

Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999

Rapport de suivi sur une substance de la LSIP1 pour laquelle il n'existait pas suffisamment de renseignements permettant de déterminer si elle constitue un danger pour l'environnement

Huiles moteur usées

Août 2005

TABLE DES MATIÈRES

SYNOPSIS	6
1.0 INTRODUCTION	7
2.0 CARACTÉRISATION DE LA PÉNÉTRATION DANS L'ENVIRONNEMENT	8
2.1 RE-RAFFINAGE.....	9
2.2 UTILISATION COMME COMBUSTIBLE	9
2.3 UTILISATION COMME DÉPOUSSIÉRANT.....	9
2.4 REJET DANS LE SOL.....	9
3.0 CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION	10
3.1 DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT	10
3.2 CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT.....	111
3.2.1 <i>Utilisation comme dépoussiérant et rejet dans le sol</i>	11
3.2.2 <i>Re-raffinage</i>	13
3.2.3 <i>Utilisation comme combustible</i>	13
4.0 CARACTÉRISATION DES EFFETS	13
5.0 ÉVALUATION DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999	15
5.1 PARAMÈTRES DE L'ÉVALUATION	16
5.2 CARACTÉRISATION DU RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT	16
5.2.1 <i>Utilisation comme dépoussiérant et rejet dans le sol</i>	16
5.2.1.1 Analyse du risque pour le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène, et toxicité totale	16
5.2.2 <i>Re-raffinage</i>	17
5.2.3 <i>Utilisation comme combustible</i>	17
5.2.4 <i>Le point sur les initiatives provinciales, territoriales et fédérales au Canada concernant les huiles moteur usées</i>	18
5.2.5 <i>Autres substances « toxiques » au sens de la LCPE</i>	18
5.3 SOURCES D'INCERTITUDE	19
5.4 CONCLUSION PROPOSÉE.....	19
6.0 BIBLIOGRAPHIE	20
ANNEXE A. LE POINT SUR LA GESTION DE L'HUILE USÉE¹ DANS LES PROVINCES ET LES TERRITOIRES DU CANADA POUR CHAQUE CATÉGORIE DE REJET (DÉCEMBRE 1999)	26

**ANNEXE B. STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉES POUR RELEVER LES
DONNÉES PERTINENTES AUX HUILES MOTEUR USÉES..... 31**

**ANNEXE C. RÉSUMÉ DES INITIATIVES CANADIENNES ET INTERNATIONALES
MISES EN ŒUVRE POUR GÉRER LES HMU 31**

ANNEXE C. INITIATIVES NATIONALES ET INTERNATIONALES.....32

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1: CONCENTRATIONS DE TROIS HAP DÉRIVÉS DU PÉTROLE RETROUVÉS DANS DES
SÉDIMENTS DU FLEUVE SAINT-LAURENT, ET POURCENTAGE ATTRIBUABLE AUX HMU 12

TABLEAU 2: RÉSUMÉ DE L'ANALYSE PRUDENTE DU RISQUE POUR LES HMU EN UTILISANT
HYALELLA AZTECA..... 17

Liste des acronymes et des abréviations

ACNOR	Association canadienne de normalisation
BPC	biphényle polychloré
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CSEP	concentration seuil sans effet prévu
CSEO	concentration sans effet observé
GTDD	Groupe de travail sur les déchets dangereux
HAP	hydrocarbure aromatique polycyclique
HMU	huiles moteur usées
LAC	Laboratoires des assureurs du Canada
LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
LCPE 1999	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999</i>
LSIP	Liste des substances d'intérêt prioritaire
LSIP1	première Liste des substances d'intérêt prioritaire
MOEE	ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie
REIDD	Règlement sur l'exportation et l'importation des déchets dangereux
VCT	valeur critique de la toxicité
VEE	valeur estimée de l'exposition
VESEO	valeur estimée sans effet observé

Synopsis

Les huiles moteur usées (HMU), qui figuraient sur la première Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP1), ont été évaluées pour déterminer si elles devraient être jugées «toxiques» au sens de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). À la lumière des renseignements alors disponibles, on a conclu dans l'évaluation de la LSIP1 que, faute de données sur l'exposition et les effets pour les scénarios préoccupants qui avaient été choisis (le re-raffinage, l'utilisation comme combustible, l'utilisation comme dépoussiérant et le rejet dans le sol), il n'existait pas suffisamment de renseignements permettant de déterminer si les HMU constituaient un danger pour l'environnement au sens de l'alinéa 11a) de la LCPE (Gouvernement du Canada, 1994).

Divers constituants des HMU figurent à l'annexe 1 de la LCPE 1999 (Liste des substances toxiques), dont l'arsenic et ses composés, le benzène, le cadmium, le chrome et ses composés, le nickel inorganique acide, sulfuré et soluble, les HAP et le plomb.

Depuis la publication du Rapport de la LSIP1 sur les HMU, on n'a pas relevé dans les publications de nouvelles données sur l'exposition ou les effets pour les scénarios mentionnés plus haut, mais on y a trouvé de nouveaux renseignements sur l'exposition et les effets résultant de la fuite des huiles de carter usées des véhicules. Des études sur le ruissellement des routes ont établi un lien entre le rejet des HMU provenant des véhicules et les effets produits sur les organismes benthiques, y compris les changements dans la biodiversité de l'endofaune. Ces nouvelles données ont donc été utilisées comme substituts aux scénarios relatifs à l'emploi des HMU comme dépoussiérant et à leur rejet dans le sol pour montrer les effets possibles sur l'endofaune et les changements dans la diversité des espèces résultant de l'exposition aux HMU.

À la lumière des résultats de l'analyse des données publiées de 1993 à 2000 au sujet de l'exposition aux HMU et de leurs effets sur les écosystèmes aquatiques, on conclut que les HMU pénètrent dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. En conséquence, les HMU sont considérées « toxiques » au sens de l'alinéa 64a) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999* (LCPE 1999).

1.0 INTRODUCTION

Les huiles moteur usées (HMU) figuraient sur la première Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP1) dressée en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) et publiée dans la Partie I de la *Gazette du Canada* le 11 février 1989. On entend par HMU les huiles lubrifiantes usées provenant du carter des moteurs à combustion interne. Une évaluation a été réalisée en 1993 (Gouvernement du Canada, 1994)¹ pour déterminer si les HMU devraient être jugées «toxiques» au sens de la LCPE. Faute de données sur l'exposition et les effets pour les scénarios préoccupants qui avaient été choisis (le re-raffinage, l'utilisation comme combustible, l'utilisation comme dépoussiérant et le rejet dans le sol), on a conclu qu'il n'existait pas suffisamment de renseignements permettant de déterminer si les huiles moteur usées devraient être jugées toxiques au sens de l'alinéa 11a) de la LCPE.

En 1994, on a établi la portée de l'évaluation afin de déterminer la marche à suivre pour savoir si les HMU devraient être jugées «toxiques» au sens de la LCPE. Les résultats d'une enquête téléphonique réalisée en 1995-1996 ont indiqué que l'Institut canadien des produits pétroliers, les provinces, les territoires et les ministères fédéraux possédant des parcs automobiles avaient élaboré des directives ou des mesures législatives visant à contrôler la gestion des huiles usées, dont les HMU. Ces contrôles comprenaient des permis pour les usines de re-raffinage, des normes concernant les émissions de contaminants résultant de la combustion d'huiles usées, l'interdiction de l'utilisation d'huile usée comme dépoussiérant et de son élimination dans les décharges, le sol ou les égouts, et la mise au point d'autres méthodes de récupération à employer par les bricoleurs qui font eux-mêmes la vidange d'huile.

Pour donner suite à l'enquête téléphonique de 1995-1996, une deuxième enquête de ce genre menée à l'automne de 1999 et à l'hiver de 2000 auprès d'organismes provinciaux, territoriaux, autochtones et fédéraux a révélé que la plupart des initiatives avaient maintenant force de loi (voir l'annexe A).

La LCPE 1999, une version révisée de la Loi, est entrée en vigueur le 31 mars 2000. L'examen des données scientifiques publiées depuis la sortie du rapport de la LSIP1 jusqu'en mars 2000 a permis de relever de nouveaux renseignements sur l'exposition aux HMU et les effets de ces huiles usées qui sont rejetées dans l'environnement et s'écoulent dans les écosystèmes aquatiques en provenance des routes. Ces renseignements ont servi à effectuer une évaluation ultérieure du risque écologique des HMU. La stratégie de recherche bibliographique est décrite en détail à l'annexe B.

De nouveaux renseignements sur l'exposition et les effets résultant de la fuite des huiles de carter usées des véhicules ont été relevés dans les publications. Des études sur le ruissellement des routes ont établi un lien entre le rejet des HMU provenant des véhicules et les effets produits sur les organismes benthiques, y compris les changements dans la biodiversité de

¹ Le Rapport d'évaluation de la LSIP1 sur les huiles moteur usées figure sur les sites Web suivants : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/crankcase_oils_huiles_moteur/index_f.html ou http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fr/pesip/LSIP1_huiles_moteur_usees.cfm.

l'endofaune. Ces nouvelles données ont donc été utilisées comme substituts aux scénarios relatifs à l'emploi des HMU comme dépoussiérant et à leur rejet dans le sol pour montrer les effets possibles sur l'endofaune et les changements dans la diversité des espèces résultant de l'exposition aux HMU.

2.0 CARACTÉRISATION DE LA PÉNÉTRATION DANS L'ENVIRONNEMENT

Les HMU proviennent des secteurs suivants: le secteur automobile (les automobiles et les camions), le secteur ferroviaire (les locomotives diesel), le transport maritime et aérien (les navires propulsés au diesel et les avions munis de moteurs à pistons), l'exploitation minière et forestière (les véhicules et l'équipement tout-terrain), et l'exploitation agricole (les machines tout-terrain, comme les tracteurs) (CCME, 1989a; CH2M Hill Engineering Ltd., 1992).

Toutefois, c'est seulement pour le secteur automobile qu'il existe des chiffres sur la quantité de HMU produites. En 1990, la quantité d'huiles moteur vendue dans le secteur de l'automobile au Canada s'élevait à 413,3 millions de litres, soit 55% (227,1 millions de litres) pour les moteurs à essence et 45 % (186,3 millions de litres) pour les moteurs diesel (ICPP, 1993). Les voitures particulières utilisent environ 75 % (170,3 millions de litres) des huiles vendues pour les moteurs à essence, et le reste, soit 25 % (56,8 millions de litres), est utilisé par les véhicules commerciaux légers qui fonctionnent à l'essence ou au propane. Les véhicules commerciaux lourds qui circulent sur les routes utilisent 70 % (130,4 millions de litres) des huiles vendues pour les moteurs diesel, et le reste, soit 30 % (55,9 millions de litres), est utilisé par les véhicules industriels tout-terrain (CH2M Hill Engineering Ltd., 1992).

Divers constituants des HMU figurent à l'annexe 1 de la LCPE 1999 (Liste des substances toxiques), dont l'arsenic et ses composés, le benzène, le cadmium, le chrome et ses composés, le nickel inorganique acide, sulfuré et soluble, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène, le 1,1,1-trichloroéthane, le plomb et les biphényles polychlorés (BPC) (CCME, 1989b; Environnement Canada, 1993). Les concentrations de ces substances dans les HMU sont indiquées dans la section 3.2.

Des HMU non récupérables (p. ex., provenant de rejets sauvages) et récupérables (p.ex., mises en décharge) peuvent être rejetées dans l'environnement. On estime que, en 1990, le volume de HMU récupérables s'élevait à 229 millions de litres au Canada (CCME, 1993). Les pourcentages d'utilisation et d'élimination de ces 229 millions de litres de HMU récupérables étaient les suivants: re-raffinage, 50,6 %; utilisation comme combustible, y compris dans les petits appareils de chauffage d'appoint, 33,6 %; mise en décharge, 7,2 %; utilisation comme dépoussiérant, 2,97 %; rejet dans le sol, 2,8 %; rejet dans les égouts, 1,75 %; inconnu, 1,08 % (CH2M Hill Engineering Ltd., 1992). Ces chiffres sont datés, mais le nombre de véhicules a considérablement augmenté au cours des 11 dernières années, et il en a été de même pour l'utilisation des huiles moteur.

Une quantité appréciable de HMU récupérables est perdue dans l'environnement parce que les bricoleurs qui font eux-mêmes leur vidange d'huile emploient des méthodes de gestion contre-indiquées. D'après une fiche d'information du CCME (1993) sur le recyclage, en 1990,

les bricoleurs ainsi que les consommateurs agricoles et ruraux utilisant de gros équipements ont été responsables de 90 % des 100 millions de litres de HMU perdues dans l'environnement.

Bien qu'il n'existe pas de nouvelles données sur la quantité de HMU utilisées comme dépoussiérant, il est probable qu'elle est plus faible que la quantité calculée pour 1990 parce que des provinces et des territoires ont interdit cette utilisation (voir l'annexe A). Les HMU qui servent normalement au dépoussiérage peuvent maintenant être envoyées aux usines de re-raffinage ou brûlées comme combustible dans des installations titulaires d'un permis provincial.

Le suivi du mouvement transfrontalier des huiles usées en vertu du Règlement sur l'exportation et l'importation des déchets dangereux indique qu'elles contiennent beaucoup de HMU (Code, 2001). En tout, 14 800 tonnes d'huiles usées ont été exportées du Canada aux États-Unis entre 1997 et 1999. Au cours de la même période, 201 tonnes ont été importées des États-Unis pour les régénérer ou servir de combustible afin de produire de l'énergie (Code, 2001).

2.1 Re-raffinage

On n'a relevé aucune donnée sur les quantités de HMU résiduelles retrouvées dans les effluents, les déchets solides ou les émissions atmosphériques des usines de re-raffinage. En 1990, 116 millions de litres de HMU ont été envoyées en vue d'être régénérées (CH2M Hill Engineering Ltd., 1992). On n'a pas relevé de nouvelles données à ce dernier sujet.

2.2 Utilisation comme combustible

En 1990, 75,4 millions de litres de HMU récupérables ont été expédiées pour servir de combustible dans les chaudières industrielles, et 1,6 million de litres, dans des appareils de chauffage d'appoint (CH2M Hill Engineering Ltd., 1992). Il ressort des discussions avec des contacts provinciaux que plusieurs milliers d'appareils de chauffage d'appoint fonctionnant à l'huile sont utilisés partout au Canada, surtout dans les stations-service qui font la vidange d'huile (Armiento, 1999; Nadeau, 1999).

2.3 Utilisation comme dépoussiérant

En date de l'an 2000, l'utilisation de HMU comme dépoussiérant avait été interdite (ou continuait de l'être) dans 8 provinces et 3 territoires (voir l'annexe A). Il est donc probable que la quantité de HMU utilisées comme dépoussiérant a considérablement diminué comparativement à 1990, où 6,8 millions de litres avaient été épandus sur les routes (CH2M Hill Engineering Ltd., 1992).

2.4 Rejet dans le sol

En 1990, des HMU ont été rejetées dans l'environnement par les bricoleurs (0,2 million de litres) et les ateliers de réparation de véhicules industriels tout-terrain (6,2 millions de litres) (CH2M

Hill Engineering Ltd., 1992). Il n'existe aucune nouvelle donnée sur la quantité de HMU rejetées dans le sol, mais c'est encore une voie directe de pénétration des HMU dans l'environnement.

3.0 CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION

3.1 Devenir dans l'environnement

Le devenir des HMU dans l'environnement dépend de la façon dont elles sont gérées et réutilisées. Par exemple, lorsque les HMU sont régénérées, les voies potentielles d'exposition ambiante sont l'air, les eaux réceptrices et les déchets solides des usines de re-raffinage. De même, pour la combustion, les voies d'exposition sont l'air et les cendres. Lorsque les HMU sont utilisées comme dépoussiérant et rejetées dans le sol, les principales voies d'exposition sont le sol et le ruissellement vers l'eau. Seulement 1% de la quantité calculée d'huiles moteur minérales usées épandues sur 2 routes rurales du New Jersey pour abattre la poussière est demeuré dans les 2,5 cm de la couche supérieure du matériau de revêtement routier (Freestone, 1979). La plus grande partie du ruissellement d'huile provenant des revêtements routiers a eu lieu pendant les premières chutes de pluie qui ont suivi l'épandage d'huile. Pendant les périodes sèches, les principales formes de transport étaient la volatilisation et la poussière. Les particules de poussière peuvent être transportées par le vent et contaminer les cultures situées au voisinage des routes où de l'huile a été épandue (ATSDR, 1997). En général, la biodégradation sur les revêtements routiers est très faible comparativement aux pertes dues à la volatilisation et au ruissellement (ATSDR, 1997). Dans les régions rurales, la façon la plus courante de se débarrasser de l'huile consistait à la déverser sur les routes et les allées en gravier (ATSDR, 1997).

Les types de HAP présents dans les HMU peuvent fournir une indication quant à la source de combustion (c'est-à-dire les véhicules routiers par opposition à d'autres sources comme l'huile à chauffage domestique, le charbon et le bois) (O'Malley *et al.*, 1996; Barrie *et al.*, 1997). En raison des progrès réalisés en chimie analytique, il est possible d'identifier certains HAP afin de mieux connaître les sources des hydrocarbures pétroliers présents dans les eaux de ruissellement urbaines et, plus précisément, de savoir si les HAP présents dans les échantillons du milieu sont attribuables aux HMU. Latimer *et al.* (1990) ont analysé des échantillons de produits pétroliers et de matériaux source probables (p. ex., le sol et la végétation en bordure des routes, la poussière des rues et les dépôts atmosphériques) afin d'y doser les hydrocarbures et les métaux à l'état de traces, et ils les ont comparés à des échantillons d'eaux de ruissellement urbaines provenant de quatre types de terrains utilisés à des fins différentes: des emplacements commerciaux, des emplacements résidentiels, des autoroutes inter-États et des emplacements industriels, dans diverses villes du Rhode Island aux États-Unis. Les distributions chromatographiques des hydrocarbures saturés et aromatiques ont indiqué que les HAP présents dans les eaux de ruissellement urbaines des quatre types de terrain provenaient des HMU. Ces HAP étaient des composés aromatiques contenant de deux à six anneaux et comprenant environ 36 % de fluoranthène, 38 % de pyrène et de plus faibles quantités (12 à 14 % environ) de benzopyrènes.

Les HAP présents dans l'eau pluviale, où environ 95 % des composés aromatiques totaux ont été associés aux particules, peuvent être principalement attribués aux HMU (MacKenzie et Hunter, 1979; Carr *et al.*, 2000). Dans une étude réalisée par O'Malley *et al.* (1996), les principales sources d'apport de HAP dans les sédiments de surface marins du port de St. John's, à Terre-Neuve, ont été quantitativement évaluées en mesurant l'abondance moléculaire et les isotopes du carbone de chacun des HAP (contenant quatre et cinq anneaux). Le calcul du bilan massique à l'aide d'un modèle de combinaison à deux composantes a indiqué qu'environ 20 à 50% des HAP à quatre et cinq anneaux décelés dans les sédiments provenaient des HMU du carter des véhicules et avaient pénétré dans le port à la suite d'un écoulement direct de surface (O'Malley *et al.*, 1996).

3.2 Concentrations dans l'environnement

Divers constituants des HMU figurent à l'annexe 1 de la LCPE 1999, et leurs concentrations (en µg/g de poids humide) étaient les suivantes: arsenic, <6,67; benzène, 28; cadmium, 0,479–0,93; chrome, 1–21; HAP, y compris le pyrène, <0,128–326, le phénanthrène, <0,224 et le fluoranthène, <0,19–109); nickel, ≤2 et plomb, 8,5.² Les substances de l'annexe 1 qui peuvent contaminer les HMU comprennent le trichloroéthylène (84), le tétrachloroéthylène (453), le 1,1,1-trichloroéthane (445) et les BPC (0–38 000) (CCME, 1989b; Environnement Canada, 1993).

3.2.1 Utilisation comme dépoussiérant et rejet dans le sol

Aucune nouvelle donnée de surveillance n'a été relevée au sujet des scénarios d'utilisation comme dépoussiérant ou de rejet dans le sol. Toutefois, les données de Maltby *et al.* (1995a), O'Malley *et al.* (1996), Marsalek *et al.* (1997) et Abrajano (2000) sur les concentrations de HMU dans les eaux de ruissellement des routes provenant des véhicules qui perdent de l'huile moteur usée peuvent être substituées aux concentrations de HMU utilisées comme dépoussiérant et rejetées dans le sol qui se retrouvent dans l'environnement, ce qui est possible puisque la voie de pénétration des HMU qui s'échappent des véhicules est la même que celle des huiles moteur usées utilisées comme dépoussiérant et rejetées dans le sol, sauf que les quantités en jeu dans les deux derniers scénarios sont probablement beaucoup plus considérables que dans le cas des eaux de ruissellement des routes.

Dans une étude en cours sur les apports d'origine de HAP dans le fleuve Saint-Laurent, Abrajano (2000) a calculé les concentrations de pyrène, de fluoranthène et de phénanthrène dans les sédiments. En utilisant la méthode moléculaire d'identification des apports d'origine des HAP conjointement avec les signatures (¹³C/¹²C) des isotopes du carbone spécifiques aux composés, il est possible d'obtenir une évaluation plus quantitative des sources de HAP dans les sédiments naturels (O'Malley, 1994; O'Malley *et al.*, 1994). Le tableau 1 énumère les points d'échantillonnage dans le fleuve Saint-Laurent où des HAP dérivés du pétrole ont été retrouvés.

² Cette valeur représente la limite inférieure de la concentration de plomb dans l'essence mesurée dans un échantillon de HMU avant l'entrée en vigueur, en 1990, de la limite de 5 mg/L pour le plomb dans l'essence (Environnement Canada, 1990). On n'a pas relevé de données plus récentes sur la concentration de plomb dans les HMU.

À l'aide du modèle de répartition des isotopes du carbone, le pourcentage de HAP dans ces échantillons dont on a déterminé qu'ils provenaient des HMU est indiqué. En multipliant la quantité totale de HAP dérivés du pétrole par le pourcentage de HAP provenant des HMU, on obtient la contribution absolue des HMU aux HAP présents dans les sédiments. Le pourcentage de HAP provenant des HMU a été calculé en faisant le bilan massique des isotopes du carbone. Par exemple, dans un échantillon prélevé près de Cornwall, la concentration totale de pyrène, un HAP dérivé du pétrole, était de 1,558 µg/g de poids sec, et le pourcentage de HAP provenant des HMU était de 56; par conséquent, la concentration de HAP provenant des HMU à cet endroit était de $1,558 \times 0,56$, soit 0,872 µg/g de poids sec. La source probable des HMU présentes dans les sédiments est l'eau de ruissellement des routes. On n'a pas jugé que la lixiviation des HAP présents dans l'asphalte était un facteur important. Il est possible que le rejet dans le sol, le dépoussiérage et les effluents des égouts contribuent à la présence de HMU dans les sédiments, mais on ne sait pas dans quelle mesure (Abrajano, 2000).

Tableau 1: Concentrations de trois HAP dérivés du pétrole retrouvés dans des sédiments du fleuve Saint-Laurent, et pourcentage attribuable aux HMU

Endroit	Concentration de HAP dérivés du pétrole dans les sédiments (en µg/g de poids sec)			% de HMU	Concentration de HAP provenant des HMU dans les sédiments (en µg/g de poids sec)		
	Phénanthrène	Fluoranthène	Pyrène		Phénanthrène	Fluoranthène	Pyrène
Au large de Kingston	0,975	1,055	0,892	12	0,117	0,127	0,107
Cornwall	1,822	2,211	1,558	56	1,020	1,238	0,872
Maitland	1,239	1,186	1,054	34	0,421	0,403	0,358

Dans une étude sur les eaux de ruissellement des routes provenant du James N. Allen Skyway Bridge à Burlington, Ontario, Marsalek *et al.* (1997) ont calculé que les concentrations moyennes maximales épisodiques de pyrène, de fluoranthène et de phénanthrène dans les sédiments étaient respectivement de 3,00, 4,03 et 3,88 µg/g de poids sec. La concentration moyenne épisodique dans les sédiments est un constituant de la concentration qui est calculée comme la concentration massique dans l'épisode d'écoulement d'averses divisée par le volume de l'écoulement épisodique. Dans cette étude, des échantillons composites proportionnels au débit ont été prélevés, et leur analyse a permis de déterminer directement la concentration moyenne épisodique dans les sédiments. Les concentrations moyennes épisodiques dans ces sédiments représentent les moyennes des concentrations « instantanées » (Marsalek, 2000).

Dans une étude britannique réalisée par Maltby *et al.* (1995a), les concentrations de pyrène, de fluoranthène et de phénanthrène dans des échantillons de sédiments prélevés à Pigeon Bridge Brook, en aval d'une importante autoroute, étaient respectivement de 10,16, 3,2 et 5,62 µg/g de poids humide. Ces mêmes sédiments contenaient aussi des métaux dont la concentration médiane (en µg/g de poids sec) était assez élevée comparativement aux échantillons prélevés en amont de l'autoroute : zinc, 137 en amont et 338 en aval; cadmium, 0,93 en amont et 2,28 en aval; plomb, 86 en amont et 133 en aval; chrome, 21 en amont et 76 en aval. Il y avait aussi des composés carbonylés dans les sédiments contaminés, mais les sédiments non contaminés n'en contenaient pas.

Latimer *et al.* (1990) ont mentionné que les concentrations moyennes (en µg/g de poids sec) d'hydrocarbures totaux pondérés (comprenant les HAP) dans les particules provenant des eaux de ruissellement urbaines de quatre types de terrain au Rhode Island étaient les suivantes : emplacements industriels, 211 000; emplacements commerciaux, 248 000; autoroutes inter-États, 248 000; emplacements résidentiels, 42 000. Latimer *et al.* (1990) ont aussi mesuré les concentrations d'hydrocarbures et de métaux provenant des HMU présentes dans quatre matériaux source : la poussière des rues, le sol en bordure des routes, la végétation et les dépôts atmosphériques. Vingt pour cent des particules présentes dans les eaux de ruissellement urbaines provenaient de la poussière des rues, du sol en bordure des routes, de la végétation et des dépôts atmosphériques, mais les concentrations de HMU et de HAP dans les eaux s'écoulant à la surface des différents types de terrain étaient plus élevées que dans les matériaux source. On s'attendait à ce que la différence entre les concentrations d'hydrocarbures (incluant les HAP) dans les eaux de ruissellement urbaines et les matériaux source soit due au déversement direct d'huile dans les égouts pluviaux par les bricoleurs (Latimer *et al.*, 1990). La même explication pour la différence entre les concentrations d'hydrocarbures a aussi été proposée dans une étude réalisée dans la même région géographique par Hoffman *et al.* (1980). La distribution des HAP dans les matériaux source était la même pour les quatre types de terrain. Le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène étaient les composés dominants, et 20 % de tous les HAP étaient des benzopyrènes (Latimer *et al.*, 1990).

La concentration des métaux dans les eaux de ruissellement urbaines a aussi été mesurée; leur concentration et leur distribution chimique dans les eaux de ruissellement et les matériaux source étaient les mêmes. Dans les matériaux source en bordure des routes, les concentrations, en µg/g de particules sèches, variaient entre 0,02 et 3,40 pour le cadmium, 10,4 et 228 pour le cuivre, 123 et 1 410 pour le plomb et 47,8 et 655 pour le zinc (Latimer *et al.*, 1990).

3.2.2 *Re-raffinage*

Aucune nouvelle donnée de surveillance n'a été relevée pour ce scénario.

3.2.3 *Utilisation comme combustible*

Aucune nouvelle donnée de surveillance n'a été relevée pour ce scénario.

4.0 CARACTÉRISATION DES EFFETS

Outre les rapports déjà publiés (Ingersoll *et al.*, 1993), de nouvelles données indiquent que les constituants des HMU (notamment les HAP, comme le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène) sont toxiques pour l'endofaune (Maltby, 1995a,b; Lefcort *et al.*, 1997; Marsalek *et al.*, 1997; Environnement Canada, 1999; Forrow et Maltby, 2000). À la suite de l'évaluation de ces études, celle réalisée par Ingersoll *et al.* (1993) a servi à déterminer la valeur critique de la toxicité (VCT).

Maltby *et al.* (1995a) ont étudié les effets du ruissellement routier sur la qualité de l'eau, celle des sédiments et le biote de petits cours d'eau au Royaume-Uni sur une période de 12 mois. Les résultats pour la qualité des sédiments ont indiqué que la concentration de HAP était élevée à tous les endroits où les eaux de ruissellement des routes se déversaient. Dans quatre des sept cours d'eau où se déversaient les eaux de ruissellement des routes contenant des HMU, la biodiversité des macroinvertébrés a été réduite. Cette réduction a été importante seulement dans un cours d'eau (Pigeon Bridge Brook) recevant les eaux de ruissellement d'un tronçon de 1500 m de l'autoroute M1. Une diminution du nombre de taxons macroinvertébrés dans le ruisseau situé en dessous du point de déversement des eaux de ruissellement des routes a été observée. À cet endroit, on a constaté une perte de taxons sensibles à la pollution et un remplacement de l'assemblage d'algues benthiques dépendant de grossières particules de matière organique par un assemblage dépendant de fines particules de matière organique et comprenant principalement des taxons connus sous le nom de collecteurs. La diversité de l'assemblage d'hyphomycètes a considérablement augmenté en aval du point de déversement. En outre, il y a eu une importante réduction de la perte de matériel provenant des feuilles dans les sacs à grosses mailles utilisés à la station en aval, ce qui porte à croire que les macroinvertébrés ont inhibé la décomposition des feuilles. Peu de preuves ont semblé indiquer que les changements dans la structure matérielle de l'habitat ou les réductions de l'abondance des sources alimentaires des macroinvertébrés étaient responsables des changements observés dans la distribution des macroinvertébrés. Toutefois, des études ultérieures ont montré que la toxicité directe et les changements dans la qualité des aliments dus aux contaminants étaient importants pour la détermination de l'abondance des macroinvertébrés (Forrow et Maltby, 2000).

Pour donner suite à cette étude, Maltby *et al.* (1995b) ont évalué la toxicité des sédiments et de l'eau contaminée par le ruissellement routier afin de relever le ou les groupes de composés chimiques responsables de la toxicité observée. Les expériences ont principalement porté sur l'amphipode benthique *Gammarus pulex* à Pigeon Bridge Brook. L'eau contaminée par le ruissellement des routes n'a pas eu d'effets nocifs sur *G. pulex*, mais l'exposition aux sédiments contaminés a donné lieu à une faible augmentation de la mortalité, mais significative après 14 jours. La mortalité moyenne a été invariablement de 10,3 % (l'expérience a été répétée trois fois) à la station en aval, comparativement à 5 % à la station témoin en amont. Les expériences de manipulation des sédiments ont montré que la plus grande partie de la toxicité observée à la station en aval était due à la fraction contenant des HAP.

Marsalek *et al.* (1997) ont prélevé des échantillons d'eaux pluviales s'écoulant du James N. Allen Skyway Bridge à Burlington, Ontario, et ils ont dosé 5 métaux lourds et 14 HAP solubilisés et liés aux particules. Les HAP solubilisés représentaient moins de 11% des concentrations dans l'eau entière, et les autres HAP étaient liés aux particules présentes dans les eaux de ruissellement des routes. Même si les résultats de l'étude indiquaient que les métaux lourds étaient les principaux polluants, les auteurs ont mentionné que les HAP présents dans les sédiments pouvaient avoir des effets toxiques chroniques en raison de leur persistance dans ce milieu et de leur apport continu avec le temps (Marsalek *et al.*, 1997).

Un essai de toxicité des sédiments en écoulement continu pendant 28 jours a été effectué en utilisant l'amphipode benthique *Hyaella azteca*. Le sédiment entier a été prélevé dans la

rivière Clark Fork, au Montana (États-Unis), et on a étudié les effets dus à 16 HAP, dont le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène (Ingersoll *et al.*, 1993). En général, *H. azteca* est plus sensible que *Chironomus riparius* aux sédiments contaminés (Ingersoll et Nelson, 1990; Nelson *et al.*, 1993). Dans cette étude, la sensibilité relative des organismes expérimentaux était la suivante : *H. azteca* > *C. riparius* > *Oncorhynchus mykiss* > *Daphnia magna*. Les résultats des essais de toxicité du sédiment entier pendant 28 jours ont montré que le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène avaient des effets nocifs significatifs (mortalité de 95 % chez les mâles adultes matures) sur *H. azteca* à des concentrations de 0,050, 0,083 et 0,083 µg/g de poids sec respectivement (Ingersoll *et al.*, 1993). *H. azteca* est aussi une espèce qui vit au Canada. Ces valeurs sont très rapprochées de la concentration seuil sans effet prévu (CSEP) qui a servi à formuler les recommandations concernant la qualité des sédiments canadiens pour les HAP (CCME, 1999). À l'aide de la méthode modifiée du U.S. National Status and Trends Program (Long et Morgan, 1991), on a calculé que les CSEP du pyrène, du fluoranthène et du phénanthrène étaient respectivement de 0,053, 0,111 et 0,0419 µg/g de poids sec (CCME, 1999; Environnement Canada, 1999).

Les effets indirects des HMU ont aussi été mentionnés dans des publications. L'une des quatre expériences réalisées par Lefcort *et al.* (1997) était une étude en micromésocosme au cours de laquelle des larves de salamandres (*Ambystoma opacum* et *A. tigrinum*), âgées de 5 semaines, ont été placées dans des étangs artificiels inoculés avec du plancton provenant de l'étang d'origine des salamandres. Mis à part le témoin, une seule concentration de HMU (100 mg/L) a été testée. De l'huile a été ajoutée tous les mois pour compenser la dégradation après 13 semaines. À la fin de cette période, on a mesuré la longueur et le poids des animaux, et l'expérience a pris fin peu après. Les animaux témoins étaient plus gros que ceux qui avaient été exposés aux HMU : la distance entre le museau et la région anale était plus grande, la longueur totale était plus grande et la tête était plus large. Les auteurs ont conclu que la toxicité était indirecte parce que les algues, qui étaient la source alimentaire, ont connu une croissance moins rapide en raison de la présence de l'huile, ce qui a eu un effet sur la taille et le poids des salamandres.

5.0 ÉVALUATION DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999

L'évaluation du risque que pose une substance figurant sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire pour l'environnement se fonde sur les méthodes exposées dans Environnement Canada (1997). L'analyse des voies d'exposition, puis la détermination du récepteur sensible servent à sélectionner les paramètres de mesure pour l'évaluation environnementale (p.ex., effets négatifs sur la reproduction d'espèces sensibles de poissons dans une communauté). Pour chaque paramètre, on choisit une valeur estimée prudente de l'exposition (VEE) et on détermine une valeur estimée sans effet observé (VESEO), en divisant la valeur critique de la toxicité (VCT) par un coefficient. On calcule pour chacun des paramètres de l'évaluation un quotient prudent ou très prudent (VEE/VESEO), afin de déterminer s'il existe ou non un éventuel risque écologique au Canada. Si ces quotients sont inférieurs à un, on peut en conclure que la substance ne pose pas de risque important pour l'environnement, et l'évaluation du risque se termine là. Si, cependant, le quotient est supérieur à un, il faut procéder, pour ce paramètre, à une analyse dans laquelle on pose des hypothèses plus réalistes et on examine la probabilité et l'ampleur des effets. Dans ce

dernier cas, on tient davantage compte des causes de variabilité et d'incertitude dans l'analyse du risque.

5.1 Paramètres de l'évaluation

Pour choisir les paramètres de l'évaluation environnementale, on a analysé les voies d'exposition aux HMU et ensuite identifié les récepteurs sensibles. Dans cette évaluation, les paramètres de l'évaluation présentant de l'intérêt ont été les effets nocifs sur les populations d'espèces benthiques.

5.2 Caractérisation du risque pour l'environnement

5.2.1 Utilisation comme dépolluant et rejet dans le sol

Ces scénarios comportent le rejet direct de HMU sur les routes et dans le sol. Puisque les fuites d'huiles moteur sont un rejet direct sur les routes, les nouvelles données sur les effets et l'exposition dus à cette source serviront de substituts pour les scénarios relatifs à l'utilisation comme dépolluant et au rejet dans le sol. Aussi, le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène seront considérés comme les constituants représentatifs des HMU pour déterminer si ces dernières ont un effet nocif sur l'environnement canadien au sens de la LCPE 1999.

D'après Landrum *et al.* (1991), sur le terrain, le mode d'action toxique des HAP en mélange est additif, et il n'existe aucune preuve évidente de synergisme ou d'antagonisme. Par conséquent, la concentration molaire d'un HAP (p. ex., le pyrène) produisant un effet toxique ne change pas, que ce HAP (le pyrène) soit la seule substance présente dans le sédiment ou qu'il fasse partie d'un mélange d'autres HAP dans le sédiment (Environnement Canada, 1999). La toxicité d'une substance complexe peut être déterminée en identifiant les constituants dont les modes d'action sont semblables et en calculant leur toxicité collective (Environnement Canada, 1997). Par conséquent, la fraction de la concentration (VEE) et de la toxicité (VESEO) de chaque constituant est calculée séparément et exprimée en unité de toxicité. Les unités de toxicité pour le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène sont ensuite additionnées pour déterminer la toxicité totale de ces HAP dans les HMU.

5.2.1.1 Analyse du risque pour le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène, et toxicité totale

On a constaté que le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène présents dans les sédiments du fleuve Saint-Laurent provenaient des HMU. La valeur prudente de la VEE pour les organismes benthiques est de 0,872 µg/g pour le pyrène, de 1,238 µg/g pour le fluoranthène et de 1,020 µg/g pour le phénanthrène; il s'agit de la plus forte concentration de ces HAP provenant des HMU (voir le tableau 1) (Abrajano, 2000).

L'organisme d'eau douce le plus sensible mentionné dans les publications est l'amphipode benthique *Hyalella azteca*, pour lequel on a observé une mortalité de 95 % chez des adultes mâles matures à la suite d'un essai de toxicité des sédiments de 28 jours au cours duquel on a utilisé des sédiments de terrain contenant du pyrène à une concentration de 0,083 µg /g de

pois sec (Ingersoll *et al.*, 1993). Cette valeur est considérée comme la VCT. La VESEO est calculée en divisant la VCT par un coefficient de 10 pour tenir compte de la variabilité inter et intraspécifique, de l'incertitude que comporte l'extrapolation de l'effet de mortalité à 95% à une concentration sans effet observé (CSEO), et de l'extrapolation des conditions en laboratoire à celles sur le terrain. Un autre coefficient de 10 a été utilisé pour tenir compte de la présence d'autres constituants des HMU. Si l'on divise la VCT (0,083 µg/g de poids sec) par le coefficient final de 100, on obtient une VESEO de 0,000 83 µg/g. Le quotient prudent pour le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène est calculé en divisant la VEE par la VESEO pour chacun des trois HAP. Le tableau 2 indique comment se fait l'analyse de ce risque.

Tableau 2 : Résumé de l'analyse prudente du risque pour les HMU en utilisant *Hyalella azteca*

HAP	VEE (µg/g de poids sec dans les sédiments)	VCT (µg/g de poids sec)	Coefficients		VESEO (µg/g de poids sec)	Quotient (VEE/VESEO)
			Variation inter et intraspécifique; mortalité de 95 % à la CSEO; conditions en laboratoire à celles sur le terrain	Autres constituants des HMU		
Pyrène	0,872	0,083	10	10	0,000 83	1 051
Fluoranthène	1,238	0,083	10	10	0,000 83	1 492
Phénanthrène	1,020	0,050	10	10	0,000 50	2 040
Toxicité totale						4 583

5.2.2 Re-raffinage

Pour ce scénario, on n'a pas relevé de données de surveillance ni sur les effets, mais on peut s'attendre à ce que les eaux usées et les déchets solides des usines de re-raffinage contiennent des métaux à l'état de traces, des phénols dissous, des solvants chlorés, des HAP et d'autres composés organiques ainsi que de l'huile en suspension ou émulsifiée (U.S. EPA, 1974; Surprenant *et al.*, 1983; Franklin Associates Ltd., 1985). Puisque les HAP comme le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène sont probablement d'importants constituants des HMU et s'ils sont rejetés dans l'effluent, il est possible que ce dernier ait des effets directs sur l'endofaune et occasionne un changement dans la diversité des espèces.

5.2.3 Utilisation comme combustible

Les émissions de métaux lourds et de HAP produites par les appareils de chauffage commerciaux sont réglementées par la plupart des instances provinciales et territoriales (voir

l'annexe A), mais les petits appareils de chauffage d'appoint fonctionnant à l'huile qui ne sont pas bien entretenus et sont donc à l'origine des émissions de métaux lourds et de HAP dans l'environnement suscitent des inquiétudes. En 1994, une enquête à l'échelle provinciale portant sur les appareils de chauffage d'appoint (les chaudières utilisant du combustible dérivé des déchets) a révélé que 352 appareils sur 422 (soit 83 %) n'étaient pas conformes au règlement pris par le ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie en vertu de la *Loi sur la protection de l'environnement* (MOEE, 1995). L'enquête a aussi indiqué que les 52 incinérateurs de l'est de l'Ontario utilisant un combustible dérivé des déchets n'étaient pas conformes (MOEE, 1994). Les raisons de la non-conformité comprenaient le refus de la demande d'un certificat d'approbation, le fardeau de la paperasse et le manque d'entretien des appareils de chauffage d'appoint. Il s'est dégagé des discussions avec les contacts provinciaux qu'il semble probablement y avoir quelques milliers de ces appareils utilisés au Canada, surtout dans les stations-service où se fait la vidange d'huile. À l'échelle du pays, on ne sait pas dans quelle proportion ces appareils sont conformes. Il a été établi que le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène retrouvés dans l'Arctique provenaient surtout de la combustion de l'huile, du charbon et du bois (Barrie *et al.*, 1997). Il est donc possible que les appareils de chauffage aux HMU qui ne sont pas bien entretenus contribuent à la présence de HAP dans l'Arctique (Jensen *et al.*, 1997).

5.2.4 Le point sur les initiatives provinciales, territoriales et fédérales au Canada concernant les huiles moteur usées

Les préoccupations au sujet du danger que présentent les HMU se sont traduites par diverses initiatives gouvernementales, que ce soient des directives ou des règlements, mises en œuvre au Canada et ailleurs dans le monde afin de réduire les rejets de HMU dans l'environnement (voir les annexes A et C).

Les renseignements en provenance d'autres instances indiquent que la réduction des rejets de HMU dans l'environnement est une question importante. En général, les huiles usées (y compris les HMU) sont un sujet d'inquiétude pour les gouvernements provinciaux, territoriaux, autochtones et fédéral. Le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a élaboré des directives visant à réglementer les huiles usées, y compris les HMU. Sur la scène internationale, le Canada, en qualité de signataire de la Convention de Bâle, a convenu de contrôler le mouvement des huiles usées, y compris les HMU, considérées dangereuses, afin de protéger la santé humaine et l'environnement. Le Règlement sur l'exportation et l'importation des déchets dangereux a permis au Canada de ratifier la Convention de Bâle et de satisfaire aux conditions de la décision finale (92)39 du Conseil de l'Organisation de coopération et de développement économiques concernant le contrôle des mouvements transfrontaliers des déchets destinés à la récupération (voir l'annexe C). Les principales raisons de l'établissement de contrôles étaient les quantités lixiviables de plomb, de HAP et d'hydrocarbures chlorés présentes dans les huiles usées, compte tenu en particulier des importantes quantités de ces huiles en circulation (Wittwer, 2000).

5.2.5 Autres substances « toxiques » au sens de la LCPE

Les substances suivantes figurent à l'annexe 1 de la LCPE 1999 (Liste des substances toxiques) et sont des constituants des HMU : l'arsenic et ses composés; le benzène; le cadmium; le chrome et ses composés; le nickel inorganique acide, sulfuré et soluble, et les HAP. La plupart de ces substances ont été jugées « toxiques » au sens de la LCPE en raison des effets produits sur des organismes sensibles qui avaient été exposés à ces composés dans l'eau ou les sédiments. En particulier, le Rapport d'évaluation des HAP (Gouvernement du Canada, 1994b) a indiqué que le changement dans la biodiversité de l'endofaune était l'une des raisons de conclure que ces substances étaient « toxiques » au sens de la LCPE. On retrouve aussi dans les HMU d'autres substances figurant à l'annexe 1 de la LCPE : le plomb (provenant d'une perte de gaz due à l'usure normale du moteur à essence et contenu dans un additif, le naphthénate de plomb), le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène, le trichloro-1,1,1 éthane et les BPC (qui sont des contaminants résultant des activités de collecte). La présence de toutes ces substances dans les HMU contribue probablement à la toxicité de ces dernières (Maltby *et al.*, 1995b).

5.3 Sources d'incertitude

Plusieurs sources d'incertitude sont liées à l'évaluation environnementale des HMU. En raison des nombreuses voies possibles de pénétration des HMU dans l'environnement, les concentrations de ces substances dans certaines régions du Canada pourraient être plus élevées que celles enregistrées. Les concentrations de pyrène, de fluoranthène et de phénanthrène dont on a dit qu'elles étaient dues aux HMU ont servi à démontrer la présence de HMU dans les sédiments. Bien que ces HAP proviennent des HMU, on se demande si les carters sont seuls à l'origine de ces substances ou si d'autres sources entrent en jeu, comme les dépôts atmosphériques, les sources de combustion utilisant des HMU comme combustibles ou les émissions de HMU contenues dans les gaz d'échappement des automobiles. Aucune étude de toxicité aiguë ou chronique de l'ensemble des HMU sur les organismes benthiques n'a été effectuée. Par conséquent, la toxicité pour les organismes benthiques du pyrène, du fluoranthène et du phénanthrène, qui sont des constituants des HMU, a été substituée à la toxicité de l'ensemble des HMU. L'extrapolation des données disponibles sur la toxicité aux effets écosystémiques potentiels comporte de l'incertitude. Pour tenir compte des incertitudes liées à l'extrapolation, on a utilisé, dans l'analyse du risque pour l'environnement, des coefficients pour calculer une VESEO.

5.4 Conclusion

À la lumière des résultats de l'analyse des données publiées de 1993 à 2000 au sujet de l'exposition aux HMU et de leurs effets sur les écosystèmes aquatiques, on conclut que les HMU pénètrent dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. En conséquence, les HMU sont considérées « toxiques » au sens de l'alinéa 64a) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999* (LCPE 1999).

6.0 BIBLIOGRAPHIE

- Abrajano, T.A. 2000. Communication personnelle au sujet des concentrations de HAP à divers endroits du fleuve Saint-Laurent. Rensselaer Polytechnic Institute, Troy, New York.
- Armiento, J. 1999. Communication personnelle. Section des déchets industriels dangereux, ministère ontarien de l'Environnement, Toronto (Ont.).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1997. *Toxicological profile for used mineral-based crankcase oil*. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgie (contrat n° 205-93-0606).
- Barrie, L., R. Macdonald, T. Bidleman, M. Diamond, D. Gregor, R. Semkin, W. Strachan, M. Alaei, S. Backus, M. Bewers, C. Gobeil, C. Halsall, J. Hoff, A. Li, L. Lockhart, D. Mackay, D. Muir, J. Pudykiewicz, K. Reimer, J. Smith, G. Stern, W. Schroeder, R. Wagemann, F. Wania et M. Yunker. 1997. Sources, occurrence and pathways. In: J. Jensen, K. Adare et R. Shearer (éd.), *Canadian Arctic contaminants assessment report*. Ministère des Affaires indiennes et du Nord, Ottawa (Ont.). 460 p.
- Carr, R.S., P.A. Montagna, J.M. Biedenbach, R. Kalke, M.C. Kennicutt, R. Hooten et G. Cripe. 2000. Impact of storm-water outfalls on sediment quality in Corpus Christi Bay, Texas, U.S.A. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(3): 561-574.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1989a. *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).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1989b. *Code 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).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1993. *Recycling lubricating oils*. Fiche d'information. Winnipeg (Man.).
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1999. *Canadian sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*. Ébauche. Document d'évaluation scientifique. Préparé par le Bureau national des recommandations et des normes, Environnement Canada, Hull (Qué.). 95 p. + annexes.
- CH2M Hill Engineering Ltd. 1992. *Environmental risk of waste crankcase oil*. Préparé pour le Bureau de la gestion des déchets, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ont.).

- Code, C. 2001. Communication personnelle. Division des mouvements transfrontaliers, Direction des déchets dangereux, Direction générale de la prévention de la pollution par des toxiques, Environnement Canada, Hull (Qué.).
- ICPP (Institut canadien des produits pétroliers). 1993a. Communication personnelle avec B. Hawley. Ottawa (Ont.).
- Environnement Canada. 1992. *Règlement sur l'exportation et l'importation des déchets dangereux*. Extrait de la Partie II de la *Gazette du Canada*, 2 décembre 1992. Hull (Qué.). 50 p.
- Environnement Canada. 1993. *Huiles moteur usées. Liste des substances d'intérêt prioritaire*. Document complémentaire. Hull (Qué.).
- Environnement Canada. 1997. Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Guide, version 1.0, mars 1997. Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qué.) (EPS/2/CC/3E).
- Environnement Canada. 1999. *Canadian sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*. Ébauche de document complémentaire. Bureau national des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement, Ottawa (Ont.). 94 p. + annexes.
- Forrow, D.M. et L. Maltby. 2000. Toward a mechanistic understanding of contaminant-induced changes in detritus processing in streams: direct and indirect effects on detritivore feeding. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 2100-2106.
- Franklin Associates Ltd. 1985. *Composition and management of used oil generated in the United States*. Préparé pour l'Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (EPA/530-SW-013, PB85-180297, novembre).
- Freestone, F.J. 1979. *Runoff of oils from rural roads treated to suppress dust*. Compte rendu d'un atelier sur les mesures et les normes pour l'huile recyclée — II. National Bureau of Standards, Gaithersburg, Maryland, les 29 et 30 novembre 1977. p. 72-86 (National Bureau of Standards Special Publication 556) [cité dans ATSDR, 1997].
- Gouvernement du Canada. 1994a. *Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Huiles moteur usées (HMU)*. Ottawa (Ont.). 39 p.
- Gouvernement du Canada. 1994b. *Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Hydrocarbures aromatiques polycycliques*. Ottawa (Ont.). 61 p.

- Hoffman, E.J., A.M. Falke et J.G. Quinn. 1980. Waste lubricating oil disposal practices in Providence, Rhode Island: Potential significance to coastal water quality. *Coastal Zone Manage.* 8: 337-348.
- Ingersoll, C.G. et M.K. Nelson. 1990. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). In: W.G. Landis et W.H. van der Schalie (éd.), *Aquatic toxicology and risk assessment: Thirteenth symposium*. American Society for Testing and Materials, Philadelphie, Pennsylvanie. p. 93-109 (ASTM STP 1096).
- Ingersoll, C.G., W.G. Brumbaugh, A.M. Farag, T.W. La Point et D.F. Woodward. 1993. *Effects of metal-contaminated sediment, water, and diet on aquatic organisms. Final report for the U.S. EPA Milltown Endangerment Assessment Project*. Préparé par le U.S. Fish and Wildlife Service et l'Université du Wyoming pour la U.S. Environmental Protection Agency, Helena, Montana. 99 p. + annexes.
- Jensen, J., K. Adare et R. Shearer (éd.). 1997. *Canadian Arctic contaminants assessment report*. Ministère des Affaires indiennes et du Nord, Ottawa (Ont.). 460 p.
- Landrum, P.F., B.J. Eadie et W.R. Faust. 1991. Toxicokinetics and toxicity of a mixture of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Diporeia* (sp.). *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 35-46.
- Latimer, J.S., E.J. Hoffman, G. Hoffman, J.L. Fasching et J.G. Quinn. 1990. Sources of petroleum hydrocarbons in urban runoff. *Water Soil Air Pollut.* 52: 1-21.
- Lefcort, H., K.A. Hancock, K.M. Maur et D.C. Rostal. 1997. The effects of used motor oil, silt, and the water mold *Saprolegnia parasitica* on the growth and survival of mole salamanders (genus *Ambystoma*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 383-388.
- Long, E.R. et L.G. Morgan. 1991. *The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Washington. 175 p. + annexes (NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52; PB93-215952).
- MacKenzie, M.J. et J.V. Hunter. 1979. Sources and fates of aromatic compounds in urban stormwater runoff. *Environ. Sci. Technol.* 13: 179-183.
- Maltby, L., D.M. Forrow, A.B.A. Boxall, P. Calow et C.I. Betton. 1995a. The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 1. Field study. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(6): 1079-1092.
- Maltby, L., A.B.A. Boxall, D.M. Forrow, P. Calow et C.I. Betton. 1995b. The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 2. Identifying major toxicants. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(6): 1093-1101.

- Marsalek, J. 2000. Communication personnelle. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ont.).
- Marsalek, J., B. Brownlee, T. Mayer, S. Lawal et G.A. Larkin. 1997. Heavy metals and PAHs in stormwater runoff from the Skyway Bridge, Burlington, Ontario. *Water Qual. Res. J. Can.* 32(4): 815-827.
- Nadeau, B. 1999. Communication personnelle. Service des déchets dangereux, ministère québécois de l'Environnement et de la Faune, Québec (Qué.).
- Nelson, M.K., P.F. Landrum, G.A. Burton, Jr., S.J. Klaine, E.A. Crecelius, T.D. Byl, D.C. Gossiaux, V.N. Tsymbal, L. Cleveland, C.G. Ingersoll et G. Sasson-Brickson. 1993. Toxicity of contaminated sediments in dilution series with control sediments. *Chemosphere* 27(9): 1789-1812.
- O'Malley, V.P. 1994. *Compound-specific carbon isotope geochemistry of polycyclic aromatic hydrocarbons in eastern Newfoundland estuaries*. Ph.D. dissertation. Department of Earth Sciences, Memorial University of Newfoundland, St. John's (T.-N.).
- O'Malley, V.P., T.A. Abrajano et J. Hellou. 1994. Determination of the C-13 C-12 ratios of individual PAH from environmental samples — can PAH sources be apportioned? *J. Org. Geochem.* 21(6/7): 809-822.
- O'Malley, V.P., T.A. Abrajano, Jr. et J. Hellou. 1996. Stable carbon isotopic apportionment of individual polycyclic aromatic hydrocarbons in St. John's Harbour, Newfoundland. *Environ. Sci. Technol.* 30(2): 634-639.
- MOEE (ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie). 1994. *Waste derived fuel survey. Eastern region — operations*. Kingston (Ont.). Août.
- MOEE (ministère ontarien de l'Environnement et de l'Énergie). 1995. *Waste derived fuel furnace survey. Eastern region — operations*. Kingston (Ont.). Août. 34 p. + annexes.
- Surprenant, N.F., W.H. Battye, P.F. Fennelly et D.W. Brinkmann. 1983. *The fate of hazardous and nonhazardous wastes in used-oil disposal and recycling*. Préparé pour le U.S. Department of Energy, Washington, D.C. (contrat n° DE-AC19-81BC10375).
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1974. Waste oil study. *Report to Congress*. Autorisé par l'article 104 (m), P.L. 92-500, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (PB-257-693, avril).
- Wittwer, J. 2000. Communication personnelle. Division des mouvements transfrontaliers, Direction des déchets dangereux, Direction générale de la prévention de la pollution par des toxiques, Environnement Canada, Hull (Qué.).

ANNEXE A. LE POINT SUR LA GESTION DE L'HUILE USÉE¹ DANS LES PROVINCES ET LES TERRITOIRES DU CANADA POUR CHAQUE CATÉGORIE DE REJET (DÉCEMBRE 1999)

Province/ territoire	Usines de re-raffinage	Brûlage	Dépoussiérage	Rejet dans le sol
Yukon	Aucune usine de re-raffinage; certaines HMU sont expédiées au sud; <i>Yukon Environment Act</i> , <i>Special Waste Regulations</i> .	Autorisé --Permis délivré en vertu du <i>Special Waste Regulations</i> pris en application du <i>Yukon Environment Act</i> , concentrations de contaminants spécifiées.	Interdit --La politique interdit de délivrer un permis pour les déchets spéciaux en vertu du <i>Special Waste Regulations</i> pris en application du <i>Yukon Environment Act</i> .	Interdit — <i>Yukon Environment Act</i> , <i>Special Waste Regulations</i> .
Territoires du Nord-Ouest	Aucune usine de re-raffinage; certaines HMU sont expédiées au sud; <i>Environmental Protection Act</i> , projet de règlement sur les huiles usées et les combustibles résiduaire (dont on prévoit qu'il sera proclamé à l'automne de 2001 et qu'il entrera en vigueur au printemps de 2002).	Autorisé —Proposé dans le projet de règlement sur les huiles usées et les combustibles résiduaire pris en application de l' <i>Environmental Protection Act</i> (dont on prévoit qu'il entrera en vigueur au printemps de 2002) et qui exige l'utilisation de matériel approuvé par l'Association canadienne de normalisation (ACNOR) et les Laboratoires des assureurs du Canada (LAC); le brûlage à ciel ouvert sera interdit.	Interdit — Les directives concernant le dépoussiérage ne permettent pas l'épandage d'huile sur les routes; le projet de règlement sur les huiles usées et les combustibles résiduaire pris en application de l' <i>Environmental Protection Act</i> l'interdira.	Interdit — Le projet de règlement sur les huiles usées et les combustibles résiduaire pris en application de l' <i>Environmental Protection Act</i> interdira le rejet dans le sol ou la mise en décharge.
Nunavut	Aucune usine de re-raffinage.	Permis dans les appareils conçus à cette fin qui sont approuvés par l'ACNOR ou les LAC; le projet de règlement sur les huiles usées et les combustibles résiduaire (que le Nunavut entend adopter lorsqu'il sera en vigueur dans les Territoires du Nord-Ouest, probablement vers la fin de 2001 ou au début de 2002) réglera davantage les émissions — des analyses régulières et des limites maximales seront obligatoires.	Interdit — Les directives concernant le dépoussiérage ne permettent pas l'épandage d'huile sur les routes (adoption du règlement des Territoires du Nord-Ouest); le projet de règlement sur les huiles usées et les combustibles résiduaire pris en application de l' <i>Environmental Protection Act</i> l'interdira.	Interdit — Le projet de règlement sur les huiles usées et les combustibles résiduaire pris en application de l' <i>Environmental Protection Act</i> interdira le rejet dans le sol ou la mise en décharge.

Province/ territoire	Usines de re-raffinage	Brûlage	Dépoussiérage	Rejet dans le sol
Colombie-Britannique ²	Une usine de re-raffinage (qui a changé de propriétaire en 1999); permis délivrés en vertu du <i>Waste Management Act</i> pour ce qui est des effluents de l'usine rejetés dans l'environnement; les émissions atmosphériques sont réglementées par un règlement local sur l'air (district de la région métropolitaine de Vancouver) aussi pris en vertu du <i>Waste Management Act</i> .	Autorisé — Le brûlage comme combustible est autorisé par le <i>Special Waste Regulation</i> (pris en vertu du <i>Waste Management Act</i>); on songe à modifier le <i>Special Waste Regulation</i> pour interdire le brûlage dans les appareils de chauffage d'appoint.	Interdit — <i>Special Waste Regulation</i> pris en 1988 en vertu du <i>Waste Management Act</i> et modifié en 1992.	Interdit — <i>Waste Management Act</i> .
Alberta	Une usine de re-raffinage et deux installations de retraitement; le <i>Waste Control Regulations</i> , pris en vertu de l' <i>Environmental Protection and Enhancement Act</i> , limite les options en matière d'élimination; les usines de re-raffinage sont réglementées par l' <i>Activities Designation Regulations Schedule 1: Division 1: Waste Management</i> .	Autorisé — <i>Environmental Protection and Enhancement Act</i> , autorisations exigées en vertu de l' <i>Activities Designation Regulations Schedule 1: Waste Management</i> ; «un code de pratiques pour la production de combustible de remplacement et le brûlage de combustible dérivé des déchets » (ébauche) a été mis au point.	Autorisé — Les directives provisoires concernant l'épandage d'huile raffinée usée sur les revêtements routiers pour le dépoussiérage recommandent des limites pour les contaminants; la continuation de l'utilisation d'huile usée sur les routes a été examinée, et les directives ont été révisées en avril 1999.	Interdit — <i>Environmental Protection and Enhancement Act</i> .
Saskatchewan	Deux installations de retraitement; <i>Environmental Management and Protection Act</i> et <i>Clean Air Act</i> , permis exigés.	Autorisé — <i>Environmental Management and Protection Act</i> et <i>Clean Air Act</i> , permis exigés en vertu du <i>Clean Air Regulations</i>	Interdit — <i>Environmental Management and Protection Act</i> , <i>Hazardous Substances and Waste Dangerous Goods Regulations</i> , <i>Used Oil Collection Regulations</i> .	Interdit — <i>Litter Control Act</i> ; <i>Dangerous Goods Transportation Act</i> et ses règlements d'application; <i>Environmental Management and Protection Act</i> , <i>Used Oil Collection Regulations</i> .

Province/ territoire	Usines de re-raffinage	Brûlage	Dépoussiérage	Rejet dans le sol
Manitoba	Une installation de retraitement; <i>Dangerous Goods Handling and Transportation Act</i> ; <i>Waste Environment Act</i> ; le <i>Waste Reduction and Prevention Act</i> , réglemente les usines de re-raffinage et les installations de retraitement.	Autorisé — <i>Dangerous Goods Handling and Transportation Act</i> ; une politique provinciale provisoire permet aussi le brûlage dans des appareils de chauffage d'appoint dans des conditions rigoureusement contrôlées.	Interdit — <i>Dangerous Goods Handling and Transportation Act</i> .	Interdit — <i>Dangerous Goods Handling and Transportation Act</i> .
Ontario	Une usine de re-raffinage: le règlement 347 pris en vertu de l' <i>Environmental Protection Act</i> prévoit aussi une dérogation pour simplifier la collecte et le transport de l'huile usée à l'usine de re-raffinage.	Autorisé — Le règlement 347 pris en vertu de l' <i>Environmental Protection Act</i> autorise aussi le brûlage dans de petits appareils de chauffage d'appoint, mais aucune nouvelle autorisation ne sera accordée pour les appareils de chauffage d'appoint qui brûlent de l'huile usée; le brûlage de l'huile usée est encore permis pour d'autres utilisations industrielles (p.ex., les fours à ciment) à condition d'être autorisé par règlement.	Interdit — <i>Environmental Protection Act</i> , règlement d'application 347.	Interdit — <i>Environmental Protection Act</i> .
Québec	Aucune usine de re-raffinage; <i>Loi sur la qualité de l'environnement</i> ; 75 % de l'huile récupérable est récupérée (=38 % de l'huile provenant des véhicules); 57 % de l'huile sert à la récupération d'énergie; 43 % est régénérée.	Autorisé — <i>Loi sur la qualité de l'environnement</i> , règlement sur les matières dangereuses pour les importants groupes de chauffe seulement (>10 MW), le règlement sur les déchets dangereux permet de brûler de l'huile usée dans les serres.	Interdit — <i>Loi sur la qualité de l'environnement</i> , règlement sur les déchets dangereux.	Interdit — <i>Loi sur la qualité de l'environnement</i> , règlement sur les déchets dangereux.

Province/ territoire	Usines de re-raffinage	Brûlage	Dépoussiérage	Rejet dans le sol
Nouveau-Brunswick	Installations de retraitement; <i>Loi sur l'assainissement de l'air</i> , projet de règlement sur la manutention de l'huile usée (qui sera présenté au Cabinet pendant l'été de 2001); les émissions atmosphériques et les effluents sont réglementés respectivement par les règlements 97-133 et 82-126.	Autorisé — <i>Loi sur l'assainissement de l'air</i> , Règlement sur la qualité de l'air, certificat d'approbation obligatoire pour les gros brûleurs; les petits brûleurs sont assujettis à la directive concernant le brûlage de l'huile usée en petite quantité, qui fera partie du règlement sur la manutention de l'huile usée.	Interdit — <i>Loi sur l'assainissement de l'air</i> , Règlement 8797 sur le stockage et la manutention des produits pétroliers.	Interdit — <i>Loi sur l'assainissement de l'air</i> .
Nouvelle-Écosse	Une usine de re-raffinage; <i>Environment Act</i> ; d'après l'Activities Designation Regulations, cette activité doit être approuvée.	Autorisé — <i>Environment Act</i> , Used Oil Regulations, toutes les unités, y compris les appareils de chauffage d'appoint, des limites sont imposées; l'Air Quality Regulations interdit le brûlage à ciel ouvert.	Interdit — <i>Environment Act</i> , Used Oil Regulations	Interdit — <i>Environment Act</i> , Used Oil Regulations
Île-du-Prince-Édouard	Aucune usine de re-raffinage; <i>Environmental Protection Act</i> , Used Oil Handling Regulations; certaines HMU sont expédiées en Nouvelle-Écosse en vue de leur re-raffinage.	Autorisé — <i>Environmental Protection Act</i> , Air Quality Regulations; le brûlage est autorisé dans les brûleurs utilisant de l'huile usée; permis obligatoire.	Interdit — <i>Environmental Protection Act</i> , Used Oil Handling Regulations	Interdit — <i>Environmental Protection Act</i> , Used Oil Handling Regulations
Terre-Neuve	Aucune usine de re-raffinage; <i>Waste Material Disposal Act</i> ; projet de réglementation de l'huile usée; certificat d'approbation obligatoire.	Autorisé — <i>Waste Material Disposal Act</i> , projet de réglementation de l'huile usée, des limites acceptables seront imposées; presque tout le brûlage approuvé se fait dans des fours à ciment.	Interdit de fait en raison d'une politique non écrite.	Autorisé — Le projet de réglementation de l'huile usée en vertu du <i>Waste Material Disposal Act</i> interdira le rejet dans le sol; vers la fin de 2001, il est probable qu'il sera permis seulement dans les localités les plus éloignées.

Province/ territoire	Usines de re-raffinage	Brûlage	Dépoussiérage	Rejet dans le sol
Résumé des règlements ou des directives concernant l'huile usée	Usines de re-raffinage ou installations de retraitement dans sept provinces, et aucune dans six provinces et territoires; dans chaque province et territoire, il existe un règlement, un projet de règlement ou des directives qui réglementent le re-raffinage; lorsqu'il n'y a pas d'usine de re-raffinage, la province ou le territoire impose des limites pour les contaminants dans l'huile usée.	Le brûlage est autorisé à condition d'obtenir un permis ou un certificat d'approbation; des limites acceptables pour les contaminants sont aussi spécifiées dans la plupart des règlements; les appareils de chauffage d'appoint posent un problème parce que le brûleur ne sera pas bien entretenu et que des contaminants seront rejetés dans l'environnement, causant ainsi une dégradation locale de l'air respiré par les humains.	Interdit dans huit provinces et trois territoires; dans une province, le dépoussiérage est interdit en raison d'une politique, et des directives ont été établies.	Interdit dans neuf provinces et trois territoires; une province a l'intention de l'interdire dans un futur règlement.

¹ Les directives et les règlements provinciaux et territoriaux visent d'autres types d'huile usée (p.ex., les huiles lubrifiantes, industrielles) en plus des HMU. Lorsqu'une province, un territoire ou un ministère fédéral a spécifiquement mentionné les HMU dans sa réponse, nous avons utilisé le terme «HMU» au lieu de «huile usée». En d'autres mots, à moins d'indication contraire, l'huile usée comprend les HMU dans les directives ou les règlements.

² En Colombie-Britannique, depuis 1992, le Return of Used Lubricating Oil Regulation assure aux bricoleurs qui font eux-mêmes leur vidange d'huile l'accès à des installations d'entreposage commercial. En outre, l'industrie envisage d'élargir les programmes de gestion de façon à inclure les filtres usagés et les contenants ainsi que l'huile résiduaire.

ANNEXE B. STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉES POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES AUX HUILES MOTEUR USÉES

Une recherche bibliographique complète (jusqu'en mars 2000) des données de surveillance au Canada (ou ailleurs) et des études toxicologiques sur des animaux et des végétaux a été effectuée pour relever de nouvelles données critiques en vue de l'évaluation du risque pour l'environnement en vertu de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999. Pour relever de nouvelles données critiques sur l'exposition et dans le domaine de la toxicologie, on a fait une recherche par nom dans les bases de données suivantes : Current Contents (1994-2000), Dialog (1990-2000), Environmental Abstracts (1994-2000) et SciSearch. Une recherche dans les sites Web suivants (jusqu'en décembre 2000) a aussi été effectuée : Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Canadian Petroleum Products Institute, Environnement Canada, Programme international sur la sécurité des substances chimiques, Organisation de coopération et de développement économiques et U.S. Environmental Protection Agency. On a aussi effectué des recherches par nom des divers auteurs dont on savait qu'ils avaient publié des articles sur les huiles usées (jusqu'en décembre 2000).

ANNEXE C. RÉSUMÉ DES INITIATIVES CANADIENNES ET INTERNATIONALES MISES EN ŒUVRE POUR GÉRER LES HMU

Initiatives nationales

Les règlements provinciaux et territoriaux reconnaissent la toxicité inhérente aux huiles moteur usées (HMU) ainsi que la possibilité de leur réutilisation. L'industrie reconnaît aussi la nécessité de contrôler leur rejet dans l'environnement, notamment par les bricoleurs qui font eux-mêmes leur vidange d'huile et qui pourraient l'apporter dans un dépôt s'il en existait. Le comportement des bricoleurs qui jettent inconsidérément des HMU dans les décharges, avec les déchets domestiques, dans les fossés ou dans les égouts est préoccupant. Les rejets ponctuels sont très dispersés, mais collectivement, ils contribuent à la pollution du milieu récepteur.

Le Groupe de travail sur les déchets dangereux (GTDD), formé de représentants provinciaux, territoriaux et fédéraux, dont Environnement Canada, a entrepris un examen des mesures de contrôle des HMU en 1995 (Wittwer, 2000). Les résultats ont indiqué que, même si le recyclage industriel des HMU par des entrepreneurs qui s'occupaient de la collecte avait été couronné de succès, les bricoleurs jetaient encore des HMU dans l'environnement, que ce soit avec les déchets, dans les égouts ou dans le sol. Le GTDD avait demandé à Transports Canada de modifier le règlement qu'il avait pris en vertu de la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses* pour y inclure le suivi du mouvement des HMU. Il a aussi mentionné que les émissions de contaminants par les appareils de chauffage d'appoint qui n'étaient pas bien entretenus posaient un important problème pour certaines autorités provinciales et territoriales.

L'élaboration en 1989 par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) d'un Code de pratiques pour la gestion des huiles usées a attiré l'attention sur la nécessité de formuler une politique nationale concernant la collecte, l'utilisation et l'élimination des huiles usées (CCME, 1989a et b). Récemment, le CCME a demandé à Transports Canada d'ajouter les

huiles moteur usées et épuisées à la liste II des types de déchets dangereux de l'annexe II du Règlement sur le transport des marchandises dangereuses. Le GTDD a fait l'étude de ces huiles et conclu que le plomb, les HAP et les hydrocarbures chlorés présents dans les huiles usées étaient dangereux pour l'environnement, notamment en raison des quantités de ces huiles en circulation (Wittwer, 2000). Toutefois, Transports Canada a demandé qu'Environnement Canada assume la responsabilité de réglementer les déchets dangereux et les matériaux recyclables dangereux en vertu du nouveau règlement pris en application de la LCPE 1999. Transports Canada a fait savoir au CCME que, légalement parlant, il ne pouvait pas ajouter d'autres substances à la liste des types de déchets dangereux en vertu du nouveau Règlement sur le transport des marchandises dangereuses rédigé en langage clair.

Initiatives internationales

Le Canada est l'un des signataires de la Convention de Bâle des Nations Unies sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination, conclue en 1989, selon laquelle les pays sont obligés de suivre le mouvement transfrontalier de leurs déchets dangereux, y compris les HMU. L'annexe VIII de la Convention a été rédigée par un groupe de travail multinational dont le Canada était un membre actif. Elle porte sur les huiles usées, y compris les émulsions et les mélanges eau/huile, et on y trouve une liste des déchets qui, lorsqu'ils sont destinés à l'élimination ou au recyclage, sont jugés dangereux. Il est évident, d'après cette liste, que la communauté internationale jugerait que les huiles moteur ou de carter épuisées ou usées sont dangereuses et doivent faire l'objet d'un préavis et d'un suivi afin de protéger la santé humaine et l'environnement. Le Règlement sur l'exportation et l'importation des déchets dangereux (REIDD) a permis au Canada de ratifier la Convention de Bâle et de satisfaire aux conditions de la décision finale (92)39 du Conseil de l'Organisation de coopération et de développements économiques concernant le contrôle des mouvements transfrontaliers de déchets destinés à la récupération (Environnement Canada, 1992). Dans le REIDD pris en vertu de la LCPE 1999, l'annexe III énumère les déchets pour lesquels un préavis d'exportation et d'importation est nécessaire lorsqu'ils sont destinés à l'élimination finale, au recyclage ou à la récupération. On trouve dans la Partie III de cette annexe des articles se rapportant aux huiles, y compris les HMU. Aux fins du REIDD et des mouvements internationaux, ces huiles sont généralement jugées dangereuses pour l'environnement parce qu'elles contiennent des quantités lixiviables de plomb supérieures à 5,0 ppm.