de 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour, à raison de 5 jours/semaine pendant 13 semaines. Les autres effets observés (doses non précisées) comprenaient notamment une diminution du poids corporel et du poids du thymus, une irritation de la peau ainsi qu'une modification de la composition du sérum et du sang (l'étude portait sur plusieurs substances, mais les auteurs n'indiquent pas si ces effets ont tous été observés pour cette substance en particulier) [Feuston <i>et al.</i>, 1994].</p> <p>CMENO par inhalation = 250 mg/m³, d'après une diminution du poids corporel et une augmentation du temps de réaction à la suite d'un essai d'inhibition du réflexe de sursaut (toutefois, aucun changement histologique n'a été observé dans le système nerveux) chez les rats. Des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (24 animaux par sexe par concentration) ont été exposés à du <i>carburant diesel</i> à une dose de 250, 750 ou 1 500 mg/m³, à raison de 4 heures par jour, 2 jours par semaine pendant 13 semaines. Les effets observés à une dose de 250 mg/m³ ont aussi été observés à des concentrations plus élevées. De plus, on a noté une augmentation du poids relatif du lobe pulmonaire droit après une exposition à une dose de 1 500 mg/m³. Par ailleurs, on n'a toutefois observé aucun changement histopathologique ni effet sur la fonction pulmonaire. On a également noté une baisse du taux de cholestérol dans le sang chez les femelles à cette concentration, mais elle n'a pas été considérée comme étant liée au traitement. La substance à l'étude a été vaporisée instantanément à l'aide d'un appareil de chauffage Vycor relié à une</p>
------------	--

		<p>extrémité d'un tube en acier inoxydable. Ensuite, l'aérosol a été vaporisé dans la chambre d'exposition et mélangé à l'air de la pièce pour obtenir les concentrations souhaitées (Lock <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>[Aucune CMENO n'a pas été relevée dans une autre étude sur l'inhalation [API, 1979b]].</p> <p>Études sur l'exposition par voie orale : Aucune étude sur l'exposition par voie orale n'a été trouvée.</p>
Cancérogénicité	64741-59-9	<p>Plus faible dose avec effet cutané = 343 mg/kg p.c. pour le gazole léger MD-7 (50 microlitres [μL] à 28,5 %). Des groupes de souris mâles C3H (50 animaux par dose) ont été traités avec 50 μL de gazole léger MD-7 à une concentration de 28,5 % (343 mg/kg p.c.)^{5,6,7,8} (7 fois/semaine), 50 % (601 mg/kg p.c.)^{5,6,7,8} (4 fois/semaine) et 100 % (1203 mg/kg p.c.)^{5,6,7} (2 fois/semaine) (dans de l'huile minérale), pour une période allant jusqu'à 104 semaines. La substance à l'étude a été appliquée sur la peau du dos. Une augmentation statistiquement significative de l'incidence de tumeurs de la peau a été observée pour le gazole léger MD-7 à 28,5 % (7 des 50 souris exposées présentaient des tumeurs après 301 jours). Cette augmentation était également significative pour le gazole léger MD-7 à 50 % (17 des 50 souris exposées présentaient des tumeurs après 266 jours). L'augmentation n'était pas significative le gazole léger MD-7 à 100 % (1 des 50 souris exposées présentait des tumeurs après 651 jours). Aucune des souris exposées au témoin négatif (huile minérale) ne présentait de tumeurs. L'exposition au témoin positif (huile clarifiée lourde à 5 %) s'est traduite par des tumeurs de la peau chez 47 des 50 souris exposées après 217 jours (Nessel <i>et al.</i>, 1998).</p>
	64742-30-9	<p>Exposition par voie cutanée <i>Étude d'initiation-promotion</i></p> <p>Initiation : Des groupes de souris mâles CD-1 (30 par groupe) ont reçu une dose de 25 μL d'huile paraffinique légèrement raffinée (sans dilution) [573 mg/kg p.c.]^{5,6,7}, à raison de 3 fois par semaine pendant 2 semaines. À partir du quatorzième jour, 2,5 microgramme (μg) du promoteur, soit le 12-<i>O</i>-tétradécanoylephorbol-13-acétate (TPA), a été appliqué à raison de 3 fois par semaine pendant 48 semaines. On a observé une légère augmentation de l'incidence des tumeurs, notamment des papillomes (3 des 30 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs après 50 semaines). Sur les 30 souris exposées au témoin négatif (acétone/TPA), neuf</p>

		<p>présentaient des tumeurs de la peau après 50 semaines. Toutes les souris exposées au témoin positif, soit le 7,12-diméthylbenz[<i>a</i>]anthracène (DMBA)/TPA, présentaient des tumeurs de la peau après 50 semaines.</p> <p>Promotion : Des groupes de souris mâles CD-1 (30 par groupe) ont reçu une dose unique de 50 µg de l'agent initiateur DMBA. Après une période de repos de 2 semaines, on a appliqué une dose de 25 µL d'huile paraffinique légèrement raffinée (sans dilution) [573 mg/kg p.c.]^{5,6,7}, à raison de 3 fois par semaine pendant 25 semaines environ. On a observé une augmentation importante de l'incidence des tumeurs (5 des 30 souris exposées à l'huile présentaient des papillomes après 27 semaines environ). Aucune des souris exposées au témoin négatif (DMBA/acétone) ne présentait de tumeurs. Toutes les souris exposées au témoin positif (DMBA/TPA) présentaient des tumeurs de la peau après 27 semaines environ (McKee <i>et al.</i> 1989).</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie orale n'a été trouvée. Une étude portant sur l'exposition par inhalation a été repérée, mais l'intérêt de cette dernière est limité puisqu'elle n'a pas été conçue pour évaluer la réponse cancérogène (Bruner, 1984).</p>
Toxicité pour le développement et la reproduction	68334-30-5	<p>CSENO par inhalation = 3 777 mg/m³ en ce qui a trait à la toxicité pour le développement. Des rates gravides ont reçu une concentration de 3 777 mg/m³ (401,5 ppm)^{9,10} de <i>carburant diesel</i> du 6^e au 15^e jour de gestation. Aucun effet sur le développement n'a été observé (Beliles et Mecler, 1983).</p>
	68476-34-6	<p>DSENO par voie cutanée = 4 050 mg/kg p.c. par jour en ce qui a trait à la toxicité pour la reproduction. Une dose de 405, 1 620 ou 4 050 mg/kg p.c. par jour (0,5; 2 ou 5 mL/kg par jour)^{3,11} de <i>carburant diesel</i> n° 2 a été appliquée sur des rats Sprague-Dawley (10 animaux par sexe par dose), à raison de 5 jours par semaine pendant 4 semaines. Aucun effet n'a été observé sur les testicules ou les ovaires (UBTL, 1986).</p>
	64741-59-9	<p>DMENO par voie cutanée = 1 000 mg/kg p.c. par jour pour la toxicité sur la reproduction, d'après l'augmentation de l'incidence des résorptions après l'application d'une dose de 25, 50, 125, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau de rats femelles Sprague-Dawley gravides durant les 19 premiers jours de gestation ou de 1 000 mg/kg p.c. par jour, du 6^e au 15^e jour de gestation (Feuston <i>et al.</i>, 1994).</p>

		<p>DMENO par voie cutanée = 1 000 mg/kg p.c. par jour en ce qui a trait à la toxicité pour le développement, d'après la diminution du poids des fœtus à la suite de l'application quotidienne d'une dose de 25, 50, 125, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée de rats femelles Sprague-Dawley gravides durant les 19 premiers jours de gestation, et de 1 000 mg/kg p.c. par jour les six premiers jours de gestation et du 6^e au 15^e jour de gestation. Aucune malformation congénitale ni aucun effet sur la reproduction n'ont été observés (Mobil, 1988b).</p> <p>Études de toxicité par voie orale : Aucune étude sur l'exposition par voie orale n'a été trouvée.</p>
Génotoxicité : <i>in vivo</i>	68333-25-5 68476-34-6 68476-30-2 68334-30-5 64742-80-9 68476-30-2 64742-46-7 64742-30-9	<p>Aucune étude recensée.</p> <p>Essai d'aberration chromosomique Résultats positifs : Des groupes de rats mâles (5 animaux par dose) ont reçu, par injection intrapéritonéale, 486, 1 620 ou 4 860 mg/kg p.c. (0,6; 2,0 ou 6,0 mL/kg p.c.^{3,11}) de <i>DA n° 2</i> pendant une durée allant jusqu'à 48 heures ou pendant 5 jours. Un pourcentage accru d'aberrations a été observé dans la moelle osseuse des rats ayant reçu des injections de 2,0 et 6,0 mL/kg p.c. (API, 1978).</p> <p>Résultats positifs : Des groupes de rats Sprague-Dawley ont reçu par voie orale une dose quotidienne de 125, 417 ou 1 250 mg/kg p.c. pendant 5 jours. Une augmentation du nombre de cellules présentant des cassures de chromatides et de cellules aberrantes dans la moelle osseuse a été relevée (Conaway <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>Résultats positifs : Des groupes de rats Sprague-Dawley ont reçu, par injection intrapéritonéale, une dose de <i>carburant diesel</i> à des concentrations de 0,6; 2,0 et 6,0 mL/kg (493, 1 644 et 4 933 mg/kg p.c.)^{3,12} pendant 1 ou 5 jours. Un pourcentage accru de cellules aberrantes a été observé dans la moelle osseuse pour la dose la plus élevée (Conaway <i>et al.</i>, 1984).</p> <p>Essai d'échange de chromatides sœurs Résultats positifs : Des souris ont reçu, par injection intrapéritonéale, une dose de 340, 1 700 ou 3 400 mg/kg p.c. de la substance API 83-07 (API, 1989a).</p> <p>Induction de micronoyaux Résultats négatifs : Des groupes de souris CD-1 (15 souris par sexe par dose) ont été exposés par gavage à une dose de 0, 1 000, 2 500 ou 5 000 mg/kg p.c.</p>

	68476-34-6	Aucune augmentation du nombre de micronoyaux ou de la fréquence de leur induction dans les cellules de moelle osseuse n'a été observée (McKee <i>et al.</i> , 1994).
		Mutations dominantes létales Résultats négatifs : Des groupes de souris mâles CD-1 (12 par groupe) ont été exposés par inhalation à une concentration de 777 ou 3 108 mg/m ³ (100 ou 400 ppm ^{9,13}) de la substance DA n° 2, à raison de 6 h/jour, 5 jours/semaine pendant 8 semaines. Aucun effet sur la fréquence des mutations dominantes létales n'a été rapporté (API, 1980d).
Génotoxicité : <i>in vitro</i>	64741-82-8	Mutagénicité Résultats positifs pour les mutations inverses : Test d'Ames modifié. <i>S. typhimurium</i> (souche TA98) exposées à du DGMK n° 8 avec activation métabolique (S9). Indice de mutagénicité de 2,1 (contenu de 8 % en composés aromatiques polynucléaires) [Blackburn <i>et al.</i> , 1984; id., 1986; DGMK, 1991]. Résultats positifs pour les mutations inverses : <i>S. typhimurium</i> (souches TA98 et TA100) exposées à des concentrations de 0,26 à 42 mg par plaque, avec ou sans activation métabolique (S9) [Conaway <i>et al.</i> , 1984].
	68476-30-2	Essai sur des lymphomes de souris Résultats positifs : Cellules L5178Y TK ⁺⁻ exposées à une concentration de 1,2 µg/mL. Fréquence des mutations 17,1 fois supérieure au groupe témoin, sans activation métabolique (Conaway <i>et al.</i> , 1984). Résultats positifs : Cellules L5178Y TK ⁺⁻ exposées à une concentration de 1,2 µg/mL. Fréquence des mutations 17,1 fois supérieure au groupe témoin, sans activation métabolique (Conaway <i>et al.</i> , 1984). Échange de chromatides sœurs Résultats positifs : Fractions de mazout n° 2, contenant des hydrocarbures aromatiques polycycliques comportant 1 à 3 cycles, dans des cellules ovarianes de hamsters chinois, avec activation métabolique (Ellenton et Hallett, 1981).
Études sur les humains	68333-25-5	Aucune étude recensée.

¹ Le gazole restreint aux installations est indiqué en caractères gras.² 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.³ Les valeurs fournies en mg/kg p.c. ont été converties à l'aide de la formule suivante : x mL/kg p.c. × ρ.⁴ 1 m³ = 1 000 L

⁵ Comme le poids corporel (p.c.) n'était pas indiqué, les normes de laboratoire de Salem et Katz (2006) ont été utilisées.

⁶ Les valeurs fournies en mg/kg p.c. ont été converties à l'aide de la formule suivante : (% de dilution \times x mL \times ρ)/p.c.

⁷ Comme la masse volumique (ρ) n'était pas indiquée, la masse volumique du BESC (2000) a été utilisée.

⁸ On a présumé une dilution volume/volume.

⁹ Les valeurs fournies en mg/m³ ont été converties à l'aide de la formule suivante : (x parties par million [ppm] \times masse moléculaire[MM])/24,45.

¹⁰ La MM du carburant diesel a été estimée à 230 grammes par mole (g/mol)

[<http://www.epa.gov/athens/learn2model/part-two/onsite/es.html>].

¹¹ Comme la masse volumique (ρ) n'était pas indiquée, la masse volumique de Khan *et al.* (2001) a été utilisée.

¹² Comme la masse volumique (ρ) n'était pas indiquée, la masse volumique de API (2003b) a été utilisée.

¹³ La MM de 190 g/mol (Henderson et Willwerth, 2001) a été utilisée pour le carburant diesel n° 2.