



*Loi canadienne sur
la protection
de l'environnement*

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation

Huiles moteur usées



Gouvernement
du Canada

Government of
Canada

Environnement
Canada

Environment
Canada

Santé
Canada

Health
Canada



LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE
RAPPORT D'ÉVALUATION

HUILES MOTEUR USÉES

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé Canada

Aussi disponible en anglais sous le titre :
Canadian Environmental Protection Act
Priority Substances List
Assessment Report
Waste Crankcase Oils

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Huiles moteur usées

(Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation)

Publ. aussi en anglais sous le titre: Waste crankcase oils.

En-tête du titre: *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.*

Comprend des références bibliographiques.

ISBN 0-662-98896-5

N° de cat. En40-215/36F

1. Huiles de graissage -- Aspect de l'environnement -- Canada. 2. Pétrole -- Déchets -- Aspect de l'environnement -- Canada. I. Canada. Environnement Canada. II. Canada. Santé Canada. III. Coll.

TD899.P4W3714 1994

363.73'82 C94-980085-6

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1994

No de catalogue En 40-215/36F

ISBN 0-662-98896-5

IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

TABLE DES MATIÈRES

Synopsis	v
Glossaire	vii
1.0 Introduction	1
2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité	4
2.1 Identité, production et utilisations	4
2.2 Pénétration dans l'environnement	6
2.3 Informations sur l'exposition.....	11
2.3.1 <i>Devenir</i>	11
2.3.2 <i>Concentrations</i>	15
2.4 Informations sur les effets.....	23
2.4.1 <i>Lutte contre les poussières, mise en décharge, élimination au sol et déversements</i>	24
2.4.2 <i>Régénération, combustible et égouts</i>	27
3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE	28
3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a)).....	28
3.2 Conclusion	30
4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation	31
5.0 Bibliographie	32

LISTE DES FIGURES

1 Quantités estimatives d'huiles moteur usées produites en 1990, pour chaque scénario de pénétration.....	7
2 Concentrations de contaminants atmosphériques dans les émissions de cheminées et concentrations en aval provenant des systèmes de combustion alimentés aux huiles moteur usées.....	18
3 Concentrations de contaminants d'huiles moteur usées libérés dans le ruissellement et dans l'atmosphère après le traitement d'une route.....	21

Synopsis

La substance d'intérêt prioritaire appelée «huiles moteur usées» est définie comme étant des huiles lubrifiantes usagées provenant de la vidange des moteurs à combustion interne. Aux fins de la présente évaluation, le cycle de vie des huiles moteur usées débute au point de collecte. Au cours de cette étape, les huiles moteur usées sont souvent mélangées à d'autres huiles usagées. La définition d'huile moteur usée comprend donc ces huiles usagées mélangées. Lors de l'évaluation, on s'est efforcé de suivre tout le processus jusqu'à l'élimination finale. Ce faisant, on a étudié sept pratiques ou scénarios d'utilisation ou d'élimination selon lesquels les huiles moteur usées peuvent pénétrer dans l'environnement canadien :

- i) la régénération;
- ii) la combustion sous forme de combustible;
- iii) l'épandage d'huile comme abat-poussière sur les routes;
- iv) la mise en décharge;
- v) l'élimination au sol (p. ex., les champs, les fosses);
- vi) l'élimination par les égouts;
- vii) les déversements dans l'environnement.

Il est difficile de caractériser la composition des huiles moteur usées en des termes chimiques ou autres qui serviraient à évaluer l'impact potentiel de ces substances dans l'environnement. Il est reconnu que les principales composantes consistent en hydrocarbures aliphatiques et aromatiques. On relève également la présence de composés organiques et inorganiques de chlore, de soufre, de phosphore, de brome, d'azote et de métaux, comme le zinc, le magnésium, le baryum et le plomb issus d'additifs et de la contamination en cours d'utilisation ou d'élimination.

En 1990, le volume des huiles moteur usées récupérables était estimé à $229,3 \times 10^6$ L, soit environ 56% des $413,3 \times 10^6$ L d'huiles moteur vendues dans le secteur automobile au Canada. Le reste a été consommé durant le fonctionnement des moteurs, libéré sous forme de gaz d'échappement et de fuites du carter dans l'environnement. La production d'huiles moteur usées provenant d'autres secteurs (p. ex., le transport ferroviaire, maritime et aérien ainsi que le transport et l'exploitation liés à l'industrie minière, la foresterie et l'agriculture) n'a pu être quantifiée, mais on estime qu'elle est inférieure à celle du secteur automobile.

D'après les informations disponibles sur la pénétration et le devenir des huiles moteur usées dans l'environnement canadien, on distingue, sur les sept scénarios considérés, quatre scénarios à risque (les pourcentages inscrits correspondent aux estimations de 1990 uniquement pour le secteur automobile) :

- i) la régénération (50,6%);
- ii) la combustion sous forme de combustible (33,6%);
- iii) l'épandage d'huile sur les routes pour lutter contre les poussières (3,0%);
- iv) l'élimination au sol (2,8%).

Ces scénarios ont été jugés à risque parce qu'ils comportaient soit des rejets directs dans l'environnement (lutte contre les poussières et élimination au sol), soit de grands volumes d'huiles moteur usées (combustion et régénération). Les autres

scénarios étaient considérés de moindre gravité, car les volumes en cause étaient faibles (déversements) ou bien la pénétration dans l'environnement était censée être minimale (mise en décharge, élimination par les égouts).

Les huiles moteur usées et leurs composantes peuvent être rejetées dans l'air, dans l'eau et dans le sol. La combustion d'huiles moteur usées produit des émissions atmosphériques de métaux et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (les composantes d'huiles moteur usées les plus polluantes), qui sont généralement adsorbés aux matières particulaires et qui se déposent sur le sol et dans l'eau. Les huiles moteur usées libérées dans l'eau forment au départ un film à la surface. Les modifications physiques et chimiques de ce film libèrent les composantes d'huiles moteur usées et leurs produits de décomposition dans l'environnement par des processus de volatilisation, d'émulsification, de solubilisation, de partage en sédiments, de photodégradation et de biodégradation. La libération d'huiles moteur usées sur les sols entraîne l'introduction de leurs composantes dans l'environnement par des processus de volatilisation, d'adsorption aux matières organiques solides, de lixiviation dans le sol jusque dans les eaux souterraines ou de ruissellement dans les eaux de surface.

On ne possède pas d'informations suffisantes pour estimer l'exposition du biote aquatique et du biote terrestre aux huiles moteur usées qui pénètrent dans l'environnement selon la description donnée dans les quatre scénarios à risque. On ne dispose d'aucune donnée sur le terrain concernant les effets qui permettrait d'évaluer les effets des huiles moteur usées sur l'environnement canadien.

On manque d'informations pour estimer l'exposition des humains aux huiles moteur usées. En outre, on n'a pas obtenu de données concernant les effets des huiles moteur usées sur l'environnement essentiel pour la vie humaine. Cette évaluation ne comportera donc pas d'analyse détaillée de la toxicité des huiles moteur usées au sens des alinéas 11*b*) et 11*c*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*.

Par conséquent, à la lumière de ces données, on a déterminé qu'il n'y a pas suffisamment d'informations afin de conclure si les huiles moteur usées pénètrent dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont un effet nocif pour l'environnement.

Glossaire

Acide épuisé - résidu du traitement à l'acide sulfurique des lubrifiants pétroliers; dénommé également acide résiduaire ou acide usé.

Additifs - substances qui renforcent et prolongent les caractéristiques de performance et la vie de l'huile lubrifiante de base; pour les véhicules automobiles, ces additifs comprennent des composés inorganiques et des composés organiques aromatiques.

Agglomération - action ou processus par lequel les composantes d'une huile se combinent en une masse.

Altération - modification des propriétés physiques et chimiques des huiles exposées aux processus environnementaux tels que l'évaporation, la dissolution, la biodégradation, la photodécomposition, la dispersion dans la colonne d'eau, l'émulsification, l'adsorption sur des particules en suspension, l'agglomération, la sédimentation et autres.

Argile épuisée - résidu des procédés de régénération de l'argile par distillation à l'acide ou sous vide.

Atelier de réparation - lieu d'entretien permanent (garage) où sont effectués les réparations et l'entretien préventif (p. ex., la vidange d'huile) d'un parc de véhicules automobiles ou de camions.

Atelier de réparation industriel de véhicules tout terrain - atelier de réparation de véhicules industriels tout terrain; toutefois, son emplacement est temporaire et dépend du lieu de travail de la compagnie.

Boues - résidu après traitement à l'acide des huiles dérivées du pétrole; tout déchet semi-solide provenant d'un procédé chimique; sédiments dans une chaudière à vapeur; précipité d'huiles, tel que les produits issus des huiles de carter dans les moteurs.

Carter - Enveloppe du vilebrequin d'un moteur où, dans le cas d'un véhicule automobile, l'huile provenant des organes chauds est collectée et refroidie avant d'être remise en circulation par pompage dans le moteur.

Charge d'asphalte - substance (telle que des résidus de distillation) employée pour étendre les propriétés de l'asphalte.

Épurateurs de gaz - liquides qui sont mis en contact avec des gaz pour en éliminer les impuretés gazeuses ou liquides par solubilisation ou par combinaison chimique.

Gâteau de filtration démétaillé - déchets solides de phosphate neutre qui sont un sous-produit du processus de régénération effectué par démétaillage, distillation sous vide et hydrotraitement.

Huile lubrifiante de base - dérivé de certaines fractions de pétrole raffiné ou d'autres huiles; il s'agit d'un mélange complexe d'hydrocarbures (80 à 90%) qui, combiné à des additifs destinés à améliorer la performance, donne une huile moteur.

Huile moteur - se compose d'huile lubrifiante de base vierge et d'additifs; elle est utilisée dans le carter comme lubrifiant hydrodynamique pour réduire les frottements, comme fluide de refroidissement et pour former un joint à compression.

Récupérable - volume d'huile qui n'est pas consommé lors de l'utilisation et qui devient un déchet; ce volume peut être récupéré aux fins de réutilisation et de recyclage.

Résidus de distillation - sous-produits des processus de distillation dans les usines de régénération; ces sous-produits présentent des points d'ébullition supérieurs à ceux de l'huile lubrifiante récupérée et sont non volatils.

Résidus du soufflage - cendres et scories éliminées des surfaces absorbant la chaleur dans les éléments de combustion par un système de jets de vapeur ou d'air utilisés pour maintenir la propreté, l'efficacité et la capacité des surfaces de transfert de chaleur.

1.0 Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) exige que le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé établissent et publient la Liste des substances d'intérêt prioritaire, qui énumère des substances (produits chimiques, groupes de produits chimiques, effluents et déchets) qui peuvent être nocives pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. En outre, la Loi exige que les deux ministres évaluent ces substances et déterminent si elles sont toxiques au sens de l'article 11 de la Loi, qui prévoit ce qui suit :

[...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à :

- a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement;
- b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine;
- c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Les substances jugées toxiques au sens de l'article 11 de la Loi peuvent être inscrites à l'annexe I de la Loi. On peut ensuite envisager d'élaborer des règlements, des directives ou des codes de pratiques en vue de contrôler tous les aspects de leur cycle de vie, depuis la recherche et le développement jusqu'à l'élimination finale, en passant par la fabrication, l'utilisation, le stockage et le transport.

Dans le cadre de cette évaluation, les huiles moteur usées d'intérêt prioritaire sont définies comme des huiles lubrifiantes usagées provenant de la vidange des moteurs à combustion interne. Aux fins de cette évaluation, leur cycle de vie débute au point de collecte et l'on s'est efforcé de suivre tout le processus jusqu'à l'élimination finale. Ce faisant, on a étudié sept pratiques ou scénarios d'utilisation ou d'élimination selon lesquelles les huiles moteur usées peuvent pénétrer dans l'environnement canadien :

- i) la régénération;
- ii) la combustion sous forme de combustible;
- iii) l'épandage d'huile comme abat-poussière sur les routes;
- iv) la mise en décharge;
- v) l'élimination au sol (p. ex., les champs, les fosses);
- vi) l'élimination par les égouts;
- vii) les déversements dans l'environnement.

Comme les huiles moteur usées sont fréquemment mélangées à d'autres huiles usagées au cours de leur collecte, l'évaluation porte aussi, le cas échéant, sur d'autres huiles usagées.

Pour obtenir des données concernant les questions environnementales de l'évaluation, on a consulté des bases de données du secteur privé et du secteur public, notamment *l'AQUALINE* (de 1988 à février 1993), *l'Aquatic Information Retrieval*

(*AQUIRE*) (de 1977 à juillet 1990), *l'Oil and Hazardous Materials/Technical Assistance Data System (OHMTADS)* (de 1971 à décembre 1985), les *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA)* (de 1988 à janvier 1993), le *Toxicology Information Online (TOXLINE)* (de 1988 à décembre 1992), le *Commonwealth Agricultural Bureau (CAB Abstracts)* (de 1988 à janvier 1993), *l'Environmental Fate (ENVIROFATE)* (de 1976 à décembre 1992), la *Hazardous Substances Data Bank (HDSB)* (de 1988 à janvier 1993), le *National Technical Information Service (NTIS)* (de 1988 à janvier 1993), les *Pollution Abstracts* (de 1988 à novembre 1992), *l'Integrated Risk Information System (IRIS)* (de 1988 à janvier 1993), le *Chemical Carcinogenesis Research Information System (CCRIS)* (de 1988 à décembre 1992), le *Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS)* (de 1988 à juillet 1992) et le *Directory of American Research Technology (DART)* (de 1988 à janvier 1993). D'autres informations ont été obtenues dans des documents de synthèse.

Les effets potentiels des huiles moteur usées sur la santé humaine n'ont pas fait l'objet de vastes études. D'après un survol documentaire préliminaire, il a été conclu que l'on manque de données pour pouvoir évaluer le degré de l'exposition humaine aux huiles moteur usées. On dispose de données sur les effets de plusieurs des principales composantes, telles que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), l'arsenic, le cadmium, le chrome et le nickel, chez les animaux de laboratoire et chez les humains. Toutefois, ces substances sont traitées dans des rapports d'évaluation distincts et leurs effets potentiels sur la santé humaine ne seront pas examinés dans le présent rapport. On n'a trouvé aucune information selon laquelle les huiles moteur usées auraient des effets dommageables sur l'environnement essentiel pour la vie humaine. Par conséquent, la présente évaluation ne comporte pas d'analyse détaillée visant à déterminer si les huiles moteur usées sont toxiques au sens des alinéas 11b) et 11c) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*.

Une grande partie des travaux de recherche a été menée à l'extérieur du Canada; toutefois, on a accordé une importance particulière aux données disponibles concernant les sources, le devenir ainsi que les concentrations et les effets des huiles moteur usées dans l'environnement canadien. Toutes les études originales qui ont servi à déterminer si les huiles moteur usées sont toxiques au sens de la LCPE ont fait l'objet d'une évaluation critique par le personnel suivant d'Environnement Canada :

R. L. Breton, chef du Groupe de travail
F. Laperrière
D.R. J. Moore
W.M. Windle

Le présent rapport contient un synopsis qui sera publié dans la *Gazette du Canada*. La section 2.0 offre un sommaire des données techniques essentielles pour l'évaluation, qui sont exposées en plus grand détail dans un document à l'appui disponible sur demande. C'est à la section 3.0 que l'on établit si les huiles moteur usées sont toxiques au sens de la LCPE.

Dans le cadre du processus de révision et d'approbation établi par Environnement Canada pour sa contribution à la préparation des rapports d'évaluation de la Liste des substances d'intérêt prioritaire, le présent rapport a été revu par plusieurs experts d'Environnement Canada ainsi que par les experts externes suivants :

Roger Lafleur, (Institut canadien des produits pétroliers), David Black (Ressources naturelles Canada), Jerry F. Payne (Pêches et Océans Canada), Rafael Vazquez-Duhalt (Université d'Alberta), William Stubblefield (ENSR Consulting and Engineering, Fort Collins, CO) et David Hoffman (Fish and Wildlife Service des États-Unis, Laurel, MD). Le rapport d'évaluation final a été révisé et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada.

Pour obtenir des exemplaires du présent rapport d'évaluation et du document à l'appui non publié, on peut communiquer avec l'un ou l'autre des bureaux suivants :

Direction des produits chimiques
commerciaux
Environnement Canada
14^e étage, Place Vincent-Massey
351, boul. Saint-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

Centre d'hygiène du milieu
Santé Canada
Pièce 104
Parc Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

2.0 Sommaire des informations essentielles pour l'évaluation de la toxicité

2.1 Identité, production et utilisations

Les huiles moteur usées sont définies comme étant des huiles lubrifiantes usagées provenant de la vidange du carter des moteurs à combustion interne¹ (CCME, 1989a; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Avant emploi, les huiles moteur sont constituées d'une huile de graissage de base (mélange complexe d'hydrocarbures, 80 à 90% par volume) et d'additifs destinés à en améliorer la performance (10 à 20% par volume) (Petro-Canada, 1987; Franklin Associates Ltd., 1985; Vazquez-Duhalt, 1989). Les huiles moteur sont altérées durant l'utilisation en raison de la dégradation des additifs, de la contamination par les produits de combustion et de l'addition de métaux provenant de l'usure du moteur (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). La composition des huiles moteur usées est donc variable et difficile à définir. Néanmoins, les huiles moteur usées sont généralement constituées d'alcane aliphatiques à chaîne droite et ramifiée, d'alcane cycliques et d'hydrocarbures aromatiques mono- et polycycliques comme le phénol, le naphthalène, le benz[a]anthracène, le benzo[def]chrysène et le fluoranthène. D'autres composés organiques comprennent le toluène, le benzène, les xylènes et l'éthylbenzène. Il y a également des composés organiques et inorganiques de chlore, de soufre, de phosphore, de brome, d'azote, et des métaux, comme le zinc, le magnésium, le baryum et le plomb (Hey, 1966; ICPP, 1990; CCME, 1989a).

Durant la collecte, les huiles moteur usées sont souvent mélangées à d'autres huiles usagées, comme les huiles de graissage industrielles, les huiles hydrauliques, les huiles pour le travail des métaux et les huiles de coupe, les huiles caloporteuses, les fonds de réservoirs de stockage de pétrole et les mélanges huile/eau de diverses sources (Byrne *et al.*, 1989; CCME, 1989a; EPA, 1992). Il faut donc élargir la définition des huiles moteur usées pour inclure d'autres huiles usagées dont les huiles moteur usées constituent la majeure partie. De mauvaises pratiques de séparation lors de la collecte et du transport des huiles moteur usées peuvent introduire des contaminants comme des organochlorés, des solvants épuisés et des biphényles polychlorés (BPC) (CCME, 1989a; Vazquez-Duhalt, 1989).

Les huiles moteur usées sont produites par les secteurs suivants : le transport routier (automobiles et camions), ferroviaire (locomotives diesel), maritime (navires propulsés au diesel), aérien (aéronefs équipés de moteurs à pistons) ainsi que le transport et l'exploitation relatifs à l'industrie minière, la foresterie (véhicules et équipement tout-terrain) et l'agriculture (machinerie tout-terrain, comme les tracteurs) (CCME, 1989a; Transports Canada, 1991, cité dans CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Il existe des données récentes sur les ventes d'huiles moteur pour les secteurs automobile, maritime et aérien. Les estimations de la production d'huiles moteur usées ne sont cependant disponibles que pour le secteur automobile.

1 Voir le glossaire pour la définition des termes techniques utilisés dans le présent rapport.

En 1990, le volume d'huiles moteur vendues dans le secteur automobile, au Canada, était évalué à $413,3 \times 10^6$ L, dont 227×10^6 L étaient destinées aux moteurs à essence et $186,3 \times 10^6$ L aux moteurs diesel (ICPP, 1993a). Les véhicules privés utilisent environ 75% ($170,3 \times 10^6$ L) des huiles moteur vendues pour les moteurs à essence, et les véhicules commerciaux légers alimentés à l'essence ou au propane utilisent les 25% qui restent ($56,8 \times 10^6$ L). Les véhicules routiers commerciaux lourds utilisent 70% ($130,4 \times 10^6$ L) des huiles moteur vendues pour les moteurs diesel et les véhicules industriels tout-terrain utilisent les 30% restants ($55,9 \times 10^6$ L) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Environ la moitié du volume d'huiles moteur est brûlée et évacuée par le tuyau d'échappement durant le fonctionnement du moteur (Elliot, 1986) et perdue dans l'environnement à cause de fuites du carter (Mueller Associates Inc., 1987, 1989; Vazquez-Duhalt, 1989; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). On estime que les émissions directes d'huiles dans l'échappement des moteurs en parfait état technique varient de 0,1 à 0,25 L/1 000 km (Reinhardt, 1989).

Dans le cadre d'une enquête sur les propriétaires d'automobiles menée par CH2M HILL ENGINEERING LTD. (1992), on a estimé que 60% des huiles moteur étaient récupérables sous forme d'huiles moteur usées dans le cas des moteurs à essence, et 50% dans le cas des moteurs diesel. D'après ces chiffres, la production d'huiles moteur usées en 1990, calculée en fonction du volume d'huiles moteur vendues pour les moteurs à essence et les moteurs diesel, était estimée respectivement à $136,2 \times 10^6$ L et $93,1 \times 10^6$ L. On évalue donc à $229,3 \times 10^6$ L la quantité totale d'huiles moteur usées produite par le secteur automobile en 1990. La quantité produite était recyclée par régénération ou retraitement; utilisée comme combustible dans des chaudières, des appareils de chauffage individuels, des moteurs diesel et des fours à ciment; épandue sur les routes comme abat-poussière; éliminée dans des sites d'enfouissement; déversée à l'aveuglette (p. ex., les ateliers de réparation de véhicules tout-terrain, les arrière-cours, les ruelles, les petites fosses, les champs et les chenaux de drainage); jetée dans les égouts ou déversée accidentellement (Victor et Burrell *et al.*, 1988; CCME, 1989a; ICPP, 1990; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

CH2M HILL ENGINEERING LTD. (1992) n'a pu évaluer la quantité d'huiles moteur utilisée par les locomotives. Celle-ci a cependant signalé que la majeure partie des huiles moteur usées produites (quantité non précisée) est retraitée sur place pour être réutilisée dans les locomotives, ou est utilisée directement par les chemins de fer comme combustible pour les chaudières et les incinérateurs.

CH2M HILL ENGINEERING LTD. (1992) a estimé que $2,2 \times 10^6$ L des huiles moteur sont utilisés par les navires. Une usine de régénération en Colombie-Britannique recueille environ 80 000 L/a d'huiles moteur usées provenant de bateaux de pêche et d'ateliers de réparation d'embarcations, tandis qu'une autre usine de régénération, en Nouvelle-Écosse, récupère la majeure partie des huiles moteur usées provenant des bateaux de pêche des Maritimes (quantité non précisée). Les huiles moteur usées peuvent être utilisées comme carburant dans certains navires et comme combustible de chauffage pour des ateliers et des usines de transformation du poisson (Environnement Canada, 1993a). Les propriétaires de petits navires, qui ne disposent pas d'installations de stockage, peuvent éliminer leurs huiles moteur usées en milieu terrestre ou dans des sites d'enfouissement (Weinstein, 1974). Les huiles moteur usées

provenant des moteurs diesel des pétroliers sont stockées et recueillies dans les terminaux de pétrole avec d'autres huiles usagées, comme celles provenant de déversements de pétrole, les eaux de ballast et de cale ainsi que les eaux de lavage des réservoirs (Weinstein, 1974). Une importante compagnie de camionnage sous contrat fait la collecte des huiles usagées auprès des compagnies de navigation dans les Grands Lacs (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

En 1990, on a estimé que $0,2 \times 10^6$ L d'huiles moteur étaient utilisés par les aéronefs équipés de moteurs à pistons au Canada. Des usines de régénération en Colombie-Britannique et en Ontario ont signalé avoir recueilli des huiles moteur usées dans les aéroports (quantités non précisées) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Les industries qui utilisent des véhicules tout-terrain, comme les compagnies minières et forestières, produisent également des huiles moteur usées. Pour la plupart d'entre elles, leur programme de gestion des huiles moteur usées dépend de l'emplacement du site, du volume d'huiles moteur usées produites, de l'équipement sur le terrain et des accords avec leurs fournisseurs d'huiles moteur (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Des usines de régénération au Canada ont signalé avoir recueilli d'importants volumes (quantités non précisées) d'huiles moteur usées auprès des mines et des chantiers de coupe du bois (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Une usine de régénération de la Colombie-Britannique a signalé qu'une mine de taille moyenne produit 250 000 L/a d'huiles moteur usées (Mohawk Lubricants, 1991, cité dans CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Il y a très peu d'information sur la production d'huiles moteur usées par le secteur agricole. D'après une enquête effectuée en Alberta en 1979, une exploitation agricole produit en moyenne 182 L/a d'huiles moteur usées (Mackenzie, 1984).

2.2 Pénétration dans l'environnement

Comme le précise le texte ci-après, on distingue sept principaux scénarios selon lesquels les huiles moteur usées et leurs composantes peuvent pénétrer dans l'environnement au Canada. La figure 1 illustre le volume d'huiles moteur usées produites pour chaque scénario.

Régénération. La régénération des huiles moteur usées consiste à réduire les contaminants (p. ex., les métaux, les HAP) à des concentrations acceptables pour une réutilisation sous forme d'huiles de graissage de base recyclées. Le rendement des huiles moteur régénérées est jugé équivalent aux huiles moteur vierges (Goetzinger *et al.*, 1975; Armstrong, 1983; ICPP, 1990; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). La régénération des huiles moteur usées produit des émissions atmosphériques, des effluents liquides et des déchets solides (Mueller Associates Inc., 1987, 1989). Les types d'émissions, d'effluents et de déchets produits varient selon la technique de régénération utilisée, les méthodes de protection du milieu adoptées et les techniques utilisées pour atténuer les rejets (Mueller Associates, 1987, 1989).

Les principales sources d'émissions atmosphériques sont les événements des systèmes de traitement des eaux usées et des eaux de procédé ainsi que les réservoirs de

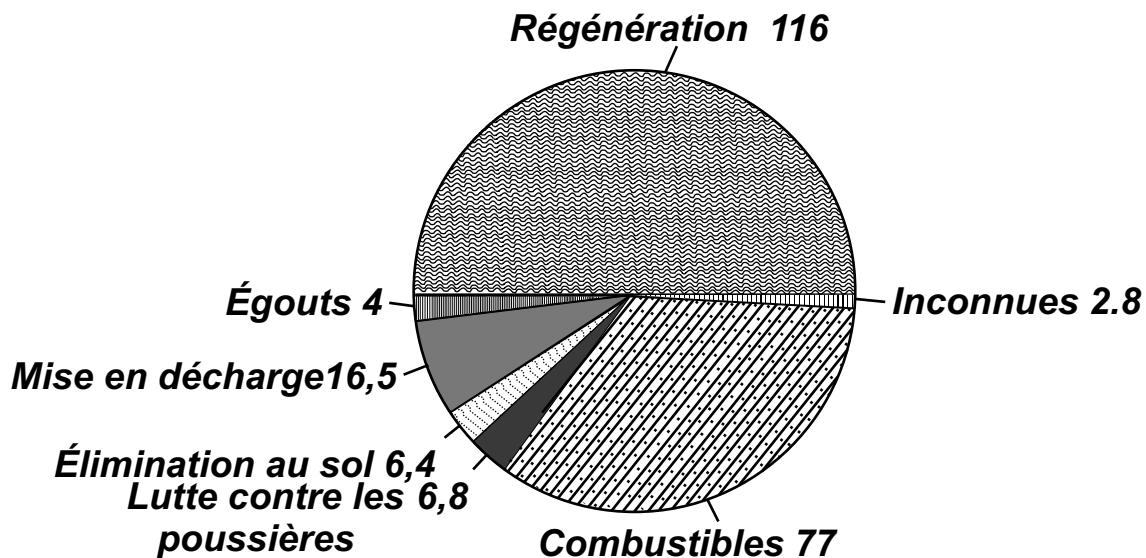
stockage. Les dégagements de ces événements peuvent se déverser dans une fournaise où les matières combustibles sont brûlées (EPA, 1974).

Les effluents liquides proviennent de plusieurs sources :

- l'eau séparée des huiles moteur usées;
- l'eau de refroidissement provenant des échangeurs de chaleur;
- l'eau de refroidissement contaminée;
- l'eau provenant de la vapeur condensée qui entre en contact avec l'huile;
- l'eau de ruissellement de l'usine;
- l'eau provenant des épurateurs de gaz (EPA, 1974).

Avant d'être jetée, l'eau usée peut être traitée sur place ou dans une station locale de traitement des eaux usées. Après le traitement sur place, l'eau traitée peut être utilisée comme eau de refroidissement ou rejetée dans un réseau d'égouts ou tout simplement dans l'environnement (Mueller Associates Inc., 1987, 1989).

Les types de déchets solides produits par la régénération sont des boues décantées, des résidus de distillation, des boues acides et de solvants, de l'argile épuisée et autres types de déchets. Certains des composants les plus courants de ces déchets solides sont des métaux, des solvants chlorés, des HAP et d'autres substances organiques. La plupart de ces déchets sont éliminés dans des sites d'enfouissement ou



La figure représente les quantités d'huiles moteur usées (millions de litres) recyclées dans les usines de régénération, utilisées comme combustible et comme abat-poussière, éliminées au sol, mises en décharge ou jetées dans les égouts au Canada, en 1990. De plus, Environnement Canada (1993b) a signalé 37 déversements d'huiles moteur usées entre 1981 et 1992, variant de moins de 1 L à 2 273 L.

Figure 1 Quantités estimatives d'huiles moteur usées produites en 1990, pour chaque scénario de pénétration

des bassins, ou utilisés comme matière de charge pour l'asphalte et comme matériau de revêtement (Weinstein *et al.*, 1982; Mueller Associates Inc., 1987, 1989). Les boues et l'argile épuisée peuvent également être réutilisées comme combustibles ou traités pour le recyclage de l'acide ou la récupération du plomb (Weinstein *et al.*, 1982).

Il existe neuf usines de régénération au Canada (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992; Safety-Kleen Canada Inc., 1993; ICPP, 1993b; ministère de l'Environnement du Manitoba, 1993). En 1990, environ 116×10^6 L (50%) des huiles moteur usées récupérables du secteur automobile ont été régénérées (figure 1) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Les produits de régénération comprennent de l'huile de graissage de base régénérée (74% du total) et du mazout léger distillé (7% du total), dont une certaine quantité est utilisée sur place pour le chauffage. Les sous-produits ayant une valeur marginale (11% du total) comprennent les résidus de distillation (utilisés comme matière de charge pour l'asphalte ou mélangés au mazout) et un gâteau de filtration démétallisé (utilisé comme base pour les routes). Le reste (8% du total) consiste en résidus et en déchets, comme des boues acides, de l'argile épuisée, des boues de centrifugation et des déchets de procédés à traiter ou à éliminer (Franklin Associates Ltd., 1985; CCME, 1989a).

Combustible. Les huiles moteur usées sont brûlées sous forme de mélange à d'autres types de mazout ou seules, dans une variété de systèmes de combustion, notamment des chaudières, des appareils de chauffage individuels, des moteurs, des fourneaux, des incinérateurs et des fours à ciment (Yates, 1981; Mueller Associates Inc., 1987, 1989; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992; EPA, 1992). Durant le brûlage, des composés non combustibles, tels que les métaux, sont rejetés dans l'environnement sous forme d'émissions atmosphériques, avec formation de HAP, comme produits de la combustion (Skinner, 1974; Mueller Associates Inc., 1987, 1989). Les produits de la combustion des huiles moteur usées peuvent également être émis lors du soufflage de la suie (processus généralement limité aux grosses chaudières), ou pendant le nettoyage du fourneau et de la chaudière (Mueller Associates Inc., 1987, 1989).

On estime qu'un total de 77×10^6 L d'huiles moteur usées provenant du secteur automobile a été utilisé comme combustible au Canada en 1990 (figure 1) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Des huiles moteur usées ont été brûlées dans des chaudières ($70,5 \times 10^6$ L), des appareils de chauffage individuels ($4,8 \times 10^6$ L) et des moteurs diesel ($1,7 \times 10^6$ L) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Il n'y a pas de données canadiennes sur l'utilisation d'huiles moteur usées dans les fourneaux, les fours à ciment et les incinérateurs. On ne connaît pas le nombre de systèmes de combustion alimentés aux huiles moteur usées au Canada.

La combustion d'huiles moteur usées produit également des composés d'oxydes d'azote (NO_x) et d'oxydes de soufre (SO_x) qui contribuent à la formation des pluies acides (Vazquez-Duhalt, 1989). Au Canada en 1990, les émissions totales de NO_x et de SO_x provenant de la combustion d'huiles moteur usées étaient évaluées respectivement à 174,5 et 569,3 t/a (Environnement Canada, 1993b). À titre de comparaison, les émissions étaient de 695 000 t/a de SO_x provenant d'une importante usine industrielle canadienne et de 1 180 000 t/a de NO_x provenant du secteur des transports (Environnement Canada, 1993b).

Lutte contre les poussières. Les huiles moteur usées ont été utilisées pour la lutte contre les poussières sur les routes au Canada et aux États-Unis (CCME, 1989b; Mueller Associates Inc., 1987, 1989; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). En général, les huiles usagées sont des huiles moteur usées provenant de stations-service, d'ateliers de réparation et d'ateliers de réparation de véhicules tout-terrain (comme ceux des industries minière et forestière) (Franklin Associates Ltd., 1985; I.D. Systems Ltd., 1989; CCME, 1989b). Ces huiles moteur usées peuvent être mélangées à des huiles industrielles qui contiennent des substances comme des biphenyles polychlorés (BPC) et des tétrachlorodibenzodioxines (TCDD) et tétrachlorodibenzofuranes (TCDF) (Franklin Associates Ltd., 1985; CCME, 1989b; Vazquez-Duhalt, 1989). En raison de la présence possible de ces contaminants et autres types de contaminants, les provinces de la Colombie-Britannique (*Waste Management Act, Special Waste Regulation 1988, modifiés en 1992*), de la Saskatchewan (*Environmental Management and Protection Act, 1989*), de l'Ontario [*Loi sur la protection de l'environnement, Règlement 347 modifié en 1992 (anciennement Règlement 309, 1^{er} janvier 1989)*], du Québec (*Loi sur la qualité de l'environnement, Règlement sur les déchets dangereux, 1985*), de la Nouvelle-Écosse (*Dangerous Goods and Hazardous Waste Management Act, Waste Oil Regulations, révisés en 1990*), de l'Île-du-Prince-Édouard (*Environmental Protection Act, Used Oil Handling Regulation, 1992*) et de Terre-Neuve [*The Waste Material (Disposai) Act, Waste Oil Recycling Regulations, version préliminaire*] ont interdit l'utilisation d'huiles moteur usées pour la lutte contre les poussières (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992; British Columbia Ministry of the Environment, 1993; Newfoundland Department of Environment and Lands, 1993; Prince Edward Island Department of the Environment, 1993; Nova Scotia Department of the Environment, 1993; ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1993; Saskatchewan Department of Environment and Public Safety, 1993; ministère de l'Environnement du Québec, 1993). En 1990, on estimait à $6,8 \times 10^6$ L/a la quantité d'huiles moteur usées du secteur automobile utilisée pour la lutte contre les poussières dans les provinces et territoires où s'effectue l'épandage d'huile sur les routes (figure 1) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Mise en décharge. L'enfouissement des huiles moteur usées est une pratique courante chez les particuliers («bricoleurs») qui font leur propre vidange d'huile (ICPP, 1990; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Les huiles moteur usées sont souvent jetées avec d'autres ordures ménagères, lesquelles aboutissent finalement dans les décharges municipales. L'élimination des déchets liquides dans les décharges est généralement interdite; toutefois, les quantités individuelles d'huiles moteur usées éliminées dans des décharges sont faibles et passent généralement inaperçues (CCME, 1989a, b; ICPP, 1990; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). En 1990, on évaluait à $16,5 \times 10^6$ L/a la quantité d'huiles moteur usées provenant du secteur automobile et éliminée dans des décharges municipales au Canada (figure 1) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Élimination au sol. L'élimination directe d'huiles moteur usées au sol est également pratiquée par les «bricoleurs» (Gottlieb, 1981; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). En milieu urbain, les arrière-cours et les ruelles sont des sites fréquents d'élimination alors qu'en milieu rural, il s'agit souvent de petites fosses, de champs et de fossés (CCME, 1989b). Les ateliers de réparation de véhicules tout-terrain déversent également des huiles moteur usées sur le sol, dans des endroits désignés de leur propriété (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1993). En 1990, on signalait que

les «bricoleurs» et les ateliers de réparation de véhicules tout-terrain avaient rejeté respectivement environ $0,2 \times 10^6$ L et $6,2 \times 10^6$ L d'huiles moteur usées directement à la surface du sol au Canada (figure 1) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Égouts. Une forte proportion des huiles moteur usées provenant du secteur automobile et éliminées par les «bricoleurs» aboutit dans les réseaux d'égouts (Tanacredi, 1977; Gottlieb, 1981; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Les huiles moteur usées déversées dans un égout séparatif ou un égout unitaire seront fort probablement traitées dans une station de traitement des eaux usées. Par contre, les huiles moteur usées jetées dans un réseau collecteur des eaux pluviales seront vraisemblablement transportées directement dans les eaux de surface sans aucun traitement (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Les villes canadiennes sont équipées de diverses combinaisons de réseaux de drainage des eaux pluviales, notamment des égouts unitaires et des égouts séparatifs, des égouts pluviaux ainsi que des fossés ouverts pour l'évacuation des eaux pluviales (Marsalek et Ng, 1989). La présence d'huiles moteur usées et de sels de métaux peut perturber le fonctionnement d'une station de traitement des eaux usées (Mueller Associates Inc., 1987, 1989). Des hydrocarbures pétroliers ont été décelés dans plusieurs effluents de stations de traitement des eaux usées et dans leurs eaux réceptrices (Farrington et Quinn, 1973; Tanacredi, 1977). En 1990, on évaluait à $4,0 \times 10^6$ L la quantité d'huiles moteur usées déversée dans les égouts au Canada (figure 1) (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

La charge d'huiles moteur usées ou leurs composantes peut également s'introduire indirectement dans les réseaux d'égouts à cause du ruissellement de l'eau après l'épandage d'huiles moteur usées pour lutter contre les poussières, de l'élimination au sol d'huiles moteur usées, de l'asphaltage des routes avec de l'asphalte contenant des huiles moteur usées, de l'utilisation de ces huiles comme combustible, de la lixiviation des décharges contrôlées et du ruissellement des aéroports (Weinstein, 1974; Hunter *et al.*, 1979; pour des révisions, voir Surprenant *et al.*, 1983; Mueller Associates Inc., 1987, 1989; Vazquez-Duhalt, 1989).

Déversements. Comme pour d'autres produits pétroliers, il peut se produire des déversements accidentels lors du stockage et du transport d'huiles moteur usées (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Environnement Canada (1993c) a signalé 35 déversements accidentels d'huiles moteur usées entre 1981 et 1992. Les quantités d'huiles moteur usées déversées variaient de moins de 1 à 2 273 L. La quantité totale d'huiles moteur usées déversée au cours de cette période ne pouvait pas être évaluée en raison du nombre de déversements dont on ne connaissait pas les quantités exactes (14/35). Pour les autres déversements (21/35), la quantité totale d'huiles moteur usées déversée était d'environ 8 100 L. Les déversements d'huiles moteur usées sont mineurs, comparativement aux autres déversements de produits pétroliers étant donné que les huiles moteur usées sont stockées et transportées dans de petits barils et de petits camions-citernes. De plus, ces déversements se produisent sur les routes et les huiles peuvent donc être récupérées ultérieurement (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

2.3 Informations sur l'exposition

2.3.1 Devenir

Le devenir des huiles moteur usées dans l'environnement dépend en grande partie de la façon dont ces huiles pénètrent dans l'environnement. Étant donné la complexité des réactions et la diversité des substances en cause, le devenir des huiles moteur usées et des groupes connexes de substances dans les huiles moteur usées (p. ex., métaux, HAP) est traité en termes généraux pour chaque scénario.

Régénération. On connaît très peu de choses au sujet de la composition et, par conséquent, du devenir des émissions atmosphériques, des effluents liquides et des déchets solides produits par la régénération des huiles moteur usées au Canada ou ailleurs (Mueller Associates Inc., 1987, 1989).

Booth *et al.* (1983) supposent que des hydrocarbures sont vraisemblablement émis dans l'air, bien qu'aucune donnée sur la surveillance au Canada n'ait confirmé cette hypothèse. Si des hydrocarbures sont émis, ils sont vraisemblablement transportés avec des matières particulaires dans l'air et déposés à la surface de la terre et de l'eau (Stephens *et al.*, 1981; Manahan, 1991). Dans l'air, les hydrocarbures sont sujets à la photo-oxydation. Après leur dépôt, ils peuvent subir une biodégradation, une photodégradation, une adsorption sur matières particulaires, se solubiliser dans l'eau et être transportés par le ruissellement des eaux pluviales (L.S. Love and Associates Canada Ltd., 1978, 1979; Stephens *et al.*, 1981; Surprenant *et al.*, 1983; Payne et Phillips, 1985; Manahan, 1991; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Comme pour les émissions atmosphériques, on connaît très peu de choses au sujet de la composition des effluents liquides provenant de la régénération des huiles moteur usées. Les huiles moteur usées et leurs composantes rejetées avec les effluents liquides forment d'abord un film liquide qui peut se solubiliser et se fixer par sorption aux matières particulaires. Les composantes adsorbées sur des matières particulaires peuvent ensuite être transportées dans les sédiments de fond (Hansen, 1975; Surprenant *et al.*, 1983; Payne et Phillips, 1985). Les hydrocarbures peuvent également se biodégrader, se photodégrader et se volatiliser (Atlas, 1981; Stephens *et al.*, 1981; Surprenant *et al.*, 1983; Payne et Phillips, 1985; Leahy et Colwell, 1990). (Pour de plus amples détails, voir plus loin le texte sur les égouts et sur les déversements dans la présente division.)

Le devenir des huiles moteur usées dans les déchets solides éliminés au sol ou dans des décharges dépend de la quantité d'huiles moteur usées adsorbée sur des matières solides, de la lixiviation par les eaux de ruissellement qui percolent à travers les résidus ou le sol, de la biodégradation et de la migration dans les eaux souterraines (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). (Pour plus de détails, voir plus loin le texte sur la mise en décharge et l'élimination au sol dans la présente division.)

Combustible. La quantité de matières particulaires, de métaux, de substances organiques, de dioxyde de soufre, d'oxydes d'azote et d'acides halogéniques émis dans l'atmosphère varie selon la composition de l'alimentation (c.-à-d. huiles moteur usées ou autres huiles usagées) et du type de système de combustion. Des brûlages d'essai effectués dans les systèmes de combustion, comme les chaudières commerciales, ont

indiqué que 20 à 100% du plomb et du zinc provenant de l'alimentation originale d'huiles sont émis dans l'atmosphère à partir de la cheminée, principalement en association avec des émissions particulières (Broeker et Gliwa, 1979; Hall *et al.*, 1983; Surprenant *et al.*, 1983; Mueller Associates Inc., 1987, 1989; Vazquez-Duhalt, 1989). Une importante quantité des métaux émis (56 à 73% dans le cas du zinc et 76 à 90% dans le cas du plomb) est associée à des matières particulières de taille infinitésimale ($< 2 \mu\text{m}$) (Chansky *et al.*, 1974; Fennelly *et al.*, 1984). Les métaux et les composés organiques émis dans l'atmosphère sont transportés par les vents et finissent par se déposer par voie sèche ou humide sur les sols et les eaux (Stephens *et al.*, 1981; Manahan, 1991).

Contrairement aux métaux, la plupart des composés organiques (99,4 à $> 99,99\%$) présents dans les huiles moteur usées sont détruits lors de la combustion dans des chaudières commerciales (Fennelly *et al.*, 1984). Dans certaines conditions cependant, on peut relever la présence de composés de dibenzofuranes polychlorés et de dibenzodioxines polychlorées formés pendant la combustion d'huiles moteur usées (Fennelly *et al.*, 1984). En ce qui a trait à plusieurs HAP qui pourraient être émis par les cheminées, notamment le naphthalène, l'acénaphène, l'anthracène, le fluorène, le benzo[*def*]chrysène, le phénanthrène et le pyrène, la demi-vie relative au processus de photodégradation varie de 0,37 h à 550 j, d'après des essais individuels effectués en laboratoire (Environnement Canada, 1993d). Les mélanges de HAP et de HAP liés à des particules sont plus résistants à la photodégradation, particulièrement en présence d'autres composés organiques (Gubergrits *et al.*, 1972; Pitts, 1979; van Cauwenberghe *et al.*, 1979; Korfmacher *et al.*, 1980a, b). Il y a peu de données sur le devenir des substances inorganiques non métalliques comme le soufre, l'azote, le phosphore et les halogènes émis dans l'atmosphère à la suite de la combustion d'huiles moteur usées.

L'élimination inconsidérée de résidus imbrûlés (cendres) contaminés par des métaux et des HAP, provenant de la combustion d'huiles moteur usées, pourrait entraîner d'importants rejets de ces composés dans l'environnement (Williams, 1977; Rail *et al.*, 1983; Surprenant *et al.*, 1983). Il n'y a cependant aucune information sur l'élimination ou le devenir éventuel de cendres contaminées.

Lutte contre les poussières. Les composantes d'huiles moteur usées épandues à la surface des routes pénètrent dans le milieu environnant par volatilisation dans l'air; par le transport des poussières par le vent et le transfert subséquent sur les sols et les eaux; par ruissellement sur les sols ainsi que dans les fossés de drainage adjacents et finalement dans les cours d'eau locaux (L.S. Love and Associates Canada Ltd., 1978, 1979; Stephens *et al.*, 1981; Surprenant *et al.*, 1983).

Les composés associés à la poussière transportée par le vent (p. ex., les métaux et les hydrocarbures) peuvent se solubiliser dans l'eau ou les eaux de ruissellement superficielles à la suite de leur dépôt sur les sols et les eaux (Stephens *et al.*, 1981). Ces composés sont photodégradés et biodégradés durant ou après le transport des huiles moteur usées et de leurs composantes vers les cours d'eau locaux. (Pour de plus amples détails, voir plus loin le texte sur les déversements dans la présente division.)

Freestone (1972) ainsi que Surprenant *et al.* (1983) ont observé que 10 à 12% des huiles épandues à la surface des routes étaient perdus par volatilisation au cours

des 15 à 30 jours suivant l'épandage. Les HAP de faible poids moléculaire et les composés volatils, comme les monoaromatiques et divers alkyles halogénés, constituent la plus grosse fraction des huiles moteur usées perdues par volatilisation (Stephens *et al.*, 1981; Metzler et Jarvis, 1985).

La quantité d'huiles moteur usées perdue par ruissellement est variable et se situe, selon les estimations, entre 3 et 5% (Surprenant *et al.*, 1983) et 20% ou plus (Freestone, 1972; L.S. Love and Associates Canada Ltd., 1978, 1979). En général, on prévoit des taux élevés de ruissellement lorsque les routes sont faites de matériaux non poreux comme l'argile (Bell, 1976; Rudolph, 1980), que les routes sont en mauvais état (Stephens *et al.*, 1981) et après de fortes averses (Freestone, 1972; L.S. Love and Associates Canada Ltd., 1978, 1979). Les composés décelés dans le ruissellement des huiles moteur usées comprennent des métaux, comme le zinc, l'aluminium, le sodium et le calcium, et des composés organiques tels que le phénol et le chlorophénol (Surprenant *et al.*, 1983). Les composés présents dans le ruissellement des huiles moteur usées peuvent être dans la fraction hydrosoluble ou être adsorbés sur des matières particulaires contenues dans les eaux de ruissellement (Metzler et Jarvis, 1985).

La partie des huiles moteur usées retenue dans la couche superficielle de la route peut être délogée par adhésion aux véhicules et par dégradation chimique et biologique (Freestone, 1972; Raymond *et al.*, 1976; Rudolph, 1980; Surprenant *et al.*, 1983; Mueller Associates Inc., 1987, 1989).

Mise en décharge et élimination au sol. En général, le devenir des huiles moteur usées déposées à la surface du sol (p. ex., dans les arrière-cours, les ruelles, les fosses, les champs et les chenaux de drainage) ou dans des décharges dépend de la quantité d'huiles moteur usées adsorbée sur des solides, du lessivage par les eaux de ruissellement qui percolent à travers les déchets ou le sol et de la biodégradation (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Une phase liquide distincte peut se produire lorsque d'importantes quantités d'huiles moteur usées sont déposées à la surface du sol ou dans des décharges (Villaume, 1985). Le cas échéant, le devenir des huiles moteur usées serait semblable à celui des huiles moteur usées qui sont déversées accidentellement au sol. (Pour de plus amples détails, voir plus loin le texte sur les déversements dans la présente division.)

Les huiles moteur usées éliminées en même temps que d'importantes quantités de matières organiques devraient demeurer avec les déchets dans la décharge contrôlée en raison de l'adsorption de leurs composantes sur la cellulose, l'hémicellulose et d'autres matières organiques (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). La situation devrait être semblable dans le cas des huiles moteur usées éliminées dans un sol à teneur élevée en matière organique (Raymond *et al.*, 1976). Par contre, dans les lieux où il y a peu de matières adsorbantes et de sols perméables, les probabilités de migration des composantes des huiles moteur usées dans les eaux souterraines seront plus élevées, et plus particulièrement dans le cas des composantes et des produits de dégradation hydrosolubles (Raymond *et al.*, 1976).

Les études sur le terrain ont indiqué que 55 à 82% des hydrocarbures contenus dans les huiles moteur usées provenant des automobiles et 23 à 53% de ceux provenant des camions diesel sont biodégradés dans des sols de diverses compositions

sur une période d'une année suivant un seul épandage (Raymond *et al.*, 1976). Après environ 300 jours, jusqu'à 60% des huiles moteur usées épandues sur des sols canadiens étaient biodégradées (c.-à-d. en poids) (Parker *et al.*, 1983). De même, la demi-vie de boues huileuses vieilles épandues sur des parcelles expérimentales s'échelonnait entre 270 et 410 jours (Loehr *et al.*, 1992). En général, la demi-vie des alcanes (C₁₂-C₂₆), des naphthalènes alkylés et autres aromatiques était inférieure à 30 jours. Cependant, 20 à 25% des boues épandues (en général, des substances chimiques de poids moléculaire élevé) prenaient beaucoup de temps à se dégrader et avaient tendance à s'accumuler dans le sol (Loehr *et al.*, 1992). La vitesse de la biodégradation augmentait vraisemblablement dans les sols qui avaient reçu des applications précédentes d'huiles moteur usées en raison de l'acclimatement des microorganismes (Neal *et al.*, 1977; Elsavage et Sexstone, 1989). En général, la biodégradabilité se faisant dans l'ordre suivant : *n*-alcanes > alcanes ramifiés > aromatiques à faible poids moléculaire > cycloalcanes (Atlas, 1981; CDM, 1986; Leahy et Colwell, 1990).

Égouts. Les huiles moteur usées éliminées dans les eaux usées commencent par former un film à la surface (Hansen, 1975). Les études en laboratoire indiquent que les composés organiques volatils, les composés organiques semi-volatils et les métaux passent de la phase huileuse à la phase aqueuse dans les égouts (Surprenant *et al.*, 1983). En phase aqueuse, les métaux comme le zinc, le cuivre et le cadmium se trouvent sous forme dissoute, tandis que la plupart des hydrocarbures sont associés à la matière particulaire (Hunter *et al.*, 1979).

Les métaux et les composés organiques peuvent être récupérés par les stations de traitement des eaux usées. L'efficacité de leur récupération dépend du type de composé et du procédé de traitement utilisé (Monteith, 1987).

Déversements. Les processus d'altération causent un certain nombre de changements physiques et chimiques du film superficiel initial formé à la surface de l'eau à la suite d'un déversement d'huiles moteur usées (Hansen, 1975; Payne et Phillips, 1985). Les composés organiques dont la tension de vapeur est élevée (p. ex., le toluène, le benzène) se volatilisent dans l'atmosphère tandis que les composés semi-volatils (p. ex., le benzo[*def*]chrysène, le naphthalène) et les métaux se répartissent entre les phases eau et sédiment (Surprenant *et al.*, 1983). Les autres processus d'altération comprennent le coulage, l'émulsification, l'agglomération, la photodégradation et la biodégradation (Payne et Phillips, 1985). En laboratoire, des acides aromatiques, des esters de méthyle, des polyphénols et des peroxydes ont été décelés comme produits de la photodégradation et de la biodégradation d'huiles moteur usées et d'autres produits pétroliers apparentés (Ransen, 1975; Larson *et al.*, 1979; Payne et Phillips, 1985; Vazquez-Duhalt et Greppin, 1986; Literathy *et al.*, 1989). Ces composés ont une solubilité accrue dans l'eau et, par conséquent, ils passent du film de surface à la colonne d'eau (Literathy *et al.*, 1989) où ils agissent comme cosolvants ou agents tensioactifs qui stabilisent les émulsions huile dans l'eau sous la surface (Ransen, 1975; Bobra, 1992). La biodégradation entraîne également la libération de métaux contenus dans les huiles moteur usées et qui sont ensuite transférés dans la phase eau (Vazquez-Duhalt et Greppin, 1986). La vitesse de la biodégradation des hydrocarbures de pétrole varie selon l'hydrocarbure considéré et les conditions environnementales dominantes. On a observé des demi-vies d'environ 6 à 7 jours pour les *n*-alcanes comptant 24 atomes de carbone ou moins, 11 à 12 jours pour les *n*-alcanes comptant

25 à 29 atomes de carbone et plus de 12 jours pour les *n*-alcanes avec plus de 30 atomes de carbone (Literathy *et al.*, 1989).

Les huiles moteur usées déversées sur le sol migrent en profondeur par gravité et peuvent atteindre les eaux souterraines et se répandre latéralement sous l'action des forces capillaires et à cause de l'hétérogénéité du sol (Villaume, 1985; CDM, 1986). Les fractions plus hydrosolubles et de poids moléculaire inférieur ont tendance à migrer plus rapidement que les fractions moins solubles de poids moléculaire supérieur (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Les concentrations des composantes d'huiles moteur usées diminuent dans le sol et les eaux souterraines en fonction de la distance de la source de déversement en raison de l'adsorption sur le sol, de la biodégradation et de la dilution (Barker *et al.*, 1986; 1988a; Barker, 1987).

2.3.2 Concentrations

Régénération. On connaît très peu de choses au sujet de la composition des émissions atmosphériques provenant des usines de régénération au Canada ou ailleurs. Les émissions d'une usine de régénération à Buffalo (New York), évaluées à partir d'un modèle, ont indiqué que les concentrations d'hydrocarbures varient de 4,87 à 10,56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ selon les conditions atmosphériques, à une distance de 150 m en aval de la source (Booth *et al.*, 1983). À une distance d'un peu plus de 5 km en aval de la source, les estimations des concentrations d'hydrocarbures variaient de 0,016 à 0,185 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La composition des effluents résiduels d'eaux usées provenant des usines de régénération dépend du type de procédé de régénération, du type d'huiles usagées (p. ex., huiles moteur usées par rapport à d'autres types d'huiles usagées) et du type de traitement des eaux usées. Ces effluents peuvent contenir des métaux-traces, des phénols dissous, des solvants chlorés, des HAP et d'autres composés organiques, ainsi que des huiles en suspension ou émulsifiées (EPA, 1974; Franklin Associates Ltd., 1985; Surprenant *et al.*, 1983). Une étude de la surveillance des effluents résiduels d'eaux usées provenant d'une usine de régénération des huiles usagées aux États-Unis (emplacement non précisé) a établi que la concentration moyenne des métaux variait de 0,34 mg/L pour le cadmium à 271 mg/L pour le plomb (Franklin Associates Ltd., 1985). Les autres métaux décelés dans les eaux usées étaient l'arsenic (3,4 mg/L), le chrome (10 mg/L), le baryum (80 mg/L) et le zinc (250 mg/L). Dans le cas des composés organiques, les concentrations moyennes variaient entre des valeurs inférieures à la limite de détection (LD) (c.-à-d. 0,02 mg/L) pour le benz[*a*]anthracène et le benzo[*def*]chrysène et 1 306 mg/L pour le toluène. Les autres composés organiques décelés dans les eaux usées étaient le naphthalène (283 mg/L), le benzène (364 mg/L) et plusieurs solvants chlorés (309 à 666 mg/L). Les données sur la surveillance des effluents provenant d'autres usines de régénération ou de leurs eaux réceptrices ne sont pas disponibles.

Les concentrations de métaux et de composés organiques dans les déchets solides provenant des usines de régénération varient selon le type de boue ou d'argile épuisée et selon le procédé de traitement. Par exemple, la concentration moyenne de zinc dans les déchets solides d'une usine de régénération aux États-Unis (emplacement non précisé) était de 230 $\mu\text{g}/\text{g}$ dans l'argile épuisée, 568 $\mu\text{g}/\text{g}$ dans les boues décantées, 1 361 $\mu\text{g}/\text{g}$ dans les résidus de distillation et 2 100 $\mu\text{g}/\text{g}$ dans les boues

acides (poids humide ou poids sec non précisé) (Franklin Associates Ltd., 1985; Weinstein *et al.*, 1982). Il n'y avait aucune information sur les concentrations de métaux et de composés organiques dans les endroits où les déchets solides des usines de régénération étaient éliminés.

Combustible. De nombreux facteurs influent sur les concentrations de métaux et de composés organiques dans les émissions provenant des systèmes de combustion où l'on utilise des huiles moteur usées ou d'autres huiles usagées comme combustible. Ces facteurs comprennent la composition des huiles usagées, la conception et le fonctionnement du système de combustion et sa taille [déterminée par la consommation d'énergie thermique en gigajoules par heure (GJ/h)] (Surprenant *et al.*, 1983; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Le brûleur à vaporisation et le brûleur à pulvérisation par air sont deux modèles courants d'appareils de chauffage alimentés aux huiles usagées (Rail *et al.*, 1983). La surveillance des émissions de cheminées aux États-Unis a révélé que le brûleur à vaporisation (0,13 à 0,26 GJ/h) retient les métaux dans les résidus du pot, tandis que le brûleur à pulvérisation par air (0,26 GJ/h) émet la majeure partie des métaux dans les gaz de carneau évacués par la cheminée (Hall *et al.*, 1983; Surprenant *et al.*, 1983). Par contre, les concentrations de composés organiques sont supérieures dans les émissions de cheminées provenant des brûleurs à vaporisation. Des études de surveillance ont également indiqué que les chaudières commerciales (supérieures à 26 GJ/h) émettent des teneurs plus basses en composantes d'huiles moteur usées que les petites chaudières, et plus particulièrement les appareils de chauffage (environ 0,26 GJ/h) étant donné que les opérateurs de grosses chaudières effectuent généralement un prétraitement des huiles moteur usées et assurent de meilleures conditions de fonctionnement pour minimiser les émissions (Surprenant *et al.*, 1983; Fennelly *et al.*, 1984).

Les résultats d'une étude de surveillance des émissions provenant d'une chaudière commerciale (21 GJ/h) et de deux appareils de chauffage individuels utilisant un brûleur à vaporisation (0,26 GJ/h) et un brûleur à pulvérisation par air (0,26 GJ/h) aux États-Unis sont présentés à la figure 2a) (Surprenant *et al.*, 1983). Dans cette étude, la concentration moyenne mesurée de zinc dans la cheminée était de 0,04 mg/m³ pour le brûleur à vaporisation, de 55,7 mg/m³ pour le brûleur à pulvérisation par air et de 34,8 mg/m³ pour la chaudière commerciale [figure 2a)]. On a observé une tendance semblable dans le cas des autres métaux échantillonnés. Les résultats d'une étude de surveillance des émissions de cheminées de six brûleurs (0,07 à 0,17 GJ/h) situées dans les Territoires du Nord-Ouest sont présentés à la figure 2b) (British Columbia Research Corporation, 1990).

Aucune donnée de surveillance n'est disponible au Canada ou ailleurs pour les zones situées en aval des cheminées dans lesquelles des huiles moteur usées étaient utilisées comme combustible. Un modèle SCREEN (phase 1) de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis a servi à évaluer sur 24 h les concentrations moyennes des métaux dans l'air ambiant émises par une chaudière commerciale (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992). Le modèle supposait le scénario du pire cas (c.-à-d. 100% des métaux contenus dans les huiles moteur usées étaient émis dans les gaz de carneau, sans système antipollution). Les figures 2c) et 2d) présentent respectivement les résultats obtenus avec des cheminées de deux hauteurs différentes

(6,1 et 11,4 m). Les concentrations estimatives des métaux dans l'air variaient de 0,001 mg/m³ pour le cuivre à 110 m de la grande cheminée à 0,251 mg/m³ pour le zinc à 18 m de la petite cheminée (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

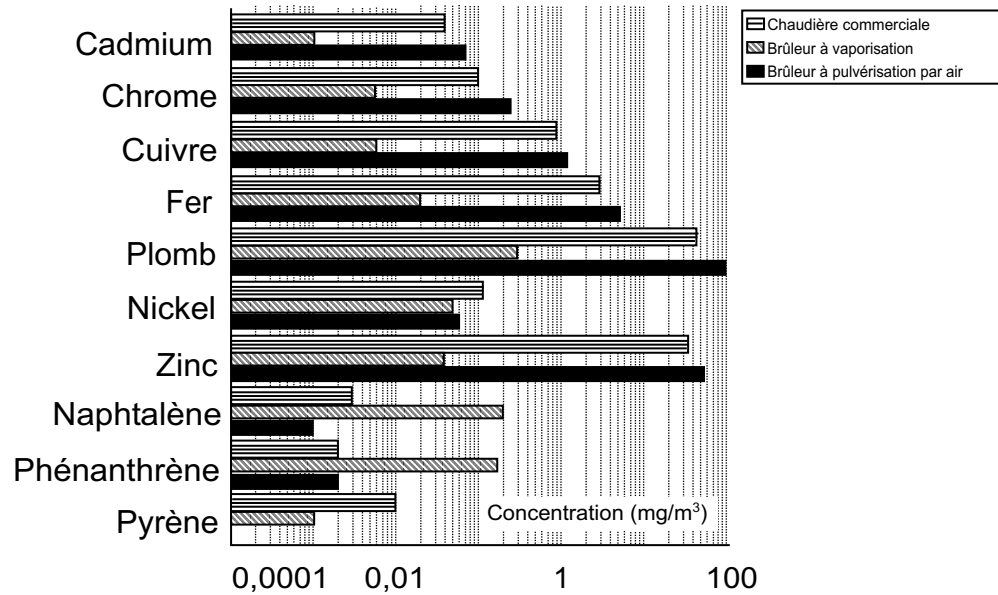
Outre les métaux et les composés organiques, la combustion d'huiles moteur usées produit de grandes quantités de gaz comme du monoxyde de carbone, du dioxyde de soufre, des oxydes de diazote et du chlorure d'hydrogène (Hall *et al.*, 1983; Vazquez-Duhalt, 1989). La surveillance des émissions de cheminées de six brûleurs dans les Territoires du Nord-Ouest (0,07 à 0,17 GJ/h) a indiqué que les concentrations moyennes de ces gaz étaient de 521 mg/m³ pour le dioxyde de soufre, de 117 mg/m³ pour les oxydes de diazote et de 12,5 mg/m pour le chlorure d'hydrogène (British Columbia Research Corporation, 1990). On a observé des concentrations beaucoup plus élevées dans les émissions de cheminées de gros brûleurs, (0,13 à 0,26 GJ/h) aux États-Unis. Par exemple, la concentration moyenne du dioxyde de soufre dans les gaz de carneau évacués par les cheminées et provenant d'un brûleur à pulvérisation par air alimenté aux huiles moteur usées de camions était de $3,3 \times 10^5$ mg/m³ (Hall *et al.*, 1983).

On a décelé des métaux et des HAP dans les cendres des brûleurs, particulièrement dans celles des brûleurs à vaporisation. La surveillance des cendres provenant de six brûleurs dans les Territoires du Nord-Ouest (0,07 à 0,17 GJ/h) a indiqué des concentrations moyennes de métaux de 4,3% pour le magnésium, 3,8% pour le zinc, 0,73% pour le plomb, 0,31% pour le manganèse et 0,24% pour le cuivre (British Columbia Research Corporation, 1990). Des HAP ont été décelés à l'état de traces dans les échantillons de cendres (<0,4 µg/g, poids sec). Aucune donnée n'existe au Canada ou ailleurs sur la surveillance des composantes des huiles moteur usées dans l'environnement à la suite de l'élimination des cendres.

Lutte contre les poussières. Une étude de simulation en laboratoire des composantes d'huiles moteur usées dans les eaux de ruissellement d'une route traitée avec des huiles moteur usées a démontré que les teneurs en métaux (ajustées en fonction du ruissellement d'une surface non traitée) [cf. figure 3a)] variaient entre des valeurs inférieures à la limite de détection pour l'arsenic (LD = 0,03 mg/L), le plomb (LD = 0,02 mg/L) et le nickel (LD = 0,005 mg/L) et 1,0 mg/L pour l'aluminium (Surprenant *et al.*, 1983). La même étude estimait que les concentrations ajustées des composés organiques variaient entre des valeurs inférieures à la limite de détection (LD = 0,01 mg/L) pour plusieurs HAP et 0,6 mg/L pour le phénol [figure 3a)].

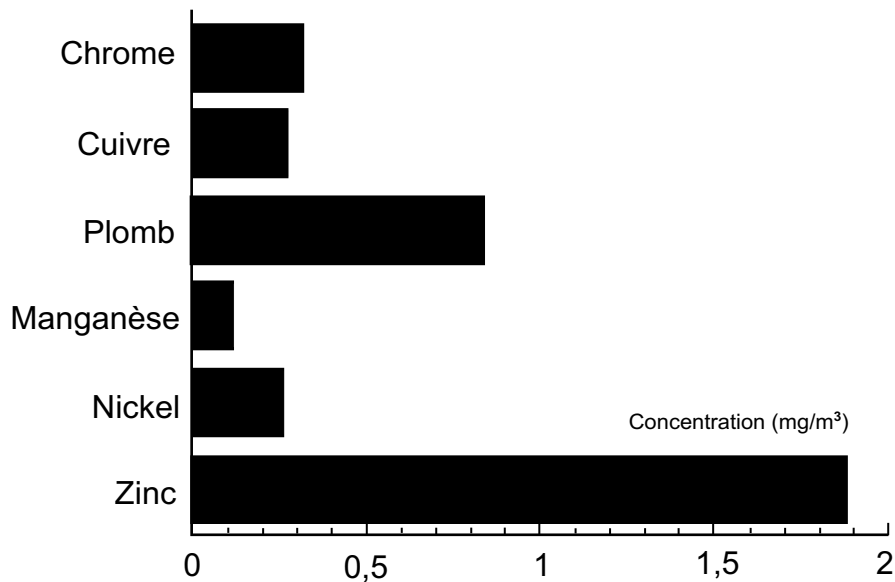
Une étude ontarienne faite sur une route traitée avec des huiles usagées a montré que la concentration de la fraction hydrosoluble (FHS) (dans cette étude, la FHS était mesurée seulement afin de déterminer la teneur en hydrocarbures hydrosolubles) dans un cours d'eau voisin était passée de 23 mg FHS/L d'eau avant l'épandage à 60 mg FHS/L d'eau une semaine après l'épandage (L.S. Love and Associates Canada Ltd., 1978). Trois mois après l'épandage des huiles usagées, on a relevé une concentration de 350 mg FHS/L dans les eaux de ruissellement provenant de la route. Dans une étude de suivi, L.S. Love and Associates Canada Ltd. (1979) ont observé que la concentration de la FHS dans un cours d'eau voisin était passée de 24 mg FHS/L avant l'épandage à 50 mg FHS/L dans les échantillons en amont, et de 17 mg FHS/L avant l'épandage à 63 mg FHS/L dans les échantillons prélevés en aval,

a) Concentrations atmosphériques dans les émissions de cheminées aux États-unis



Concentrations moyennes mesurées de métaux et de substances chimiques organiques dans les gaz de carneau des cheminées d'une chaudière commerciale (21 GJ/h), d'un brûleur à vaporisation (0,26 GJ/h) et d'un brûleur à pulvérisation par air (0,26 GJ/h) alimentés aux huiles moteur usées, aux États-Unis (Surprenant et al., 1983).

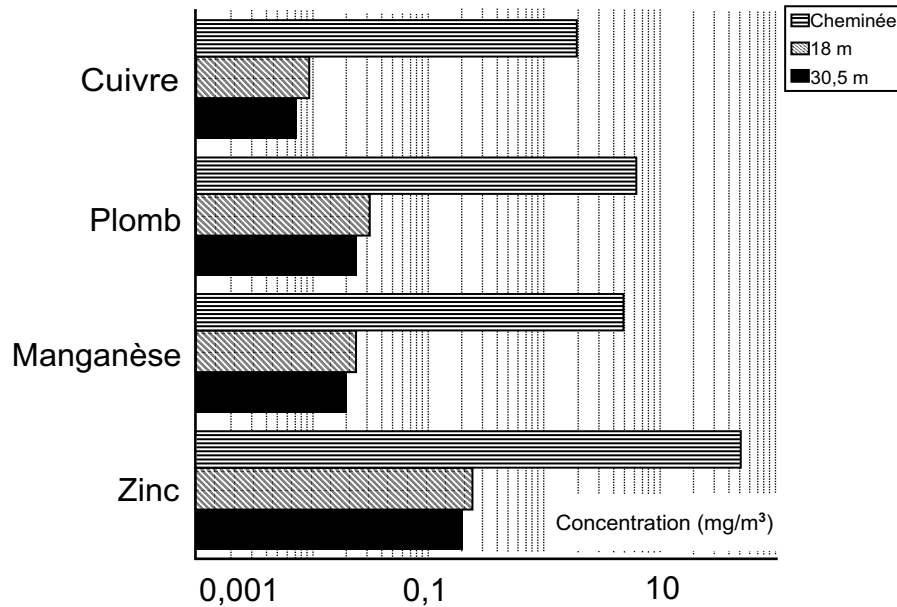
b) Concentrations atmosphériques dans les émissions de cheminées au Canada



Concentrations moyennes mesurées de métaux dans les gaz de carneau de six brûleurs (0,07 à 0,17 GJ/h) alimentés aux huiles usagées, dans les Territoires du Nord-Ouest (British Columbia Research Corporation, 1990).

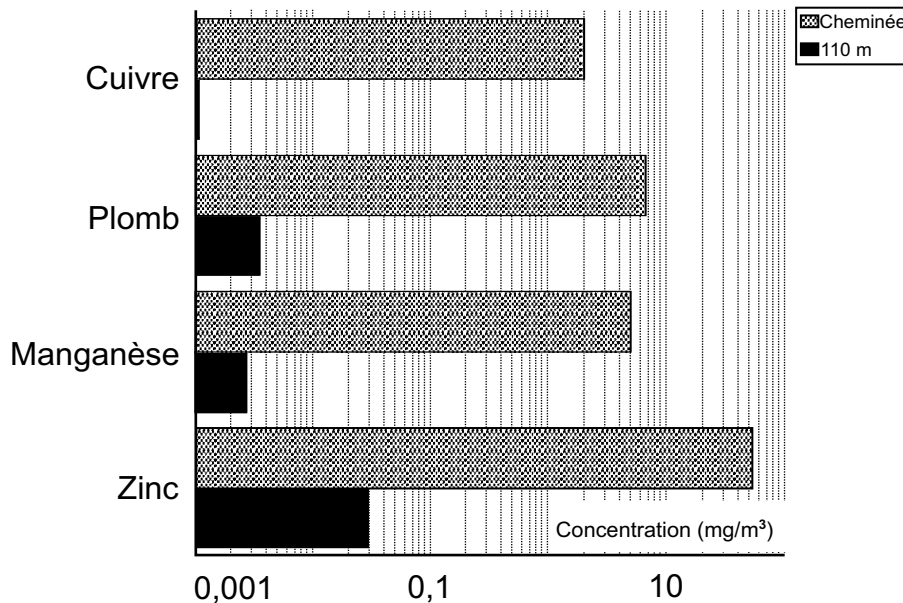
Figure 2 Concentrations de contaminants atmosphériques dans les émissions de cheminées et concentrations en aval provenant des systèmes de combustion alimentés aux huiles moteur usées

c) Concentrations atmosphériques en aval d'une cheminée de 6,1 m



Concentrations atmosphériques estimatives de métaux dans les cheminées d'une chaudière commerciale (4 GJ/h), à 18 m, puis à 30,5 m en aval d'une cheminée de 6,1 m de haut (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

d) Concentrations atmosphériques en aval d'une cheminée de 11,4 m



Concentrations atmosphériques estimatives de métaux dans la cheminée d'un brûleur commercial (4 GJ/h), puis à 110 m d'une cheminée de 11,4 m de haut (CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992)

Figure 2 Concentrations de contaminants atmosphériques dans les émissions de cheminées et concentrations en aval provenant des systèmes de combustion alimentés aux huiles moteur usées (suite)

un mois après l'épandage. La concentration du plomb dans les eaux de ruissellement provenant de la route était de 0,06 mg/L environ deux mois après l'épandage d'huiles moteur usées. De même, on a décelé une concentration de plomb de 0,1 mg/L dans un cours d'eau situé à environ 500 m de la route, quatre mois après l'épandage (L.S. Love and Associates Canada Ltd., 1979). Après une période semblable, la concentration de substances extractibles dans l'hexane (c.-à-d. les composantes des huiles moteur usées solubles dans l'hexane) présentes dans le sol, où les eaux de ruissellement entraînent dans le champ, était supérieure (0,34 mg/g, poids sec) à la concentration observée dans un site témoin (0,15 mg/g, poids sec) (L.S. Love and Associates Canada Ltd., 1979).

Une étude de modélisation prévoyait que les concentrations des composantes d'huiles moteur usées dans les eaux de ruissellement et les cours d'eau avoisinants augmenteraient avec des quantités à la hausse d'eau de ruissellement [figure 3b)] (Metzler et Jarvis, 1985). Les composantes solubles des huiles moteur usées étaient présentes dans les eaux de ruissellement lorsque le débit était faible, tandis que lorsque le débit était élevé, on y trouvait à la fois des composés solubles et adsorbés. La figure 3b) présente les concentrations estimatives des composantes d'huiles moteur usées dans des conditions de ruissellement d'huiles de 5 et 25% (5 et 25% des huiles usagées épandues sont lessivés de la route) dans un cours d'eau voisin de routes légèrement et fortement huilées.

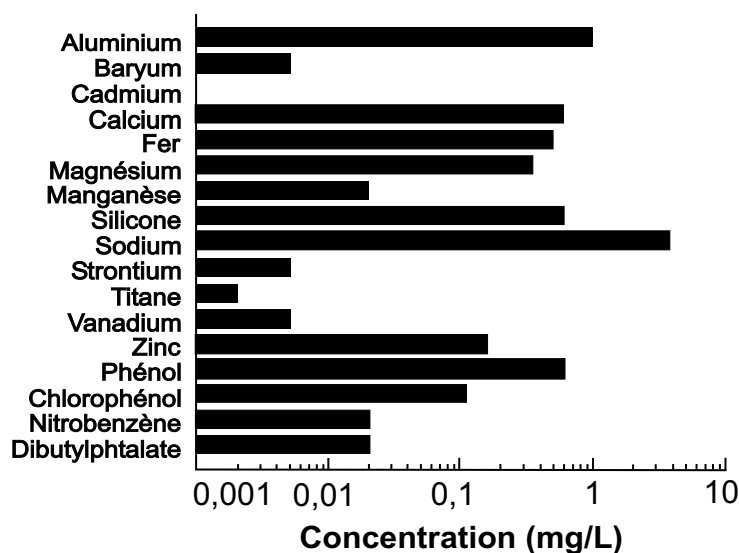
Dans des conditions du pire cas, l'évaporation des composantes des huiles moteur usées se produit par temps chaud et sec, immédiatement après l'épandage des huiles moteur usées sur une route. Metzler et Jarvis (1985) ont modélisé ces conditions sur 8 h pour calculer les concentrations atmosphériques de certains composés volatils au-dessus d'une route huilée [figure 3c)]. Les résultats ont indiqué que, pour le 90^e percentile², les concentrations atmosphériques se situaient entre 0,127 mg/m³ pour le xylène et 0,602 mg/m³ pour le toluène. Dans ces conditions, on prévoyait l'évaporation complète des composés volatils présentés à la figure 3c) dans les 8 h suivant l'épandage des huiles moteur usées sur la route.

Metzler et Jarvis (1985) ont également utilisé les conditions du pire cas (ruissellement minimal dû à l'absence de pluie, évaporation minimale due à des basses températures) pour évaluer les concentrations des composantes d'huiles moteur usées sur des particules de poussières atmosphériques après l'épandage d'huile sur une route. Les concentrations estimatives des métaux et des composés organiques sur des particules de poussières atmosphériques sont passablement faibles (les concentrations maximales étaient inférieures à 1 µg/m³ à 10 m de la route) pendant les 30 jours suivant l'épandage à fréquence faible et élevée d'huiles moteur usées [figure 3d)]. Aucune donnée de surveillance n'était disponible pour confirmer les concentrations évaluées par Metzler et Jarvis (1985).

Mise en décharge, élimination au sol, égouts et déversements. Il n'y a aucune information concernant les concentrations des composantes des huiles moteur usées dans les lixiviats ou dans le sol à la suite de la mise en décharge ou de l'élimination

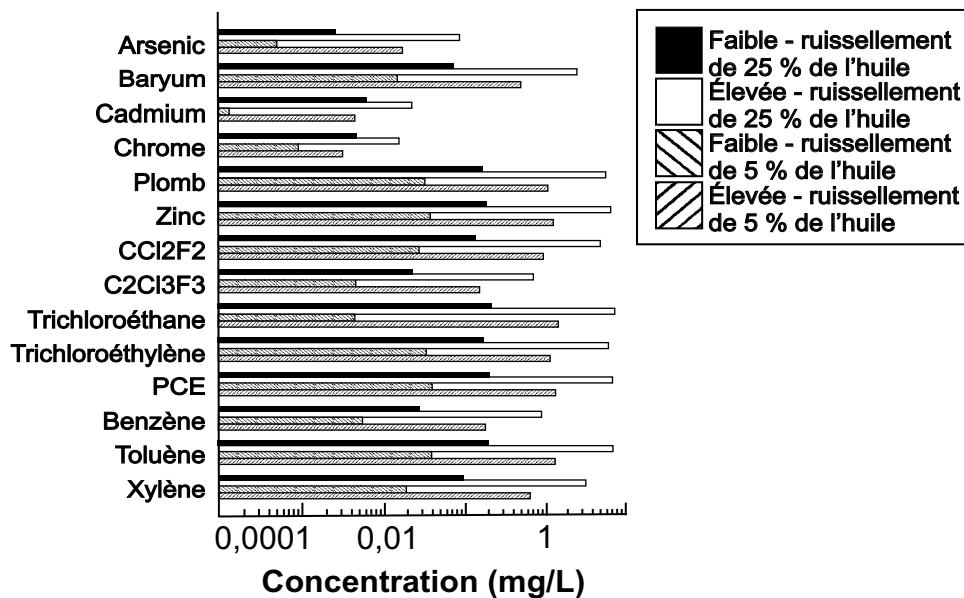
2 Quatre-vingt-dix pour cent des échantillons d'huile usagée avaient des concentrations estimatives de contaminants inférieures à la valeur donnée.

a) Concentrations dans le ruissellement des eaux pluviales



Concentrations mesurées de métaux et de composés organiques dans les eaux de ruissellement pluviales d'une route après l'épandage d'huiles moteur usées (les échantillons étaient ajustés en fonction de l'écoulement provenant des routes non huilées) (Surprenant et al., 1983).

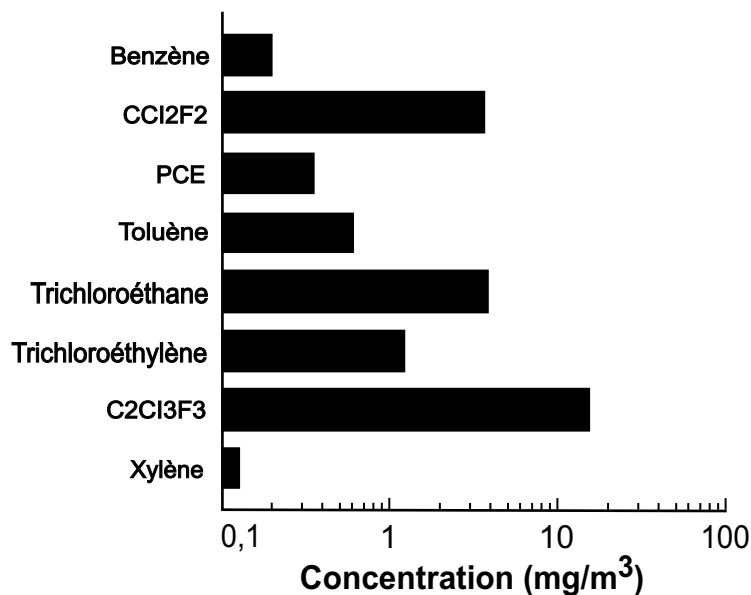
b) Concentrations dans un cours d'eau voisin d'une route huilée



Concentrations estimatives des composantes d'huiles moteur usées dans un cours d'eau adjacent à une route très huilée (élevées) et une route légèrement huilée (faibles) en supposant un ruissellement de 25 % des huiles (fortes pluies) et de 5 % des huiles (pluies modérées) (Metzler et Jarvis, 1985). Les abréviations sont : CCl₂F₂ = dichlorodifluorométhane, C₂Cl₃F₃ = trichlorotrifluoroéthane, PCE = tétrachloroéthylène, et BPC = biphényles polychlorés.

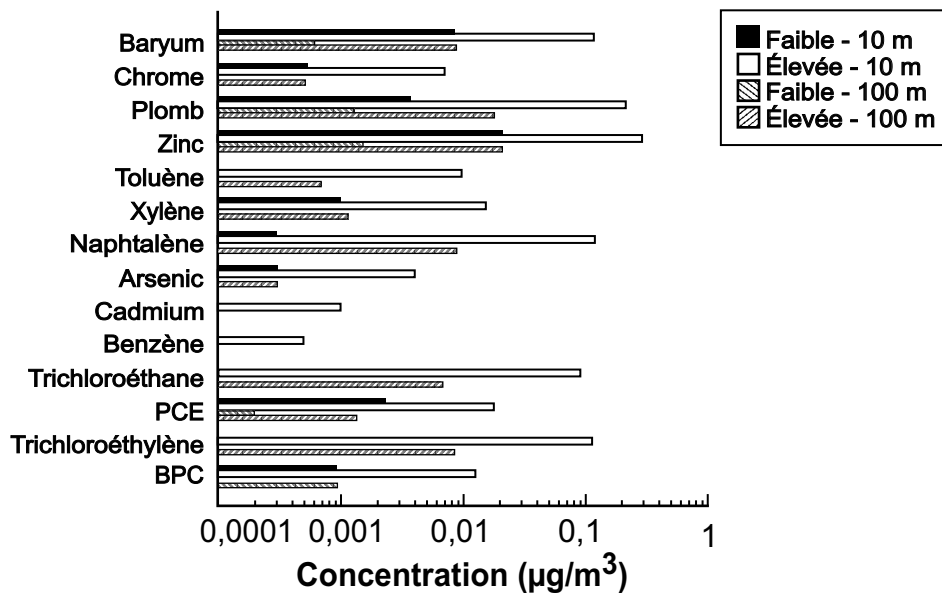
Figure 3 Concentrations de contaminants d'huiles moteur usées libérés dans le ruissellement et dans l'atmosphère après le traitement d'une route

c) Concentrations atmosphériques après 8 h



Concentrations atmosphériques estimatives sur 8 h (90^e percentile) pour certains composés volatils, au-dessus d'une route après l'épandage d'huile moteur usées (Metzler et Jarvis, 1985).

d) Concentrations dans l'air ambiant dues aux poussières



Concentrations atmosphériques moyennes estimatives sur 30 jours des métaux et des composés organiques en raison des poussières contaminées après l'épandage à fréquence faible et élevée d'huiles moteur usées (Metzler et Jarvis, 1985). Les estimations s'appliquent à des échantillons prélevés à 10 et 100 m d'une route très huilée (élevées) et d'une route légèrement huilée (faibles).

Figure 3 Concentrations de contaminants d'huiles moteur usées libérés dans le ruissellement et dans l'atmosphère après le traitement d'une route (suite)

au sol des huiles moteur usées. Plusieurs études ont démontré que divers composés, dont un grand nombre se trouvent dans les huiles moteur usées, sont présents dans les lixiviats de décharges et dans les eaux souterraines (Cherry, 1983; Reinhard *et al.*, 1984; Barker, 1987; Barker *et al.*, 1986, 1988a, b). Ces composés ne sont cependant pas uniques aux huiles moteur usées et, par conséquent, leur présence peut être attribuable à une variété de déchets domestiques et industriels. Une situation semblable existe dans le cas des composantes des huiles moteur usées décelées dans les effluents et les eaux réceptrices des égouts pluviaux et des usines de traitement des eaux usées (Farrington et Quinn, 1973; Tanacredi, 1977; Wakeham, 1977; Hunter *et al.*, 1979; Hoffman *et al.*, 1985). Il n'y a aucune donnée au Canada ni ailleurs concernant les concentrations de composantes d'huiles moteur usées dans le sol ou dans l'eau après un déversement d'huiles moteur usées.

2.4 Informations sur les effets

Quatre catégories d'études pourraient servir à déterminer les effets des huiles moteur usées sur l'environnement³ :

- i) études *in situ* de la structure des communautés, de la survie des populations ou d'autres résultats biologiques finaux qui comparent les réactions entre les lieux exposés aux huiles moteur usées et ceux qui n'y sont pas exposés (p. ex., des études comparant la structure des communautés dans des cours d'eau près de routes traitées avec des huiles moteur usées pour la lutte contre les poussières et dans des cours d'eau près de routes non traitées).
- ii) essais sur des huiles moteur usées complètes (p. ex., pour évaluer les effets des déversements d'huiles moteur usées sur la terre ou dans l'eau);
- iii) essais avec des fractions d'huiles moteur usées correspondant aux scénarios d'entrée déjà décrits (p. ex., essais avec la fraction hydrosoluble d'huiles moteur usées pour évaluer les effets des eaux de ruissellement provenant des routes traitées avec des huiles moteur usées pour la lutte contre les poussières);
- iv) essais individuels avec certaines substances présentes dans les huiles moteur usées.

Cette division portera sur les trois premières catégories étant donné qu'elles peuvent fournir la preuve la plus directe des effets des huiles moteur usées sur l'environnement au Canada. Les résultats des essais individuels sur certaines substances présentes dans les huiles moteur usées ne sont pas considérés comme pertinents dans le cadre de cette évaluation étant donné que le devenir et les effets des

3 Les concentrations de plomb dans les huiles moteur usées devraient avoir été réduites depuis le 1^{er} décembre 1990, date d'entrée en vigueur du *Règlement sur l'essence* (Environnement Canada, 1990). Par conséquent, les seuils calculés à partir des études faites sur les huiles moteur usées provenant des moteurs alimentés à l'essence au plomb peuvent surestimer la toxicité actuelle des huiles moteur usées.

substances contenues dans des huiles moteur usées complètes et leurs fractions correspondantes peuvent être considérablement différents du devenir et des effets des composantes elles-mêmes.

2.4.1 Lutte contre les poussières, mise en décharge, élimination au sol et déversements

Données sur le terrain. Il n'y avait aucune étude sur les effets *in situ* sur le biote des huiles moteur usées rejetées dans l'environnement selon les quatre scénarios de contamination. On a signalé une étude sur le terrain des eaux de ruissellement d'une route contenant plusieurs HAP et métaux dont la plupart se trouvent dans les huiles moteur usées (Boxall *et al.*, 1993; Forrow *et al.*, 1993; Maltby *et al.*, 1993). Ces contaminants peuvent être présents à la surface des routes à cause des fuites de carters, des émissions des tuyaux d'échappement, de dépôts atmosphériques ou d'autres sources possibles. Étant donné les nombreuses sources de ces contaminants, il est impossible, d'après cette étude, d'évaluer les effets toxiques produits uniquement par les huiles moteur usées.

Entre 1990 et 1991, des échantillons de sédiments prélevés dans les eaux immédiatement en aval d'une autoroute en Angleterre ont révélé des teneurs sensiblement élevées en matières inorganiques (p. ex., plomb, zinc, chrome, cuivre, nickel, aluminium, calcium et magnésium), en hydrocarbures aromatiques totaux et en HAP (p. ex., naphthalène, pyrène, fluoranthène, fluorène, benzanthracène) (Boxall et Forrow, 1993), qui ont tous été décelés dans des huiles moteur usées (Bethea *et al.*, 1973; Whisman *et al.*, 1974a, b; Raymond *et al.*, 1976; Grimmer *et al.*, 1981; Vazquez-Duhalt et Greppin, 1986; Van Donkelaar, 1990; CH2M HILL ENGINEERING LTD., 1992).

Le nombre de taxons de macroinvertébrés avait diminué sensiblement en aval. Le changement dans la structure de la communauté se traduisait par le passage d'une communauté trophique mixte (p. ex., les gammaridées et les gastéropodes), dans la station témoin en amont, à une communauté dominée par des collecteurs (p. ex., des larves de moucheron et des tubificidées) dans la station en aval. En outre, la consommation de matière foliaire par le coupe-feuille *Gammarus pulex* placé *in situ* à la station en aval a été sensiblement réduite comparativement à la station en amont. Les essais de toxicité effectués sur des échantillons de sédiments prélevés dans les stations en amont et en aval ont démontré que les sédiments en aval étaient beaucoup plus toxiques pour l'amphipode *Gammarus pulex* que les sédiments en amont. La toxicité observée était attribuée à la présence d'hydrocarbures aromatiques dans les sédiments.

Laboratoire : huiles usagées complètes. On a constaté que les oeufs d'oiseaux étaient très sensibles aux huiles moteur usées appliquées directement à la surface de la coquille de l'oeuf (Hoffman *et al.*, 1982; Hoffman et Albers, 1984). Durant la saison de reproduction, des quantités sublétales d'huiles moteur usées appliquées sur les plumes de la poitrine ou sur les pieds des oiseaux adultes ou sur les matières constituant le nid (au contact de l'eau et du sol contaminés) peuvent être facilement transférées aux oeufs (Albers, 1980). De plus, l'exposition peut se produire par d'autres voies d'application locale, comme l'aspersion, l'immersion et le dépôt atmosphérique ambiant (Hoffman, 1990).

Hoffman (1990) a appliqué diverses concentrations d'huiles moteur usées sur la coquille d'oeufs de Canards colverts (*Anas platyrhynchos*) et de Colins de Virginie (*Colinus virginianus*). Les huiles moteur usées étaient très embryotoxiques pour les deux espèces et ont entraîné une mortalité en fonction de la dose, une réduction de la croissance et des anomalies chez les survivants après 18 jours du développement du fœtus. L'application de 15 µL d'huiles moteur usées sur chaque oeuf a causé une mortalité de 84% chez les embryons de Canards colverts, tandis qu'une application de 3 µL d'huiles moteur usées sur chaque oeuf entraînait une mortalité de 88% des embryons de Colins de Virginie. Les survivants anormaux avaient un oedème sous-cutané, une ossification incomplète et des défauts aux yeux et au cerveau. De plus, la concentration de l'hémoglobine et les activités de l'acide δ-amino-lévilinique-déshydratase des globules rouges et du foie étaient sensiblement réduites chez les embryons et les nouveau-nés des deux espèces.

Eastin *et al.* (1983) ont étudié les effets de l'ingestion d'huiles moteur usées chez les oisillons d'une semaine de Canards colverts (*A. platyrhynchos*) et de Faisans de chasse (*Phasianus colchicus*). L'activité de l'acide δ-amino-lévilinique-déshydratase des globules rouges était sensiblement diminuée de 50 à 60% après une semaine d'ingestion de 0,5% d'huiles moteur usées (poids de l'huile/poids de la nourriture). Ils ont également observé une augmentation de l'activité de l'aspartate-aminotransférase du plasma chez les Canards colverts après trois semaines d'ingestion de 4,5% d'huiles moteur usées (poids de l'huile/poids de la nourriture). La croissance, l'hématocrite et l'hémoglobine n'ont guère été touchées à la fin de la période d'exposition de trois semaines.

Les incidences environnementales de l'application d'huiles moteur usées (3 L/m², mélangées aux 10 à 15 premiers centimètres du sol) aux nématodes et aux plantes dans des parcelles expérimentales comprenant trois types de sols (c.-à-d. loam limoneux, loam sableux et loam argileux) ont été étudiées par Raymond *et al.* (1976). Environ neuf mois après l'application des huiles moteur usées, l'abondance des nématodes (espèces non précisées) a été réduite (en moyenne de 38%) dans toutes les parcelles alors que leur abondance avait plus que doublé dans les parcelles témoins. Environ neuf mois après l'application des huiles moteur usées, on a semé des légumes sur les parcelles expérimentales (p. ex., des radis, des navets, des haricots). Bien que la plupart des semences aient germé dans ces parcelles, aucune n'a survécu dans les parcelles de loam limoneux et de loam sableux alors que celles semées dans les parcelles de loam argileux connaissaient une croissance inférieure à la normale, avec des feuilles et des tiges jaunes.

Une étude semblable de Giddens (1976) a montré que les huiles moteur usées épandues sur le sol (1,3 L/m², profondeur non précisée) ont causé une réduction de 46% du rendement du maïs à la fin de la saison, comparativement aux parcelles témoins. L'auteur a remarqué qu'un effet de chlorose observé sur les plants de maïs ressemblait à celui causé par une carence en azote. Lorsque la teneur en azote du sol était améliorée par l'apport d'engrais, le rendement était supérieur à celui des parcelles témoins. Au cours d'expériences en serre, des huiles moteur usées épandues (0,9 et 3,1 L/m²) dans les 10 premiers centimètres du sol enrichis avec de l'azote n'avaient aucun effet sensible sur la croissance des arachides (*Arachis hypogaea*), du coton (*Gossypium hirsutum*), du soja (*Glycine max*) et du maïs (*Zea mays*), comparativement aux parcelles témoins (Giddens, 1976). Cependant, la croissance du sorgho herbacé

(*Sorghum vulgare*) et des mauvaises herbes [principalement de l'amarante réfléchie (*Amaranthus retroflexus*)] dans les parcelles semées d'arachides, de coton et de sorgho herbacée était sensiblement réduite par les deux débits d'épandage d'huiles (à l'exception des mauvaises herbes de la parcelle semée de sorgho herbacée qui a reçu un faible débit d'épandage) comparativement aux parcelles témoins. La croissance du sorgho herbacée a diminué respectivement de 48% et de 76% avec des débits d'épandage faibles et élevés.

Laboratoire : fraction hydrosoluble des huiles moteur usées. La fraction hydrosoluble (FHS) des huiles moteur usées est définie comme étant la fraction (p. ex., substances organiques et inorganiques) des huiles moteur usées qui se dissout dans l'eau. La toxicité de la fraction hydrosoluble des huiles moteur usées a été étudiée en laboratoire (EPA, 1974; Byrne et Calder, 1977; Bott et Rogenmuser, 1978; Hedtke et Puglisi, 1980; Bate et Crafford, 1985; MacLean et Doe, 1989). On peut évaluer les effets du ruissellement des huiles moteur usées provenant des routes traitées, des déversements d'huiles moteur usées sur les sols et dans les eaux et du ruissellement des huiles moteur usées après leur élimination au sol ou dans des sites d'enfouissement en comparant la toxicité de la fraction hydrosoluble des huiles moteur usées aux concentrations de la fraction hydrosoluble des huiles moteur usées dans l'environnement canadien.

En ce qui a trait aux espèces d'eau douce, la concentration létale moyenne (CL_{50})-96 h chez *Jordanella floridae* et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) variait de 1 à 9,5 mg FHS/L d'eau (écoulement continu - mesuré afin de déterminer les teneurs en hydrocarbures et en métaux hydrosolubles) (EPA, 1974; Hedtke et Puglisi, 1980), alors que *Daphnia magna* avait une concentration efficace moyenne (CE_{50})-48 h (immobilisation) de 4,65 mg FHS/L et une CL_{50} -48 h de 4,87 mg FHS/L d'eau (statique - mesurée afin de déterminer la teneur en hydrocarbures aromatiques hydrosolubles) (MacLean et Doe, 1989). Les effets les plus sensibles observés chez les espèces d'eau douce concernaient des communautés algales exposées aux huiles moteur usées dans des conditions de lumière naturelle au cours de l'été et de l'automne dans une serre au New Jersey, aux États-Unis (Bott et Rogenmuser, 1978). Dans des conditions d'écoulement continu, une exposition de cinq semaines, en été, à la FHS des huiles moteur usées (0,038 mg FHS/L) a entraîné des diminutions de concentrations de chlorophylle *a* et de chlorophylle *c* (dans cette étude, la chlorophylle *c* sert d'indicateur de la biomasse de diatomées) et une légère augmentation de la concentration de phycocyanine (indicatrice de l'abondance d'algues bleues). On a donc observé un changement au niveau de la structure de la communauté (p. ex., réduction de la diversité et de l'abondance) après la période d'exposition. Des effets semblables ont été constatés lorsque les mêmes espèces ont été exposées à la FHS (0,065 mg FHS/L d'eau) des huiles moteur usées pendant cinq semaines en automne. Dans cette étude, la FHS a été mesurée afin de déterminer la teneur en hydrocarbures hydrosolubles.

Les invertébrés sont les espèces marines les plus sensibles à la fraction hydrosoluble des huiles moteur usées. La palourde *Mercenaria* sp. avait une CL_{50} -48 h de 0,04 mg FHS/L (mesurée afin de déterminer la teneur en hydrocarbures hydrosolubles) chez les embryons et une CL_{50} -48 h de 0,1 mg FHS/L d'eau (mesurée afin de déterminer la teneur en hydrocarbures hydrosolubles) chez les larves, dans des conditions statiques (Byrne et Calder, 1977). Le rendement photosynthétique de

cinq espèces de phytoplancton a été inhibé après un traitement avec 1,67 mg FHS/L d'une journée dans des conditions statiques (Bate et Crafford, 1985). Dans cette étude, la FHS des huiles moteur usées était mesurée afin de déterminer la teneur en hydrocarbures aromatiques hydrosolubles.

Dans le cadre d'une étude de la photochimie du pétrole dans l'eau, Payne et Phillips (1985) ont conclu que la photooxydation entraîne des changements physiques et chimiques dans l'huile, qui augmentent la dissolution de ses produits oxydés, accroissant ainsi la toxicité de la fraction hydrosoluble. De nombreuses études ont confirmé la toxicité photo-induite des huiles brutes et raffinées sur la levure, les algues ainsi que les oeufs de morues et d'oursins (Larson *et al.*, 1979; Karydis, 1982; Sydnes *et al.*, 1985a, b). Les résultats seraient probablement les mêmes avec des huiles moteur usées.

2.4.2 Régénération, combustible et égouts

Aucune donnée n'est disponible sur les effets pour déterminer la toxicité des émissions atmosphériques, des effluents ou des déchets solides produits par les usines de régénération des huiles moteur usées. Il convient de remarquer que les essais de toxicité de la fraction hydrosoluble décrits précédemment ne s'appliquent pas aux effluents des usines de régénération en raison de la différence entre la composition des huiles moteur usées et celle des effluents des usines de régénération.

Aucune donnée n'est disponible sur la toxicité des émissions de cheminées ou des résidus imbrûlés produits par l'utilisation d'huiles moteur usées comme combustible.

Les substances présentes dans les égouts proviennent de diverses sources (p. ex., domestiques, commerciales, industrielles, autres). Il n'est donc pas possible de déterminer la contribution des huiles moteur usées à la toxicité des rejets d'eaux usées (traitées ou brutes) au Canada.

3.0 Évaluation de la toxicité au sens de la LCPE

En 1990, le volume d'huiles moteur usées produites était évalué à $229,3 \times 10^6$ L, soit 56% des $413,3 \times 10^6$ L d'huiles moteur vendues dans le secteur automobile au Canada. Aucune estimation n'est disponible en ce qui concerne la production d'huiles moteur usées dans le secteur du transport ferroviaire, maritime et aérien ainsi que du transport et de l'exploitation en ce qui concerne l'industrie minière, forestière et agricole. D'après les informations disponibles sur la pénétration et le devenir des huiles moteur usées dans l'environnement canadien, on distingue, parmi les sept scénarios considérés, quatre scénarios à risque (les pourcentages inscrits entre parenthèses sont les estimations du secteur automobile seulement, en 1990):

- la régénération (50,6%);
- l'utilisation comme combustible (33,6%);
- l'application d'huile sur les routes pour la lutte contre les poussières (3,0%);
- l'élimination au sol (2,8%).

Ces scénarios sont à risque parce qu'ils comportent des rejets directs dans l'environnement (lutte contre les poussières et l'élimination au sol) ou parce que les volumes d'huiles moteur usées en question sont importants (combustibles et régénération). La quantité d'huiles moteur usées déversée au Canada au cours des dix dernières années est faible, principalement parce que les huiles moteur usées sont stockées et transportées dans de petits barils et de petits camions citernes. La plupart des huiles moteur usées déversées sont récupérées ultérieurement. Bien que la quantité d'huiles moteur usées déversée dans les égouts au Canada soit relativement importante au total (1,7%), les quantités individuelles sont faibles et généralement traitées avant d'être rejetées dans le milieu récepteur. De même, l'élimination des huiles moteur usées dans des sites d'enfouissement (7,2%) est généralement le fait de petits rejets individuels, et la majeure partie des huiles moteur usées ainsi rejetées devrait être adsorbée aux déchets présents dans les décharges. Les scénarios de déversement, de rejet dans les égouts et de mise en décharge ne feront donc pas l'objet d'une étude approfondie dans la présente évaluation.

3.1 Effets sur l'environnement (alinéa 11a))

Les huiles moteur usées et leurs composantes peuvent être rejetées dans l'atmosphère, les eaux et les sols selon le scénario de pénétration considéré. Le brûlage des huiles moteur usées cause des émissions atmosphériques de métaux et de HAP (les composantes les plus polluantes des huiles moteur usées), qui sont généralement adsorbés sur la matière particulaire et déposés au sol et sur l'eau. Les huiles moteur usées rejetées dans l'eau commencent par former un film à la surface. Les changements physiques et chimiques qui s'opèrent dans ce film libèrent des composantes d'huiles moteur usées et leurs produits de dégradation dans l'environnement par volatilisation, émulsification, solubilisation, partage en sédiments, photodégradation et biodégradation. Lorsque des huiles moteur usées sont éliminées au sol, leurs composantes pénètrent dans l'environnement par volatilisation, adsorption

sur la matière organique solide, lixiviation dans le sol jusqu'aux eaux souterraines ou ruissellement vers les eaux de surface.

Un ou plusieurs des types suivants d'informations étaient jugés nécessaires pour déterminer si des huiles moteur usées ont des effets nocifs sur l'environnement au Canada :

- des études *in situ* comparant les effets environnementaux dans des sites exposés aux huiles moteur usées et dans des sites témoins;
- les seuils estimatifs pour les huiles moteur usées complètes (p. ex., le biote du sol après épandage d'huiles moteur usées) et les estimations correspondantes de l'exposition (p. ex., taux d'épandage pour l'élimination au sol au Canada);
- les seuils estimatifs pour les fractions d'huiles moteur usées correspondant aux scénarios de pénétration susmentionnés (p. ex., le biote aquatique exposé à la fraction hydrosoluble d'huiles moteur usées) et les estimations correspondantes de l'exposition (p. ex., les concentrations de la fraction hydrosoluble dans les cours d'eau près des routes traitées aux huiles moteur usées pour la lutte contre les poussières).

Aucune étude *in situ* n'était disponible sur le rejet d'huiles moteur usées dans l'environnement canadien, quel que soit le scénario de pénétration. Pour chacun des quatre scénarios à risque de rejet d'huiles moteur usées dans l'environnement, il y avait très peu d'information permettant d'évaluer l'exposition ou les seuils d'effets pour les huiles moteur usées complètes et leurs fractions correspondantes.

Lutte contre les poussières. Les seules informations disponibles pour évaluer les concentrations d'hydrocarbures volatils et de métaux adsorbés sur des poussières après le traitement des routes avec des huiles moteur usées proviennent d'une étude de modélisation qui supposait les conditions du pire cas après un épandage d'huile (p. ex., conditions sèches) (Metzler et Jarvis, 1985). Étant donné que ce modèle n'a pas été validé, l'information provenant de cette étude n'a pas été jugée suffisante pour évaluer l'exposition du biote à ces substances. De plus, il n'y a aucune donnée sur la toxicité *in situ* ou en laboratoire pour le biote terrestre exposé aux composantes volatiles d'huiles moteur usées dans l'air ou à celles qui ont été adsorbées sur des poussières.

On a effectué une surveillance limitée sur le terrain pour déterminer les teneurs des composantes des huiles moteur usées dans les eaux de ruissellement des routes et dans les cours d'eau et les sols voisins après l'épandage d'huiles moteur usées. Dans la seule étude canadienne disponible, L.S. Love and Associates (1979) ont établi les concentrations de fractions hydrosolubles dans les échantillons en amont et en aval d'une route traitée avec des huiles moteur usées. Les plages des concentrations de FHS dans les échantillons en amont et dans les échantillons en aval exposés aux huiles moteur usées dans le cadre de cette étude de surveillance étaient semblables et, par conséquent, nous ne connaissons pas les FHS attribuables aux huiles moteur usées. L'effet le plus sensible observé dans le biote d'eau douce exposé à la fraction hydrosoluble des huiles moteur usées en laboratoire était un changement de la structure de la communauté algale à 0,038 mg de FHS/L après une exposition de cinq semaines dans des conditions d'écoulement continu (Bott et Rogenmuser, 1978).

Élimination au sol. Il n'y a aucune estimation par modélisation ni de donnée de surveillance disponible au Canada ou ailleurs en ce qui concerne l'air, l'eau ou le sol dans des lieux où des huiles moteur usées ont été déversées. On ne connaît pas non plus les taux d'épandage des huiles moteur usées durant l'élimination au sol. Une étude de Giddens (1976) indiquait que la croissance du sorgho diminuait de 48% avec un taux d'épandage de 0,9 L d'huiles moteur usées par mètre carré (dix premiers centimètres du sol).

Régénération. Nous ne connaissons pas la composition des émissions atmosphériques provenant des usines de régénération au Canada ou ailleurs. De même, aucune donnée n'est disponible sur la surveillance ou sur les effets correspondants dans les eaux réceptrices près des rejets d'eaux usées ou dans les sols après l'élimination au sol ou en bassin des déchets solides provenant des usines de régénération au Canada ou ailleurs.

Combustible. Durant la combustion des huiles moteur usées, des composés peuvent être rejetés dans l'environnement sous forme d'émissions atmosphériques, et des résidus imbrûlés peuvent être libérés après l'élimination. Aucune donnée n'est disponible sur la surveillance en aval des unités de combustion alimentées aux huiles moteur usées. Les données disponibles sur les concentrations des composantes d'huiles moteur usées ou de leurs produits de dégradation dans les gaz de carneau sont limitées (Surprenant *et al.*, 1983; British Columbia Research Corporation, 1990) et n'étaient pas suffisantes pour permettre d'évaluer l'exposition du biote dans le milieu avoisinant. Il n'existe pas non plus de données de surveillance ou de modélisation pour quantifier ou évaluer les concentrations dans l'environnement après l'élimination des résidus imbrûlés provenant de systèmes de combustion alimentés aux huiles moteur usées. Aucune donnée n'est disponible sur les effets de ces composés pour établir si les émissions de cheminées ou les résidus imbrûlés causent des effets dommageables à l'environnement à la suite de l'utilisation des huiles moteur usées comme combustible.

3.2 Conclusion

Par conséquent, il est impossible d'estimer l'exposition des organismes vivants aquatiques et terrestres aux huiles moteur usées selon les quatre scénarios à risque de pénétration des huiles moteur usées. De plus, aucune donnée sur le terrain concernant les effets n'est disponible pour déterminer les conséquences environnementales possibles des huiles moteur usées. À la lumière de ces données, on a déterminé qu'il n'y a pas suffisamment d'informations afin de conclure si les huiles moteur usées pénètrent dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont un effet nocif pour l'environnement.

4.0 Recommandations pour la recherche et l'évaluation

Les informations disponibles ne suffisent pas pour pouvoir en arriver à une conclusion sur les huiles moteur usées. Les recommandations suivantes en matière de recherche sont donc considérées comme prioritaires.

1. Essais de toxicité sur le terrain et surveillance des émissions atmosphériques, des effluents et des déchets solides rejetés dans l'environnement par les usines de régénération.
2. Essais de toxicité sur le terrain et surveillance en aval des systèmes de combustion alimentés aux huiles moteur usées. De même, essais de toxicité et surveillance dans les sites où des résidus imbrûlés sont éliminés.
3. Essais de toxicité sur le terrain et surveillance des composantes des huiles moteur usées dans les cours d'eau et les champs avoisinants avant et après épandage d'huiles moteur usées sur les routes pour la lutte contre les poussières.
4. Essais de toxicité sur le terrain et surveillance des composantes des huiles moteur usées dans les cours d'eau et les champs adjacents aux sites où des huiles moteur usées sont éliminées au sol.

5.0 Bibliographie

- Albers, P.H., «Transfer of Crude Oil from Contaminated Water to Bird Eggs», *Environ. Res.*, 22: 307-313 (1980).
- Armstrong, J., «A Field and Laboratory Comparison of Re-refined and Virgin Automotive Engine Oils», Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa, Ont., (avril 1983).
- Atlas, R.M., «Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbons: An Environmental Perspective», *Microbiological Reviews*, 4 : 180-209 (1981).
- Barker, J.F., «Volatile Aromatic and Chlorinated Organic Contaminants in Groundwater at Six Ontario Landfills», *Water Poll. Res. J. Canada*, 22: 33-48 (1987).
- Barker, J.F., J.A. Cherry, D.A. Carey et M.E. Muttes, «Hazardous Chemicals in Groundwater at Ontario Landfills», in: *Proceedings of the Technology Transfer Conference, Part C - Liquid and Solid Waste Research*, Royal York Hotel, Toronto, Ont., November 30 and December 1, 1987, pp. 1-29 (1988a).
- Barker, J.F., J.E. Barbash et M. Labonté, «Groundwater Contamination at a Landfill Sited on Fractured Carbonate and Shale», *Journal of Contaminant Hydrology*, 3: 1-25 (1988b).
- Barker, J.F., J.S. Tessmann, P.E. Plotz et M. Reinhard, «The Organic Geochemistry of a Sanitary Landfill Leachate Plume», *Journal of Contaminant Hydrology*, 1: 171-189 (1986).
- Bate, G.C. et S.D. Crafford, «Inhibition of Phytoplankton Photosynthesis by the WSF of Used Lubricating Oil», *Marine Pollut. Bull.*, 16: 401-404 (1985).
- Bethea, S.R., D.S. Bosniak, B.E. Claybaugh et E.L. Mohundro, «To Hydrotreat Wastelube Oil», *Hydrocarbon Processing*, 52: 134-136, September (1973).
- Bell, J.D., «Recycling of Used Lubricating Oil as a Dust Suppressant - Review of Current Knowledge and Recommendations for Further Investigations», Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien (APCE), Ottawa, Ont., rapport n° 76-7 de l'APCE (1976).
- Bobra, M., «Photolysis of Petroleum», préparé par Consultchem pour la Direction générale de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa, Ont., (1992).
- Booth III, G.T., S.S. Odojewski, R.W. Rakocynski et D.W. Brinkman, «Used Lubricating Oil Re-refining Demonstration Plant Data Acquisition - Topical Report I: Environmental Considerations», for U.S. Department of Energy, Washington, DC, Report No. DOE/BC/10562-5 (DE83006026), January (1983).

- Bott, T.L. et K. Rogenmuser, «Effects of No. 2 Fuel Oil, Nigerian Crude Oil, and Used Crankcase Oil on Attached Algal Communities: Acute and Chronic Toxicity of Water-soluble Constituents», *Applied Environ. Microbiol.*, 36: 673-682 (1978).
- Boxall, A.B.A., D.M. Forrow, L.L. Maltby, P. Calow et C. Betton, «The Toxicity of Road Runoff Contaminated Sediment to *Gammarus pulex*», University of Sheffield, School of Biological Sciences, Department of Animal and Plant Sciences, Sheffield, England (1993).
- British Columbia Ministry of the Environment, Lands and Parks, personal communication with David Brown, Victoria, B.C. (1993).
- British Columbia Research Corporation, «Waste Oil Furnace Emission Testing: Yellowknife, Hay River, April 1990», prepared for the Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories, Yellowknife, NWT, July (1990).
- Broeker, G. et H. Gliwa, «The Emission Behaviour of Small Used Oil Combustors with Special Reference to the Heavy Metals Lead, Zinc and Cadmium», *Schriftenr. Landesanstalt Immissions Bodennutzungs. Landes N. W.*, 49: 7-10 (1979).
- Byrne, C.J. et J.A. Calder, «Effect of the Water-soluble Fractions of Crude, Refined and Waste Oils on the Embryonic and Larval Stages of the Quahog Clam *Mercenaria sp.*», *Marine Biology*, 40: 225-231(1977).
- Byrne, J.P., C.A. Cody, P.J. Doyle, J.S. MacKinnon, A.H. Mayor, A.M. Reid, S.K. Rosner et C.J. Talbot, «Used Motor Oil in Massachusetts: A Prioritization of End Uses Based on Human Health and Environmental Risk», prepared by the Department of Civil Engineering, Tufts University, Medford, Massachusetts, for Commonwealth of Massachusetts, Department of Environmental Protection, August (1989).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement), «Gestion des huiles usées au Canada : Situation actuelle et différentes options», préparé par Monenco Consultants Ltd. pour la Direction des programmes industriels, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa, Ont., CCME-TS/WM-TRE007 (1989a).
- CCME, «Code de pratique de gestion des huiles usées au Canada», préparé par Monenco Consultants Ltd. pour la Direction des programmes industriels, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa, Ont., CCME-TS/WM-TRE006 (1989b).
- CDM (Camp Dresser and McKee Inc.), «Interim Report - Fate and Transport of Substances Leaking from Underground Storage Tanks, Volume I - Technical Report», prepared for United States Environmental Protection Agency, Office of Underground Storage Tanks, Boston, MA, Contract No. 68-01-6939 (1986).

CH2M HILL ENGINEERING LTD., personal communication with Gary Geesbrecht, Calgary, Alberta (1993).

CH2M HILL ENGINEERING LTD., «Environmental Risk of Waste Crankcase Oil», préparé pour le Bureau de la gestion des déchets, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa, Ont., (1992).

Chansky, S., J. Carroll, B. Kincannon, J. Sahagian et N. Surprenant, «Waste Automotive Lubrication Oil Reuse as a Fuel», prepared by GCA Technical Division, Bedford, MA, for Washington Environmental Research Center, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, PB-241-357, September (1974).

Cherry, J.A., «Occurrence and Migration of Contaminants in Groundwater at Municipal Landfills on Sand Aquifers», in : *Environment and Solid Wastes*, C.W. Francis, S.I. Amerbach and V.A. Jacobs (eds), Butterworths, Boston, MA (1983).

Eastin, W.C., Jr., D.J. Hoffman et C.T. O'Leary, «Lead Accumulation and Depression of δ -aminolevulinic Acid Dehydrase (ALAD) in Young Birds Fed Automotive Waste Oil», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 12: 31-35 (1983).

Elliot, C., «Canada's Oil Re-refining Industry», *Probe Post*, 9(3): 30-31 (1986).

Elsavage, R.E. et A.J. Sexstone, «Biodegradation of a Dilute Waste Oil Emulsion Applied to Soil», *J. Ind. Microbiol.*, 4: 289-298 (1989).

Environnement Canada, *Règlement sur l'essence*, *Gazette du Canada*, partie II, vol. 124, n° 10, 9 mai 1990, Approvisionnements et Services Canada, Ottawa, Ont., (1990).

Environnement Canada, communication personnelle avec F. Colin Duerden, gestionnaire intérimaire, Direction des produits chimiques toxiques et de la gestion des déchets, région de l'Atlantique, Dartmouth, N.-E., (1993a).

Environnement Canada, communication personnelle avec Marc Deslauriers, ingénieur de projet, Division de l'analyse des données sur la pollution, Direction des affaires réglementaires et de l'intégration des programmes, Direction générale de la protection de l'environnement, Ottawa, Ont., (1993b).

Environnement Canada, «Système national d'analyse des tendances de la lutte antipollution (NATES), de 1981 à 1992», Direction des urgences environnementales, Direction générale des sciences et de l'évaluation des écosystèmes, Ottawa, Ont., (1993c).

Environnement Canada, «Canadian Water Quality Guidelines for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons», Direction de la santé des écosystèmes, Direction générale des sciences et de l'évaluation des écosystèmes, Ottawa, Ont., inédit (1993d).

- EPA (U.S. Environmental Protection Agency), «Waste Oil Study, Report to the Congress», authorized by Section 104 (m), P.L. 92-500, EPA, Washington, D.C., PB 257-693, April (1974).
- EPA, «Supplement E to Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I: Stationary Point and Area Sources», EPA, Office of Air Quality, Planning and Standards, Research Triangle Park, NC 27711, AP-42, October (1992).
- Farrington, J.W. et J. Quinn, «Petroleum Hydrocarbons and Fatty Acids in Wastewater Effluents», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 45: 704-712 (1973).
- Fennelly, P.F., M. McCabe, J.M. Hall, M.F. Kozik, M.P. Hoyt et G.T. Hunt, «Environmental Characterization of Disposal of Waste Oils by Combustion in Small Commercial Boilers», prepared by GCA Corporation for Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 152 pp. (EPA-600/2-84-150) (1984).
- Forrow, D.M., A.B.A. Boxall, L.L. Maltby, P. Calow et C. Betton, «The Impact of Road Runoff on the Structure and Function of Macroinvertebrate and Microbial Communities», University of Sheffield, School of Biological Sciences, Department of Animal and Plant Sciences, Sheffield, England (1993).
- Franklin Associates Ltd., «Composition and Management of Used Oil Generated in the United States», prepared for the Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, (EPA/530-SW-013, PB85-180297) November (1985).
- Freestone, F.J., «Runoff of Oils from Rural Roads Treated to Suppress Dust», National Environmental Research Center, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, EPA-R2-72-054 (1972).
- Giddens, J., «Spent Motor Oil Effects on Soil and Crops», *J. Environ. Qual.*, 5: 179-181 (1976).
- Goetzinger, J.W., M.L. Whisman et F.O. Cotton, «A Comparative Evaluation of New, Used, and Re-refined Lubricating Oils», «Waste Oil: Headache or Resource?», *Proceedings of the Second International Conference on Waste Oil Recovery and Reuse*, Cleveland, OH, February 24-26 (1975).
- Gottlieb, M., «Analysis of Potential Used Oil Recovery from Individuals», prepared for Department of Energy, Washington, DC, DOE/BC/10053-21, July (1981).
- Grimmer, G., J. Jacob, K.W. Naujack et G. Dettbarn, «Profile of the Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Used Engine Oil - Inventory by GC/MS - PAH in Environmental Materials, Part 2», *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 309: 13-19 (1981).
- Gubergrits, M., L. Paalme et U. Kirso «Degradation of Benzo(a)pyrene and Phenol by Physicochemical Agents during Self-purification of Reservoirs», *Vop. Profil. Zagryazneniya Vnesh. Sredy, Chastnosti Vadoemov. Kantserogen Veschestvami*, pp. 49-53 (1972).

- Hall, R.E., W.M. Cooke et R. Barbour, «Comparison of Air Pollutant Emissions from Vaporizing and Air Atomizing Waste Oil Heaters», *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 33: 683-687 (1983).
- Hansen, H.P., «Photochemical Degradation of Petroleum Hydrocarbon Surface Films on Seawater», *Marine Chem.*, 3: 183-195 (1975).
- Hedtke, S.F. et F.A. Puglisi, «Effects of Waste Oil on the Survival and Reproduction of the American Flagfish, *Jordanella floridae*», *Can. J. Fish. Aquat. Sc.*, 37: 757-764 (1980).
- Hey, D.H., *Kingzett's Chemical Encyclopaedia, A Digest of Chemistry and Its Industrial Applications*, Ninth Edition, Baillière, Tindall and Cassell, London, England (1966).
- Hoffman, D.J., «Embryotoxicity and Teratogenicity of Environmental Contaminants to Bird Eggs», *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 115: 39-89 (1990).
- Hoffman, D.J. et P.H. Albers, «Evaluation of Potential Embryotoxicity and Teratogenicity of 42 Herbicides, Insecticides, and Petroleum Contaminants to Mallard's Eggs», *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13:15-27 (1984).
- Hoffman, D.J., W.C. Eastin, Jr. et M.L. Gay, «Embryotoxic and Biochemical Effects of Waste Crankcase Oil on Birds' Eggs», *Toxicol. Applied Pharmacol.*, 63: 230-241 (1982).
- Hoffman, E.J., J.S. Latimer, C.D. Hunt, G.L. Mills et J.G. Quinn, «Stormwater Runoff from Highways», *Water, Air, and Soil Pollution*, 25: 349-364 (1985).
- Hunter, J.V., T. Sabatino, R. Gomperts et M.J. MacKenzie, «Contribution of Urban Runoff to Hydrocarbon Pollution», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51: 2129-2138, (1979).
- ICPP (Institut canadien des produits pétroliers), «CPPI Used Oil Action Plan», un rapport du groupe de travail du comité du conseil de l'Institut canadien des produits pétroliers, rapport final, 20 mars 1990, Ottawa, Ont. (1990).
- ICPP, communication personnelle avec Brendan Hawley, Ottawa, Ont. (1993a).
- ICPP, communication personnelle avec Glen Myers, Calgary, Alb. (1993b).
- I.D. Systems Ltd., «A Report on Road Dust Suppression in Manitoba», préparé pour la Direction générale de la protection de l'environnement, Conservation et Protection, Environnement Canada, Winnipeg, Man., rapport CP(EP)WNR 90-91-1, décembre (1989).
- Karydis, M., «Toxicity of a Photooxidised Crude Oil on Two Marine Microalgae», *Botanica Marina*, 25: 25-29 (1982).

- Korfmacher, W.A., D.F.S. Natush, D.R. Taylor, G. Mamantov et E.L. Wehry, «Oxidative Transformations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Adsorbed on Coal Fly Ash», *Science*, 207: 763-765 (1980a).
- Korfmacher, W.A., E.L. Wehry, G. Mamantov et D.F.S. Natush, «Resistance to Photochemical Decomposition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Vapour-adsorbed in Coal Fly Ash», *Environ. Sci. Technol.*, 14: 1094-1099 (1980b).
- Larson, R.A., T.L. Bott, L.L. Hunt et K. Rogenmuser, «Photooxidation Products of a Fuel Oil and their Antimicrobial Activity», *Environ. Sci. Technol.*, 13: 965-969 (1979).
- Leahy, J.G. et R.R. Colwell, «Microbial Degradation of Hydrocarbons in the Environment», *Microbiological Reviews*, 54: 305-315 (1990).
- Literathy, P., S. Haider, O. Samhan et G. Morel, «Experimental Studies on Biological and Chemical Oxidation of Dispersed Oil in Seawater», *Wat. Sci. Technol.*, 21: 845-856 (1989).
- Loehr, R.C., J.H. Martin Jr. et E.F. Neuhauser, «Land Treatment of an Aged Oily Sludge - Organic and Change in Soil Characteristics», *Wat. Res.*, 26: 805-815 (1992).
- L.S. Love and Associates Canada Ltd., «Report on the Environmental Effects of Waste Oil as a Road Dust Suppressant (Phase I)», préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Pollution Control Branch, Toronto, Ont., March (1978).
- L.S. Love and Associates Canada Ltd., «Report on the Environmental Effects of Waste Oil as a Road Dust Suppressant (Phase II)», préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Pollution Control Branch, Toronto, Ont., May (1979).
- Mackenzie, R.D., «Lube Oil Recycling: Alberta Sets the Pace», *Resource Recycling Magazine*, January - February (1984).
- MacLean, M.M. et K.G. Doe, «The Comparative Toxicity of Crude and Refined Oils to *Daphnia magna* and *Artemia*», Centre de technologie environnementale, Direction générale de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa, Ont., inédit (1989).
- Maltby, L., C. Calow et C. Betton, «The Impact of Road Runoff on Freshwater Ecosystem - A Case Study», University of Sheffield, School of Biological Sciences, Department of Animal and Plant Sciences, Sheffield, England (1993).
- Manahan, S.E., *Environmental Chemistry*, fifth edition, Lewis Publishers, Chelsea, MI, 583 pp. (1991).

- Marsalek, J. et H.Y.F. Ng, «Evaluation of Pollution Loadings from Urban Nonpoint Sources: Methodology and Applications», *J. Great Lakes Res.*, 15: 444-451 (1989).
- Metzler, S.C. et C. Jarvis, «Effects of Waste Oil Contamination», *Environmental Progress*, 4(1): 61-65, February (1985).
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario, communication personnelle avec David Mayhew, Toronto, Ont. (1993).
- Ministère de l'Environnement du Manitoba, communication personnelle avec Adrian Jackson, Winnipeg, Man. (1993).
- Ministère de l'Environnement du Québec, communication personnelle avec Benoît Nadeau, Sainte-Foy, Qc (1993).
- Mohawk Lubricants, communication personnelle avec T. Wilson, gestionnaire de la ceuillette, North Vancouver (C.-B.) (1991), cité dans : CH2M HILL ENGINEERING LTD., «Environmental Risk of Waste Crankcase Oil», préparé pour le Bureau de la gestion des déchets, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa, Ont., (1992).
- Monteith, H.D., «Fluctuations of Trace Contaminants in Sewage Treatment Plants», Association canadienne pour la recherche sur la pollution de l'eau et sa maîtrise, *Monograph Series, On Advances in Water Pollution Research and Technology, No. 1*, H. Melcer (ed.), Burlington, Ont. (1987).
- Mueller Associates Inc., «Waste Oil: Technology, Economics, and Environmental, Health, and Safety Considerations», prepared for the U.S. Department of Energy, Washington, DC, DE87-009536, January (1987).
- Mueller Associates Inc., «Waste Oil Reclaiming Technology, Utilization and Disposal», Pollution Technology Review No. 166, Noyes Data Corporation, Park Ridge, NJ (1989).
- Neal, D.M., R.L. Glover et P.G. Moe, «Land Disposal of Oily Wastewater by Means of Spray Irrigation», in: *Proceedings of the 1976 Cornell Agricultural Waste Management Conference*, Ithaca, NY, 1976, pp. 757-767 (1977).
- Newfoundland Department of Environment and Lands, personal communication with Carl Strong, St. John's, Nfld. (1993).
- Nova Scotia Department of the Environment, personal communication with Bob Langdon, Halifax, N.S. (1993).
- Parker, K.R., E. Peake et K.E. Sanderson, «The Persistence in the Alberta Environment of Carcinogens Derived from Used Lubricating Oils», report prepared by the University of Calgary for Alberta Environmental Research Trust, Calgary, Alta. (1983).

- Payne, J.R. et C.R. Phillips, «Photochemistry of Petroleum in Water», *Environ. Sci. Technol.*, 19: 569-579 (1985).
- Petro-Canada, «Material Safety Data Sheets: Multi 20W50 Motor Oil and Multi 5W30, 10W30, 10W40 Motor Oils», Calgary, Alta. (1987).
- Pitts, Jr., J.N., «Photochemical and Biological Implications of the Atmospheric Reactions of Amines and Benzo(a)pyrene», *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A.*, 290: 551-576 (1979).
- Prince Edward Island Department of the Environment, personal communication with Mark Victor, Charlottetown, P.E.I. (1993).
- Raymond, R.L., J.O. Hudson et V.W. Jamison, «Oil Degradation in Soil», *Applied and Environmental Microbiology*, 31(4): 522-535 (1976).
- Reinhard, M., N. Goodman et J.F. Barker, «Occurrence and Distribution of Organic Chemicals in Two Landfill Leachate Plumes», *Environ. Sci. Technol.*, 18: 953-961 (1984).
- Reinhardt, G.P., «Anforderungen an Schmierstoffe durch den modernen Fuhrpark», presentation in course 11211/68.183 of the Technische Akademie Esslingen, Ostfildern, West Germany, February (1989).
- Rudolph, M.S., «Road Oiling - An Example of Environmental Mismanagement», *Alternatives*, 9: 32-34 (1980).
- Safety-Kleen Canada Inc., personal communication with Mike Ebert, Oil Recovery Division, Safety-Kleen Canada Inc., Breslau, Ont. (1993).
- Saskatchewan Department of Environment and Public Safety, personal communication with Terry Schafer, Regina, Sask. (1993).
- Skinner, D.J., «Les huiles de graissage usagées au Canada : étude préliminaire», Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa, Ont., rapport EPS 3-WP-74-4F, (juin 1974).
- Stephens, R.D., H.K. Hatayama, A.M. Holden, B.A. Brown et G.E. Raymond, «A Study of the Fate of Selected Toxic Materials in Waste Oils Used for Dust Palliation on Logging Roads in the Plumas National Forest», submitted in Partial Fulfilment of U.S. Department of Agriculture (Forest Service), Contract No. 53-91S8-8-6132 for the Hazardous Materials Laboratory Section, California Department of Health Services, Berkeley, CA, March (1981).
- Surprenant, N.F., W.H. Battye, P.F. Fennelly et D.W. Brinkmann, «The Fate of Hazardous and Nonhazardous Wastes in Used-Oil Disposal and Recycling», prepared for the United States Department of Energy, Washington, D.C., Contract No. DE-AC19-81BC10375 (1983).

- Sydnnes, L.K., I.C. Burkow, A. Stene et S. Lønning, «On the Formation of Shortlived, Toxic, Water-soluble Compounds during Illumination of Crude Oil on Seawater», *Mar. Environ. Res.*, 16: 115-126 (1985a).
- Sydnnes, L.K., T.H. Hemmingsen, S. Skare, S. Hansen, I.-B. Falk-Petersen, S. Lønning, and K. Østgaard, «Seasonal Variations in Weathering and Toxicity of Crude Oil on Seawater Under Arctic Conditions», *Environ. Sci. Technol.*, 19: 1076-1081 (1985b).
- Tanacredi, J.T., «Petroleum Hydrocarbons from Effluents: Detection in Marine Environment», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 49: 216-226 (1977).
- Transports Canada, communication personnelle avec Ah Sherif, Division des aéronefs, Ottawa, Ont. (1991), cité dans: CH2M HILL ENGINEERING LTD., «Environmental Risk of Waste Crankcase Oil», préparé pour le Bureau de la gestion des déchets, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa, Ont., (1992).
- van Cauwenberghe, K.A., L. Van Vaeck et J.N. Pitts, Jr., «Physical and Chemical Transformation of Organic Pollutants during Aerosol Sampling», *Adv. Mass Spectrom.*, 88: 1499-1507 (1979).
- Van Donkelaar, P., «Environmental Effects of Crankcase- and Mixed-lubrication», *The Science of the Total Environment*, 92:165-179 (1990).
- Vazquez-Duhalt, R., «Environmental Impact of Used Motor Oil», *The Science of the Total Environment*, 79: 1-23 (1989).
- Vazquez-Duhalt, R. and H. Greppin, «Biodegradation of Used Motor Oil by Bacteria Promotes the Solubilization of Heavy Metals», *The Science of the Total Environment*, 52: 109-121 (1986).
- Victor and Burrell, Heeney Associates et Pilorusso Research Associates, «Economic Assessment of Management Options for Waste Oil», préparé pour le compte de la Direction des politiques et de la planification, Division des ressources ministérielles, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto, Ont., August (1988).
- Villaume, J.F., «Investigations at Sites Contaminated with Dense, Non-aqueous Phase Liquids (NAPLs)», *Groundwater Monitoring Reviews*, 5: 60-74 (1985).
- Wakeham, S.G., «A Characterization of the Sources of Petroleum Hydrocarbons in Lake Washington», *J. Water Pollut. Control Fed.*, 49: 1680-1687 (1977).
- Weinstein, K.D., T.D. Myers et D.R. Craft, «Enhanced Utilization of Used Lubricating Oil Recycling Process By-products», prepared by Booz, Allen & Hamilton Inc., for U.S. Department of Energy, Washington, DC, Report No. DOE/BC/10059-19 (DE82007671), March (1982).

- Weinstein, N.J., «Waste Oil Recycling and Disposal», prepared by Recon Systems Inc., and Response Analysis Corporation for the U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, PB 236-148 (1974).
- Whisman, M.L., J.W. Goetzinger et F.O. Cotton, «Waste Lubricating Oil Research, A Comparison of Bench-Test Properties of Re-refined and Virgin Lubricating Oils», Report of Investigations 7973, U.S. Bureau of Mines, Washington, DC (1974a).
- Whisman, M.L., J.W. Goetzinger et F.O. Cotton, «Waste Lubricating Oil Research, An Investigation of Several Re-refining Methods», Report of Investigations 7884, U.S. Bureau of Mines, Washington, D.C. (1974b).
- Williams, B.R., «Automotive Crankcase Drainings Used for Fuel», in: *Proceedings of a Workshop held at the National Bureau of Standards for Recycled Oil*, Gaithersburg, MD, November 22-23, 1976, pp.27-31 (1977).
- Yates, J.J., «The Pros and Cons of Burning Used Oil», *Used Oil: The Hidden Asset, Proceedings of the Fourth International Conference on Used Oil Recovery and Reuse*, Las Vegas, NA, September 28-October 1 (1981).