

**ÉTUDE DE L'APPLICABILITÉ DE L'ANALYSE DE RISQUE POUR LES
HYDROCARBURES PÉTROLIERS AU QUÉBEC**

par

Véronique Messier

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de
l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, Octobre 2010

IDENTIFICATION SIGNALÉTIQUE

ÉTUDE DE L'APPLICABILITÉ DE L'ANALYSE DE RISQUE POUR LES HYDROCARBURES PÉTROLIERS AU QUÉBEC

Véronique Messier

Essai effectué en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.ENV)

Sous la direction de Bénédicte Thérien

Université de Sherbrooke

Octobre 2010

Mots clés : terrain contaminé, analyse de risque, hydrocarbures pétroliers, produits pétroliers, réhabilitation de site, évaluation environnementale, sols contaminés, Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains, impraticabilité technique.

Au Québec, dans le domaine des sols contaminés, l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers n'est pas acceptée. Lors d'une contamination par ces derniers, une réhabilitation aux critères génériques doit obligatoirement être effectuée, sauf dans des cas très complexes d'impraticabilité technique. Plusieurs intervenants du milieu sont d'avis qu'il devrait en être autrement et que l'analyse de risque devrait être une option puisque, dans certains cas particuliers, il semblerait que ce soit une démarche davantage en faveur du développement durable. Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs maintient sa décision, et est d'ailleurs appuyé par le ministère de la Santé et des Services sociaux avec comme principaux arguments le fait qu'il y ait au Québec un réseau bien développé de centres de traitement des sols et qu'il existe trop d'incertitudes relativement à l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers. Selon la présente étude, il est possible d'appliquer l'analyse de risque au Québec, mais non sans changement. Les conclusions de la présente analyse montrent que, pour ce faire, il est recommandé d'adopter les règlements nécessaires, de développer un outil d'analyse du développement durable déterminant les cas où l'analyse de risque est avantageuse et que les ministères travaillent de pair avec les consultants.

SOMMAIRE

Partout dans le monde, la plupart des activités industrielles sont des sources importantes de contamination des sols et de l'eau souterraine. Au Canada et au Québec, les hydrocarbures pétroliers représentent un groupe de contaminants des plus importants des sols contaminés. C'est pourquoi l'utilisation de l'analyse de risque serait pertinente pour ces derniers et que depuis plusieurs années, un débat est lancé quant à son application puisqu'au Québec, celle-ci ne peut être réalisée, spécifiquement pour les hydrocarbures pétroliers.

Cette restriction d'utilisation de l'analyse de risque est trouvée à l'intérieur de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (Politique)* du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). La *Politique*, n'ayant aucune force légale, a amené plusieurs intervenants dans le domaine des sols contaminés, entre autres les consultants et les entreprises, à se poser des questions sur la validité et la pertinence d'une telle restriction. C'est donc dans ce contexte que s'inscrit le sujet de cette étude, non seulement au niveau de la validité et de la pertinence de la restriction, mais surtout au niveau de l'applicabilité de l'analyse de risque. Cette étude a donc pour principal objectif de déterminer si l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers peut être appliquée au Québec.

Pour ce faire, un premier sous-objectif consistait à effectuer un état de la situation quant à l'utilisation de l'analyse de risque et des autres méthodes de gestion des terrains contaminés, tant au Québec qu'ailleurs. Ainsi, les deux options de gestion des terrains contaminés ont été étudiées, soit l'option par critères génériques et l'option par critères spécifiques, et leur utilisation au Québec a été présentée. De plus, une étude de l'utilisation des options de gestion à l'extérieur du Québec a permis de conclure que le Québec est le seul État à avoir une restriction quant à l'utilisation de l'analyse de risque. Les autres provinces canadiennes, les États-Unis et l'Europe appliquent l'analyse de risque pour tous les contaminants. La France a même abandonné l'application de critères génériques.

Deuxièmement, les avantages, inconvénients et limites de l'utilisation d'une méthode de gestion plutôt qu'une autre ont été déterminés. Il a été possible de conclure que les

principaux avantages de la gestion par critères génériques sont que la contamination est enlevée complètement et qu'elle permet ainsi d'éviter de léguer un passif environnemental aux générations futures. Les avantages de l'option par critères spécifiques sont entre autres qu'il est possible d'évaluer le risque pour des populations à risque ou pour des habitats sensibles. Elle peut également s'avérer plus avantageuse économiquement et davantage en faveur du développement durable dans des cas de contamination très particulière, selon un des outils présentés, soit GoldSET© de la firme Golder Associés. L'évaluation environnementale, qui évalue, selon le projet, la méthode la plus avantageuse du point de vue du développement durable, a également été présentée.

Pour compléter les éléments de ce sous-objectif des avantages, des inconvénients et des limites d'utilisation de l'analyse de risque, la position du gouvernement et des intervenants a également été présentée. Il a été possible de constater, suite aux recherches, que le gouvernement n'est pas en faveur de l'application de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers. Ses arguments sont principalement le fait que ce contaminant soit assez facile à traiter et qu'il existe déjà, au Québec, un important réseau de centres de traitement. De plus, un problème se pose pour le calcul du risque pour ces contaminants. En effet, comme ils sont composés d'un mélange de composantes, le ministère de la Santé et des Services Sociaux (MSSS) n'est pas à l'aise à représenter ce mélange avec une seule donnée de toxicité, comme c'est appliqué à l'extérieur du Québec. Certains intervenants, comme les citoyens et les groupes environnementaux, ont la même position que le gouvernement.

Toutefois, la position d'autres intervenants, comme les consultants en environnement spécialisés dans le domaine des terrains contaminés et certaines villes, a également été étudiée. Ces derniers sont d'avis qu'il serait avantageux d'appliquer l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers puisque la restriction d'utilisation est définie dans la *Politique*, qui n'a aucune force légale. De plus, étant donné que l'analyse de risque est spécifique au terrain, une meilleure gestion du risque est possible. Finalement, selon certaines études, il apparaît que les critères génériques présentement utilisés pourraient ne pas être adéquats afin d'assurer la protection de l'environnement et de la santé humaine.

Le troisième et dernier sous-objectif de cette étude était de faire des recommandations quant à l'applicabilité de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers au Québec. Pour ce faire, et grâce à l'information recueillie tout au long de l'étude, l'application de l'analyse de risque est évaluée selon le cadre légal québécois, les ressources techniques, les outils d'analyse de risque disponible, l'ouverture des parties prenantes et les outils d'évaluation d'aide à la décision. Les résultats de l'analyse ont permis de constater que l'application de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers au Québec n'est pas impossible et pourrait rapidement être appliquée. Pour ce faire, il est recommandé d'adopter les règlements nécessaires, de valider ou changer les critères génériques et de développer un outil d'analyse du développement durable déterminant les cas où l'analyse de risque est avantageuse. Également, il est recommandé qu'une coopération et un échange d'information soient faits entre les ministères et les intervenants afin d'assurer l'amélioration continue du processus de gestion des terrains contaminés.

En appliquant toutes ces recommandations, il serait peut-être possible qu'un changement soit effectué en convainquant les deux intervenants les plus importants dans cette décision, soit le MDDEP et le MSSS.

REMERCIEMENTS

Je désire remercier sincèrement ma directrice d'essai, Bénédicte Thérien, puisque, sans elle, mon essai ne serait pas ce qu'il est présentement. Ces nombreux commentaires « d'avocat du diable » ont fait en sorte que mon sujet a été traité d'une façon plus profonde et impartiale. Elle a également su me motiver avec ses remarques constructives et positives. Je la remercie également pour sa compréhension face à ma situation de travailleuse qui a fait en sorte que je n'étais pas toujours en mesure de respecter les échéances fixées au préalable. Elle m'a toujours rendu une correction juste dans des délais plus que respectables.

Je désire également remercier les différents intervenants qui m'ont accordé un peu de leur précieux temps et qui m'ont fourni des informations très pertinentes. Sans tous les nommer, je pense entre autres à mes anciens collègues, aux représentants des ministères et aux consultants dans le domaine.

Finalement, je désire remercier mes parents qui ont bien voulu faire la relecture de mon texte et y ajouter leur petite touche personnelle.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. ÉTAT DE LA SITUATION DES TERRAINS CONTAMINÉS.....	3
2. LA GESTION DES TERRAINS CONTAMINÉS AU QUÉBEC.....	8
2.1 Instruments légaux et processus de gestion.....	8
2.2 Intervenants du milieu	11
2.3 Juridictions et pouvoirs.....	13
3. OBJECTIF DE L'ESSAI.....	16
4. OPTIONS DE GESTION.....	17
4.1 Critères génériques	17
4.1.1 Description	17
4.1.2 Utilisation et étude des critères utilisés aux Québec	18
4.1.3 Avantages et désavantages	21
4.2 Critères spécifiques	22
4.2.1 Description	23
4.2.2 Utilisation et processus.....	24
4.2.3 Avantages et désavantages	27
5. OUTILS D'ÉVALUATION COMPARATIFS ET QUELQUES RÉSULTATS	29
6. POSITION DU GOUVERNEMENT ET DES INTERVENANTS	36
6.1 Position gouvernementale	36
6.2 Position des intervenants	41
7. ANALYSE BASÉE SUR LES AVANTAGES ET DÉSAVANTAGES.....	45
7.1 Synthèse de l'information.....	45
7.2 Sphère Environnement	46
7.3 Sphère Économie.....	47
7.4 Sphère Social	48
7.5 Conclusion de l'analyse.....	49
8. L'APPLICATION DE L'ANALYSE DE RISQUE DANS LE MONDE	51
8.1 Canada	51
8.1.1 Introduction aux standards pancanadiens	51
8.1.2 Les provinces de l'Atlantique.....	54
8.1.3 Autres provinces canadiennes	58
8.2 États-Unis	60
8.3 Europe.....	62
9. ÉVALUATION DE L'APPLICATION DE L'ANALYSE DE RISQUE AU QUÉBEC	64
9.1 Étude de l'applicabilité de l'analyse de risque	64
9.1.1 Cadre légal.....	64
9.1.2 Ressources techniques	65
9.1.3 Outils d'analyse de risque	65
9.1.4 Ouverture des parties prenantes.....	66
9.1.5 Outil d'aide à la décision, protection de l'environnement et gestion du risque66	

9.2 Recommandations	67
CONCLUSION	72
RÉFÉRENCES	74
BIBLIOGRAPHIE	82
ANNEXE I : SCHÉMA DE L'ÉTUDE	83
ANNEXE II : SCHÉMA DU PROCESSUS D'ANALYSE DE RISQUE	85

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1 : Évolution du nombre de dossiers de terrains contaminés selon les années	6
Figure 1.2 : Nombre de dossiers de terrains contaminés par région en 2005.....	7
Figure 1.3 : Répartition des dossiers selon la situation	8
Figure 4.1 : Dossiers ayant eu recours à l'analyse de risque depuis 1995 au Québec	26
Figure 5.1 : Approche « durable » lors de la gestion de projet de décontamination	33
Figure 5.2 : Résultats de l'analyse avec GoldSET ©	36
Figure 8.1 : Utilisation du RBCA à travers le monde en 2002.....	59
Tableau 5.1 : Exemple de critères par sphère de l'outil GoldSET©	34
Tableau 7.1 : Avantages et désavantages de l'option par critères génériques.....	46
Tableau 7.2 : Avantages et désavantages de l'option par critères spécifiques	47
Tableau 8.1 : Présentation des fractions d'hydrocarbures	54
Tableau 8.2 : Tier 1 RBSL pour les sols	58

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
COV	Composé organique volatil
CPEQ	Conseil patronal en environnement du Québec
CRE	Conseil régional en environnement
GERLED	Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets
GTC	Gestion des terrains contaminés
GTE	Groupe technique d'évaluation
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
ICPP	Institut canadien des produits pétroliers
INSPQ	Institut national de la santé publique du Québec
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MRN	Ministère des Ressources naturelles
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
PIRI	Partners in RBCA Implementation
RBCA	Risk based corrective action
RBSL	Risk-Based Screening Level
RPRT	Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains

INTRODUCTION

Partout dans le monde, l'exploitation de différentes usines et entreprises fait en sorte que des contaminants de toute sorte se retrouvent maintenant dans les sols et l'eau souterraine. Le Canada et le Québec ne font pas exception à cette règle. En effet, ils possèdent eux aussi un lot assez important de terrains contaminés qui contribuent à alourdir le passif environnemental des propriétés industrielles. Il est évident qu'aujourd'hui la réglementation a été adoptée de sorte que la contamination dans les sols soit réduite en obligeant certaines entreprises à décontaminer leur terrain afin de ne pas léguer cette tâche aux générations futures. Ainsi, la protection de l'environnement et de la santé humaine est assurée. Malgré le fait que la problématique des terrains contaminés ne fasse pas partie des nouvelles quotidiennes, il s'agit tout de même d'un sujet d'actualité. En effet, les terrains contaminés se trouvent partout et représentent tous un risque.

La contamination aux hydrocarbures pétroliers est une des contaminations les plus importantes au Québec en raison des nombreuses industries qui entreposent des produits pétroliers. En lien avec cette contamination, un sérieux débat fait rage au Québec depuis plusieurs années quant à l'applicabilité de l'analyse de risque comme méthode de réhabilitation des sols contaminés par des produits pétroliers, puisque celle-ci y est présentement interdite. Ce débat n'est toujours pas clos et est encore alimenté aujourd'hui. Il serait donc pertinent de faire le point sur les actions entreprises, où en est rendu le sujet et quels en sont les débouchés.

Cette étude se veut une réponse à ces interrogations. Elle a pour principal objectif de déterminer si l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers peut en effet être appliquée au Québec. Afin d'atteindre cet objectif général, l'étude passera par trois sous-objectifs. Un état de la situation quant à l'utilisation de l'analyse de risque et d'autres méthodes de gestion des terrains contaminés sera fait, tant pour le Québec qu'ailleurs. De plus, les avantages, inconvénients et contraintes de l'utilisation d'une méthode de gestion plutôt qu'une autre seront déterminés et des recommandations quant à l'applicabilité de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers au Québec seront émises.

Afin de bien documenter chacune des parties du texte, plusieurs sources d'information seront étudiées. Étant donné la multitude d'informations disponibles, des critères d'évaluation des sources ont été établis afin d'en déterminer la valeur. Parmi ceux-ci se retrouvent la provenance de la source, l'expertise de l'auteur, la date de parution et l'objectivité de l'auteur. Le sujet principal de la source devrait également être en lien avec le sujet traité afin d'éviter que les données recueillies ne représentent qu'une information sortie de son contexte. Une fois les sources évaluées, seules les plus fiables, représentatives et actuelles seront sélectionnées. Ainsi, l'information contenue dans cette étude proviendra entre autres d'articles scientifiques, de publications gouvernementales et d'entrevues avec des intervenants.

En plus de la fiabilité des sources, l'atteinte des objectifs sera assurée par l'application d'une méthodologie logique. En effet, suite à cette introduction, un état de la situation des terrains contaminés, principalement au Québec, sera fait et sera suivi par une explication du processus de gestion des terrains contaminés dans la province, avec entre autres une présentation de la réglementation. Un retour sur les objectifs sera fait par la suite. Suivra un exposé sur les deux options de gestion des terrains contaminés, soit une gestion par critères génériques et une gestion par critères spécifiques, ou analyse de risque. Ensuite, une présentation d'outils d'évaluation comparatifs et de quelques résultats sera faite.

Pour cerner les arguments favorables et défavorables relatifs à ce sujet, la position des autorités gouvernementales et des intervenants sera présentée et sera suivie d'une analyse basée sur les avantages et les désavantages des différentes méthodes de gestion. Finalement, l'application de l'analyse de risque dans le monde sera étudiée et le tout se terminera avec l'évaluation de l'application de l'analyse de risque au Québec avec des recommandations et une conclusion sur le sujet.

Afin de bien comprendre la méthodologie utilisée dans cette étude, le lecteur peut se référer au schéma présenté à l'annexe I de la présente étude.

1. ÉTAT DE LA SITUATION DES TERRAINS CONTAMINÉS

Au Québec, le gouvernement provincial a commencé à se pencher sur la problématique des terrains contaminés en 1983. C'est avec la création du Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux (GERLED) que les autorités se sont intéressées à cette situation (Hébert, 2006; MDDEP, 2002b). À cette époque, ce groupe, qui était sous la responsabilité du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), avait pour principal objectif de faire l'inventaire des dépôts de résidus industriels dangereux à travers le Québec (MDDEP, 2002b). En effet, comme le gouvernement désirait cerner l'ampleur de la problématique des terrains contaminés, il décida de commencer avec ce secteur d'activité dont les terrains avaient de fortes probabilités de présenter de hautes concentrations de contaminants de toute sorte, et fort possiblement de produits dangereux (MDDEP, 2002b).

De plus, un inventaire de terrains contaminés s'imposait pour connaître la qualité des sols, relativement inconnue à l'époque, et essayer de mettre en place des mesures afin de réduire le nombre de sites orphelins. Ces sites orphelins sont des terrains contaminés n'ayant pas fait l'objet d'une réhabilitation et ayant été abandonnés dans cet état. Ces sites, transférés sous la responsabilité du gouvernement ou des municipalités, peuvent posséder des passifs environnementaux très importants. Par manque de mesures légales et réglementaires, ces terrains ont été abandonnés par les entreprises propriétaires probablement en raison de coûts de réhabilitation supérieurs à la valeur du terrain. Les propriétaires de certains terrains ont tout simplement disparu ou ont fait faillite (Moreault, 2009; LeComte, 2008). Un inventaire effectué en 1993 a montré que la superficie de terrains vacants potentiellement contaminés seulement sur l'île de Montréal atteignait 4 200 hectares. En précisant que les coûts de réhabilitation pour un hectare de terrain en 2004 s'élevaient à 600 000 \$, les frais de décontamination ne sont pas à négliger. Ces frais de réhabilitation élevés constituent un frein pour le développement économique de la ville de Montréal puisque les entreprises préfèrent s'installer sur des terrains non contaminés, souvent retrouvés en banlieue (Ville de Montréal, 2004; CRE de Montréal, 2000).

À la suite de la réalisation de l'inventaire par le GERLED, qui est d'ailleurs paru pour la première fois en 1984, le gouvernement a mis sur pied le *Programme GERLED* qui constituait à caractériser les terrains faisant partie de l'inventaire et de mettre en place des mesures de restauration, s'il y avait contamination. Ce programme a entre autres servi à améliorer la qualité des sols de certains sites et suite aux travaux et observations de l'état des sols, a également permis une mise à jour et création de règlements et de programmes de suivi dans le domaine des terrains contaminés. D'ailleurs, la catégorie de terrain qui faisait autrefois partie de la liste, soit les lieux d'élimination de résidus industriels, est maintenant couverte par le *Programme d'intervention sur les terrains utilisés par des entreprises qui œuvrent dans des secteurs d'activités à risque* (MDDEP, 2002b).

Afin de faire le suivi des terrains contaminés et de tenir informé le public, le ministère de l'Environnement (MENV), devenu le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) depuis 2005, a mis sur pied un inventaire de terrains contaminés pour consultation depuis 1998. Quiconque peut donc s'informer sur les terrains contaminés dans toutes les régions du Québec. Cet inventaire peut être consulté sur le site Internet du MDDEP et se nomme le *Système de gestion des terrains contaminés* (Système GTC) (Hébert, 2006; MDDEP, 2002f). Les terrains inscrits dans cet inventaire sont considérés contaminés par le MDDEP puisque les concentrations de contaminant dans les sols sont supérieures à l'Annexe I du *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* (RPRT). L'Annexe I correspond à une série de concentrations limites associée à un zonage résidentiel (RPRT, 2003). Le gouvernement fédéral possède également un répertoire de terrains contaminés à travers le Canada, mais les critères d'inscription sont différents du système provincial. Le gouvernement fédéral, de son côté, considère un terrain contaminé lorsque la concentration de contaminants dans les sols surpasse la teneur naturelle, celle-ci retrouvée dans des études réalisées selon les régions du Canada (Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada, 2005) et que cette concentration constitue ou pourrait constituer un danger pour la santé humaine ou l'environnement. Ce danger est déterminé à l'aide d'un processus par étapes qui s'appuie sur les directives publiées par les ministères des différents niveaux (fédéral, provincial et territorial). Le gouvernement fédéral considère également les terrains dont les concentrations dépassent les valeurs

règlementaires ou des politiques en vigueur (Hébert, 2006). Aucune précision n'est faite à l'effet que l'une ou l'autre des méthodes est plus souvent utilisée. À travers le Canada, il s'agit de 18 000 sites correspondants à l'un ou l'autre de ces critères, et la contamination retrouvée est principalement en métaux ou en produits pétroliers (Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada, 2005).

Depuis la mise sur pied du Système GTC, le MDDEP publie à intervalle fixe un bilan des terrains contaminés du Québec. La publication la plus récente, datant du 1^{er} février 2005, informait que le nombre de sites contaminés dans l'inventaire du MDDEP totalisait 6 240 dossiers, toute contamination confondue. Depuis une dizaine d'années, il s'agit d'une moyenne de 366 dossiers ajoutés annuellement (voir figures 1.1 et 1.2). (Hébert, 2006).

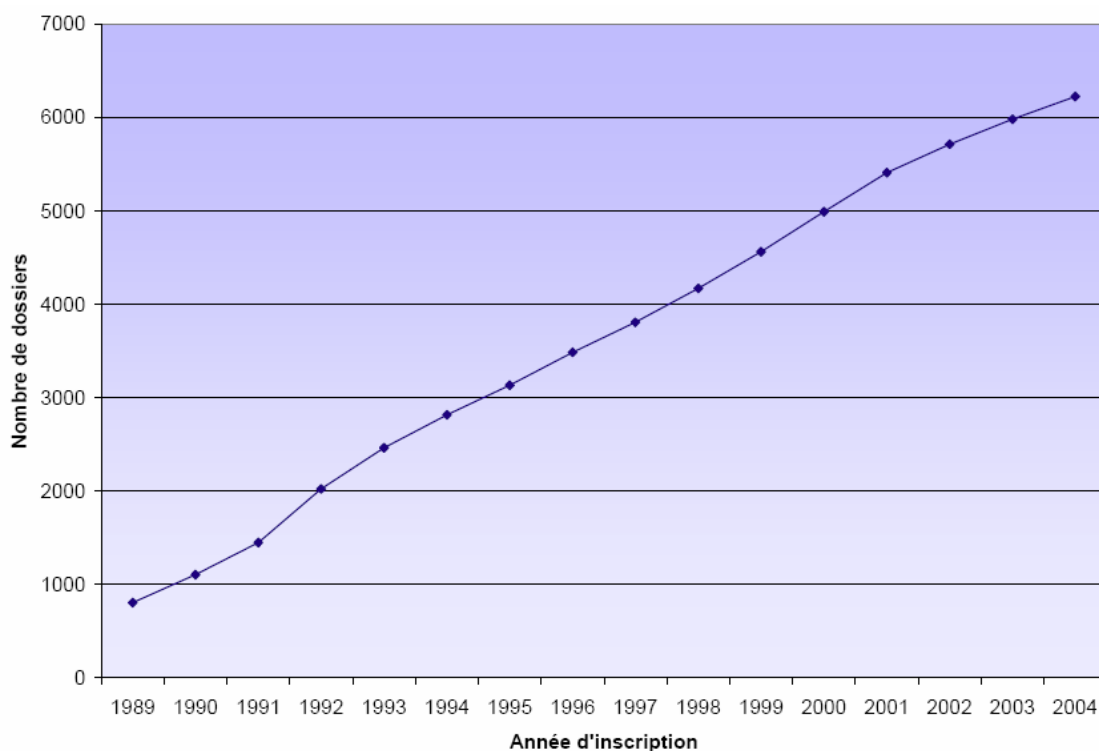


Figure 1.1 : Évolution du nombre de dossiers de terrains contaminés selon les années au Québec. Tiré de Hébert (2006, p. 4).

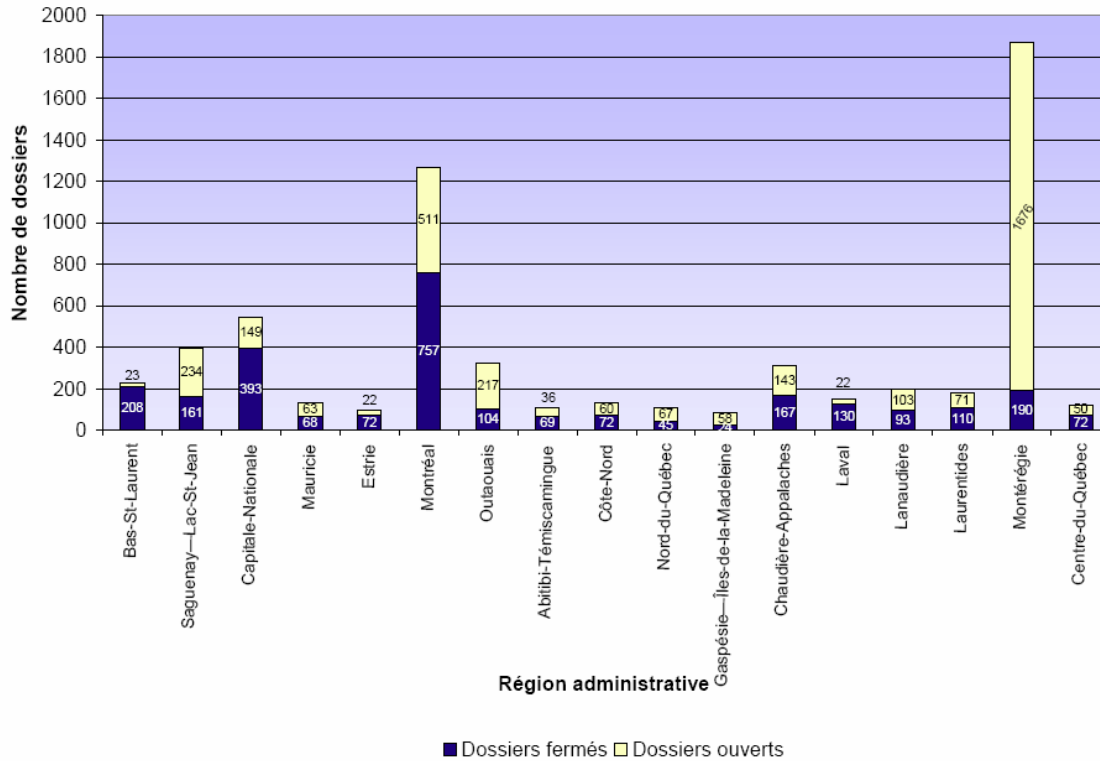


Figure 1.2 : Nombre de dossiers de terrains contaminés par région en 2005. Tiré de Hébert (2006, p. 8).

De ces 6 240 dossiers, un peu plus de 4 000 terrains contaminés sont classés dans la catégorie de contamination par des « Paramètres intégrateurs », ceux-ci comprenant les hydrocarbures pétroliers. Il s’agit de près de 66 % des cas. Le *Programme de remplacement des réservoirs ayant contenu des produits pétroliers* serait une des causes de ce haut pourcentage. En effet, comme ce programme visait entre autres le remplacement des réservoirs souterrains en acier non protégés âgés de plus de 15 ans ayant contenu des produits pétroliers, plusieurs terrains contaminés par ces derniers ont été découverts durant les années d’application du programme, soit de 1991 à 2001. Le programme prévoyait également la caractérisation en cas de fuite et la décontamination complète sous les valeurs limites applicables, soit les valeurs limites associées au zonage du terrain, ce qui explique le grand nombre d’inscriptions au registre des terrains contaminés pour cette catégorie de contaminant (voir figure 1.3) (Hébert, 2006; MDDEP 2002b).

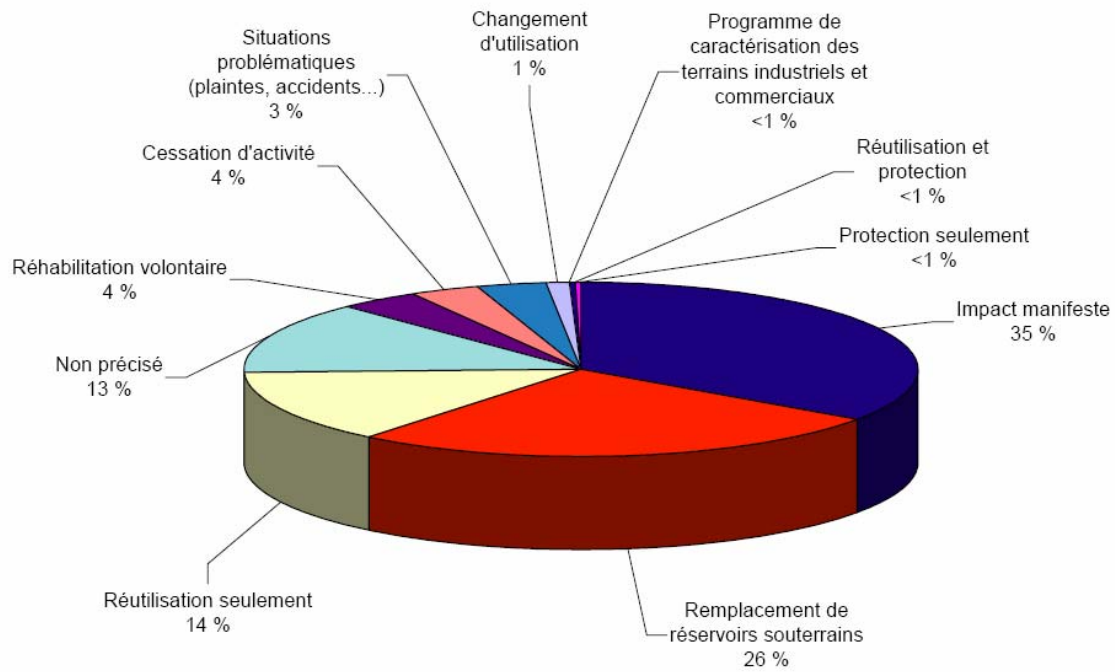


Figure 1.3 : Répartition des dossiers selon la situation. Tiré de Hébert (2006, p. 7).

2. LA GESTION DES TERRAINS CONTAMINÉS AU QUÉBEC

Les terrains contaminés représentent non seulement une problématique environnementale, mais également économique puisque les coûts de restauration des lieux peuvent être très élevés selon le type de contaminant. Ainsi, après les diverses initiatives mentionnées, soit la formation de groupe d'étude, les différents inventaires de lieux contaminés, les programmes de caractérisation et de réhabilitation ainsi que le programme de remplacement de réservoirs, le gouvernement du Québec n'a eu d'autre choix que de mettre en place un programme de gestion des sols contaminés et de le rendre obligatoire avec des mesures juridiques. La mise en place de ces instruments et mesures légaux sera présentée avec le processus de gestion tel qu'il est appliqué aujourd'hui au Québec, soit les différentes étapes à suivre dans le cas d'un terrain contaminé. Les principaux intervenants seront également énumérés avec leur rôle respectif et les situations dans lesquelles ils interviennent pour terminer avec une brève étude des pouvoirs et des juridictions du gouvernement provincial devant cette problématique.

2.1 Instruments légaux et processus de gestion

Les premiers organismes à s'intéresser à la gestion des terrains contaminés étaient les institutions financières lorsque venait le temps de financer des projets sur des terrains dont le passé environnemental était inconnu. En effet, un site au lourd passif environnemental peut comporter plusieurs risques financiers, autant au niveau de la décontamination que des répercussions qu'il peut engendrer sur les terrains voisins et sur la santé (Lavallée, 2006). Il n'était donc pas rare qu'elles demandent à l'acheteur de procéder à la caractérisation des sols pour en connaître la qualité. Il est évident qu'aucune obligation n'était reliée à cette pratique et encore moins à celle de décontaminer. Les résultats des caractérisations pouvaient montrer des concentrations élevées de contaminants, mais le terrain pouvait en rester ainsi. L'institution financière n'accordait tout simplement pas le prêt et les données sur le terrain demeuraient confidentielles (Savaria, 2009).

La *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), adoptée en 1972, a été la première loi spécifique à la protection de l'environnement au Québec (Piette, 2007). Par contre, lors de

son entrée en vigueur, aucune mention n'était faite sur la gestion des terrains contaminés. C'est seulement en 1988 qu'un document écrit sur la gestion des sites contaminés est paru. Il s'agissait de la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés*. Cette dernière établissait une procédure à suivre ainsi qu'une série de critères par type de contaminant représentant les concentrations au-delà desquelles il y avait un risque pour l'environnement ou pour la santé humaine. Elle encourageait également la réutilisation des sols plutôt que l'enfouissement. Une autre politique, celle-ci parue en 1998, est venue remplacer la première et il s'agit de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (ci-après la *Politique*). Cette politique est en général identique à la première en ce sens qu'elle favorise également la réutilisation des sols et comporte une série de critères à respecter pour assurer la protection de l'environnement et de la santé. Ces critères ont été groupés en trois catégories : le critère A correspond à la teneur naturelle des sols, le critère B correspond à la limite pour un terrain à usage résidentiel et le critère C pour un usage commercial. Les critères ont été révisés et modifiés dans la deuxième politique et il est précisé que le MDDEP peut encore y faire des mises à jour. Un ajout important a également été fait dans cette nouvelle version et il s'agit de la possibilité de laisser des contaminants sur le site au-delà des critères applicables en fonction du zonage. Dans ce cas, une analyse de risque toxicologique et écotoxicologique doit être réalisée par le propriétaire du terrain afin de montrer que la présence de ces contaminants ne constitue pas un risque pour la santé ni l'environnement. Cette étude doit être déposée au MDDEP aux fins d'étude. Cette analyse ne peut toutefois pas être utilisée sur des terrains résidentiels, pour des terrains de petite surface et dans le cas où les contaminants sont des hydrocarbures pétroliers (MDDEP, 2002b). Dans le cas des hydrocarbures pétroliers, il n'est pas formellement interdit de déposer une étude d'analyse de risque. En effet, elle est acceptée pour une situation d'impraticabilité technique, c'est-à-dire qu'une preuve doit être déposée du fait qu'il est impossible techniquement d'excaver ou de traiter *in situ* et qu'alors le confinement suite à une analyse de risque est la seule voie possible d'intervention (Léonard, 2010; Gauthier, 2010; Trépanier, 2010).

Un autre changement important dans le domaine a eu lieu lors de l'adoption d'un projet de loi, communément connu sous le nom de Loi 72, le 1^{er} mars 2003. Cette Loi 72 était la *Loi*

modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains dont les articles modifiaient la section IV.2.1 de la LQE (Assemblée nationale, 2002; MDDEP, 2002d). La section IV de la LQE concerne la protection de l'environnement en général et la section IV.2.1 concerne spécifiquement la réhabilitation des terrains. La Loi 72 ajoute l'obligation de réhabiliter dans le cas d'un rejet de contaminant dans l'environnement. Elle permet également au gouvernement de mettre en place des mesures règlementaires pour la protection des sols. C'est d'ailleurs ce qu'il fait le 23 mars 2003 avec l'adoption du RPRT. Ce dernier comporte en annexe les concentrations limites de contaminants à respecter dans les sols selon le zonage du terrain. Les Annexes I et II du RPRT reprennent respectivement les critères B et C de la *Politique*, soit la première pour un zonage résidentiel et la seconde pour un zonage commercial. Ensemble, la Loi 72 et le RPRT reprennent les grandes lignes et les valeurs de concentration à respecter de la *Politique* (RPRT, 2003; LQE, 1972). Une troisième annexe fait également partie du RPRT et il s'agit de la liste des activités désignées. Cette liste énumère un certain nombre de catégories d'activités industrielles et commerciales susceptibles d'engendrer une contamination des sols. Parmi celles-ci, il est possible de retrouver l'extraction de pétrole et de gaz, la préservation du bois, la fabrication de batteries et de piles, les stations-service et bien d'autres. Des obligations précises existent quant à la réhabilitation des terrains sur lesquels une activité désignée a lieu (RPRT, 2003).

Pour ce qui est du processus à suivre, la LQE et le RPRT dictent clairement quelles sont les étapes à réaliser dans le cas de terrains contaminés. Dans la majorité des cas, deux situations impliquent l'obligation d'effectuer une caractérisation des sols, soit la cessation ou un changement d'usage d'une activité désignée à l'Annexe III du RPRT. Si ces activités cessent, une caractérisation des sols doit être effectuée dans les délais prescrits par la loi. Il s'agit de la même obligation dans le cas d'un changement d'usage. Afin de déterminer si les sols sont contaminés, les résultats de la caractérisation doivent être comparés avec les valeurs inscrites aux Annexes I et II du RPRT. S'il y a dépassement des limites applicables, un plan de réhabilitation avec les actions à entreprendre pour restaurer le site doit être déposé au ministre pour approbation (RPRT, 2003; Assemblée nationale, 2002). Dans le

cas de l'analyse de risque, le Groupe technique d'évaluation (GTE), composé de représentants du MDDEP et du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS), effectue l'étude du plan de réhabilitation et des recommandations sur sa conformité sont également émises, en plus des recommandations sur l'analyse en tant que telle (Beaulieu, 2007). Suite à l'approbation du ministre, les travaux de réhabilitation peuvent être effectués et une étude attestée doit également être remise au MDDEP pour montrer que les travaux ont été réalisés conformément au plan de réhabilitation et que les sols respectent les critères applicables.

2.2 Intervenants du milieu

Afin de mettre en place des programmes de restauration des terrains contaminés ainsi que de respecter les différentes obligations à cet égard et finalement d'en faire le suivi, plusieurs intervenants sont appelés à participer à ce processus. Au niveau du respect de la loi, il est bien évident que le MDDEP est impliqué. Il s'occupe de faire le suivi sur les actions entreprises par les compagnies qui sont obligées par le RPRT de décontaminer leur propriété. Également, si le ministère est mis au courant d'une problématique environnementale au niveau des sols, le ministre peut intervenir et obliger la caractérisation et la mise en place de mesures correctives, si elles sont requises. Les propriétaires de terrain contaminé font également partie du processus puisqu'ils peuvent avoir certaines obligations légales en rapport avec leur terrain. Ces propriétaires peuvent être autant des personnes morales que physiques, des municipalités, des organismes et même le gouvernement lui-même. D'ailleurs, selon le bilan paru en 2005, le ratio des propriétaires de terrains contaminés était d'un propriétaire du secteur public contre trois propriétaires privés (Hébert, 2006).

Les firmes de consultation en environnement sont impliquées puisqu'elles interviennent au moment de conseiller les propriétaires, de faire les travaux de terrains et de produire des rapports. Dans certains cas, les consultants doivent rendre des comptes, de la part de leur client (le propriétaire par exemple), au ministère. Dans ces cas, la procédure doit être suivie à la lettre et les rapports doivent être attestés par des experts habilités.

Certaines firmes de consultation se spécialisent dans un domaine bien précis en rapport aux terrains contaminés. En effet, comme dans certains cas il est possible de gérer les sols contaminés par analyse de risque, des firmes spécialisées en analyse de risque sont appelées à intervenir, à faire l'étude et à déposer des rapports au MDDEP. Ces rapports sont ensuite transmis au GTE dont le rôle, en plus de l'étude du plan de réhabilitation, est de faire l'étude de l'analyse de risque et d'émettre des recommandations à la direction régionale du MDDEP pour accepter ou non le projet de réhabilitation (Beaulieu, 2007). De plus, certains organismes et certaines compagnies travaillent pour faire évoluer les choses et aider le ministère à mettre à jour son système de gestion. Le Conseil patronal en environnement du Québec (CPEQ) est l'un de ces organismes qui a pour mission de promouvoir la protection de l'environnement et la mise en œuvre du développement durable dans les entreprises québécoises. Il agit également en tant que porte-parole auprès des autorités gouvernementales pour informer les décideurs de l'engagement des entreprises face au développement durable. À titre d'exemple, le CPEQ offre plusieurs formations sur les dimensions économique, environnementale et sociale du développement durable, comme une formation sur l'approvisionnement responsable et un colloque sur l'acceptabilité sociale. Dans le cas présent, il agit entre autres activement pour l'acceptation de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers (Léonard, 2010; Trépanier, 2010). D'ailleurs, plusieurs compagnies pétrolières ainsi que l'Institut canadien des produits pétroliers (ICPP) sont membres du CPEQ (CPEQ, s.d.).

Des intervenants d'un autre ordre peuvent également être impliqués dans la gestion des terrains contaminés et ils agissent davantage du côté des aspects juridiques de cette problématique. En effet, plusieurs litiges peuvent prendre forme à cause d'un terrain contaminé (trouble de voisinage et autres) et les tribunaux peuvent être appelés à intervenir. Également, dans le cas d'achat ou de vente de terrains, les institutions financières veulent l'assurance d'une non-contamination avant d'accorder un prêt puisqu'un terrain contaminé représente beaucoup de risque pour le prêteur (Lavallée, 2006; MDDEP, 2002c). Les compagnies d'assurance peuvent également faire partie des intervenants puisque, tout comme les institutions financières, elles désirent connaître le passif environnemental d'une propriété afin de déterminer la prime d'assurance (La Presse Affaires, 2007).

Finalement, malgré le fait que présentement les groupes environnementaux militent pour de toutes autres problématiques, il est possible que les sols contaminés deviennent un sujet pour lequel ces groupes s'impliquent, si par exemple des cas de contamination ou de déversement importants dans les sols devenaient d'actualité. Un important déversement d'huile à chauffage dans une résidence pourrait facilement faire la manchette. Par contre présentement, aucun groupe environnemental n'est vraiment actif par rapport à ce sujet (Gauthier, 2010).

2.3 Juridictions et pouvoirs

La gestion des terrains contaminés est principalement la responsabilité du gouvernement provincial, et au Québec, plus précisément du MDDEP conjointement avec le MSSS dans le cas particulier des analyses de risque, par sa participation dans le GTE. Dans certains cas, le gouvernement fédéral est impliqué, par exemple, lorsque les terrains lui appartiennent. Les terrains répondant à ce critère sont donc de la responsabilité du provincial et du fédéral. Ce partage des pouvoirs vient principalement du fait que l'environnement n'était pas défini dans la Constitution canadienne de 1872 et qu'il est maintenant partagé entre les deux paliers selon les compétences respectives de chacun (LeComte, 2008; Lavallée, 2006).

L'entrée en vigueur de la Loi 72 a donné davantage de pouvoir au ministre de l'environnement. En effet, depuis son adoption, le ministre peut ordonner la caractérisation d'un terrain s'il a des raisons de croire qu'il y a présence de contaminants dont les concentrations dépassent les valeurs limites applicables ou qu'il y a danger pour la santé humaine, et ses pouvoirs vont même jusqu'à ordonner la réhabilitation du terrain dans ces conditions (Gowling Lafleur Henderson, s.d.; LQE, 1972). Dans les cas stipulés dans la Loi 72, comme la cessation d'une activité désignée ou le changement d'usage, le MDDEP a la responsabilité d'étudier tous les plans de réhabilitation et ceux-ci doivent être approuvés par le ministre de l'environnement du Québec avant d'être exécutés. Ces derniers doivent être réalisés en accord avec la réglementation en vigueur.

Selon l'article 31.45 de la LQE :

« Le plan de réhabilitation soumis en vertu de l'article 31.43 peut prévoir le maintien dans le terrain de contaminants dont la concentration excède les valeurs limites réglementaires, à condition cependant d'être accompagné d'une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques ainsi que des impacts sur les eaux souterraines. » (LQE)

Étant donné que le plan de réhabilitation doit être déposé dans le cas où il y a présence de contaminants au-delà des valeurs limites des Annexes I et II du RPRT, il est possible, selon la LQE (section pertinente adoptée le 1^{er} mars 2003) de laisser des contaminants en excès de ces valeurs limites à condition de réaliser une analyse de risque. Il n'y a aucune précision ni restriction quant au type de contaminant pour déposer une analyse de risque. Dans la pratique, le ministère applique les conditions de la *Politique* (de 1998) précisant que :

« Les critères génériques doivent obligatoirement être appliqués pour les cas de contamination reliés à la présence d'équipements d'entreposage souterrains et hors terre assujettis au *Règlement sur les produits pétroliers* du ministère des Ressources Naturelles (MRN) » (MDDEP, 2002b)

De plus, les *Lignes de conduite pour le traitement des dossiers de terrains contaminés ayant recours à l'analyse de risque-Groupe technique d'évaluation* (ci-après *Lignes de conduite*) (Gauthier, 2007), qui est un document spécifiant les exigences scientifiques et de gestion dans l'étude d'une analyse de risque, spécifie que :

« les cas de contamination reliés à la présence de distillats de pétrole (carburants) et de mazout et/ou liés à de l'équipement pétrolier ne peuvent être évalués ni gérés par analyse de risque » (Gauthier, 2007, p. 8).

Ainsi, bien que la LQE ne prévoit pas de restriction quant à l'utilisation de l'analyse de risque basée sur le type de contamination, le MDDEP refuse son utilisation pour la gestion de terrains contaminés aux hydrocarbures pétroliers. (Gauthier, 2010; Belleville, 2010, Gauthier, 2007, Léonard, 2010; Trépanier, 2010; INSPQ, 2002; MDDEP, 2002b).

Il est à spécifier que dans la LQE, seuls la *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables*, la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* et le

Guide de caractérisation des terrains possèdent un statut juridique. La *Politique*, dont il est question ici, reste une politique sans valeur juridique et il est d'ailleurs possible de démontrer, à l'aide de la jurisprudence et de la doctrine, qu'elle ne possède aucune force de loi (Piette, 2007). Il est donc légitime de se questionner sur l'application par le ministre de cette politique comme un outil ayant force légale au détriment de la LQE qui ne précise aucune condition limitative d'utilisation, l'objet même de cet essai.

3. OBJECTIF DE L'ESSAI

Tel que mentionné à la section précédente, il semble y avoir une divergence d'application entre la LQE qui permet l'analyse de risque pour tout type de contaminants, incluant les hydrocarbures pétroliers, et la *Politique* qui ne permet pas l'analyse de risque dans le cas des hydrocarbures pétroliers. Cette dernière, pourtant sans force légale comparativement au RPRT, est tout de même l'outil utilisé dans la pratique par le MDDEP pour la gestion des sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers. Le but de cet essai est donc d'évaluer les raisons qui poussent le MDDEP à interdire l'analyse de risque sur des terrains contaminés aux hydrocarbures pétroliers, en étudiant les positions des différents intervenants et des ministères impliqués et les conséquences possibles d'un assouplissement de cette interdiction à la lumière des expériences des autres pays.

L'étude de l'applicabilité de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers au Québec constitue l'objectif principal de cet essai et cette étude passera par trois sous-objectifs soit :

- Faire l'état de la situation quant à l'utilisation de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers et des méthodes de gestion des terrains contaminés au Québec et ailleurs.
- Déterminer les avantages, les inconvénients et les limites de l'utilisation de l'analyse de risque.
- Émettre des recommandations quant à l'applicabilité de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers au Québec.

4. OPTIONS DE GESTION

Plusieurs techniques de réhabilitation sont possibles au Québec et la technique utilisée dépend souvent du type de contaminant, de sa teneur dans les sols et de l'utilisation future du terrain. Cette section présente les deux options de gestion des sols contaminés appliquées au Québec, ainsi qu'à travers le monde, soit par critères génériques et par critères spécifiques obtenus suite à une analyse de risque. Les différences de ces deux méthodes seront présentées pour ensuite en faire une comparaison.

4.1 Critères génériques

La première option de gestion qui sera présentée est celle de la réhabilitation des sols jusqu'à l'atteinte des critères génériques. Une brève description de cette méthode sera faite, suivie de l'explication de son utilisation dans le monde et particulièrement au Québec, avec une présentation et une étude des critères utilisés dans la province. Finalement seront ressortis les principaux avantages et désavantages de cette méthode.

4.1.1 Description

La réhabilitation des sols contaminés jusqu'à l'atteinte des critères génériques consiste à ramener les concentrations de contaminants retrouvés dans les sols en-deçà des valeurs dictées par règlement. Cette réhabilitation peut être faite par excavation ou par traitement. En premier lieu, des échantillons de sols sont prélevés sur le terrain et sont analysés en laboratoire afin de déterminer s'il y a présence de contaminants et quelle en est la concentration. Cette concentration est comparée aux différents critères génériques applicables. Si la concentration de contaminant contenu dans les sols est supérieure à ces derniers, une action doit être entreprise pour ramener les concentrations en dessous des valeurs limites. Au Québec, ces valeurs limites se trouvent dans la *Politique* et dans le RPRT. Elles ont été établies afin d'assurer la protection de l'environnement et de la santé humaine (MDDEP, 2002b).

L'excavation des sols pour les remplacer par des sols propres est probablement la technique de réhabilitation la plus utilisée puisqu'il s'agit de la plus simple et de la plus rapide (MDDEP, 2002b). Les sols contaminés, excavés par la machinerie lourde, sont ensuite transportés par camion dans des centres d'enfouissement ou dans des centres de traitement, selon le contaminant et la teneur. Par exemple, les hydrocarbures pétroliers sont des contaminants pour lesquels il est possible de réaliser un traitement, contrairement aux sols contaminés par des métaux, qui eux se retrouveraient dans un site d'enfouissement (Réseau Environnement, 2009). Les traitements sur place et *in situ* sont également possibles par des méthodes de traitement physico-chimique, biologique ou thermique comme l'oxydation chimique, l'extraction, la biodégradation et la bioventilation (MDDEP, 2009; Sanexen, s.d.). Encore une fois, le type de traitement est choisi en fonction du type de contaminant, mais également en fonction de la composition et de la stratigraphie des sols, de la profondeur de la contamination, de la profondeur de l'eau souterraine et autres.

4.1.2 Utilisation et étude des critères utilisés aux Québec

La réhabilitation des sols aux critères génériques est une méthode simple utilisée au Québec et à travers le monde. Par contre, les valeurs utilisées sont différentes d'un endroit à l'autre. Seulement au Canada, chacune des provinces utilise une liste de critères différente (CCME, 2008c). Au Québec, la réhabilitation aux critères génériques est la méthode la plus utilisée pour la gestion des sols contaminés (Beaulieu, 2007; Hébert 2006; MDDEP, 2002b). D'ailleurs, selon la *Politique*, l'utilisation des critères génériques doit être évaluée en premier comme méthode de gestion (MDDEP, 2002b). En effet, le MDDEP privilégie cette approche afin de favoriser le traitement définitif des sols, lorsque possible. De plus, comme il existe une trentaine de centres de traitement autorisés à traiter les hydrocarbures pétroliers au Québec, il est facile, pour ces contaminants, de trouver un lieu de disposition et ainsi d'abaisser le niveau de contamination et de redonner aux sols son usage (Gauthier, 2010; Gauthier, 2007; MDDEP, 2002b).

Étant donné que la réhabilitation aux critères génériques est souvent utilisée, il serait pertinent de se questionner sur l'origine de ces critères et leur validité. Au Québec, cette liste de valeurs, en fonction du zonage du terrain, a été complétée en 1985 et a été

introduite dans la première *Politique de réhabilitation des sols* de 1988 (MDDEP, 2002b). Afin de développer de telles valeurs, le gouvernement de l'époque s'est penché sur les critères utilisés ailleurs, entre autres aux États-Unis et aux Pays-Bas (Lavallée, 2006; MSSS, 2002). Leur choix s'est arrêté aux critères des Pays-Bas qu'ils ont pratiquement copiés intégralement puisqu'ils étaient plus simples à appliquer, contrairement aux critères américains (Lavallée, 2006). Les Pays-Bas sont d'ailleurs le premier État à avoir élaboré une liste de valeurs limites pour la contamination des sols afin d'assurer la protection de la santé humaine. La méthode exacte utilisée par les autorités des Pays-Bas dans la détermination de ces valeurs n'est pas connue publiquement, mais elles auraient été établies selon des études de phytotoxicité et auraient été basées sur des jugements professionnels (INSPQ, 2004).

Les valeurs retrouvées dans la politique de 1988 ont été conservées dans celle de 1998 et aujourd'hui, afin d'évaluer la qualité des sols, les concentrations obtenues de la caractérisation sont comparées avec les valeurs règlementaires trouvées aux Annexes I et II du RPRT, selon le zonage du terrain. Ces valeurs sont une copie intégrale des critères retrouvés dans la *Politique*.

Il est spécifié, dans la *Politique*, que les critères peuvent être mis à jour à tout moment selon les nouvelles données scientifiques. En 1996, le MDDEP a procédé à la mise à jour des critères A, B et C pour incorporer des changements, si nécessaire, à la politique à venir, soit celle de 1998. D'ailleurs, des changements ont été apportés aux critères relatifs aux hydrocarbures pétroliers. En effet, comme la méthode analytique servant à déterminer la concentration en hydrocarbures pétroliers dans les sols a été modifiée, un ajustement des critères retenus des Pays-Bas a dû être effectué pour assurer une cohérence. Par contre, il est à spécifier que seules des modifications par rapport à la méthode analytique ont été apportées et qu'il ne s'agissait pas d'une validation (Gauthier, 2010).

Une validation de différents critères a été complétée en 2005 par l'Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ). Celui-ci a d'ailleurs publié le document s'intitulant *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des*

terrains contaminés (INSPQ, 2005). Le but de ce mandat, donné par le ministère de l'Environnement à l'INSPQ, était de valider les critères de réhabilitation des sols selon l'aspect de la protection de la santé humaine. S'il existait un risque pour la santé avec l'application des critères en place, des modifications pourraient être apportées à ceux-ci. Pour effectuer la validation, l'analyse de risque toxicologique a été utilisée (INSPQ, 2005).

Le mandat a été donné pour valider les valeurs limites de 31 substances se retrouvant dans les annexes de la *Politique* et à émettre des recommandations au MDDEP suite aux conclusions de cette validation. Parmi ces substances, il est possible d'y retrouver quelques métaux, des composés organiques volatils (COV), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des composés organochlorés. La méthodologie utilisée pour réaliser l'étude est conforme aux spécifications des *Lignes directrices* du MSSS. Les résultats de l'étude montrent que les risques associés à la plupart des substances respectent les recommandations du MSSS. Certains autres surpassent les recommandations, mais les résultats obtenus demeurent acceptables étant donné que le risque associé uniquement à une exposition au bruit de fond est considéré élevé, selon les calculs de risque utilisés. Finalement, le risque associé à cinq substances ne respecte pas les recommandations du MSSS. Il s'agit du cadmium, du plomb, du chrome, du benzène et du xylène. Des recommandations ont d'ailleurs été formulées par l'INSPQ afin que des études plus approfondies soient menées sur ces substances, soit concernant la spéciation, la méthode d'estimation de l'exposition ou une validation par rapport au modèle de dispersion (INSPQ, 2005). Selon les recherches effectuées, ces études n'ont pas encore été terminées ou ne sont pas rendues publiques.

Un problème se pose par contre, comme il est énoncé à l'intérieur des *Lignes directrices* que la méthode d'analyse de risque ne peut être utilisée dans le cas d'une contamination aux produits pétroliers, alors les contaminants associés (soit les hydrocarbures pétroliers) n'ont pas été étudiés lors des travaux de validation. Donc, aucune validation des critères pour les hydrocarbures pétroliers n'a été réalisée par le MDDEP ou toute autre autorité québécoise depuis leur adoption (Gauthier, 2010). Au moins une étude du risque aurait été déposée au MDDEP de la part d'une firme spécialisée en analyse de risque, Sanexen,

démontrant que, selon leurs calculs, les critères utilisés pour les hydrocarbures pétroliers n'étaient pas pertinents, c'est-à-dire qu'ils ne rencontraient pas les exigences du MSSS en matière de risque. Certains des critères se trouvaient trop élevés et d'autres trop bas. Monsieur Jean-Pierre Trépanier, directeur en analyse de risque chez Sanexen et anciennement membre du groupe d'analyse de risque du ministère de l'Environnement, a participé à l'élaboration de l'étude susmentionnée et précise qu'aucun commentaire ni changement n'a été émis de la part du MDDEP suite à ce dépôt (Trépanier, 2010). Selon lui, d'autres études auraient également été déposées sur le même sujet et auraient obtenu les mêmes conclusions. Par contre, comme le MDDEP n'accepte pas l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers, cette méthode de validation faite par les consultants n'était pas valable et les conclusions n'ont pu être retenues (Gauthier, 2010). Ainsi, aucun changement aux critères n'a été effectué.

4.1.3 Avantages et désavantages

Plusieurs aspects de l'application des critères génériques confèrent à cette méthode de nombreux avantages. Tout d'abord, il s'agit de la méthode d'intervention la plus facile à réaliser puisqu'une comparaison avec des critères génériques est assez simple en soi (MDDEP, 2002b). En effet, afin de déterminer si un terrain respecte la réglementation en matière de sols contaminés et de déterminer de la conformité du dossier, il s'agit tout simplement de comparer les concentrations de contaminants obtenues de l'analyse des sols avec les critères génériques. Cette étape est réalisée autant dans le cas d'excavation des sols que lorsqu'il y a du traitement. Aucune analyse supplémentaire par rapport aux résultats ne doit être faite de la part du MDDEP. Seule une comparaison des critères est effectuée ce qui peut amener également une rapidité à gérer les dossiers, qui dans le cas d'une vente, peut s'avérer très important.

Cette méthode limite la responsabilité du propriétaire et demande également moins de suivi à long terme et d'engagement pour l'avenir (Gauthier, 2010; MDDEP, 2002b). Étant donné que les critères ont été élaborés afin de protéger la santé humaine et l'environnement, si un terrain respecte ces critères, le dossier peut être clos. Aucune contamination résiduelle au-delà des critères n'est laissée en place. La problématique de sols contaminés pour le terrain

donné est donc réglée une fois pour toutes. Il n'existe pas d'incertitude à ce sujet (Gauthier, 2010). De plus, dans les cas où l'eau souterraine serait contaminée, il est possible de croire que, si la source de contamination est enlevée, la contamination de l'eau s'estompera à moyen terme, sans action spécifique supplémentaire.

L'application des critères génériques peut toutefois amener des cas de problèmes techniques. Par exemple, dans les cas de contamination sous un bâtiment ou lorsque la contamination est très profonde et que l'intégrité des bâtiments ou des infrastructures routières est compromise, les critères génériques peuvent être difficiles à atteindre par excavation. De plus, dans les cas où les volumes de sols contaminés sont très importants, l'excavation peut être une méthode assez coûteuse en raison de la machinerie et des frais de disposition des sols (Beaulieu, 2007). Toutefois, dans les cas où l'étendue de la contamination n'est pas très grande, l'excavation reste une option abordable. Dans le cas des hydrocarbures pétroliers, il est également possible de faire du traitement si l'excavation n'est pas retenue dans les cas, par exemple, où l'excavation s'avère trop compliquée due à une contamination très étendue, en profondeur ou sous une infrastructure. Le traitement est une bonne solution en soi, mais les pourcentages de réussite peuvent être incertains. Il s'agit d'une méthode qui peut s'étendre sur plusieurs années et qui peut s'avérer assez coûteuse.

4.2 Critères spécifiques

La deuxième option de gestion qui sera présentée est celle de la réhabilitation jusqu'à des critères spécifiques, c'est-à-dire des critères élaborés spécifiquement pour un site en particulier en tenant compte de son contexte, et ce, par analyse de risque. Tout comme pour les critères génériques, une brève description de la méthode sera faite et sera suivie de l'explication de son utilisation au Québec avec son processus et son utilisation ailleurs. Finalement seront ressortis les principaux avantages et désavantages de cette méthode.

4.2.1 Description

Tout comme pour les critères génériques, il est évident que des échantillons de sols doivent être analysés afin d'en déterminer les concentrations de contaminants. S'il y a dépassement par rapport aux critères génériques, c'est à ce moment qu'une analyse de risque peut être réalisée, en prenant en considération le type de contaminant et toutes les conditions particulières et spécifiques au terrain. L'étude du risque réalisée est donc propre au terrain, il s'agit d'une étude au cas par cas.

L'analyse de risque, plus explicitement, est un processus de gestion des terrains contaminés qui a été mis au point aux États-Unis au début des années 1980. Au début, l'analyse de risque avait été développée principalement pour protéger la santé humaine. L'aspect de la protection de l'environnement n'a été ajouté à ce processus que dans les années 1990. En effet, dans ces années, l'environnement devenait un enjeu de plus en plus important dans les prises de décisions (Les Laboratoires Shermont, 2007). Il n'existe pas de définition unique pour l'analyse de risque, mais Les Laboratoires Shermont (2007), qui collaborent avec le MDDEP en recherche et développement dans ce domaine, la définissent ainsi :

« L'évaluation des risques est une méthode d'estimation des impacts potentiels d'un agent chimique, physique ou biologique sur les populations d'un écosystème ou sur une population humaine, sous des conditions spécifiques. » (Les Laboratoires Shermont, 2007)

L'analyse de risque évalue donc les effets que pourrait avoir une contamination sur la santé humaine selon une certaine exposition et sur l'environnement. Elle permet entre autres de laisser des sols contaminés en place et ainsi de réduire les coûts de gestion et de réhabilitation (Beaulieu, 2007; Les Laboratoires Shermont, 2007). Les sols laissés sur place doivent répondre aux critères spécifiques déterminés par les conclusions de l'analyse de risque, comparativement au respect de critères génériques listés dans la *Politique* ou le RPRT. Ces critères spécifiques peuvent s'avérer être supérieurs, inférieurs ou égaux aux critères génériques. Il est possible qu'une certaine quantité de sol soit excavée afin de respecter les critères de l'analyse de risque ou pour assurer une certaine épaisseur de sol propre, selon l'utilisation, et tout ceci pour respecter les conclusions de l'analyse de risque. S'il n'existe pas de critères génériques pour un contaminant donné ou que la matière

contaminée n'est pas considérée comme étant un sol au sens de la loi (remblai avec débris), le propriétaire du terrain contaminé n'aura d'autres choix que d'utiliser l'analyse de risque (CEAEQ, 1998).

L'analyse de risque est également utilisée afin de déterminer le risque associé au maintien des sols contaminés en place. Les conclusions doivent démontrer que le risque est acceptable et dans ces cas, l'élaboration de critères spécifiques n'est pas nécessaire (Hébert, 2006).

4.2.2 Utilisation et processus

Au Québec, c'est avec l'entrée en vigueur de la *Politique*, et par la suite avec l'adoption de la Loi 72, que l'analyse de risque a été reconnue officiellement comme une méthode de gestion des terrains contaminés acceptée par le MDDEP (Les Laboratoires Shermont, 2007). D'un point de vue légal, l'analyse doit obligatoirement comprendre une analyse toxicologique, pour la santé humaine, une analyse écotoxicologique, pour les écosystèmes, et un suivi de la qualité des eaux souterraines. Depuis 1996, l'analyse de risque est étudiée par le GTE, c'est-à-dire par des représentants du MSSS pour la partie toxicologique et par des représentants du MDDEP pour la partie écotoxicologique et de suivi d'eau. Avant cette date, l'étude du dossier était uniquement du ressort du MDDEP, ou du MEF à l'époque (Beaulieu, 2007).

Depuis l'adoption de la Loi 72, le nombre de dossiers traités par analyse de risque est en constante évolution (voir figure 4.1) (Gauthier, 2010; Beaulieu, 2007). Il n'en demeure pas moins que cette méthode est beaucoup moins utilisée que la réhabilitation aux critères génériques. En effet, selon le bilan des terrains contaminés du Québec de 2005, seulement 49 dossiers auraient été traités par analyse de risque au cours des dix dernières années dans la province. Le nombre de dossiers total de ces dix dernières années n'a pu être trouvé, mais plusieurs centaines de terrains contaminés sont réhabilités chaque année (Hébert, 2006). Les métaux représentent le contaminant le plus souvent retrouvé dans les cas d'analyse de risque puisqu'ils représentent une importante source de contamination, et

même la plus importante dans les cas de terrain servant de dépôt de sols et de résidus industriels (Beaulieu, 2007).

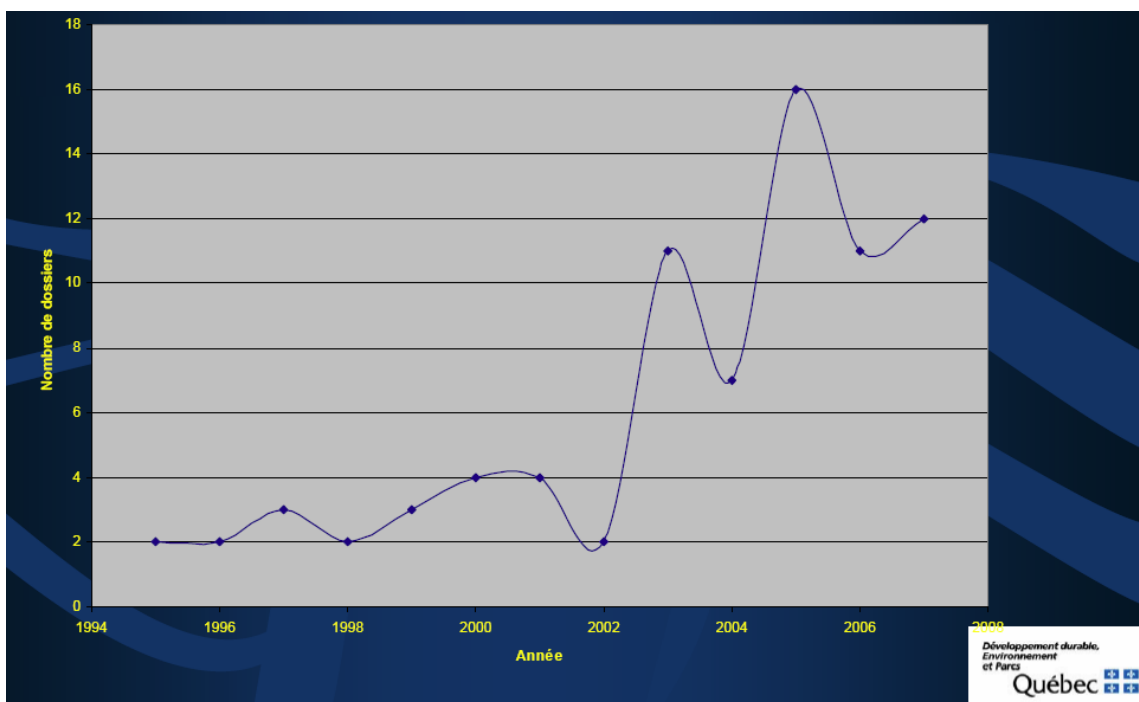


Figure 4.1 : Dossiers ayant eu recours à l'analyse de risque depuis 1995 au Québec. Tiré de Beaulieu (2007, p. 7)

Pour la réalisation de l'analyse de risque, il est évident que le propriétaire doit faire appel à une firme spécialisée. Cette dernière doit se conformer aux *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre du processus d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation des terrains contaminés* (ci-après *Lignes directrices*) (INSPQ, 2002) du MSSS pour l'évaluation des impacts sur la santé humaine et à la *Procédure d'évaluation des risques écotoxicologiques pour la réhabilitation des terrains contaminés* (CEAEQ, 1998) du MDDEP pour les impacts sur l'environnement. Dans le cas où l'analyse ne serait pas conforme à ces documents, il est possible que le MDDEP la refuse et demande qu'elle soit modifiée. Un schéma illustrant les étapes d'une analyse de risque pour un terrain contaminé peut être consulté à l'annexe II du présent document.

Les quatre principales étapes pour réaliser l'analyse de risque toxicologique sont l'identification du danger, la caractérisation toxicologique, l'estimation de l'exposition et l'estimation du risque. (INSPQ, 2002; MSSS 2002). Dans la pratique, une analyse toxicologique plus simple et plus rapide à effectuer est réalisée et acceptée dans le cas des terrains contaminés. Il s'agit d'une analyse de risque dite « basée sur le risque » (*Risk-based*). Cette technique simplifiée comprend principalement les deux dernières étapes soit celles de caractérisation de l'exposition et de l'estimation du risque (INSPQ, 2002; MSSS, 2002). L'étape de la caractérisation toxicologique est simplifiée puisque dans le cas de contamination des sols, elle se base sur des valeurs de toxicité connues et établies notamment par des organismes gouvernementaux (MSSS, 2002). À titre comparatif, une analyse de risque toxicologique non simplifiée doit être réalisée par exemple, dans des cas d'évaluation d'activités ou d'équipements industriels ou dans le cas d'évaluation d'un produit de consommation (MSSS, 2010).

En ce qui a trait à l'exposition des citoyens aux contaminants, plusieurs scénarios doivent être élaborés en tenant compte, entre autres, de l'occupation du territoire, des voies d'exposition (par contact cutané, par inhalation ou par ingestion), le temps passé sur le site étudié, l'âge des occupants ou des utilisateurs et leur poids corporel. Tous les contaminants doivent être pris en compte, même ceux dont les concentrations respectent les critères réglementaires ou de la *Politique*. Toutefois, les effets combinés ne sont pas calculés (INSPQ, 2002).

Pour ce qui est de l'analyse des risques écotoxicologiques, les phases à compléter sont : le modèle conceptuel, les outils descriptifs, la méthodologie d'évaluation, les activités descriptives, les activités d'évaluation et les activités de communication. La réalisation de ces étapes constitue un long processus et comporte plusieurs sous-étapes. Cette analyse repose beaucoup sur le jugement professionnel de l'équipe d'évaluation (CEAEQ, 1998).

La réhabilitation par critères spécifiques ou par analyse de risque n'est pas utilisée qu'au Québec. En effet, elle est utilisée dans toutes les provinces canadiennes, aux États-Unis, en Europe et ailleurs. Les processus de gestion appliqués dans chacun des endroits ne sont

toutefois pas identiques. La méthode d'analyse de risque peut également différer d'un endroit à l'autre, mais les bases restent essentiellement les mêmes. Par contre, selon les informations trouvées et puisqu'aucun autre exemple n'a pu être fourni par le MDDEP à ce sujet (Gauthier, 2010), il semblerait que le Québec serait le seul état à restreindre l'utilisation de l'analyse de risque lors de contamination par des hydrocarbures pétroliers. Les processus de gestion pour les terrains contaminés mis en application à l'extérieur du Québec seront présentés plus en détail au chapitre 8.

4.2.3 Avantages et désavantages

L'application de critères spécifiques élaborés grâce à une analyse de risque possède également des avantages et des désavantages par rapport à une réhabilitation par critères génériques. Premièrement, il est possible de croire qu'une meilleure gestion du risque peut être réalisée puisque l'analyse de risque, telle qu'appliquée au Québec, doit tenir compte de tous les contaminants et non seulement de ceux dont les concentrations dépassent les critères (INSPQ, 2002). De plus, toujours du côté d'une gestion optimale du risque, il n'est pas à négliger qu'avec une analyse de risque, il est possible d'adapter les concentrations aux populations plus à risque, par exemple aux femmes enceintes ou aux enfants (INSPQ, 2002). Des activités particulières peuvent également avoir lieu sur les terrains à l'étude. Les concentrations de l'analyse de risque tiennent également compte de ces activités. Par exemple, la chasse et la pêche effectuées par une population qui les pratique afin de subvenir à ses besoins (INSPQ, 2002).

D'un point de vue économique, il est avantageux d'utiliser des critères spécifiques lorsque la contamination est très étendue ou lorsqu'il y a un danger pour les infrastructures avoisinantes (Beaulieu, 2007). Elle permet d'éviter tous les frais en lien avec la disposition des sols et avec le soutènement. Par contre, d'un point de vue administratif, comme l'analyse de risque est un processus comportant plusieurs étapes et dans laquelle une étude approfondie des conditions du site doit être réalisée (INSPQ, 2002), elle constitue un travail plus important autant pour le consultant qui la réalise que pour l'autorité qui l'analyse (Trépanier, 2010; MDDEP, 2002b). Une analyse complète, et pouvant s'avérer assez

laborieuse puisqu'il s'agit d'étude au cas par cas, doit être effectuée dans le cas d'une analyse de risque et les délais de gestion des dossiers peuvent parfois être longs.

De plus, il n'est pas à négliger que même si une évaluation des risques a été réalisée, une contamination des sols est toujours présente. Un suivi doit donc être effectué et des mesures de confinement doivent être maintenues dans le temps. Il existe un risque à long terme que ces contaminants soient libérés et aient des effets négatifs sur l'environnement ou sur la santé humaine (Gauthier, 2010). L'existence de ce risque peut également faire l'objet d'une restriction d'usage pour le terrain. Ainsi, certaines activités ou certaines entreprises ne pourraient s'installer sur ces terrains. Un lot étendu de terrains contaminés avec des restrictions d'usage pourrait être assez difficile à gérer et pourrait constituer un frein pour le développement économique (Ministère de l'environnement du Nouveau-Brunswick, 2008; Beaulieu, 2007). De plus, la responsabilité de cette contamination doit être transférée d'un propriétaire à un autre. Donc, dans le cas d'un changement de normes gouvernementales, le dernier propriétaire peut être appelé à effectuer les travaux de réhabilitation aux critères applicables qui n'ont pas été complétés dans le passé (Ministère de l'environnement du Nouveau-Brunswick, 2008). Finalement, le fait qu'une contamination résiduelle soit présente dans les sols peut amener un grand degré d'inquiétude de la part des citoyens en général ou tout simplement des voisins de ces terrains.

5. OUTILS D'ÉVALUATION COMPARATIFS ET QUELQUES RÉSULTATS

En 2006, le Québec s'est doté de la *Loi sur le développement durable* (L.R.Q., c. D-8.1.1) afin de responsabiliser tous les ministères et organismes gouvernementaux en matière de développement durable. La mise en œuvre de cette loi se fait à travers ses 16 principes qui passent par la protection de l'environnement, par l'équité et la solidarité sociale, par le principe du pollueur-payeur et autres. (L.R.Q., c. D-8.1.1). Ces 16 principes doivent être pris en considération lors d'une prise de décision et ainsi, le développement durable y prend une place de plus en plus importante.

Après avoir décrit les deux options de gestion des terrains contaminés et présenté leurs avantages et désavantages, il serait intéressant de se demander laquelle des deux options est avantageuse du point de vue du développement durable ou simplement pour l'environnement. Sans faire une analyse de développement durable complète avec élaboration de critères d'évaluation selon les trois sphères, soit l'environnement, l'économie et le social, cette section présente plutôt quelques outils d'analyse avec les résultats de certains cas. L'élaboration d'un outil d'évaluation du développement durable pour les techniques de réhabilitation est complexe et pourrait faire l'objet d'une étude à elle seule.

Un des outils utilisés au Québec et au Canada avant la réalisation d'un projet est l'évaluation environnementale ou l'étude d'impacts. L'évaluation environnementale est un processus qui permet d'étudier les influences d'un projet tant au niveau environnemental que social. Elle est décrite par le MDDEP comme une méthode d'analyse favorisant le développement durable (MDDEP, 2002a). Au Québec, des exemples de projets assujettis à l'évaluation environnementale sont des centrales électriques, des autoroutes, des lieux d'élimination de matières résiduelles et autres projets industriels d'envergure (MDDEP, 2002e).

L'évaluation environnementale est également utilisée par le gouvernement fédéral. Elle est appliquée en vertu de la *Loi canadienne sur les évaluations environnementales* (LCÉE,

1992). Elle est réalisée afin de minimiser les impacts d'un projet, tant pour l'environnement que pour le milieu humain. Cet outil ne permet pas de créer des scénarios. Les scénarios doivent être élaborés par l'utilisateur et ceux-ci sont ensuite évalués. Il s'agit donc d'un outil d'aide à la décision puisque les conclusions de l'étude montrent la variante ou le scénario à privilégier (Pelletier, 2009; Pêches et Océans Canada, 2007). Il est possible de réaliser un tel type d'évaluation dans le cadre de réhabilitation des sols contaminés sur des terrains fédéraux.

Certains projets de réhabilitation de terrains contaminés fédéraux ont d'ailleurs fait l'objet d'une évaluation environnementale. Il s'agissait de terrains isolés et en milieu naturel, contaminés principalement par des métaux et des hydrocarbures pétroliers. Une évaluation environnementale a été complétée pour sept de ces terrains au Québec. Les conclusions, rendues publiques, ont montré que le bilan des impacts environnementaux induits par la réhabilitation complète aux critères d'usage était négatif (Pineault, 2010). Il est donc possible, dans certains cas, que le maintien de contaminants dans les sols constitue une solution plus environnementale par rapport à une décontamination complète par remplacement des sols. De plus, dans les cas où une décontamination complète est choisie pour ces terrains en milieu naturel, elle peut engendrer une stérilisation des sols et ainsi avoir un impact négatif pour le domaine touristique (Pineault, 2010).

Plusieurs problématiques rencontrées dans des cas complexes de contamination peuvent poser un questionnement par rapport au développement durable. Par exemple, dans le cas où les terrains contaminés se trouvent en région éloignée, comme dans le nord du Québec et où la seule option de transport des sols contaminés dans le centre de traitement le plus près est par hélicoptère et que les résultats du traitement des sols *in situ* sont incertains (Millette *et al.*, 2008). Également, la réhabilitation par excavation des sols aux critères d'usage peut nécessiter la démolition d'infrastructure ou de logement pour accéder aux sols contaminés. Cette situation peut devenir très problématique dans une période de crise du logement à Montréal, par exemple, puisqu'il n'est pas rare de voir une station-service dans un quartier résidentiel. Il est possible dans certains cas que la contamination migre sur les terrains voisins. Par contre, étant donné que l'excavation n'est pas le seul choix qui s'offre, il est

tout de même possible de traiter ces sols de manière *in situ* pour éviter de compromettre l'intégrité des infrastructures. Toutefois, il faudrait également s'assurer que le bilan environnemental reste positif. Une des composantes de ce bilan serait probablement le bilan énergétique. D'ailleurs, le bilan énergétique a été fait pour des travaux de réhabilitation *in situ* pour une station-service de la ville de Montréal. Le traitement choisi pour réhabiliter les sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers a été l'extraction de vapeur. L'étude a démontré qu'il a fallu utiliser l'équivalent de 1 300 barils de pétrole pour en récupérer 3,5 barils des sols en place (Millette *et al*, 2008). Une approche plus efficiente du côté énergétique aurait pu être adoptée, comme l'application d'un processus de gestion par le risque. Par contre, aucune mention n'est faite au niveau d'une contamination potentielle de la nappe phréatique ou de la présence de faune et de flore sensibles. Dans cet exemple, une étude environnementale plus poussée aurait pu être réalisée avant de conclure que l'étude de risque aurait été une meilleure option.

Selon Terrapex, une firme de consultation en environnement, il est important d'intégrer le concept de développement durable dans le choix des techniques de réhabilitation pour des terrains contaminés. D'ailleurs, elle recommande que le bilan environnemental des techniques de réhabilitation des terrains soit fait afin que le choix incorpore un critère d'efficacité environnementale qui tienne compte des impacts des différentes étapes de traitement et non seulement du résultat final. Également, une analyse devrait être faite selon quatre thèmes, soit les dépenses en énergie et en ressources, le coût, l'impact sur l'environnement et les délais de décontamination, et chacun des thèmes ayant plusieurs critères. Les dépenses énergétiques peuvent être calculées en quantité de carburant consommé ou en tonne métrique CO₂ équivalent. Le coût représente la somme totale pour les travaux. Les impacts sur l'environnement sont représentés autant du côté biologique qu'écologique. Finalement, les délais de réalisation doivent également faire partie de l'analyse étant donné que certaines techniques sont beaucoup plus longues que d'autres et certains propriétaires ne peuvent se permettre d'attendre (Hawke *et al*, s.d.).

La figure 5.1 représente les étapes d'une approche plus durable, selon Terrapex, pour la réhabilitation de terrains contaminés. Il s'agit d'un processus pour évaluer la technique de

réhabilitation à utiliser. Après une caractérisation du site, il est possible de déterminer si le terrain est contaminé et d'évaluer les approches possibles afin de décontaminer. Suite à cette évaluation, l'étape 3 consiste à se poser la question si l'approche sélectionnée induit des impacts significatifs sur l'environnement. Si la réponse est négative, alors les travaux peuvent être effectués. Sinon, il est possible que l'approche puisse être améliorée afin d'en réduire les impacts, donc un retour à l'étape 2. Ainsi, les étapes 2 et 3 peuvent être itératives jusqu'à ce que les impacts ne soient plus jugés significatifs par l'utilisateur ou le décideur. Dans les cas où une réduction de ces impacts significatifs n'est pas possible, il serait intéressant d'avoir la possibilité d'avoir recours à l'analyse de risque pour tous les contaminants (Hawke *et al*, s.d.).

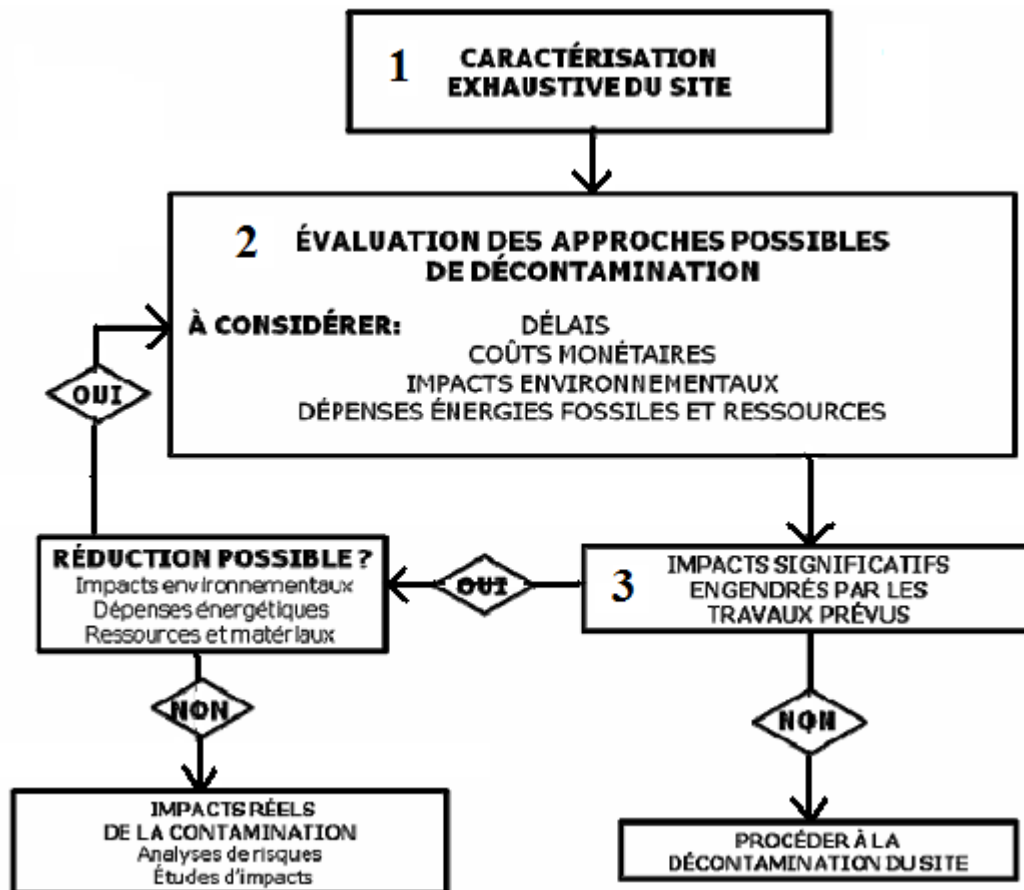


Figure 5.1 : Approche « durable » lors de la gestion de projet de décontamination. Tiré de Hawke *et al* (s.d., p. 29).

Pour le traitement des dossiers de terrains contaminés au Québec, le MDDEP ne dispose pas d'un outil d'évaluation du développement durable afin de comparer les techniques de réhabilitation. Il n'y a pas d'outil d'évaluation à ce jour qui prendrait en compte les 16 principes de la *Loi sur le développement durable*. La technique de réhabilitation doit être choisie par le propriétaire du terrain, dans la mesure où les critères génériques sont atteints. Un outil d'analyse de développement durable a été développé par la firme de génie-conseil Golder & Associés. Cet outil, nommé GoldSET[®], est un outil d'évaluation multicritères prenant en considération les aspects du développement durable, soit l'économie, l'environnement et le social (Golder Associés, 2009; Golder Associés, s.d.). Le calcul de performance se fait indépendamment d'une sphère à l'autre. Il sert principalement d'outil d'aide à la décision puisqu'il compare plusieurs scénarios, selon différentes techniques de réhabilitation possibles de sols contaminés. Les cinq étapes de réalisation de l'évaluation sont la description du site, la description des options, la sélection des indicateurs, l'évaluation et la pondération ainsi que l'interprétation et la décision (Golder Associés, 2010; Golder Associés, 2009).

Chacune des sphères possède le même poids dans les calculs de performance et un nombre minimal de critères doit être présent dans chacune des sphères. Lors de l'étape de la sélection des indicateurs, tous les indicateurs contenus dans l'outil sont sélectionnés par défaut et, selon la particularité du projet à évaluer, il est possible d'en ajouter. Des exemples d'indicateurs de l'outil sont disponibles au tableau 5.1.

Tableau 5.1 : Exemple de critères par sphère de l'outil GoldSET[®]. Inspiré de Golder Associés (2010).

Environnement	Économique	Social
Qualité des sols	Estimation des coûts	Santé humaine
Consommation d'énergie	Retombée financière	Sécurité des travailleurs
Déchets	Potentiel de litige	Utilisation par le public

Ensuite, selon la description du site, certains indicateurs sont retirés puisque jugés non-pertinents ou ne sont tout simplement pas applicables au site à l'étude. Par exemple, l'indicateur en rapport avec la qualité des sédiments n'est pas applicable s'il n'y a pas de

plan d'eau sur le site. De même pour l'approvisionnement en eau potable si le site est desservi en eau potable par la ville. La justification du retrait de certains indicateurs est bien évidemment documentée. Enfin, pour réaliser le calcul, un pointage est accordé à chacun des indicateurs et la raison du choix de ce pointage est expliquée afin d'assurer rigueur et transparence (Golder Associés, 2010).

L'outil a été utilisé pour évaluer la technique de réhabilitation qui serait la plus efficiente du point de vue du développement durable pour une station-service désaffectée dont la contamination était supérieure aux critères C du MDDEP et se situait en profondeur. Les options sélectionnées afin d'atteindre les critères applicables du MDDEP sont l'excavation complète, la réhabilitation *in situ* et la gestion par le risque, avec excavation partielle du site. Les options, avant d'être sélectionnées, font l'objet d'une analyse de préqualification selon plusieurs critères, comme la faisabilité technique et financière, l'atteinte des objectifs et autres. Ainsi, seulement des options « qualifiées » sont sélectionnées pour compléter l'étude (Golder Associés, 2010).

L'option de l'excavation nécessite l'utilisation de machinerie lourde afin de déplacer les sols ainsi que des mesures de soutènement, comme des pieux ou un mur berlinois, afin de soutenir la rue et les conduites de télécommunication. L'option de traitement *in situ* se fait par oxydation chimique accompagnée d'un suivi de la qualité de l'eau souterraine. Plusieurs puits d'injection doivent être réalisés afin de faire le traitement. L'option par analyse de risque nécessite une étude du site, un suivi de la qualité de l'eau souterraine aux limites du site, la mise en place de mesures de confinement et l'excavation des sols de surface (Golder Associés, 2010).

Les résultats de l'analyse ont montré que, dans ce cas particulier, l'option par analyse de risque constitue davantage un choix en faveur du développement durable comparativement à l'excavation ainsi qu'au traitement. Les résultats peuvent d'ailleurs être consultés à la figure 5.2. Il est en effet possible de voir que les pourcentages obtenus pour chacune des sphères de la 3^e option, gestion par le risque, sont plus élevés que pour les deux autres

options. De plus, la représentation graphique en triangle est plus équilibrée, ce qui veut dire qu'aucune des sphères n'est manifestement avantagée (Golder Associés, 2010).

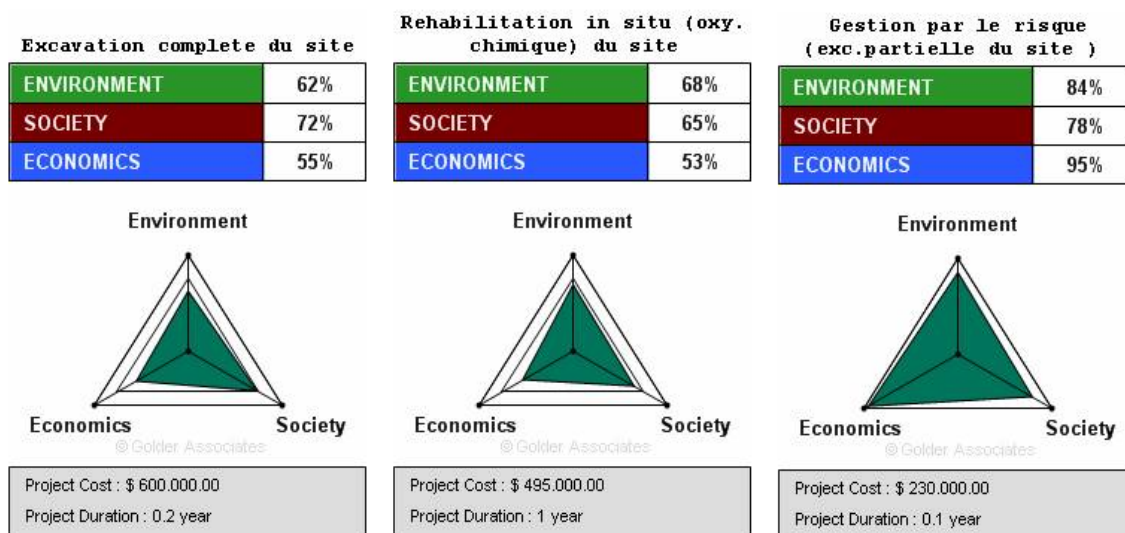


Figure 5.2 : Résultats de l'analyse avec GoldSET ©. Tiré de Golder Associés (2010, p.13).

Plusieurs autres projets en réhabilitation des sols ont été évalués grâce à l'outil GoldSET®, mais les études ne sont pas disponibles. Parmi ces projets, il est possible de retrouver au moins une autre station-service et la contamination en hydrocarbures pétroliers d'une tourbière suite au déraillement d'un train. Plusieurs de ces études ont d'ailleurs été présentées au MDDEP puisque les conclusions montraient que l'analyse de risque était un choix davantage en faveur du développement durable. Selon les informations obtenues, seul le cas de l'analyse de risque pour la contamination de la tourbière aurait été accepté et aurait fait l'objet d'une exception (Gauthier, 2010, Golder Associés, 2010).

6. POSITION DU GOUVERNEMENT ET DES INTERVENANTS

Maintenant que les options de gestion et leur utilisation ont été exposées et qu'il a été expliqué que, au Québec, l'analyse de risque pour un terrain contaminé aux hydrocarbures pétroliers n'est pas recevable par le MDDEP comme mesure de gestion, sauf dans le cas d'impraticabilité technique (Gauthier, 2010; Gauthier, 2007; MDDEP, 2002b), il serait intéressant d'étudier les raisons pour lesquelles il en est ainsi. Cette section traite de la position gouvernementale face à cette particularité, l'origine de cette décision et de ses principaux arguments ainsi que la position des intervenants avec une présentation des actions entreprises au niveau des autorités pour effectuer un changement.

6.1 Position gouvernementale

Avant de se pencher sur les raisons qui motivent le gouvernement à ne pas accepter les analyses de risque pour les hydrocarbures pétroliers, les ressources gouvernementales disponibles pour effectuer l'étude de ces analyses seront présentées. En effet, il est pertinent de se poser la question si les ressources sont suffisantes puisqu'elles peuvent être un facteur déterminant dans l'acceptation des analyses de risque.

C'est en 1985 que le premier groupe d'analyse de risque a vu le jour au sein du ministère de l'Environnement pour intervenir dans la problématique d'élimination de déchets organiques dangereux qui devenait de plus en plus importante à cette époque. En 1996, le mandat de ce groupe ne fut pas renouvelé au sein du ministère. Les tâches accomplies par le groupe d'analyse ont été remises dans les mains d'experts en santé publique, d'universitaires et de représentants du ministère de l'Environnement, formant aujourd'hui le GTE (INSPQ, 2002; MSSS, 2002).

Il est possible de trouver quelques raisons pour expliquer la spécificité relative à l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers dans la *Politique*. Ces raisons constituent l'origine de la décision prise par le MDDEP. Il y est en effet inscrit qu'étant donné que le *Programme de remplacement des réservoirs* était déjà entamé et que les critères de la *Politique* devaient être respectés en début de programme, il ne serait pas équitable de

changer le processus de gestion des sols contaminés (MDDEP, 2002b) et d'inclure l'analyse de risque durant ce processus, pour des sols majoritairement contaminés aux hydrocarbures pétroliers. Aucune mise à jour n'a été apportée au document du fait que le *Programme de remplacement des réservoirs* s'est terminé en 2001. Il est également spécifié dans la *Politique* que grâce à ce programme et à l'adoption du *Règlement sur les produits pétroliers* (L.R.Q. c. P-29.1, r.3) qui oblige le changement des réservoirs à intervalle fixe et la décontamination des sols, s'il y a lieu, les techniques de traitement *in situ* et *ex situ* pour la contamination en produits pétroliers se sont grandement développées et sont de plus en plus efficaces. De plus, puisqu'il est désormais facile de disposer des sols contaminés dans un centre de traitement, le ministère est d'avis qu'il n'y a pas lieu d'avoir recours à l'analyse de risque (Gauthier, 2010; Gauthier, 2007; MDDEP, 2002b). En effet, tel que mentionné précédemment, une trentaine de centres de traitement autorisés par le MDDEP à traiter des sols contaminés aux produits pétroliers sont établis à travers le Québec, soit dans presque toutes les régions administratives (Gauthier, 2010; Beaulieu, 2007; Gauthier, 2007; MDDEP 2002b).

D'ailleurs, le Québec est la province canadienne effectuant le plus de traitement des sols grâce à ces différents centres de traitement. Le MDDEP tient beaucoup à ce marché et craint qu'il ne s'effondre si l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers est acceptée sans restriction. Par contre, puisqu'une restriction d'usage est souvent émise sur les terrains ayant fait l'objet d'une analyse de risque, il serait possible de croire que cette option de gestion ne soit pas automatiquement sélectionnée étant donné les difficultés pouvant être encourues lors d'une vente. Selon le MDDEP, ce ne serait pas le cas. En effet, depuis 1998, le nombre d'analyses de risque pour les contaminants autorisés déposé au ministère est en croissance constante et pourrait probablement augmenter avec un changement de politique par rapport aux hydrocarbures pétroliers (Gauthier, 2010). Toutefois, malgré le fait que son utilisation soit en croissance, il reste que l'analyse de risque n'est pas d'utilisation courante.

De plus, comme le Québec est la seule province ayant cette restriction sur l'utilisation de l'analyse de risque pour ces contaminants, bien qu'aucune étude n'ait été faite à ce sujet, il

est possible de croire que cette spécificité soit en lien avec le fait qu'il soit le chef de file en matière de traitement. Donc, bien que ce ne soit pas automatique, l'acceptation de l'analyse de risque pour tout contaminant conduirait à une diminution du traitement des sols et à la fermeture de certains centres de traitement, ce que le MDDEP tente d'éviter (Gauthier, 2010).

En outre, dû au grand nombre de réservoirs de produits pétroliers sur l'ensemble du territoire québécois, le recours à l'analyse de risque dans le cas de fuite ou de déversement augmenterait de façon significative le niveau de risque des terrains puisque les sols contaminés laissés en place à travers le Québec pourraient représenter de grandes superficies et dont le suivi serait difficile à réaliser (MDDEP 2002b), sans compter l'héritage de passif environnemental légué aux générations futures (Gauthier, 2010).

Des raisons d'ordre technique et scientifique peuvent également être mentionnées. La raison principale vient du fait que les produits pétroliers forment un mélange complexe d'une centaine de substances, ayant des propriétés physiques, chimiques et toxicologiques différentes. Il n'est donc pas simple d'évaluer les risques et la toxicité de chacune de ces substances. Ce contaminant ne peut être considéré comme une seule substance en raison de ses composantes, mais ne peut non plus être évalué selon chacune de ces dernières puisqu'elles forment un mélange complexe difficile à scinder. Il n'y a donc aucune donnée toxicologique disponible pour le contaminant « produits pétroliers », et ces données sont nécessaires dans la réalisation de l'analyse de risque (Belleville, 2010; Beaulieu, 2007; Gauthier, 2007; Environment Agency of the UK, 2003; MDDEP 2002b). Dans ce cas, il est peut-être valable d'appliquer le principe de précaution, tout comme l'énonçait le Conseil d'évaluation des technologies de la santé (CÉTS) lors d'une séance de consultation concernant les principes directeurs et les lignes directrices de l'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine d'origine environnementale (INSPQ, 2000).

La *Politique* mentionne finalement que certaines propriétés des produits pétroliers font d'eux un contaminant facilement identifiable et pouvant générer des nuisances pour les usagers d'un terrain contaminé dont les sols auraient été laissés en place. Parmi ces

nuisances, notons entre autres leur perceptibilité à l'odeur et au goût, même dans le cas où les produits pétroliers seraient présents en faible concentration (MDDEP, 2002b), ce qui pourrait générer des inquiétudes de la part des citoyens.

Les *Lignes de conduite*, présentées à la section 2.3, représentent un document utilisé par le GTE. Ce document a pour objectif d'uniformiser le traitement des analyses de risque dans toutes les régions administratives du Québec. Lors du dépôt d'une analyse de risque et d'un plan de réhabilitation prévoyant laisser des contaminants en concentration supérieure aux critères de la *Politique*, ces lignes de conduite doivent être suivies par le groupe d'évaluation. Tel que présenté à la section 2.3, il y est spécifié que les dossiers de contamination en lien avec la présence de carburant ou d'équipements pétroliers ne peuvent faire l'objet d'une analyse de risque (Gauthier, 2007).

Cette spécificité vient du fait que le MDDEP désire privilégier le traitement complet et définitif des sols contaminés plutôt que leur confinement par gestion de risque, encore une fois, afin de réduire le passif environnemental pour le futur (Gauthier, 2007).

La restriction sur les produits pétroliers est aussi mentionnée dans les *Lignes directrices* du MSSS, par contre aucune spécification quant aux raisons de cette restriction n'est mentionnée dans ce document.

Il est à spécifier, par contre, que l'analyse de risque pour les terrains contaminés par des produits pétroliers peut être réalisée dans les cas d'impraticabilité technique de réhabilitation par excavation ou de traitement *in situ*. Cette mention est faite dans la *Politique* sans condition particulière ni définition spécifique d'impraticabilité technique. Une chose est certaine par contre, l'impraticabilité technique n'est pas équivalente à impraticabilité économique (Beaulieu, 2007; MDDEP, 2002b). Il est toutefois connu, dans le domaine, qu'afin d'évoquer un cas d'impraticabilité technique, il doit être prouvé au MDDEP qu'il est impossible techniquement de réaliser les travaux et qu'il est impossible d'effectuer un traitement (Gautier, 2010). D'ailleurs, concernant cet aspect, un projet de règlement a été déposé afin de donner force légale à la restriction de l'utilisation de

l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers et afin de définir légalement l'impraticabilité technique. Il s'agit du règlement appelé le Règlement Omnibus qui modifie le RPRT, le *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* (c. Q-2, r. 6.01) et le *Règlement sur les matières dangereuses* (c. Q-2, r. 15.2) (Gauthier, 2010; Beaulieu, 2007). Le Règlement Omnibus est toujours en attente d'approbation par les autorités gouvernementales (Gauthier, 2010).

L'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers est également acceptée par le GTE à condition que la contamination ne provienne pas de produits pétroliers. En effet, il est possible de retrouver des hydrocarbures pétroliers dans les bardeaux d'asphalte ou dans le charbon. Il s'agit par contre de matériaux contenant davantage des hydrocarbures lourds contrairement aux produits pétroliers. Afin de déposer une analyse de risque pour ces hydrocarbures pétroliers, il faut prouver, à l'aide d'un chromatogramme, que le contaminant n'est pas d'origine de distillats de pétrole ou de mazout (Gauthier, 2007).

Finalement, l'INSPQ se serait penché à partir de 2007 sur la méthode d'analyse de risque présentement utilisée dans les provinces de l'Atlantique, soit le *Atlantic Risk Based Corrective Action* (RBCA), qui sera présentée au chapitre 8 de la présente étude. Suite à cette évaluation, le modèle n'a pas obtenu l'approbation de l'INSPQ puisque les données de toxicité n'étaient pas à jour dans le calcul effectué, que le risque sur l'écosystème n'était pas pris en considération et qu'il n'était pas tout à fait d'accord avec la méthodologie utilisée (Gauthier, 2010). Cette analyse de l'INSPQ a été transmise au MDDEP. L'information a également été communiquée aux compagnies pétrolières (Belleville, 2010; Léonard 2010). D'ailleurs, le MSSS et le CEAEQ ne sont pas convaincus de la validité des approches méthodologiques utilisées ailleurs et qui leurs sont proposées en matière d'analyses de risque (Gauthier, 2007). L'INSPQ soutient également que le modèle de dispersion pour ces contaminants n'est pas validé et qu'il vaut mieux faire preuve de prudence à cet égard (Belleville, 2010).

6.2 Position des intervenants

Plusieurs intervenants dans la gestion des terrains contaminés sont en faveur de l'application de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers. Parmi ceux-ci, il y a les consultants qui réalisent des analyses de risque pour les sols contaminés, les grands propriétaires de terrains (incluant certaines municipalités) et les propriétaires d'équipements pétroliers.

Par contre, il est possible de croire que certains ne soient pas en faveur d'un changement de politique pour autoriser l'analyse de risque sur tout contaminant. En effet, bien qu'ils soient moins vocaux et qu'aucun regroupement n'ait été recensé pendant l'élaboration de ce document, il est à présumer que certains groupes environnementaux ou de citoyens soient du même avis que le MDDEP. Leur argument principal serait bien évidemment le risque de laisser des contaminants en place pour les générations futures. Les groupes environnementaux débattraient sur le concept de développement durable et les citoyens craindraient qu'un jour, leurs enfants se trouvent à jouer sur un terrain qui contiendrait des contaminants. Ces suppositions, bien qu'elles ne soient pas appuyées par des sources identifiables, ne sont qu'application de la logique. Ces groupes n'ont pas d'intérêt particulier à militer étant donné qu'il ne s'agit pas d'une problématique majeure comparativement aux enjeux environnementaux d'actualité (gaz à effets de serre, réchauffement de la planète). De plus, le fait que le gouvernement actuel interdise l'analyse de risque ne les pousse pas à réagir, contrairement aux intervenants en faveur d'un changement. C'est pourquoi peu d'information a été trouvée en ce sens, mais l'existence possible d'intervenants ayant une position similaire à celle du gouvernement ne pouvait être passée sous silence. Il n'est pas exclu qu'une ouverture à un changement de procédures de la part du MDDEP n'entraînerait pas une réaction anti-analyse de risque.

Parmi les intervenants propriétaires de terrains, il est possible de retrouver la ville de Montréal. Celle-ci publie à intervalle régulier un diagnostic environnemental décrivant l'état de la situation environnementale de l'île selon différents aspects. Les terrains contaminés font partie de ces aspects. De par son activité commerciale, l'île de Montréal est sujette à une contamination de sols mixte, soit par des polluants inorganiques, comme des

métaux, et des polluants organiques, comme les hydrocarbures. La restriction sur l'application de l'analyse de risque sur les hydrocarbures pétroliers constitue une préoccupation pour la ville puisque les coûts de décontamination de tous les terrains contaminés laissés vacants représentent une somme très élevée (Beaulieu, 2007; Ville de Montréal, 2004; CRE de Montréal 2000). De plus, la ville soutient que, dans le cas où les terrains ne sont pas accessibles pour la population, l'exposition aux contaminants serait jugée négligeable, voire même nulle. Elle est d'avis que la présence de risque associé à une exposition nulle ne constituerait donc pas un problème de santé publique (Ville de Montréal, 2004; CRE de Montréal, 2000). En effet, il est présentement impossible pour un propriétaire de laisser en place des sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers, même dans le cas d'une exposition faible. Donc, la réhabilitation doit être effectuée et si l'excavation est choisie, les sols contaminés doivent être disposés dans un centre de traitement. Toujours selon la ville de Montréal, il s'agit ni plus ni moins de déplacer le problème (CRE de Montréal, 2000). Il est vrai par contre que, dans certains cas, la réhabilitation complète permet au terrain de recouvrer sa valeur commerciale et peut être réutilisé sans restriction d'usage. Quelques terrains ne sont toutefois pas intéressants pour certaines industries ou se trouvent loin de la population. Dans ces cas, l'exposition resterait nulle puisque le terrain resterait inexploité.

Les consultants en environnement spécialistes en analyse de risque sont également d'avis qu'il devrait être possible d'utiliser l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers, au même titre qu'elle est parfois utilisée pour les métaux lourds ou autres contaminants. Leur argumentation trouve son origine dans le fait que, selon eux, puisqu'il en est ainsi dans la loi, le MDDEP et le MSSS n'auraient pas les pouvoirs de refuser ces études (Trépanier, 2010). Les consultants en environnement se doivent de suivre les *Lignes directrices* ainsi que les *Lignes de conduite* (Gauthier, 2007) du GTE et celles-ci indiquent formellement l'interdiction d'utiliser l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers (Gauthier, 2007). En fait, puisque le MDDEP refuse systématiquement les analyses de risque déposées pour des terrains contaminés aux hydrocarbures pétroliers, ils n'ont d'autres choix que de s'y conformer, sauf si elle est présentée dans un cas d'impraticabilité technique. Les deux documents du GTE, tout comme la *Politique*, n'ayant pas force de loi, ne pourraient obliger

une telle pratique de la part des consultants pour leurs clients respectifs et c'est entre autres sur cette base que ceux-ci exigent un changement (Trépanier, 2010). Par contre, le MDDEP entend donner force de loi à cette contrainte en adoptant le Règlement Omnibus (Gauthier, 2010; Gauthier, 2007).

Selon Jean-Pierre Trépanier (2010), il ne serait pas réaliste pour les firmes de consultation en environnement de défier légalement le ministère sur cet aspect, simplement en raison de l'ampleur des procédures juridiques et les coûts qui y seraient consacrés. Par contre, de ce fait, le ministère crée un précédent de refus d'analyses de risque pour ces contaminants, ce qui rendrait des procédures judiciaires davantage compliquées. Trépanier affirme également que les méthodologies à suivre ainsi que les guides à respecter pour compléter les analyses de risque, entre autres ceux du GTE, sont tels qu'il est décourageant de choisir cette option de gestion et de procéder ainsi.

Finalement, une certaine incohérence est également présente dans la *Politique* du fait que les critères applicables pour évaluer la contamination de l'eau souterraine sont en fonction de l'impact que cette contamination pourrait avoir sur les récepteurs. En effet, les critères applicables dans une région où l'eau souterraine est utilisée comme source d'eau potable seront plus sévères par rapport à une région où un système municipal d'approvisionnement en eau est en place. Il serait logique de s'attendre à ce qu'il en soit de même pour les sols, soit en fonction de l'impact sur les récepteurs (Millette *et al*, 2008).

Pour ce qui est des outils d'analyse de risque, le CPEQ s'est chargé, en 2007, de présenter le *RBCA* au MDDEP en précisant que des modifications auraient pu facilement être apportées afin de répondre aux exigences réglementaires québécoises (Belleville, 2010, Beaulieu, 2007). Le CPEQ, accompagné de Golder Associés, a également présenté l'outil GoldSET© au MDDEP avec différents résultats montrant qu'il est préférable, dans certains cas, d'appliquer l'analyse de risque. Ces résultats sont présentés aux chapitres 5 et 9 du présent document. Le CPEQ travaille d'ailleurs principalement afin de rendre plus accessible l'utilisation de l'impraticabilité technique (Golder Associés, 2010). En effet, comme la partie « d'impossibilité de traitement » est difficile à prouver, seulement 8 à 10

dossiers ont été acceptés en impraticabilité technique depuis l'entrée en vigueur de la *Politique* (Gauthier, 2010). Le CPEQ essaie activement de convaincre le MDDEP que des éléments autres que des éléments techniques devraient être pris en compte pour autoriser l'application de l'analyse de risque, par exemple un aspect économique, puisqu'il fait aussi partie du développement durable.

7. ANALYSE BASÉE SUR LES AVANTAGES ET DÉSAVANTAGES

Au Québec comme ailleurs, tel qu'il a été mentionné auparavant, il est possible de gérer les dossiers de terrains contaminés par critères génériques ou par critères spécifiques. La différence entre ces deux méthodes, ainsi que leurs avantages et désavantages ont été expliqués. Des résultats d'études de développement durable et environnementale ont été montrés et les arguments de chacun des intervenants ont été mis à jour. Il est maintenant possible de faire une analyse comparative entre l'application des critères génériques et l'application des critères spécifiques. Cette analyse se fera principalement en comparant les avantages et les désavantages des deux méthodes, tout en prenant en considération les opinions des intervenants concernant la contamination aux hydrocarbures pétroliers. Cette analyse s'ouvrira sur un tableau synthèse de l'information déjà présentée et sera suivie par une analyse sur trois sphères, soit l'environnement, l'économie et le social. Le tout se terminera avec la conclusion de l'analyse.

7.1 Synthèse de l'information

La synthèse de l'information sera présentée sous forme de tableau. Le premier présente les principaux avantages et désavantages des critères génériques et le second, ceux des critères spécifiques.

Tableau 7.1 : Avantages et désavantages de l'option par critères génériques.

Avantages	Grande simplicité pour l'étude de la part du MDDEP, du consultant et du propriétaire.
	Un suivi n'est pas nécessaire à long terme.
	La problématique de contamination est réglée et l'utilisation du terrain n'est pas restreinte.
	Permet le développement et l'exploitation d'un important réseau de centres de traitement et l'innovation dans ce domaine (dans les cas où l'excavation est privilégiée).

Désavantages	Aucune validation des critères génériques n'a été faite, donc il existe une incertitude quant à la protection de l'environnement et de la santé humaine en les appliquant.
	Peut être très coûteux dans le cas d'une contamination complexe (très étendue et/ou très profonde ou en région très éloignée).
	Ne tient pas compte de l'effet cumulatif des contaminants.
	Possibilité d'engendrer des dommages pour l'environnement dans certains cas de contamination

Tableau 7.2 : Avantages et désavantages de l'option par critères spécifiques.

Avantages	Tient compte de tous les contaminants présents sur le terrain.
	S'adapte aux populations sensibles.
	Les critères sont spécifiques aux conditions du site.
	Choix économique surtout dans les cas complexes.
Désavantages	Complexe à réaliser et à évaluer de la part du MDDEP, demande davantage de personnel qualifié.
	Passif environnemental légué aux générations futures dû à la présence de contamination résiduelle.
	Restriction d'usage est possible sur le terrain pour l'avenir.
	Peut provoquer des inquiétudes de la part des citoyens.
	Problématique au niveau de la représentativité de la toxicité pour un mélange.
	Ne tient pas compte de l'effet cumulatif des contaminants.

7.2 Sphère Environnement

La première partie de l'analyse concerne l'aspect environnemental. L'objectif est de déterminer quelle est l'option de gestion qui est plus avantageuse d'un point de vue environnemental. Évidemment, cette analyse ne pourrait donner une réponse unique puisque la réponse dépend grandement du type de projet ou de réhabilitation à réaliser. Par contre, elle peut donner les éléments qui orienteront la décision.

Le principal avantage de l'application de critères génériques comparativement aux critères spécifiques est bien évidemment le fait qu'aucune contamination résiduelle au-delà des

valeurs réglementaires n'est présente sur le site. La réhabilitation du terrain permet d'effectuer la fermeture du dossier, sans qu'aucun suivi ne soit nécessaire. De plus, la contamination étant enlevée, il n'y a pas de risque de migration vers l'eau souterraine ou les terrains voisins.

Si l'application de critères génériques permet d'éviter un passif environnemental pour le site, il est possible qu'elle soit moins avantageuse du côté du bilan environnemental des travaux. Il est vrai qu'il est important de préserver l'environnement pour les générations futures, mais il s'agit d'un tout autre dilemme lorsque les dommages à l'environnement sont plus importants durant les travaux de réhabilitation comparativement à la contamination qui serait laissée en place. Ainsi, dans des cas d'exception qui ne sont pas seulement de l'ordre d'une impraticabilité technique, il est possible que les critères spécifiques soit plus avantageux pour l'environnement. Sinon, les critères génériques restent une option sûre.

7.3 Sphère Économie

Encore une fois, l'analyse des coûts dépend grandement du projet à réaliser. En effet, l'analyse de risque est plus avantageuse économiquement dans des cas de contamination très complexes, par exemple une contamination très étendue, très profonde, sous des infrastructures ou près de routes. L'application des critères génériques dans ces cas se ferait soit par excavation ou par traitement. Dans le cas de l'excavation, qui pourrait être utilisée pour une contamination étendue, les coûts engendrés sont la main d'œuvre sur une assez longue période, la machinerie, le transport des sols et les frais de disposition. Ces derniers peuvent engendrer une facture très élevée puisqu'ils sont calculés à la tonne. Dans un cas de complexité technique, l'excavation peut être utilisée, mais les coûts engendrés pour le soutènement ne sont pas à négliger. Dans l'optique où le traitement serait privilégié, ces travaux peuvent s'étendre sur une très longue période ce qui augmente les coûts, sans garantie de succès. Il est donc possible que le tout se termine par excavation, avec une facture élevée.

Il n'est pas à négliger par contre qu'advenant un changement de pratique qui autoriserait l'analyse de risque pour tous les contaminants, les centres de traitement des sols s'en verraient touchés. Ainsi, ce changement influencerait négativement un marché bien en place au Québec et l'opportunité de développer des technologies de traitement avant-gardistes et exportables.

Donc, d'un point de vue économique, comme le réseau de centres de traitement des sols est très important pour le MDDEP, l'approche par critères génériques demeure la meilleure option. Par contre, sans effectuer un changement complet de pratique, si l'analyse de risque est autorisée dans les cas complexes avec un critère « d'impraticabilité économique », l'application des critères spécifiques pourrait être utilisée dans certains cas seulement et serait plus avantageuse.

7.4 Sphère Social

La sphère sociale ne dépend pas vraiment du type de réhabilitation à effectuer. Il s'agit davantage de l'inquiétude que les citoyens peuvent avoir face à une option de gestion ou à une autre et à leur sécurité. L'inquiétude peut également être manifestée par rapport aux générations futures qui hériteraient de la tâche de la décontamination si les mesures de confinement ou de gestion du risque s'avéraient insuffisantes à long terme.

L'inquiétude des citoyens est beaucoup moins grande face à l'application de critères génériques puisque la contamination en entier est enlevée. Comme les critères génériques de la *Politique* sont utilisés depuis plusieurs années, il est compréhensible que la population en ait confiance. Par contre, suite à la validation des critères de la *Politique* effectuée en 2005, certains de ces critères ont dû être modifiés à la suite de l'analyse de risque puisque le risque pour la santé humaine était trop grand. Il est donc possible qu'il en soit de même pour les critères relatifs aux hydrocarbures pétroliers, qui pourraient être insuffisants. De plus, pour ce qui est de ces derniers, comme mentionné précédemment, ils proviennent des Pays-Bas et n'ont fait l'objet d'aucune validation. De plus, il n'existe pas de document expliquant l'origine exacte de ces critères. Donc, il est présentement impossible pour le MDDEP de prouver, d'une quelconque façon, que ces critères assurent la protection de

l'environnement et de la santé humaine. Il est également impossible, pour le MDDEP, de montrer la méthodologie qui a servi à élaborer ces critères. Le MDDEP pense qu'il serait préférable d'élaborer des critères pour lesquels la méthodologie peut être démontrée. Pour sa part, le MSSS serait d'avis que la jurisprudence prévaut et qu'il n'y a pas lieu d'effectuer un changement puisque les critères sont utilisés depuis plusieurs années pour tous les dossiers de terrains contaminés (Gauthier, 2010). Les incertitudes par rapport à ces critères ne justifiant pas leur abandon, il s'agit ni plus ni moins de l'application du principe de précaution.

Pour ce qui est du risque pour les citoyens, l'analyse de risque a un avantage certain puisqu'elle prend en considération tous les contaminants du site et permet d'établir des critères spécifiques pour le terrain et les populations. Par contre, dans le cas de contamination par les hydrocarbures pétroliers, le MDDEP ainsi que le MSSS soutiennent que l'analyse de risque n'est pas valable étant donné qu'il n'est pas possible d'évaluer la toxicité d'un mélange de plus d'une centaine de composantes avec une seule valeur. Le principe de précaution s'applique et la prudence est de mise dans les cas d'incertitude par rapport au risque pour les citoyens.

Donc, l'analyse de risque semble avantageuse d'un point de vue social pour tous les contaminants, à l'exception des hydrocarbures pétroliers pour lesquels il existe trop d'incertitudes. Par contre, pour ces derniers, il semble que l'application des critères génériques comporte également des incertitudes puisqu'aucune validation n'en a été faite. Il est donc difficile de trancher pour ce qui est de la sphère sociale.

7.5 Conclusion de l'analyse

Suite à l'analyse des trois sphères du développement durable, soit l'environnement, l'économie et le social, il apparaît évident que l'une ou l'autre des options de gestion est avantageuse selon le projet de réhabilitation. Il apparaît en effet que dans les cas très complexes et particuliers, l'analyse de risque resterait une option plus avantageuse, mais à utiliser avec prudence. Par contre, pour les cas plus simples, il est évident que l'application de critères génériques reste la meilleure option. Pour ce qui est de la sphère sociale, il existe

presque autant d'incertitudes du côté des critères génériques utilisés que du côté de l'analyse de risque. Le principe de précaution dicterait peut-être le maintien des critères en place, mais ne devrait pas empêcher la recherche et le développement du côté de l'analyse de risque.

8. L'APPLICATION DE L'ANALYSE DE RISQUE DANS LE MONDE

Maintenant que l'état de la situation quant à la gestion des sols contaminés au Québec a été présenté et que l'utilisation de l'analyse de risque dans la province a été exposée, il serait pertinent d'étudier l'utilisation de l'analyse de risque dans le monde afin de pouvoir situer le territoire québécois par rapport aux États du monde. Cette section fait donc état de différents modes de gestion des terrains contaminés utilisés à l'extérieur du Québec et plus particulièrement, des modes de gestion utilisant l'analyse de risque. Les États utilisant l'analyse de risque seront présentés ainsi que les outils qu'ils utilisent. Les provinces canadiennes feront partie de cette analyse, mais seront divisées en deux groupes, soit un regroupement des provinces de l'Atlantique et un autre comprenant les autres provinces et territoires. Le processus de gestion des États-Unis sera également présenté et la section se terminera avec une brève présentation de l'Europe.

8.1 Canada

Afin de comparer les méthodes de gestion utilisées par les provinces et territoires canadiens avec celles du Québec, la présentation des données a été divisée en deux groupes (les provinces de l'Atlantique et les autres provinces et territoires) puisque chacun d'eux n'utilise pas exactement les mêmes processus de gestion des terrains contaminés, l'un par rapport à l'autre et par rapport au Québec. Par contre, avant de présenter ces deux groupements, il est important de préciser qu'il existe au Canada des standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers qui représentent des méthodes et des résultats uniformes à appliquer lors d'une contamination par ces contaminants, mais qui ne sont pas utilisés au Québec (CCME, 2008c). Donc, afin de comprendre les méthodes utilisées par les provinces, une introduction à ces standards sera faite avec une explication de leur mise en application et de leur utilité.

8.1.1 Introduction aux standards pancanadiens

La contamination des sols et de l'eau souterraine par des produits pétroliers constitue une problématique importante au Québec, mais également à travers le Canada. En effet,

en 2000, environ 60 % des terrains contaminés l'étaient par des produits pétroliers (CCME, 2008c). Étant donné que cette contamination représentait un risque pour la santé humaine et pour l'environnement, les ministères responsables de l'environnement ainsi que des regroupements environnementaux canadiens ont publié des guides et des listes de critères pour les hydrocarbures pétroliers. Comme ces publications avaient été faites de façon indépendante, les standards en matière de réhabilitation pour les hydrocarbures pétroliers différaient d'une juridiction provinciale à l'autre. Certaines normes étaient trop sévères par rapport à d'autres et avaient comme résultat de ralentir le redéveloppement des terrains en raison des coûts de réhabilitation trop élevés. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a donc publié, pour la première fois en 2001, les standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol pour assurer une cohérence dans la gestion des sols contaminés par des produits pétroliers à travers le Canada (CCME, 2008c).

Tout comme au Québec, les standards pancanadiens sont divisés selon l'utilisation du terrain. Les différentes utilisations sont relatives à l'agriculture, au résidentiel, au commercial et à l'industriel. Par contre, afin de prendre en considération les différents types d'hydrocarbures pétroliers, le CCME considère quatre fractions d'hydrocarbures. Ces fractions ont été établies selon le nombre de molécules de carbone et groupent les chaînes de carbones ayant des propriétés similaires (voir tableau 8.1) (CCME, 2008c, CCME, 2003). À titre comparatif, le Québec utilise un groupement d'hydrocarbures contenant de 10 à 50 molécules de carbone (C₁₀-C₅₀) plutôt que ce fractionnement pour analyser les hydrocarbures pétroliers. Il est à spécifier par contre que la méthode de classification des hydrocarbures utilisée au Québec est différente de celle des standards pancanadiens, qui procède par fractions. Toutefois, le MDDEP a participé à l'élaboration des standards pancanadiens et son seul désaccord vise la fraction F4 pour laquelle il considère le critère trop permissif. (Belleville, 2010; Gauthier, 2010).

Tableau 8.1 : Présentation des fractions d'hydrocarbures. Inspiré de CCME (2008c).

Fraction	Définition	Exemple
F1	Hydrocarbures dont le nombre de carbone dans la chaîne est de 6 à 10.	Essence
F2	Hydrocarbures dont le nombre de carbone dans la chaîne est de 17 à 34.	Diesel
F3	Hydrocarbures dont le nombre de carbone dans la chaîne est de 17 à 34.	Huile et lubrifiant
F4	Hydrocarbures dont le nombre de carbone dans la chaîne est de 35 à 50.	Huile et lubrifiant lourds

Ces standards ont été établis afin de prendre en considération le risque pour la santé humaine et pour l'environnement. C'est donc sur les bases d'une analyse de risque que ces standards ont été élaborés avec des données de toxicité représentatives pour chacune des fractions. Ils peuvent également être mis à jour afin de tenir compte des nouvelles découvertes dans le domaine scientifique et afin d'assurer leur cohérence avec les nouvelles données scientifiques, techniques et économiques, dans le but de limiter les incertitudes (CCME, 2008c). Plusieurs rapports et publications ont été réalisés afin d'aider les provinces à appliquer les standards pancanadiens (CCME, 2008a; CCME, 2008b).

Les standards pancanadiens ne constituent pas une réglementation pour les provinces et territoires canadiens. En effet, les gouvernements concernés ont le choix d'appliquer ou non ces standards. Le Québec est la seule province qui ne fait pas partie des signataires des standards pancanadiens (CCME, 2008c). Le Québec n'applique donc pas les standards pancanadiens, malgré le fait qu'un représentant du Québec ait participé à leur élaboration. En effet, le MSSS n'approuve pas l'approche méthodologique utilisée par le CCME pour élaborer les standards. Comme mentionné auparavant, le MSSS n'est pas à l'aise à l'idée d'utiliser une seule valeur de toxicité pour représenter la substance alors que celle-ci est constituée d'un mélange complexe de composantes de différentes fractions d'hydrocarbures. Il demande davantage de précision sur la représentativité des données, ce qui ne peut lui être fourni (Gauthier, 2010; CCME, 2003).

La Colombie-Britannique, qui faisait partie des signataires, a tout de même décidé de ne pas appliquer les standards pancanadiens puisqu'ils ne vont pas dans le même sens que sa réglementation. En effet, la réglementation considère les hydrocarbures lourds, représentés par la fraction F4 dans les standards pancanadiens, isolément des autres hydrocarbures puisqu'ils se comportent de façons très différentes. Toutefois, le Conseil consultatif scientifique pour les lieux contaminés de la Colombie-Britannique, étant le groupe en charge d'évaluer l'applicabilité des standards pancanadiens pour cette province, est d'avis que les critères génériques utilisés dans la province doivent être modifiés puisqu'ils sont principalement basés sur le jugement professionnel. Si des changements étaient apportés aux standards pancanadiens relativement à la fraction lourde, il n'est pas exclu que la Colombie-Britannique les applique. Une des conclusions de l'évaluation est toutefois d'adopter la nomenclature des quatre fractions utilisées par le CCME (CCME, 2003; SABCS, 2003). La plupart des provinces et territoires appliquent les standards pancanadiens à l'aide de directives ou de politiques sans toutefois avoir une réglementation spécifique à leurs sujets (CCME, 2003).

8.1.2 Les provinces de l'Atlantique

Tout comme le reste du Canada, la plupart des terrains contaminés dans les provinces de l'Atlantique sont contaminés aux hydrocarbures pétroliers par les différentes activités industrielles qui ont pris place sur le territoire (PIRI, 2000). Afin de pouvoir redévelopper ces terrains, des critères génériques pour les sols contaminés aux hydrocarbures dans chacune des provinces de l'Atlantique ont été élaborés pour la première fois aux alentours des années 1992, à la demande des responsables de l'environnement au sein des gouvernements impliqués. Ces critères étaient principalement basés sur le jugement professionnel d'experts de l'époque. Étant donné que ces critères ne reposaient sur aucune donnée scientifique et qu'il existait des critères différents d'une province de l'Atlantique à l'autre, un changement s'avérait nécessaire. C'est en 1996 qu'un processus d'harmonisation a débuté dans les provinces de l'est du Canada (PIRI, 2006). Toutes les provinces de l'Atlantique appliquent donc le même processus de gestion des terrains contaminés et il s'agit d'un processus qui assure un assainissement en fonction du risque, que ce soit avec une analyse de risque ou avec les critères génériques. La gestion administrative des dossiers

en tant que telle n'est pas identique dans les quatre provinces, mais l'outil utilisé est le même et il s'agit de l'*Atlantic RBCA*, comme mentionné à la section 6.1 (PIRI, 2006). Il s'agit d'une méthode qui a fait ses preuves et qui est maintenant acceptée par les parties prenantes dans le domaine des sols contaminés (gouvernements, municipalités, prêteurs, etc.) (Ministère de l'environnement du NB, 2008; PIRI 2007). Comme cet outil est principalement une grille de calcul, il est possible de croire que les effectifs des ministères de l'environnement de chacune des provinces ne sont pas nécessairement plus élevés qu'au Québec. Par contre, aucune information n'a pu être trouvée à cet effet.

Le RBCA est un outil pour l'évaluation du risque qui a d'abord été développé aux États-Unis par l'*American Society for Testing and Materials* (ASTM) dans les années 1990. L'ASTM est l'équivalent américain du Canadian Standard Association (CSA). Il avait été créé pour les hydrocarbures pétroliers spécifiquement. Il s'agit en fait d'un processus pour une évaluation et une gestion par le risque des terrains contaminés ainsi que d'un logiciel afin de développer des critères spécifiques au site contaminé. Les modèles numériques servant à calculer les critères spécifiques contiennent des paramètres par défaut qui représentent la majorité de conditions retrouvées dans les provinces de l'Atlantique. Ces modèles peuvent être utilisés tel quel ou en modifiant les paramètres par défaut par les conditions particulières du site (PIRI, 2007).

Le groupe qui s'est chargé d'adapter le modèle de base aux conditions particulières relativement à l'eau souterraine, à la composition des sols et aux normes règlementaires des provinces atlantiques est le Comité du partenariat de mise en œuvre du RBCA (ou *Partners in RBCA Implementation*) (PIRI). Ce groupe est formé de représentants des quatre provinces impliquées, de l'ICPP, de représentants de différentes compagnies pétrolières ainsi que certaines entreprises en consultation en environnement dans le domaine des terrains contaminés. Ce groupe a pour objectif d'harmoniser le processus de gestion des terrains contaminés pour les quatre provinces de l'Atlantique (PIRI, 2008; PIRI, s.d.).

Les provinces de l'Atlantique ont signé une entente, le *Harmonization Agreement*, spécifiant qu'elles respecteraient les normes environnementales élaborées pour le Canada

par le CCME, ou assureraient un niveau équivalent de protection (PIRI, 2007; Maxxam, s.d.). En 2009, le PIRI a donc dû développer la dernière version du RBCA afin que l'outil soit cohérent avec la dernière mise à jour des standards pancanadiens en 2008. Depuis son implantation, le RBCA a été modifié quelques fois afin de suivre l'évolution des standards pancanadiens ou afin d'y incorporer les nouvelles données scientifiques. La dernière modification a donc eu comme aboutissement la version 3.0 du RBCA en 2009 (PIRI, 2009).

Dans les provinces de l'Atlantique, l'évaluation et la gestion du risque se font selon trois niveaux (PIRI, 2007) :

Tier 1 : Il s'agit d'une comparaison des concentrations dans les sols avec une liste de critères, soit les *Risk-Based Screening Level* (RBSL), selon l'utilisation du terrain, l'utilisation de l'eau souterraine (source d'eau potable ou non) et le type de sol. Un exemple des concentrations du Tier 1 RBSL est fourni au tableau 8.2. Les particularités du site doivent être, de façon générale, cohérentes avec les paramètres par défaut du logiciel. Sinon, les critères pourraient ne pas être valides. Le Tier 1 des provinces de l'Atlantique pourrait se comparer à la méthode utilisée au Québec relativement à la liste de critères génériques (A, B et C) selon l'utilisation du terrain. Après la comparaison avec les Tier 1 RBSL, si les critères sont rencontrés et que le terrain ne présente pas de conditions particulières relativement à l'exposition des gens ou à son utilisation, aucune action supplémentaire n'est entreprise.

Tableau 8.2 : Tier 1 RBSL pour les sols. Tiré de PIRI (2007, Annexe 3, p. 1)

Receptor	Groundwater Use	Soil Type	Compound of Concern						
			Benzene	Toluene	Ethyl Benzene	Xylenes	Modified TPH		
							Gas	Diesel/#2	#6 Oil
Residential	Potable	Coarse-grained	0.03	0.38	0.08	11	39	140	690
		Fine-grained	0.01	0.08	0.02	2.3	140	220	970
	Non-potable	Coarse-grained	0.16	14	58	17	39	140	690
		Fine-grained	1.5	120	430	160	330	4,400	8,300
Commercial	Potable	Coarse-grained	0.03	0.38	0.08	11	450	7,400	10,000
		Fine-grained	0.01	0.08	0.02	2.3	520	840	4,700
	Non-potable	Coarse-grained	1.8	160	430	200	450	7,400	10,000
		Fine-grained	11	680	430	650	10,000	7,700	10,000

Tier 2 : Il s'agit de développer des critères de réhabilitation spécifiques au site à l'aide du logiciel RBCA. En plus de l'utilisation du site, de l'utilisation de l'eau souterraine et du type de sol, le type d'exposition est pris en compte. Les types d'exposition sont par exemple l'ingestion de sol ou une exposition à une contamination dans l'air à l'intérieur d'un bâtiment. Les données spécifiques au site sont recueillies et sont insérées à la place des paramètres par défaut dans le logiciel.

Tier 3 : Lorsqu'un site présente des conditions particulières et complexes, une évaluation plus approfondie est réalisée. Il s'agit toutefois d'une étape où des critères spécifiques au site sont générés, tout comme au Tier 2, mais où des modèles numériques différents ou modifiés de ceux utilisés dans le RBCA sont développés. Ces derniers sont développés à l'aide de plusieurs données spécifiques au site. Dans le cas où une évaluation du risque écotoxicologique devrait être réalisée (obligatoire si un « habitat écologique » est présent dans un rayon de 150 mètres du site), le Tier 3 est obligatoirement complété. Des exemples d'habitats écologiques sont des milieux humides, des lacs, des forêts et autres.

Certains modèles sont également disponibles pour des contaminants différents des hydrocarbures pétroliers, mais ces modèles n'ont pas été validés par les autorités

concernées. Le RBCA ne peut alors être utilisé que pour la contamination aux hydrocarbures pétroliers (PIRI, 2007).

Les provinces de l'est du Québec ne sont pas les seules à utiliser ce logiciel dans l'évaluation et la gestion du risque associé aux terrains contaminés. En effet, comme il est possible d'adapter le logiciel aux conditions particulières d'une région, il est utilisé dans plusieurs pays à travers le monde. Les pays où il est utilisé sont présentés à la figure 8.1.

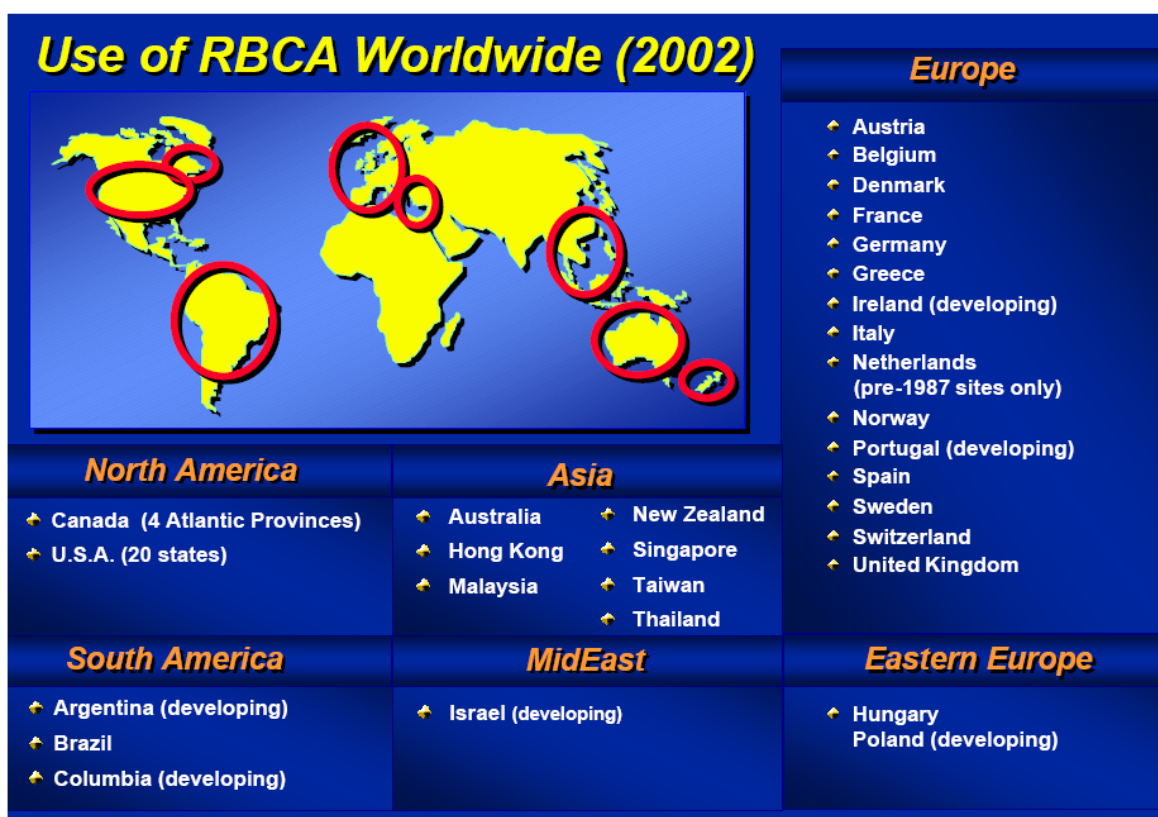


Figure 8.1 : Utilisation du RBCA à travers le monde en 2002. Tiré de Bowers (2004, p.13).

8.1.3 Autres provinces canadiennes

Il est possible de gérer les terrains contaminés par analyse de risque dans les autres provinces également. Le gouvernement du Canada la définit d'ailleurs comme étant un « examen scientifique de la nature et de l'ampleur du risque visant à déterminer les effets sur les humains et les autres récepteurs de l'exposition aux contaminants » (GTGLC, 1999). Chacune des provinces est responsable d'édicter ses attentes en rapport avec l'analyse de

risque à produire. Les différences entre chacune des méthodes utilisées dans les provinces viennent principalement des définitions de départ. Par exemple, il est possible de retrouver plus d'une définition du risque cancérigène acceptable. Également, les formules peuvent différer, comme le calcul de l'exposition. En plus des méthodes de chacune de provinces, une méthode est définie par le gouvernement fédéral, entre autres pour les terrains fédéraux. Par contre, les bases de l'analyse de risque et des processus de gestion étant pratiquement les mêmes (Les services d'évaluation de la santé environnementale, 2004), seule la méthode fédérale fera l'objet d'une présentation exhaustive puisqu'une explication du processus de chacune des provinces serait répétitive. Il est à spécifier que le RBCA n'est pas utilisé.

Le gouvernement du Canada énumère plusieurs cas pour lesquels l'analyse de risque devrait être utilisée. L'analyse de risque est utilisée entre autres dans les cas suivants :

- Lorsque l'atteinte des critères génériques ne peut être réalisée en raison, par exemple d'une impossibilité technique;
- Lorsque les coûts des travaux de réhabilitation sont très élevés;
- Lorsque les critères génériques ne sont pas adéquats étant donné l'exposition au contaminant, l'utilisation du site ou en raison de la présence d'un récepteur sensible;
- Lorsqu'un critère pour un contaminant particulier n'a pas été élaboré;
- Lorsqu'il y a une forte inquiétude de la part du public.

(Environnement Canada, 2002).

Aucune information n'est donnée quant à la définition d'impossibilité technique ou aux coûts jugés trop élevés. Étant donné qu'il n'y a aucune restriction quant à l'utilisation de l'analyse de risque, le choix demeure à la discrétion du propriétaire. Donc, la décision d'utiliser l'analyse de risque repose sur ses critères personnels, soit selon son budget ou autres.

Les étapes du processus d'analyse de risque sont principalement les mêmes pour toute analyse de risque, soit l'énoncé du problème, l'analyse de l'exposition et de la toxicité et la caractérisation des risques. Il est spécifié par contre l'importance de la présence des trois

éléments pour qu'il y ait un risque à évaluer. En effet, s'il n'y a pas de récepteurs ou que ceux-ci ne peuvent être exposés au contaminant, il n'y a pas de risque associé (Bowers, 2004, Environnement Canada, 2002). Au Québec, le MDDEP n'est pas à l'aise avec une exposition jugée nulle (Léonard, 2010). Il y aurait donc toujours présence de risque.

La province voisine immédiate du Québec, soit l'Ontario, a publié un document sur les normes à respecter afin de réaliser une analyse de risque dans la province conformément à la réglementation provinciale en vigueur, soit l'*Environmental Protection Act*. Les critères génériques de l'Ontario ont été établis en fonction des principes de l'analyse de risque. Les paramètres des sols pris en considération sont des paramètres qui s'appliquent à la plupart des sols de la province. Il est recommandé de réaliser une analyse de risque dans les cas où les paramètres des sols du site à l'étude seraient différents des paramètres par défaut utilisés dans l'élaboration des critères génériques (Ontario Ministry of the Environment, 2005). Cette série de critères avait été publiée dans la réglementation pour la première fois en 2004. Par contre, étant donné que la réalisation de l'analyse de risque est un processus qui peut s'étendre sur une période de temps assez longue, les données scientifiques de l'époque dataient de 1996. Le ministère de l'Environnement a donc jugé nécessaire de réviser les critères afin de faire une mise à jour et de prendre en considération les nouvelles avancées dans le domaine. Ces nouveaux critères entrèrent en vigueur en 2011. L'allure générale de cette mise à jour est l'adoption de normes plus sévères. Certaines substances ont également été incorporées puisque de nouvelles données de toxicité sont maintenant disponibles (Ontario Ministry of the Environment, 2010). Certains intervenants disent que les normes sont plus sévères afin d'encourager l'utilisation de l'analyse de risque pour la gestion des terrains contaminés en Ontario (Léonard, 2010).

8.2 États-Unis

Les États-Unis, comme la plupart des provinces canadiennes, utilisent également l'analyse de risque dans la gestion des terrains contaminés. Une méthode d'analyse de risque pour des cas complexes a été développée par la *United States Environment Protection Agency* (USEPA), mais dans le cas de contamination par des produits pétroliers, l'outil utilisé est le RBCA, tout comme les provinces de l'Atlantique (Voir figure 8.1) (Millette *et al.*, 2008). Le

processus de gestion des sols contaminés est laissé à la discrétion des départements responsables de l'environnement de chacun des états, mais globalement, les états américains ont adopté une gestion par analyse de risque (USEPA, s.d.; Millette *et al*, 2008). Comme la plupart des méthodes d'évaluation et de gestion du risque sont semblables en plusieurs points au RBCA, une explication détaillée sur la méthode utilisée par les différents états américains ne sera pas nécessaire dans cette section. Seuls les éléments qui y diffèrent et qui sont pertinents à la présente étude seront présentés.

Le Missouri est un des états ayant adapté le RBCA aux conditions régnant dans la région, il s'agit du MRBCA. L'application de ce dernier est régie par le département des ressources naturelles du Missouri. Il s'agit donc principalement du même processus que celui appliqué dans les provinces de l'Atlantique, mais spécifique aux conditions du Missouri, et qui assure le respect de la réglementation (MO DNR, 2006). Le MRBCA ne peut être utilisé que pour la contamination aux produits pétroliers (MO DNR, 2008).

Contrairement aux standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures dans les sols qui sont divisés en quatre groupes, l'état du Missouri utilise également un fractionnement, mais celui-ci en dix groupes. Le département des ressources naturelles du Missouri affirme que chaque fraction ne possède pas le même degré de toxicité et doit donc être évalué séparément pour faire une analyse de risque juste. Ce fractionnement permettrait de réaliser une étude plus spécifique et plus raffinée (MO DNR, 2006).

Au Massachussets, il s'agit du Département de protection de l'environnement qui est responsable du processus de gestion des terrains contaminés. Une méthode semblable au RBCA y est également appliquée. L'utilisation des terrains est toutefois différente. En effet, il existe trois catégories de terrains et sont définies selon le risque d'exposition. La catégorie S-1 est reliée à un site dont le degré d'exposition est très élevé, S-2 est un site où il y a une exposition moyenne et S-3 est un site avec un faible degré d'exposition. Également, le département de la protection de l'environnement du Massachussets considère, en plus du risque pour la santé humaine et l'environnement, le risque pour le bien public (MassDEP, s.d.).

Une série de critères génériques de comparaison est également fournie pour comparaison dans la réalisation de l'analyse de risque dans l'état du Massachusetts. Cette série de critères est utilisée avec le choix de la Méthode 1 qui est équivalente au Tier 1 de l'Atlantique. Ces critères ont été établis pour assurer la protection de la santé humaine et de l'environnement et qui est applicable pour un large éventail de terrains à travers l'état (MassDEP, s.d.). En plus de cette série de critères génériques, il existe une série de critères correspondant à des concentrations supérieures limites (*Upper concentration limits*). Ces concentrations ne peuvent être dépassées même si les conclusions de l'analyse de risque montrent que le risque est acceptable. Ces concentrations limites sont définies par type de contaminants pour les sols et l'eau souterraine (MassDEP, s.d.).

Les États-Unis ont également adopté une autre approche de gestion par le risque, mais celle-ci est davantage une aide à la décision. Il s'agit du *Risk-Based Decision-Making* (RBDM). Cette approche est utilisée dans les cas spécifiques où il y a des réservoirs souterrains de produits pétroliers. Elle sert entre autres à déterminer l'ampleur des actions à entreprendre pour les travaux de réhabilitation ainsi que l'urgence pour les compléter. Elle est tout aussi efficace en ce qui a trait au risque pour la santé humaine et pour l'environnement, mais elle prend également en considération l'échéancier de réalisation et les coûts engendrés. L'approche ne se veut pas un moyen pour sauver de l'argent au détriment de la gestion des risques, mais elle engendre une efficacité administrative et monétaire et l'utilisation de cet outil assure une bonne allocation des ressources (Bowers, 2004; USEPA, 1995).

8.3 Europe

Plusieurs pays d'Europe appliquent également l'analyse de risque dans leur processus de gestion des terrains contaminés. Tel que présenté à la figure 8.1, plusieurs pays d'Europe utilisent l'outil RBCA pour l'évaluation et la gestion des risques pour les terrains contaminés (Bowers, 2004) et la France fait partie de ceux-là. En France, dans la démarche de gestion des sites contaminés, l'étape du choix de l'outil d'analyse par l'évaluateur est jugée très importante. À cet effet, l'Institut National de l'Environnement Industriel et des

risques (INERIS) a étudié deux outils pour réaliser une analyse de risque afin de présenter leurs spécificités. Les deux études, présentées sous forme de fiches techniques, ont été réalisées pour les outils RBCA et pour un autre outil utilisé en Europe, le *Human Exposure Soil Pollutants* (HESP). Ces deux documents ne se veulent que des outils d'aide à la décision dans le choix de la méthode d'analyse de risque puisque l'INERIS n'émet aucune recommandation pour l'utilisation de l'un ou l'autre des outils (Bonnard, 2002; Heuzé, 2002).

Le HESP est un outil pouvant seulement servir de base pour l'analyse de risque et davantage utilisé pour effectuer les premières étapes de l'analyse de risque, soit l'évaluation des expositions. Le RBCA, quant à lui, permet de calculer les niveaux de risque relié à l'exposition de la substance. Il permet de faire une analyse complète. L'avantage du RBCA, pour la France, est sa possibilité d'être modifié. En effet, l'outil RBCA, dans sa forme originale, ne permet pas de répondre aux exigences réglementaires de la France. Dû à son adaptabilité, un travail complémentaire peut donc être fait par l'évaluateur pour que son analyse réponde aux attentes gouvernementales, évidemment si son choix s'arrête sur le RBCA. Pour ce qui est du HESP, aucune modification ne peut y être apportée, sauf en contactant les créateurs (Bonnard, 2002; Heuzé, 2002).

En 2007, l'analyse de risque a pris une place encore plus importante dans la gestion des terrains contaminés en France puisque celle-ci a décidé d'éliminer l'approche par comparaison des critères génériques. En effet, les actions qui doivent être entreprises pour les terrains contaminés ne sont plus déterminées en fonction de valeurs limites, mais en fonction de l'impact de la contamination sur le milieu récepteur (Millette *et al*, 2008).

9. ÉVALUATION DE L'APPLICATION DE L'ANALYSE DE RISQUE AU QUÉBEC

Maintenant que l'application de l'analyse de risque dans plusieurs pays et provinces pour tous les contaminants, y compris les hydrocarbures pétroliers, a été présentée, il est maintenant possible de répondre à l'objectif principal de cet essai. Afin de déterminer l'applicabilité de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers au Québec, différents critères seront évalués. De plus, comme ce dossier est en constante évolution et plusieurs représentations ont été faites au MDDEP et au MSSS, la réponse de ces ministères sera présentée. Finalement, quelques recommandations seront apportées.

9.1 Étude de l'applicabilité de l'analyse de risque

Afin d'évaluer l'applicabilité de l'analyse de risque pour tout contaminant au Québec, quelques critères d'évaluation ont été sélectionnés, soit le cadre légal, les ressources techniques autant au niveau des ministères concernés que des consultants, les outils d'analyse de risque disponibles, l'ouverture des différentes parties prenantes, les outils d'aide à la décision existants, qui permettraient d'assurer la protection de l'environnement et la gestion du risque. L'évaluation de ces critères se fera sur la base des informations déjà recueillies et sera suivie par la réponse connue ou appréhendée des ministères.

9.1.1 Cadre légal

Tout d'abord, le critère du cadre légal permet de voir si le Québec possède le système législatif nécessaire afin d'appliquer l'analyse de risque. Le cadre législatif du Québec, tel qu'il est présentement avec la LQE et le RPRT, permettrait en effet la réalisation de l'analyse de risque sans limitation quant à l'origine de la contamination. Ainsi, le MDDEP serait en mesure d'accepter ce genre d'étude sans changement majeur de la réglementation. Par contre, ce dernier tente justement de faire le contraire avec l'adoption du règlement Omnibus. En effet, afin de rendre cohérents ces deux documents et d'appuyer légalement la condition d'impraticabilité technique, ce règlement introduira sa définition et les conditions à respecter pour alléguer un tel cas. Le dossier devra entre autres comprendre un rapport

d'ingénierie prouvant que les travaux de réhabilitation compromettent l'intégrité d'une structure et un rapport d'une firme spécialisée prouvant qu'il n'est pas possible d'effectuer du traitement *in situ*. Avec l'entrée en vigueur de ce règlement, il est possible de croire qu'un changement futur pour assouplir la procédure serait plus difficile à faire.

9.1.2 Ressources techniques

Le deuxième critère à évaluer est celui des ressources techniques nécessaires pour faire l'étude des analyses de risque. Les consultants en environnement doivent être en nombre suffisant et doivent être formés pour réaliser l'étude, tout comme les autorités gouvernementales à qui elle est remise. Dans le cas où l'analyse de risque pour tous les contaminants serait acceptée, la demande augmenterait, mais les ressources techniques au Québec sont tout de même déjà en place. En effet, les consultants en environnement se verraient octroyer davantage de dossiers d'analyse de risque et le GTE serait apte à les évaluer. Il est possible que l'augmentation des dossiers entraîne quelques changements, soit une augmentation de l'offre pour réaliser ce type d'étude du côté des consultants et un nombre plus élevé d'experts serait probablement requis au sein du GTE.

9.1.3 Outils d'analyse de risque

L'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers ne pourrait être mise en application au Québec sans l'adoption d'un outil pour l'effectuer. Un des outils utilisés à travers le monde et qui a été présenté dans cette étude est le RBCA. Comme il est possible de l'adapter aux conditions spécifiques de l'endroit où il est utilisé, il serait assez facile de l'adapter aux conditions du Québec. Lors de la présentation de l'outil par le CPEQ aux ministères concernés, il a été question de plusieurs points devant être ajustés pour permettre son utilisation au Québec. Entre autres, les données de toxicité n'étaient pas à jour, les risques sur l'écosystème n'étaient pas considérés et la méthodologie était discutable. Tous ces points auraient pu, à l'époque, et pourraient encore aujourd'hui être modifiés afin que l'outil respecte les attentes du MDDEP et qu'il soit accepté. Par contre, il reste que le MSSS n'est pas à l'aise à l'idée d'utiliser une donnée de toxicité pour représenter un mélange de substances. Ainsi, pour qu'un outil d'analyse de risque pour les hydrocarbures

pétroliers soit accepté au Québec, la preuve de la représentativité des données doit être fournie au MSSS puisque c'est ce dernier qu'il reste à convaincre, puisque le MDDEP semble satisfait de cette approche. La preuve de la représentativité n'est toutefois pas facile à faire (Gauthier, 2010).

9.1.4 Ouverture des parties prenantes

Ce critère reflète la volonté du changement de pratique autant de la part des consultants en environnement que des ministères. Il est assez évident que certains consultants et intervenants sont en faveur d'un changement. En effet, dans certains cas, la réhabilitation aux critères génériques peut s'avérer davantage néfaste pour l'environnement que de laisser les contaminants en place. La protection de la vie humaine n'est toutefois pas oubliée puisqu'une gestion par le risque encouru peut être faite après l'étude d'analyse de risque. Pour faciliter le changement, les consultants sont d'ailleurs prêts à rencontrer les ministères afin de leur présenter de nouvelles approches ou de nouvelles études afin d'essayer de les convaincre. Le MDDEP et le MSSS sont enclins à les recevoir, mais il est toutefois clair que peu importe le nombre de consultations effectuées ou de rapports déposés, il reste que la décision doit venir des ministères concernés. Le MDDEP démontre une certaine ouverture à un changement de pratique, mais tant que le MSSS ne donnera pas son accord, il n'y aura pas de changement possible (Gauthier, 2010).

9.1.5 Outil d'aide à la décision, protection de l'environnement et gestion du risque

Afin d'aider le MDDEP à prendre une décision quant à l'application de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers, plusieurs outils lui ont été présentés. En effet, certains intervenants soutiennent que l'application de l'analyse de risque est une technique davantage en faveur du développement durable. Le MDDEP est ouvert aux nouvelles propositions, mais affirme que certains ont tendance à oublier que le développement durable, tel qu'appliqué au Québec, comporte 16 principes, dont un disant qu'il faut limiter le transfert de passif environnemental aux générations futures. Il ne s'agit donc pas simplement de faire un bilan d'émission de dioxyde de carbone (CO₂) (Gauthier, 2010). Un des outils, présentés dans cette étude, est l'outil GoldSET©. Tel que mentionné au

chapitre 5, quelques projets ont été évalués par cet outil et les conclusions ont été présentées au ministère. Le cas présenté relatif à la contamination en hydrocarbures pétroliers dans une tourbière a été accepté pour qu'il soit réhabilité avec analyse de risque puisqu'il apparaissait évident que les effets sur l'environnement seraient négatifs avec toute autre technique de réhabilitation. Ce ne fut pas le cas pour tous les projets présentés, malgré le fait que les résultats montraient que l'analyse de risque était avantageuse du point de vue du développement durable. Il est à spécifier toutefois que les projets présentés comportaient des particularités et en faisaient des cas assez complexes. Il n'était donc pas possible de dire que l'analyse de risque est une technique durable dans tous les cas (Gauthier, 2010). Il est donc difficile de conclure que l'analyse de risque est une option avantageuse pour l'environnement ou pour la protection de la santé humaine. Par contre, sans outil d'analyse accepté de tous, il en est de même pour l'option des critères génériques.

Pour l'instant, l'impraticabilité technique est la seule voie d'acceptabilité du ministère pour le recours à l'analyse de risque pour les produits pétroliers. Par contre, il n'est pas impossible qu'il élabore éventuellement un critère relatif à l'aspect économique (Gauthier, 2010). Il est toutefois clair que ce critère « d'impraticabilité économique » n'est qu'en discussion pour l'instant et qu'il ne fait d'ailleurs pas partie du règlement Omnibus.

9.2 Recommandations

En considérant que le Québec est le seul endroit répertorié ayant une restriction d'utilisation pour l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers, qu'il possède les instruments légaux et techniques pour l'appliquer et qu'il serait possible d'élargir la définition d'impraticabilité technique pour en faire une de développement durable, il est recommandé d'appliquer l'analyse de risque au Québec, sous certaines conditions. Les recommandations suivantes sont des pistes dont le MDDEP pourrait s'inspirer pour établir le cadre d'utilisation de l'analyse de risque. Elles sont en lien avec quatre sujets particuliers, soit la réglementation, les critères, les outils d'évaluation, et par conséquent la protection de l'environnement, et l'amélioration continue.

La première recommandation serait d'adopter un règlement spécifiant clairement les limites et les conditions d'utilisation de l'analyse de risque. Présentement, un tel règlement n'existe pas et c'est une des raisons pour lesquelles il y a toujours un débat par rapport à l'analyse de risque. Avec ce règlement, certains intervenants ne soutiendraient plus que, d'un simple point de vue légal, l'analyse de risque pour les terrains contaminés aux hydrocarbures pétroliers devrait être possible et que le ministère ne serait pas en droit de la refuser systématiquement. Le MDDEP serait ainsi logique avec la réglementation et ne donnerait pas l'impression qu'il la refuse sans raison. Le règlement Omnibus, dans le cas où il serait adopté, serait probablement une bonne réponse à cette recommandation. Les limites d'application de l'analyse de risque devront toutefois être claires et les termes bien définis pour qu'il n'y ait aucune place à une mauvaise interprétation ou à une marge de manœuvre.

Une deuxième recommandation concerne les critères relatifs aux hydrocarbures pétroliers contenus dans la *Politique* ainsi que dans le RPRT. Ils devraient faire l'objet d'une validation ou être modifiés. En effet, les critères ont été importés des Pays-Bas et n'ont fait l'objet d'aucune validation à l'époque ni jusqu'à aujourd'hui. Comme la méthode utilisée jadis pour développer ces critères n'est pas connue, il apparaît difficile de garantir que les valeurs assurent la protection de la santé humaine et de l'environnement s'il est impossible de dire comment ils ont été calculés. Le MDDEP serait plus à l'aise à utiliser des critères comme ceux des standards pancanadiens dont la méthode de calcul est connue. D'ailleurs, une représentante du MDDEP a participé à l'élaboration des standards pancanadiens et a été convaincue par la méthode utilisée (Gauthier, 2010).

Le MSSS semble toutefois bien décidé à garder sa position quant à l'incertitude reliée à la représentativité (Gauthier, 2010). Selon le MDDEP, afin que le MSSS puisse considérer changer de position, la preuve de cette représentativité doit lui être faite. L'information sur le MSSS a principalement été obtenue de la part d'une représentante du MDDEP puisque le MSSS n'a pas fourni d'information à ce sujet. Dans le cas présent, où le Québec est la seule province canadienne, voire même dans le monde, à ne pas appliquer l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers, il serait opportun que le MSSS se penche sur la question. En effet, cette technique a été étudiée et acceptée par les différents ministères de

l'environnement et de la santé de l'extérieur du Québec, par exemple le CCME et Environnement Canada. De plus, il apparaît un peu contradictoire de la part d'un ministère d'exiger des preuves sur un certain point, soit la représentativité, alors qu'il en est autrement sur d'autres points, comme l'incertitude reliée à la validité des critères. Il ne faut pas négliger par contre qu'il ne doit pas être facile pour le MSSS de tenir sa position étant donné les influences provenant de partout. Il est normal pour ce ministère d'assurer la protection de la santé en appliquant le principe de précaution. Il lui serait d'ailleurs possible d'agir ainsi, tout en adoptant une attitude permettant d'encourager l'innovation. Pour ce qui est du MDDEP, il ne semble pas être dans la possibilité d'effectuer de changement sans l'accord du MSSS. Dans un tel contexte, les deux ministères auraient intérêt à se pencher sur des actions ou des propositions faites par l'un ou l'autre afin de considérer la possibilité d'un changement. Par exemple, certaines propositions comme les standards pancanadiens et le RBCA ont été faites au MSSS et ont été toutes deux rejetées. Une étude plus approfondie accompagnée d'un dialogue aurait peut-être permis d'adopter une solution intermédiaire et ainsi d'en arriver à un terrain d'entente, sans freiner l'innovation.

En plus d'une validation, une amélioration pourrait également être apportée aux critères québécois afin qu'ils soient plus spécifiques au terrain à réhabiliter et davantage en fonction des récepteurs et du milieu. En effet, plutôt qu'être uniquement en fonction du zonage, d'autres éléments pourraient être pris en considération. Le type de sol, l'utilisation du terrain et la présence de faune et de flore en sont des exemples. Donc, sans nécessairement effectuer une analyse de risque complète, les critères génériques pourraient tout de même être spécifiques au milieu dans lequel la réhabilitation est effectuée. Pour ce faire, le Québec pourrait entre autres s'inspirer des critères ontariens.

Une troisième recommandation concerne un outil d'aide à la décision que le MDDEP devrait développer. En effet, comme mentionné plusieurs fois, le MDDEP ne possède pas d'outil pour déterminer si une technique de réhabilitation est plus avantageuse du point de vue du développement durable comparativement à une autre. Pour régler cette problématique, une approche comme l'évaluation environnementale du gouvernement fédéral devrait être étudiée. Cette étude est assez longue et complexe à réaliser et ne

pourrait l'être pour chacun des projets de réhabilitation, mais elle pourrait servir de base pour l'élaboration de critères d'évaluation de la part du MDDEP. Ainsi, les cas où une impraticabilité technique est décelée, où des coûts démesurés seraient engendrés ou lorsque l'impact négatif sur l'environnement est plus important en effectuant la réhabilitation aux critères génériques qu'en laissant les sols en place pourraient faire l'objet d'une analyse de risque. Avec un tel outil, seuls des cas particuliers pourraient faire exception à l'application de critères génériques. Des exemples de ces cas seraient des projets de réhabilitation dans des régions très éloignées, des terrains isolés, où il y a présence d'un récepteur sensible et autres. Ainsi, en adoptant un outil d'évaluation, la protection de l'environnement et la gestion du risque, qui constitueraient des aspects majeurs dans l'analyse, pourraient être assurées. En effet, cet outil permettrait de s'assurer que les travaux de réhabilitation des dossiers de terrains contaminés seraient, non seulement en faveur du développement durable, mais également avantageux pour l'environnement.

Le ministère peut se faire reprocher de ne pas considérer suffisamment le développement durable dans sa prise de décision, mais il lui serait possible d'élaborer un outil d'évaluation en y intégrant les 16 critères de la Loi sur le développement durable (L.R.Q., c. D-8.1.1). Ainsi, le MDDEP serait conséquent en intégrant les concepts de ses règlements dans sa prise de décision. De plus, en rendant publics l'outil d'évaluation et les conclusions de l'évaluation pour chacun des projets soumis, autant les citoyens que les différents intervenants pourraient ainsi être assurés que la méthode de réhabilitation retenue est favorable au développement durable et qu'elle est justifiée, et non imposée.

Finalement, une dernière recommandation concerne l'augmentation des données scientifiques et environnementales concernant la gestion des sols et les risques associés. Pour ce faire, une collaboration des consultants dans le domaine avec les ministères concernés serait profitable. Il serait important que ces deux intervenants travaillent de pair afin qu'il y ait un échange constant d'information en matière de terrain contaminé. En effet, les expériences vécues par les consultants dans ce domaine sont une source importante d'information pour les ministères. Avec ces données, il serait possible pour le MDDEP et le MSSS de comprendre davantage la réalité du terrain. Une communication accrue

d'information et d'exemples relatifs à l'analyse de risque pourrait faciliter la recherche et le développement de nouvelles méthodologies d'analyse de risque et permettrait peut-être aux MDDEP et au MSSS de prendre des décisions éclairées et appuyées par des données terrain. Une banque de données et d'exemples pourrait d'ailleurs être montée afin de créer des modèles de projets sujets à l'analyse de risque. Ces communications et suivis pourraient se faire à l'image de celles du PIRI des provinces de l'Atlantique qui organise des rencontres non seulement avec les ministères et les consultants, mais également avec les intervenants spécifiques, telles que les compagnies pétrolières.

CONCLUSION

Au Québec et dans le monde, les terrains contaminés représentent une problématique environnementale importante. Parmi les contaminants les plus souvent retrouvés se trouvent les hydrocarbures pétroliers. Au Québec particulièrement, l'analyse de risque pour ces contaminants n'est pas acceptée par le MDDEP. Donc, lors d'une contamination par ceux-ci, une réhabilitation aux critères génériques doit obligatoirement être effectuée. Plusieurs intervenants du milieu sont d'avis qu'il devrait en être autrement. Cette étude avait donc pour objectif principal de déterminer si l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers peut être appliquée au Québec, et dans l'affirmative, dans quel contexte.

Pour ce faire, l'état de la situation quant à l'utilisation de l'analyse de risque et d'autres méthodes de gestion des terrains contaminés a été fait, tant pour le Québec qu'ailleurs. Il a été possible de voir que la réhabilitation aux critères génériques est davantage utilisée au Québec par rapport à l'analyse de risque, tout contaminant confondu. Pour ce qui est de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers, elle est refusée automatiquement, sauf dans des cas très rares d'impraticabilité technique. Ensuite, une étude des options de gestion utilisées ailleurs a permis d'observer que le Québec semble être le seul état à ne pas juger recevable l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers. En effet, toutes les provinces canadiennes, les États-Unis et l'Europe, pour ne nommer que ceux-là, appliquent l'analyse de risque. La France a d'ailleurs les critères génériques.

De plus, il semblerait que dans certains cas particuliers, il soit avantageux d'utiliser l'analyse de risque plutôt que l'application de critères génériques. Ce dernier point a été conclu à la suite d'une analyse des avantages et des désavantages selon les trois sphères du développement durable, soit l'environnement, l'économie et le social. Il est en de même en évaluant certains de ces cas par des outils d'évaluation. Par contre, le MDDEP et le MSSS, les deux ministères chargés de l'application de l'analyse de risque détiennent également leurs arguments pour étayer leur position contre l'utilisation de l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers. Les principaux étant qu'il y ait au Québec un réseau bien

développé de centres de traitement des sols et qu'il existe trop d'incertitudes relativement à l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers, par rapport à la représentativité.

Finalement, une évaluation de l'application de l'analyse de risque au Québec a été faite pour répondre à l'objectif principal de l'essai. Ainsi, le cadre légal québécois, les ressources techniques, les outils d'analyse de risque disponible, l'ouverture des parties prenantes et les outils d'évaluation d'aide à la décision, amenant la protection de l'environnement et la gestion du risque, ont été étudiés. Donc, le recours à l'analyse de risque pour les hydrocarbures pétroliers au Québec est réaliste, mais serait appliquée avec quelques restrictions ou conditions. Pour ce faire, il est recommandé d'adopter les règlements nécessaires, de valider ou changer les critères génériques et de développer un outil d'analyse du développement durable déterminant les cas où l'analyse de risque est avantageuse. Également, il est recommandé d'augmenter le niveau de connaissances techniques et de créer un bassin de données terrain qui pourraient être réalisé par une coopération et un plus grand échange d'information entre les ministères et les intervenants afin d'assurer l'amélioration continue du processus de gestion des terrains contaminées. Par contre, le fait que l'analyse de risque ait été jugée applicable au Québec n'est pas suffisant en soi, car pour qu'un changement soit effectué il reste à convaincre les intervenants les plus importants dans cette décision, soit le MSSS et le MDDEP.

RÉFÉRENCES

- Assemblée nationale (2002). Projet de Loi 72, *In Publications du Québec. Assemblée nationale*, [En ligne].
<http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=5&file=2002C11F.PDF> (Page consultée le 7 février 2010).
- Beaulieu, M. (2007). L'analyse de risque : État de la situation au Québec. Présentation Brownfields 2007. *Service des lieux contaminés-MDDEP*, 19 octobre 2007, Montréal.
- Bonnard, R. (2002). Évaluation détaillée des risques pour la santé-Fiches techniques de présentation des modèles d'exposition aux sols pollués RBCA Tool kit. *In INERIS. Document à télécharger*, [En ligne].
http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getDoc&id_doc_object=205 (Page consultée le 10 avril 2010).
- Bowers, R. (2004). RBCA for Property Transactions: Procedures, Benefits and Recent Developments. *In Atlantic RBCA. Presentations*, [En ligne].
http://www.atlanticrbc.com/eng/intro_documentation4.html (Page consultée le 14 avril 2010).
- Belleville, D. (2010). Discussion au sujet de l'analyse de risques pour les hydrocarbures pétroliers. Communication orale. *Entretien téléphonique mené par Véronique Messier avec monsieur Denis Belleville de la direction de la santé environnementale et de la toxicologie, INSPQ*, 15 mars 2010.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (1998). Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés, ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec, 139 p.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2008a). Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil: Scientific Rationale Supporting Technical Document. *In CCME. Hydrocarbures pétroliers dans le sol*, [En ligne].
http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1399_phc_sr_std_1.2_e.pdf (Page consultée le 4 avril 2010).
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2008b). Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil: User Guidance. *In CCME. Hydrocarbures pétroliers dans le sol*, [En ligne].
http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1398_phc_user_guide_1.1_e.pdf (Page consultée le 4 avril 2010).
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2008c). Standards pancanadiens relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol. *In CCME. Hydrocarbures pétroliers dans le sol*, [En ligne].

- http://www.ccme.ca/ourwork/soil.fr.html?category_id=43#301 (Page consultée le 4 avril 2010).
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2003). Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol - Rapport aux ministres 2003. In CCME. *Hydrocarbures pétroliers dans le sol*, [En ligne].
http://www.ccme.ca/assets/pdf/phc_cws_ministers_report_f.pdf (Page consultée le 6 avril 2010).
- Conseil patronal en environnement du Québec (CPEQ) (s.d). À propos du CPEQ, [En ligne]. <http://www.cpeq.org> (Page consultée le 30 mars 2010).
- Conseil régional de l'environnement de Montréal (CRE de Montréal) (2000). Diagnostic environnemental de l'île de Montréal. In CRE de Montréal. *Publications*, [En ligne].
<http://www.credemontreal.qc.ca/Publications/Environnement/Diagnostic%20Environnement%20MTL.pdf> (Page consultée le 2 mars 2010)
- Environnement Canada (2002). Évaluation des risques - Mise en application et processus de dépistage. In Environnement Canada. *BATs sur les sites contaminés*, [En ligne].
<http://www.on.ec.gc.ca/pollution/ecnprd/tabs/tab15-f.html> (Page consultée le 5 avril 2010).
- Gauthier, R. (2010). Discussion au sujet de l'analyse de risques pour les hydrocarbures pétroliers. Communication orale. *Entretien téléphonique menée par Véronique Messier avec madame Renée Gauthier, coordonnatrice du GTE-Service des lieux contaminés et des matières dangereuses MDDEP*, 25 mai 2010, Montréal.
- Gauthier, R. (2007). Lignes de conduite pour le traitement des dossiers de terrains contaminés ayant recours à l'analyse de risque – Groupe technique d'évaluation (GTE). Québec.
- Golder Associés (2010). Rapport d'étude de cas-Analyse des options de réhabilitation environnementale d'un site *CONFIDENTIEL* avec l'outil GoldSET ©.
- Golder Associés (2009). GoldSET ©. In Golder Associés. *GoldSET*, [En ligne].
https://gold-set.com/portal/fr/goldset_fr.html (Page consultée le 27 avril 2010).
- Golder Associés (s.d.). *Golder Associés Accueil*, [En ligne].
<http://www.golderassociés.com/> (Page consultée le 26 avril 2010).
- Gowling Lafleur Henderson (s.d). Terrains contaminés au Québec. In Gowling Lafleur Henderson. *Publication*, [En ligne].
<http://www.gowlings.com/resources/PublicationPDFs/MTLLAW6935872.pdf> (Page consultée le 12 février 2010).
- Groupe de travail en gestion des lieux contaminés (GTGLC) (1999). Approche fédérale en matière de terrains contaminés. In Gouvernement du Canada. *Publications*, [En ligne].

- http://www.federalcontaminatedsites.gc.ca/publications/fa_af/fa_af-fra.pdf (Page consultée le 6 avril 2010).
- Hawke, T., Béland, K., Hawke, J. Et Jenkins, R. (s.d.). Bilans environnementaux des projets de décontamination-Un outil de réflexion. Présentation au département d'environnement d'Ultrasmar (date inconnue). *Terrapex*, Québec.
- Hébert, J. (2006). *Bilan sur la gestion des terrains contaminés en date du 1er février 2005*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, 77 p.
- Heuzé, G. (2002). Évaluation détaillée des risques pour la santé-Fiches techniques de présentation des modèles d'exposition aux sols pollués HESP. In INERIS. *Document à télécharger*, [En ligne].
http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getDoc&id_doc_object=206 (Page consultée le 10 avril 2010).
- Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) (2005). Validation des critères B et C de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. In INSPQ. *Publications*, [En ligne]. http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/380-ValidationSols_Rapport.pdf (Page consultée le 28 février 2010).
- Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) (2004). Le processus d'établissement de valeurs de référence en santé environnementale. In INSPQ. *Présentations*, [En ligne].
<http://www.inspq.qc.ca/asp/docs/jasp/presentations/2004/20041201/04ValeursToxicologiques/JASP2004-Bouchard-ValeursReference.pdf> (Page consultée le 10 mars 2010).
- Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) (2002). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre du processus d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation des terrains contaminés. In MDDEP. *Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés-Publications*, [En ligne].
<http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2002/02-227-02.pdf> (Page consultée le 28 mars 2010).
- Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) (2000). Rapport de consultation-Principes directeurs et lignes directrices de l'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine d'origine environnementale. In INSPQ. *Publications*, [En ligne].
http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/001_RisquesToxicologiques.pdf (Page consultée le 22 mars 2010).
- La Presse Affaires (2007). Votre terrain est contaminé : cauchemar ! In Cyberpresse. Économie, [En ligne]. <http://lapresseaffaires.cyberpresse.ca/economie/200901/06/01-677710-votre-terrain-est-contamine-cauchemar.php> (Page consultée le 5 avril 2010).

- Lavallée, S. (2006). *Les terrains contaminés : quels sont les risques pour les prêteurs ?*. Québec, CIRANO, 54 p.
- LeComte, F. (2008). Cours de Droit de l'environnement. Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec.
- Les Laboratoires Shermont (2007). L'évaluation de risques toxicologiques et écotoxicologiques. In Les Laboratoires Shermont. *Documents*, [En ligne]. http://www.labo-shermont.com/documents/07-Evaluation_risque_toxico_ecotoxico_000.pdf (Page consultée le 5 mars 2010).
- Léonard, S. (2010). Discussion au sujet de l'analyse de risques pour les hydrocarbures pétroliers. Communication orale. *Entrevue menée par Véronique Messier avec madame Sonia Léonard, directrice des affaires environnementales, Ultramar Ltée, et membre du CPEQ*, 18 janvier 2010, bureau d'Ultramar Ltée, Montréal.
- Les services d'évaluation de la santé environnementale (2004). L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada-Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (éqpr) pour la santé humaine. In Santé Canada. *Santé de l'environnement et du milieu de travail*, [En ligne]. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contamsite/part-partie_i/part-partie_i-fra.pdf (Page consultée le 2 avril 2010).
- Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCÉE) (1992), ch. 37.
- Loi sur le développement durable*, L.R.Q., c. D-8.1.1
- Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), L.R.Q., c. Q-2
- Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP) (s.d.). Massachusetts Contingency Plan. In MassDEP. *Cleanup of Sites and Spills*, [En ligne]. <http://www.mass.gov/dep/cleanup/laws/mcpsubi.htm#0930> (Page consultée le 3 avril 2010).
- Maxxam (s.d.). Analyse d'hydrocarbures basée sur le PIRI de l'Atlantique. In Maxxam, [En ligne]. http://www.maxxam.ca/content_man/admin/document/sol_env_PIRI_v0307_FR.pdf (Page consultée le 1er avril 2010).
- Millette, D., Saumure, L., Moraes, R.C., Peres-Menezes, M. (2008). La gestion par le risque des terrains contaminés-Les politiques cheminent vers l'écoefficient. *VECTEUR environnement*, mai 2008, p.18-21.
- Ministère de l'environnement du Nouveau-Brunswick (2008). Une stratégie complète de rétablissement des terrains contaminés au Nouveau-Brunswick. In Gouvernement du Nouveau-Brunswick, [En ligne]. <http://www.gnb.ca/0009/0136/0003/0001.f.pdf> (Page consultée le 2 avril 2010).

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2009). Liste des centres régionaux de traitement de sols contaminés au Québec pour usage public. In MDDEP. *Sols contaminés*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/lieux/centres.pdf> (page consultée le 1er avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2002a). L'évaluation environnementale. In MDDEP. *Évaluations environnementales*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/evaluations/inter.htm> (Page consultée le 26 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2002b). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. In MDDEP. *Terrains contaminés*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/> (Page consultée le 10 février 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2002c). Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés-Publications. In MDDEP. *Terrains contaminés*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/index.htm> (Page consultée le 11 février 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2002d). Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés-Lois et règlements. In MDDEP. *Terrains contaminés*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/loi-reg.htm> (Page consultée le 11 février 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2002e). Régime et procédure d'évaluation environnementale au Québec. In MDDEP. *Évaluations environnementales*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/evaluations/regproc.htm> (Page consultée le 25 avril 2010).
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2002f). Répertoire des terrains contaminés. In MDDEP. *Terrains contaminés*, [En ligne]. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/terrains-contamines/recherche.asp> (Page consultée le 10 février 2010).
- Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) (2010). Risques toxicologiques. In MSSS. *Santé environnementale*, [En ligne]. http://www.msss.gouv.qc.ca/SUJETS/SANTEPUB/ENVIRONNEMENT/index.php?risques_toxicologiques#point3 (Page consultée le 31 mars 2010).
- Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) (2002). Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale. In MDDEP. *Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés-Publications*,

[En ligne]. <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2002/02-227-01.pdf> (Page consultée le 28 mars 2010).

Missouri Department of Natural Resources (MO DNR) (2008). MRBCA Guidance document. *In* MO DRN, [En ligne]. <http://www.dnr.mo.gov/env/hwp/docs/part2mrbcaguidance4.23.08.pdf> (Page consultée le 4 avril 2010).

Missouri Department of Natural Resources (MO DNR) (2006). MO Risk-Based Corrective Action for Petroleum Storage Tank Sites - Analysis of Petroleum Hydrocarbon Fractions. *In* MO DNR, [En ligne]. <http://www.dnr.mo.gov/pubs/pub2161.pdf> (Page consultée le 5 avril 2010).

Moreault, E (2009). Terrains contaminés : Québec perd beaucoup d'argent. *Le Soleil*, 21 octobre.

Ontario Ministry of the Environment (2010). Ontario's Brownfield Reforms-Strengthened Standards. *In* Ontario Ministry of the Environment. *Publications*, [En ligne]. <http://www.ene.gov.on.ca/publications/6854e01.pdf> (Page consultée le 10 avril 2010).

Ontario Ministry of the Environment (2005). Procedures for the Use of Risk Assessment under Part XV.1 of the Environmental Protection Act. *In* Ontario Ministry of the Environment. *Record of site condition*, [En ligne]. <http://www.ene.gov.on.ca/envision/gp/5404e.pdf> (Page consultée le 10 avril 2010).

Partners in RBCA Implementation (PIRI) (2009). Atlantic PIRI in 2009 : Next Generation. *In* Atlantic RBCA. *Rapport annuel du PIRI de l'Atlantique*, [En ligne]. http://www.atlanticrbca.com/data_eng/Atlantic_PIRI_Annual_Report_2009.pdf (Page consultée le 7 avril 2010).

Partners in RBCA Implementation (PIRI) (2008). Développement de RBCA de l'Atlantique. *In* Atlantic RBCA. *L'historique*, [En ligne]. <http://www.atlanticrbca.com/fr/history.html> (Page consultée le 7 avril 2010).

Partners in RBCA Implementation (PIRI) (2007). Atlantic RBCA for Petroleum Impacted Sites in Atlantic Canada. *In* Atlantic RBCA. *Technical documents*, [En ligne]. http://www.atlanticrbca.com/data_eng/arbca_user_guide_v2_update_03-07_full.pdf (Page consultée le 8 avril 2010).

Partners in RBCA Implementation (PIRI) (2006). PEI Regulatory Approach to Management of Petroleum Contaminated Sites. *In* Atlantic RBCA. *Documents*, [En ligne]. http://www.atlanticrbca.com/data_eng/pei_2006_contaminated_site_management_strategy.pdf (Page consultée le 3 avril 2010).

- Partners in RBCA Implementation (PIRI) (2000). Quand un lieu contaminé est-il propre ? *In Atlantic RBCA. Documents*, [En ligne]. http://www.atlanticrbc.com/data_fr/brochure_fr.pdf (Page consultée le 10 avril 2010).
- Partners in RBCA Implementation (PIRI) (s.d.). Foire aux questions. *In Atlantic RBCA. Foire aux questions*, [En ligne]. http://www.atlanticrbc.com/fr/intro_faq.html#genans1 (Page consultée le 7 avril 2010).
- Pêches et Océans Canada (2007). Loi canadienne sur l'évaluation environnementale. *In Gouvernement du Canada. Politique et législation*, [En ligne]. http://www.dfo-mpo.gc.ca/oceans-habitat/habitat/policies-politique/ceaa-lcee_f.asp (Page consultée le 22 avril 2010).
- Pelletier, J-P. (2009). Chargé de cours : Évaluation des impacts. Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec.
- Piette, J. (2007). *L'usage des politiques, des directives et des guides en droit de l'environnement*. Service de la formation continue du Barreau du Québec, Thomson Reuters Limitée, 21 p.
- Pineault, J. (2010). La décontamination des propriétés isolées au moyen de la gestion du risque-utilisation de l'évaluation environnementale comme outil décisionnel. Présentation orale. Chef, division de la conformité environnementale, Pêches et Océans Canada. *Salon des technologies environnementales du Québec 2010*, 16 mars 2010, Québec.
- Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT)*, L.R.Q., c. Q-2, r. 18.1.01.
- Règlement sur les produits pétroliers*, L.R.Q., c. P-29.1, r.3.
- Réseau Environnement (2009). Mémoire sur le Projet portant sur l'exploitation d'une cellule d'enfouissement de sols contaminés à Mascouche. *In Réseau Environnement. Publications*, [En ligne]. http://www.reseau-environnement.com/Positions+et+memoires#Sols_et_Eaux_souterraines (Page consultée le 23 mai 2010).
- Sanexen (s.d.) Traitement in situ. *In Sanexen-Services environnementaux inc. Restauration de sites*, [En ligne]. http://www.sanexen.com/fr/caract_rest/restauration/insitu.htm (Page consultée le 19 février 2010).
- Savaria, C. (2009). Cours d'Évaluation environnementale de sites. Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec.
- Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada (2005). Inventaire des sites contaminés fédéraux. *In Gouvernement du Canada. Secrétariat du Conseil du Trésor*. [En ligne].

<http://www.tbs-sct.gc.ca/fcsi-rscf/home-accueil.aspx?Language=FR&sid=wu2211205930> (Page consultée le 17 février 2010).

Trépanier, J.-P. (2010). Discussion au sujet de l'analyse de risques pour les hydrocarbures pétroliers. Communication orale. *Entretien téléphonique menée par Véronique Messier avec monsieur Jean-Pierre Trépanier, directeur analyse de risque chez Sanexen, 22 janvier 2010, Montréal.*

US Environmental protection agency (USEPA) (1995). Use Of Risk-Based Decision-Making In UST Corrective Action Programs OSWER Directive 9610.17. *In USEPA. Underground Storage Tanks*, [En ligne].
<http://www.epa.gov/oust/directiv/od961017.htm#Whatis> (Page consultée le 2 avril 2010).

US Environmental protection agency (USEPA) (s.d.). *EPA*, [En ligne].
<http://www.epa.gov/> (Page consultée le 10 avril 2010).

Ville de Montréal (2004). Diagnostic environnemental de l'île de Montréal. *In Ville de Montréal. Plan stratégique de développement durable*, [En ligne].
http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/dev_durable_fr/media/documents/Diagnostic_environnemental_ile_Montreal.pdf (Page consultée le 2 mars 2010).

BIBLIOGRAPHIE

Environment Agency of the United Kingdom (2003). Principles for evaluating the human health from petroleum hydrocarbons in soil: A consultation paper. *In* Environment Agency of the UK. *Research*, [En ligne]. http://ea-transactions.com/static/documents/Research/petroleum_hydrocarbons1.pdf (Page consultée le 7 mars 2010).

Plante, K. (2005). *La gestion commerciale des sols contaminés excavés au Québec*. Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, 134 p.

Sanexen (s.d.) Analyse des risques liés à la contamination d'un site industriel. *In* Sanexen-Services environnementaux inc. *Documents*, [En ligne]. <http://www.sanexen.com/docs/fr/i0001.pdf> (Page consultée le 19 février 2010).

Science Advisory Board for Contaminated Sites (SAB) (2003). Initial Review CCME Canada Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons. *In* SAB, [En ligne]. <http://www.sabcs.chem.uvic.ca/Initial%20Review%20CCME%20CWS%20PHC.pdf> (Page consultée le 8 avril 2010).

Université de Sherbrooke (2009). Caractérisation des sols. *In* Département de génie civil. *Caractérisation des milieux contaminés*, [En ligne]. <http://www.civil.usherbrooke.ca/Cours/gci747/ppt%20CHAPITRE%207%20A2009.pdf> (Page consultée le 15 février 2010).

ANNEXE I : SCHÉMA DE L'ÉTUDE

PRÉSENTATION	ÉTAT DE LA SITUATION	
	INTRODUCTION À LA GESTION DES TERRAINS CONTAMINÉS AU QUÉBEC	
	<ul style="list-style-type: none"> • Présentation du processus de gestion • Présentation des lois et des règlements applicables • Présentation des intervenants dans le domaine • Explication des juridictions et des pouvoirs 	
	PRÉSENTATION DES OPTIONS DE GESTION UTILISÉES	
	Critères génériques	Critères spécifiques
	<ul style="list-style-type: none"> • Description • Utilisation • Avantages et désavantages 	<ul style="list-style-type: none"> • Description • Utilisation • Avantages et désavantages
OUTILS D'ÉVALUATION COMPARATIFS		
<ul style="list-style-type: none"> • Présentation d'outils • Présentation de quelques résultats 		



ANALYSE	POSITION ET ARGUMENTATION		
	<ul style="list-style-type: none"> • Gouvernement • Intervenants 		
	ANALYSE		
	Environnement	Économie	Social
<ul style="list-style-type: none"> • Avantages • Désavantages 	<ul style="list-style-type: none"> • Avantages • Désavantages 	<ul style="list-style-type: none"> • Avantages • Désavantages 	

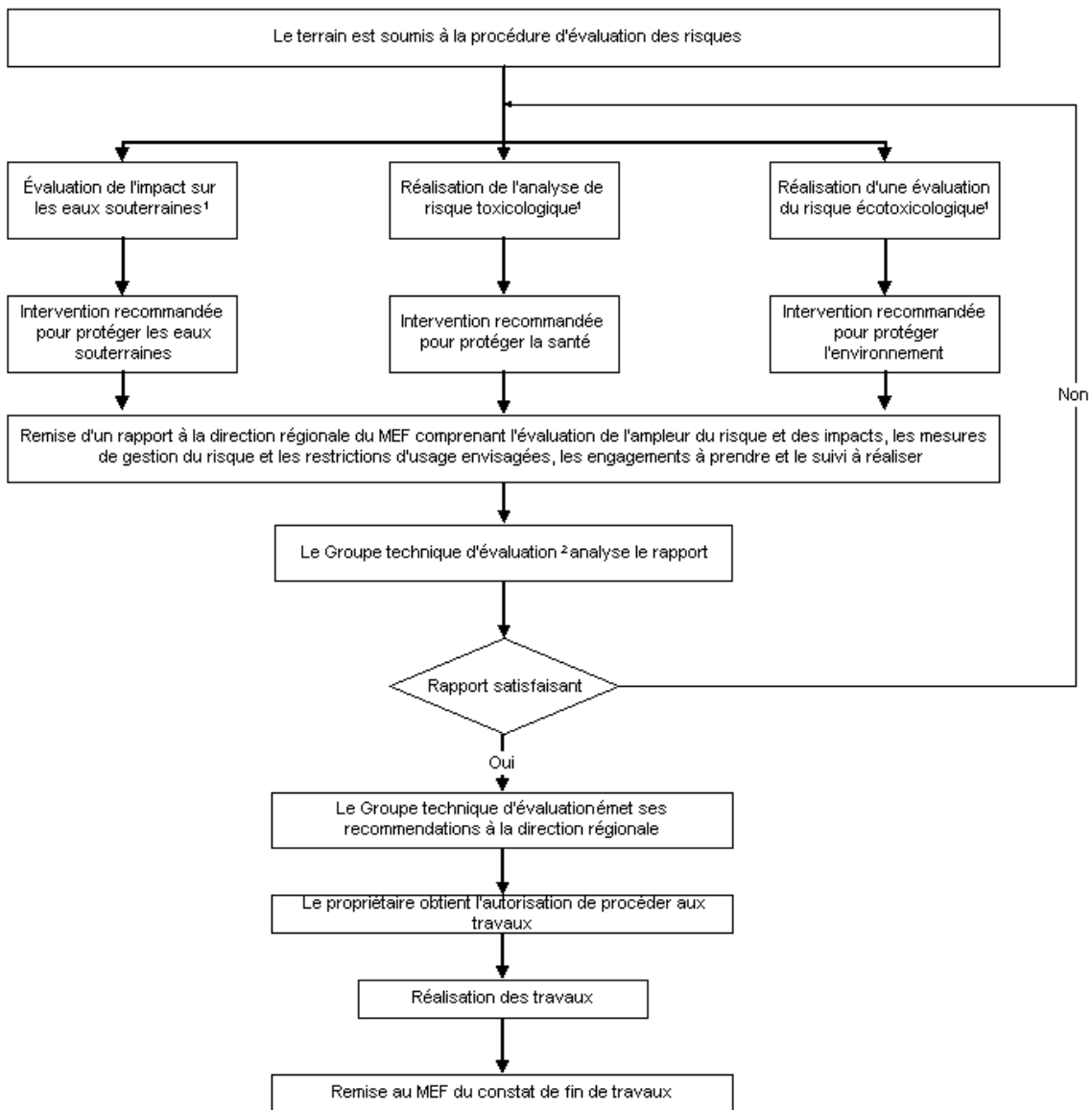


COMPARAISON	PRÉSENTATION DE L'ANALYSE DE RISQUE DANS LE MONDE		
	Canada	États-Unis	Europe
	<ul style="list-style-type: none"> • Standards pancanadiens • Provinces de l'Atlantique • Autres provinces 		



ÉVALUATION	ÉVALUATION DE L'APPLICATION AU QUÉBEC				
	Cadre légal	Ressources	Outils d'analyse de risque	Disposition des parties	Outil d'évaluation, protection de l'environnement et gestion du risque
	Recommandations				

ANNEXE II : SCHÉMA DU PROCESSUS D'ANALYSE DE RISQUE



Tiré de la *Politique* (MDDEP, 2002b).