

3 CARACTÉRISTIQUES DU PÉTROLE BRUT, DEVENIR DANS L'ENVIRONNEMENT, PROPAGATION ET EFFETS

3.1 Introduction

La présente évaluation porte sur trois pétroles bruts représentatifs de ceux qui seront transportés dans le cadre du Projet et examine les caractéristiques qui influent sur leur devenir dans l'environnement, leur propagation et leurs effets dans divers milieux (p. ex. les eaux de surface, les eaux souterraines, le sol et les plans d'eau marins). L'évaluation présente aussi cinq constituants d'intérêt (CI), justifie leur inclusion et décrit leur incidence sur un déversement de pétrole brut.

3.2 Pétroles bruts représentatifs

Différents pétroles bruts seront transportés dans le cadre du Projet. Ceux-ci peuvent être classés en trois catégories générales : le pétrole brut léger classique, le pétrole brut synthétique et le bitume dilué. Selon les renseignements provisoires fournis par les expéditeurs potentiels, Oléoduc Énergie Est ltée (Énergie Est) a ciblé trois pétroles bruts représentatifs de ces types de pétroles bruts : le pétrole brut Bakken, le mélange synthétique Husky et le Western Canadian Select. Un résumé des caractéristiques des pétroles bruts fait l'objet du tableau 3-1.

Tableau 3-1 Propriétés physicochimiques des pétroles bruts

Paramètre	Unité	Mesure	Bakken	Mélange synthétique Husky	Western Canadian Select	Classique lourd ⁶
			Classique léger ³	Synthétique non corrosif	Bitume dilué	
Densité ¹	g/mL	Plage	0,82-0,84	0,84-0,86	0,92-0,93	0,91-0,93
		Moyenne ⁷	0,82	0,86	0,93	0,93
Gravité ¹	API	Plage	37,6-42,1	32,2-37,1	20,6-21,8	20,1-23,1
		Moyenne ⁷	42,1	32,2	20,6	20,9
Viscosité ^{2,4}	cSt @ 38°C	Plage	2,7-4	2,4-6,5	44,0-63,0	28,0-63,0
		Moyenne ⁷	3,4	4,5	63	43,4
Benzène	% vol.	Plage	0,25-0,41	0,03-0,18	0,06-0,29	0,02-0,21
		Moyenne ⁷	0,28	0,04	0,16	0,13
Toluène	% vol.	Plage	0,58-1,52	0,15-0,46	0,24-0,5	0,11-0,44
		Moyenne ⁷	0,92	0,15	0,29	0,26
Éthylbenzène	% vol.	Plage	0,24-0,45	0,10-0,21	0,05-0,14	0,04-0,17
		Moyenne ⁷	0,33	0,10	0,06	0,1
Xylènes	% vol.	Plage	0,76-1,52	0,32-0,70	0,29-0,53	0,19-0,49
		Moyenne ⁷	1,4	0,32	0,29	0,34
BTEX total ¹	% vol.	Plage	1,98-3,27	0,61-1,49	0,80-1,24	0,59-1,26
		Moyenne ⁷	2,93	0,61	0,80	0,78

Tableau 3-1 Propriétés physicochimiques des pétroles bruts

Paramètre	Unité	Mesure	Bakken	Mélange synthétique Husky	Western Canadian Select	Classique lourd ⁶	
			Classique léger ³	Synthétique non corrosif	Bitume dilué		
Naphtalène ⁵	% vol.	Plage	–	–	–	–	
		Moyenne ⁷	0,042	0,003	0,0028	–	
Sédiments	ppmv	Plage	–	–	91-360	163-333	
		Moyenne ⁷	–	–	179	242	
Indice d'acide	mgKOH/g	Plage	–	–	0,9-2,4	0,2-1,8	
		Moyenne ⁷	–	–	1,7	0,9	
Point d'écoulement ^{2,4}	°C	Plage	–	–	–	–	
		Moyenne ⁷	3	-72	-45	-36	
Point d'éclair ^{2,4}	°C	Plage	–	–	–	–	
		Moyenne ⁷	–	<-21	<-35	11	
Fractions de distillation	Naphta ¹	% de récupération en masse	Plage	33,3-37,7	14,3-20,7	–	11,8-19,3
		Moyenne ⁷	34,8	17,5	–	14,1	
	Distillat ¹	% de récupération en masse	Plage	24,5-28,8	11,7-16,7	–	16,2-21,6
		Moyenne ⁷	26,8	14,3	–	19,5	
	Gasoil ¹	% de récupération en masse	Plage	22,1-25,2	24,4-26,7	–	22,0-31,7
		Moyenne ⁷	23,7	25,6	–	24,6	
	Résidu ¹	% de récupération en masse	Plage	13,9-15,6	41,4-43,0	–	34,7-45,6
		Moyenne ⁷	14,7	42,5	–	41,8	

REMARQUES :

¹ Données de CrudeMonitor.ca, moyennes sur 5 ans.

² Données provenant de la base de données de propriétés d'hydrocarbures d'Environnement Canada.

³ Shafizadeh 2010.

⁴ Viscosité accessible au public, données manquantes pour le point d'écoulement et le point d'éclair. Par conséquent, l'échantillon est petit.

⁵ Concentrations de naphtalène de Yang et al., 2011

⁶ Bien que n'étant pas un pétrole brut représentatif, le Classique lourd est fourni aux fins de comparaison.

⁷ Moyenne pour le pétrole brut indiqué (Bakken, mélange synthétique Husky et Western Canadian Select). Moyenne générale pour le Classique lourd.

3.2.1 Pétrole brut léger classique – pétrole brut de Bakken

Le pétrole brut de la région de Bakken se distingue par sa forte proportion d'hydrocarbures légers et sa faible teneur en constituants lourds. De plus, le pétrole brut de Bakken contient peu de soufre; il est par conséquent classé comme un pétrole brut non corrosif. Il s'agit du plus léger des pétroles bruts représentatifs pouvant être transportés dans le cadre du Projet.

Le pétrole brut de Bakken a une densité API (American Petroleum Institute) très élevée de 42,1, ce qui indique qu'il flotte sur l'eau. Il contient une fraction beaucoup plus petite de composés de masse moléculaire élevée que les pétroles bruts dont la valeur API est plus basse. Les pétroles à faible viscosité

comme le brut de Bakken forment un film très mince à la surface de l'eau, ce qui augmente leur exposition à l'environnement et, par conséquent, les processus d'altération météorique comme l'évaporation, la dispersion et la photodégradation. Comme les autres pétroles bruts, le pétrole brut de Bakken forme avec l'eau une émulsion, quoique moins stable que celle des bruts lourds. Ainsi, cette émulsion serait transitoire et le pétrole remonterait à la surface de l'eau peu de temps après la formation de l'émulsion.

Lorsqu'on le compare avec d'autres pétroles bruts représentatifs, le pétrole brut de Bakken contient une forte proportion d'alcanes à chaîne linéaire et de composés de benzène, de toluène, d'éthylbenzène et de xylène (BTEX), ce qui est souhaitable pour la production de carburants à base de pétrole, mais peut causer des effets sur l'environnement en cas de déversement (se reporter à la section 3.3).

3.2.2 Pétrole synthétique – mélange synthétique Husky

Le bitume peut être raffiné partiellement (c.-à-d., amélioré) pour créer du pétrole brut synthétique; ce processus permet de retirer du bitume un grand nombre des composés à forte masse moléculaire (p. ex., les asphaltènes). Le brut synthétique est comparable aux pétroles bruts classiques de poids moyen. Le pétrole brut synthétique représentatif, le mélange synthétique Husky, a une densité API de 32,2, ce qui indique qu'il flotte sur l'eau (CrudeMonitor, 2013).

Les processus environnementaux (p. ex., la dispersion, l'évaporation et l'émulsification) sont moyens si on les compare à ceux du pétrole brut de Bakken et au Western Canadian Select. Les concentrations de BTEX du mélange synthétique Husky sont de faibles à moyennes en comparaison de celles de ces pétroles bruts. En raison de ses caractéristiques moyennes, les effets environnementaux du brut synthétique sont aussi moyens par rapport à ceux des deux autres pétroles bruts représentatifs.

3.2.3 Bitume dilué – Western Canadian Select

Le pétrole extrait des sables bitumineux de l'Alberta s'appelle du bitume. La viscosité du bitume est très élevée et sa consistance ressemble à celle du beurre d'arachide. Pour rendre le bitume transportable par oléoduc, on le mélange avec un diluant¹ (c.-à-d., un hydrocarbure pétrolier plus léger comme un condensat ou un brut synthétique) de façon à transporter du bitume dilué. Bien que la composition précise du bitume dilué soit déterminée par les transporteurs et considérée comme un renseignement confidentiel, des bases de données publiques fournissent des renseignements sur les principales caractéristiques de ces pétroles (p. ex., CrudeMonitor.ca, la base de données de propriétés d'hydrocarbures d'Environnement Canada et la base de données sur le pétrole brut de l'Oil and Gas Journal). La comparaison des propriétés physiques et chimiques montre que le bitume dilué est semblable à d'autres pétroles bruts lourds naturels provenant de différents endroits dans le monde, comme la Californie, le Venezuela, le Nigéria et la Russie.

Si on le compare à des pétroles bruts plus légers, le Western Canadian Select contient moins de BTEX et une plus grande proportion de composés de forte masse moléculaire comme des asphaltènes. Le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes sont des hydrocarbures de pétrole léger très volatils et

¹ Le diluant est composé de divers hydrocarbures légers dont les taux de BTEX par volume sont relativement élevés. Il s'agit de la principale source de BTEX et d'autres constituants légers pour le bitume dilué.

relativement solubles dans l'eau. Les hydrocarbures de pétrole de poids moléculaire élevé sont beaucoup moins solubles et plus persistants dans l'environnement.

Comme d'autres pétroles bruts, le Western Canadian Select² a une densité API de 20,7, ce qui indique qu'il flotte à la surface de l'eau. Parce qu'il est plus visqueux que les pétroles bruts synthétiques et classiques légers, il se répand plus lentement sur le sol et à la surface de l'eau, ce qui réduit la zone affectée pour une période donnée. En raison de leur grande viscosité, les pétroles bruts lourds ne se dispersent pas autant ni aussi rapidement que les pétroles bruts légers. Comme les autres pétroles bruts, le bitume dilué peut former des émulsions (c.-à-d., des mélanges d'eau et de pétrole). En raison de leur plus forte proportion de composés de forte masse moléculaire, les émulsions de Western Canadian Select sont généralement plus stables et leur persistance environnementale est plus longue que celle des émulsions de pétroles bruts plus légers.

3.2.3.1 Potentiel de corrosion

Il existe une perception erronée voulant que le bitume dilué soit plus corrosif que les pétroles bruts classiques. Notamment, certains ont exprimé publiquement leur inquiétude voulant que les acides naphthéniques présents dans les pétroles bruts, particulièrement dans le bitume dilué, soient très corrosifs pour les oléoducs. Bien qu'on trouve des acides naphthéniques dans le bitume non traité (brut), ces acides sont très solubles dans l'eau et sont en grande partie retirés lorsque le bitume est traité à l'eau pour enlever les sédiments et le sable. Plusieurs études indépendantes se sont penchées sur le potentiel de corrosion de différents pétroles bruts et toutes ont conclu que le bitume dilué de l'Alberta n'est pas plus corrosif que les autres pétroles bruts. Se reporter à la section 2 pour obtenir des explications détaillées à ce sujet.

3.2.3.2 Potentiel d'inflammation

Le potentiel d'inflammation du pétrole brut dépend en partie de la quantité de gaz et de constituants d'hydrocarbures légers et inflammables présents dans le pétrole. Ces caractéristiques varient selon le type de pétrole brut (c.-à-d., classique léger et lourd, bitume dilué et synthétique), ce qui entraîne des niveaux variables d'inflammabilité. En général, les pétroles bruts plus légers contiennent une plus forte proportion de gaz dissous et d'hydrocarbures légers, ce qui les rend plus inflammables que les pétroles bruts plus lourds.

Le point d'éclair est une mesure courante utilisée pour quantifier l'inflammabilité des produits pétroliers. Il s'agit de la température la plus basse à laquelle une matière se volatilise pour créer un mélange inflammable de vapeur et d'air. Les matières dont le point d'éclair est bas sont considérées comme plus inflammables que celles qui ont un point d'éclair plus élevé. Les points d'éclair des pétroles bruts représentatifs proposés pour le transport dans le cadre du Projet (se reporter aux sections 3.1.1 à 3.1.3) ont des points d'éclair comparables (d'environ -30 °C à -20 °C). Ces pétroles bruts ont tous un degré d'inflammabilité de classe 3 en ce qui concerne le transport des marchandises dangereuses (TMD), ce qui indique un degré d'inflammabilité comparable.

² Le Western Canadian Select a une densité API d'environ 20,7. En général, les pétroles bruts dont la densité API est supérieure à 10 flottent sur l'eau, tandis que ceux dont la densité API est inférieure à 10 sont plus susceptibles de couler au fond dans les environnements aquatiques.

Des rapports d'incidents historiques indiquent qu'il ne se produit pas souvent d'inflammation ou d'explosion à la suite de déversements de pétrole brut. Une recherche dans la base de données d'incidents de la PHMSA³ indique qu'environ 1,2 % des incidents devant être signalés se rapportant à des oléoducs de pétrole brut s'enflamment et seulement 0,25 % entraînent des explosions (PHMSA 2014). Malgré ces données, le feu et les explosions peuvent représenter un danger en cas d'incident. Il est recommandé d'inclure des procédures dans le Plan d'intervention d'urgence (PIU) d'Énergie Est afin d'intervenir en cas d'incident mettant en jeu un incendie ou une explosion. De plus, ces procédures devraient être conçues de manière à atténuer les risques d'inflammation ou d'explosion du pétrole brut déversé (p. ex., par l'application préventive de mousse coupe-feu).

3.3 Constituants d'intérêt du pétrole brut

Les pétroles bruts sont des mélanges complexes formés de centaines de composés organiques (et d'un bon nombre de composés inorganiques). Ces composés diffèrent par leur solubilité, volatilité, toxicité, persistance, viscosité, densité et sorptivité, qui sont toutes des propriétés qui affectent le devenir dans l'environnement et la propagation du pétrole brut déversé. Afin de comprendre l'effet du pétrole brut sur l'environnement, il est nécessaire de déterminer les constituants d'intérêt qui caractérisent son devenir potentiel, sa propagation et sa toxicité dans l'environnement. La présente section présente une justification de la sélection des constituants d'intérêt qui seront analysés ainsi que leurs critères de référence relatifs à l'eau potable et à la toxicité pour les organismes aquatiques.

3.3.1 Constituants considérés

McMillen et al. (2001) ont évalué le risque potentiel que présentent les déversements pour la santé humaine et l'environnement. Ils ont découvert que plusieurs constituants du pétrole brut posent des risques pour la santé :

Hydrocarbures aromatiques

- Le benzène, en raison de sa solubilité modérée, de sa mobilité environnementale et de sa toxicité.
- Le toluène, l'éthylbenzène et le xylène, parce qu'avec le benzène, ils représentent certains des composés du pétrole brut les plus toxiques, volatils, solubles et mobiles.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

- Les HAP sont l'un des principaux constituants d'intérêt du pétrole brut en raison de leur persistance environnementale. Une exposition à long terme à certains HAP fait augmenter le risque de développer un cancer, de subir des mutations génétiques et des malformations à la naissance et diminue les chances de reproduction et de survie de la faune durant la saison hivernale.
- Le naphthalène est l'HAP le plus soluble dans le pétrole brut, donc le plus mobile dans l'environnement. Le phénanthrène, le pyrène et les plus gros HAP sont généralement observés dans les pétroles bruts, mais ils ne sont pas aussi volatils, solubles ou mobiles que le naphthalène, ce qui limite leur biodisponibilité; par conséquent, ces constituants d'intérêt ne sont pas examinés dans le cadre de la présente analyse.

³ Des renseignements semblables ne sont pas disponibles dans la base de données de l'ONÉ.

D'autres classes de composés, y compris les alcanes et les oléfines aromatiques, ont été considérées avant d'être exclues pour les raisons suivantes :

- une très faible persistance des alcanes légers;
- un faible potentiel de bioaccumulation;
- une solubilité limitée dans l'eau;
- une mobilité environnementale limitée;
- une faible toxicité.

À partir de cette évaluation, les BTEX et le naphtalène ont été choisis comme des constituants d'intérêt dans le cadre de la présente analyse. On s'attend à ce que les effets des BTEX et des HAP soient les plus importants. Si la présente analyse conclut que seuls les effets de faible ampleur découlent d'un contact physique direct avec ces constituants d'intérêt, alors on peut également s'attendre à ce que seuls des effets de faible ampleur découlent d'un contact direct avec des constituants du pétrole brut moins biodisponibles. L'analyse n'inclut pas les conséquences de l'inhalation ou de l'ingestion des constituants du pétrole brut, qui sont des voies d'exposition importantes en ce qui concerne les mammifères marins et d'autres espèces aquatiques. Les propriétés individuelles des constituants d'intérêt sélectionnés (les BTEX et le naphtalène), leur devenir dans l'environnement et leur propagation font l'objet d'un résumé au tableau 3-2 et sont décrits en détail ci-dessous. La présente analyse repose sur l'hypothèse que le pétrole demeure dans l'environnement sans que l'on procède au nettoyage.

Tableau 3-2 Principales propriétés physiques et chimiques de certains constituants d'intérêt

Propriété (unité)	Constituants d'intérêt				
	Benzène	Toluène	Éthylbenzène	Xylènes ¹	Naphtalène
CL ₅₀ 48 heures (parties par million [ppm])	9,2	11,5	2,1	7,1	10,1
Solubilité optimale (milligrammes par litre [mg/L])	1 791	515	152	174	30
Toxicité relative ²	194,7	44,8	72,4	31,1	3,0
Coefficient de partage octanol-eau (log K _{ow})	2,10	2,69	3,13	3,18	3,01–3,45
Pression de vapeur (kPa à 25 °C)	12,69	3,78	0,95	8,8–11,8	0,106
Constante de la loi d'Henry (atm.m ³ /mol)	5,43 x 10 ⁻³	5,94 x 10 ⁻³	4,7–6,5 x 10 ⁻³	4,3 x 10 ⁻³ –1,1 x 10 ⁻²	2,23 x 10 ⁻⁴
Demi-vie de volatilisation dans l'eau (heures)	4,8	5-6	3,1	3,2	0,4-3,2
Demi-vie de biodégradation (jours)	1-16 (aérobie) 28-720 (anaérobie)	<20	<20	95	17-31

REMARQUES :

¹ Plage ou moyenne du *p*-xylène, du *m*-xylène et de l'*o*-xylène.

² Solubilité optimale/CL₅₀. Une valeur plus élevée indique une plus grande toxicité relative.

3.3.1.1 Benzène

La concentration de benzène dans les pétroles bruts représentatifs se situe généralement dans une fourchette de 0,02 à 0,41 % du volume (% vol.). Les pétroles bruts légers contiennent généralement les concentrations les plus fortes; le bitume dilué et les pétroles bruts synthétiques contiennent généralement les concentrations les plus faibles (CrudeMonitor, 2013; base de données sur les propriétés du pétrole du CSTE, 2006). Ses propriétés dans l'air, le sol et les eaux souterraines ont été étudiées dans le but de déterminer sa propagation et son devenir lors de déversements de pétrole brut et d'essence. Par conséquent, la quantité de données est suffisante pour procéder à la modélisation du devenir et de la propagation du benzène dans les déversements de pétrole brut.

En tant que composé individuel, le benzène est modérément soluble⁴ (1 791 mg/L; Howard, 1990) et volatil avec une pression de vapeur de 12,69 kPa (à 25°C) et une constante de la loi d'Henry de $5,43 \times 10^{-3}$ atm.m³/mol (Howard, 1990). Les demi-vies d'évaporation et de volatilisation du benzène dans l'eau ont été estimées à 4,8 et à 2,7 heures, respectivement (Mackay et Leinonen, 1975; Thomas, 1982). Cependant, le benzène pourrait être relativement persistant dans les eaux souterraines, là où le processus de volatilisation n'est pas viable (Howard, 1990). Le benzène n'est pas substantiellement adsorbé par les sols. Il peut être biodégradé par divers microorganismes aquatiques à des taux de dégradation qui dépendent de facteurs comme la température et l'acclimatation de la communauté microbienne (Gibson et Subramanian, 1984; Howard, 1990). Les demi-vies de biodégradation aérobie pour le benzène varient de 1 à 16 jours dans l'eau de surface et de 28 à 720 jours pour la biodégradation anaérobie en eau douce profonde et dans les eaux souterraines (gouvernement du Canada, 1993). La demi-vie en eau estuarienne est de 6 jours (Howard, 1991). Dans un écosystème marin, la biodégradation se produit en 2 jours après une période d'acclimatation de 2 jours au printemps, et de 2 semaines en été, alors qu'il n'y a aucune dégradation en hiver (Howard, 1991). Les demi-vies d'évaporation du benzène dans l'eau de mer varient en fonction de la saison : 23 jours au printemps, 3,1 jours en été et 13 jours en hiver. Le faible coefficient de partage octanol-eau (log K_{ow}) de 2,1 indique que le benzène ne devrait pas se bioaccumuler ou se bioamplifier dans les organismes aquatiques ou être adsorbé de manière considérable dans les sédiments ou le sol (Hawker et Connell, 1988; Howard, 1990).

À partir d'un examen des propriétés du benzène, on considère généralement qu'il s'agit du constituant le plus important pour l'évaluation des effets à court terme liés aux déversements de pétrole. Pour cette raison, et parce que sa toxicité, sa solubilité et sa volatilité relatives sont élevées, le benzène est considéré dans la présente évaluation comme un constituant d'intérêt. On s'attend à ce que l'évaporation soit le principal mécanisme de devenir dans l'environnement pour la majorité des déversements.

3.3.1.2 Toluène

La concentration de toluène dans les pétroles bruts représentatifs se situe généralement dans une fourchette de 0,15 à 1,52 % du volume (% vol.). Les pétroles bruts légers contiennent généralement les concentrations les plus fortes; le bitume dilué et les pétroles bruts synthétiques contiennent généralement

⁴ Les caractéristiques physiques et chimiques, comme l'hydrosolubilité, sont basées sur le benzène pur. Dans le pétrole brut, la solubilité du benzène est beaucoup plus faible, car celui-ci demeure préférentiellement dans le pétrole brut et, en conséquence, n'atteint pas les concentrations optimales de solubilité dans l'eau.

les concentrations les plus faibles (CrudeMonitor, 2013; base de données sur les propriétés du pétrole du CSTE, 2006). Ses propriétés dans l'air, le sol et les eaux souterraines ont été étudiées dans le but de déterminer sa propagation et son devenir lors de déversements de pétrole brut et d'essence. Le toluène est un liquide volatil ayant une pression de vapeur relativement élevée (3,78 kPa à 25 °C) et une constante de la loi d'Henry ($5,94 \times 10^{-3}$ atm.m³/mol) le rendant très inflammable et explosif. La solubilité du toluène dans l'eau est relativement faible (515 mg/L à 25 °C). La demi-vie de volatilisation du toluène dans les eaux de surface en mouvement est de 5 à 6 heures. Cependant, sa demi-vie en eaux stagnantes dépasse souvent 1 jour (US Environmental Protection Agency [USEPA], 1994).

La valeur log K_{ow} du toluène est faible (2,69 à 25 °C [Mackay et al., 1992]), ce qui indique qu'il ne devrait pas se bioaccumuler ou se bioamplifier dans les organismes aquatiques ou être adsorbé de manière considérable dans les sédiments ou le sol (gouvernement du Canada, 1992).

Différents microorganismes du sol utilisent le toluène comme source de carbone pour le métaboliser en CO₂ et en eau. *Les Pseudomonas* sont les principales bactéries de décomposition dans les sols, mais on a observé que d'autres espèces comme les bactéries du genre *Arthrobacter* décomposent les composés des BTEX (Utkin et al., 1992). Les demi-vies de biodégradation varient habituellement entre 5 et 10 jours et sont généralement inférieures à 20 jours (Chiang et al., 1989; Evans et al., 1991a,b; Grbić-Galić et Vogel, 1987; Haag et al., 1991; Mackay et al., 1992).

Les propriétés du toluène sont similaires à celles du benzène, mais sa solubilité et sa volatilité sont plus faibles. Sa persistance semble s'apparenter à celle du benzène malgré une toxicité beaucoup plus faible. Par conséquent, le benzène a généralement été utilisé comme le seul constituant d'intérêt dans le groupe des composés BTEX. Cependant, afin de procéder à une évaluation complète et prudente, le toluène est également analysé dans la présente évaluation.

3.3.1.3 Éthylbenzène

La concentration de l'éthylbenzène dans les pétroles bruts représentatifs se situe généralement dans une fourchette de 0,05 à 0,45 % du volume (% vol.). Les pétroles bruts légers contiennent généralement les concentrations les plus fortes; le bitume dilué et les pétroles bruts synthétiques contiennent généralement les concentrations les plus faibles (CrudeMonitor, 2013; base de données sur les propriétés du pétrole du CSTE, 2006). À l'instar du benzène, ses propriétés dans l'air, le sol et les eaux souterraines ont été étudiées dans le but de déterminer sa propagation et son devenir lors de déversements de pétrole brut et d'essence. La solubilité de l'éthylbenzène dans l'eau est relativement faible (152 mg/L à 25 °C). Il a une pression de vapeur (0,95 kPa à 25°C) et une constante de la loi d'Henry (4,7-6,5 x 10⁻³ atm.m³/mol) de modérées à faibles. La demi-vie moyenne de l'éthylbenzène dans les eaux de surface est de 3,1 heures (CCME, 2004). L'éthylbenzène a aussi une valeur log K_{ow} modérée (3,13), ce qui indique un potentiel modéré de bioaccumulation et de bioamplification (gouvernement du Canada, 1992).

Différents microorganismes du sol métabolisent l'éthylbenzène et d'autres composés BTEX comme une source de carbone pour les dégrader en CO₂ et en eau. *Les Pseudomonas* sont les principales bactéries de décomposition dans les sols, mais on a observé que d'autres espèces comme les bactéries du genre *Arthrobacter* décomposent les composés des BTEX (Utkin et al., 1992). Les demi-vies de biodégradation varient habituellement entre 5 et 10 jours et sont généralement inférieures à 20 jours (Grbić-Galić et Vogel, 1987; Chiang et al., 1989; Evans et al., 1991a,b; Haag et al., 1991; Mackay et al., 1992).

Bien que l'éthylbenzène fasse partie des constituants d'intérêt choisis, comme le toluène et les xylènes, l'éthylbenzène est moins soluble et moins toxique que le benzène et sa persistance est similaire. Par conséquent, le benzène a été choisi comme principal constituant d'intérêt dans le groupe des composés BTEX. Cependant, afin de procéder à une évaluation complète et prudente, l'éthylbenzène est aussi analysé.

3.3.1.4 Xylènes

La concentration de xylènes totaux dans les pétroles bruts représentatifs se situe généralement dans une fourchette de 0,29 à 1,52 % du volume (% vol.). Les pétroles bruts légers contiennent généralement les concentrations les plus fortes; le bitume dilué et les pétroles bruts synthétiques contiennent généralement les concentrations les plus faibles (CrudeMonitor, 2013; base de données sur les propriétés du pétrole du CSTE, 2006). Les xylènes sont composés d'un anneau de benzène comprenant deux groupements de méthyle liés à trois endroits qui forment trois isomères appelés ortho, méta et para-xylène (*o*-, *m*- et *p*-xylène, selon la position du groupement méthyle sur l'anneau de benzène; 1,2-, 1,3- et 1,4-, respectivement). Les trois isomères du xylène ont une pression de vapeur (8,8–11,80 kPa à 25 °C) et une constante de la loi d'Henry ($4,3 \times 10^{-3}$ – $1,1 \times 10^{-2}$ atm.m³/mol) élevées et sont sujets à une volatilisation rapide. La demi-vie moyenne de volatilisation de l'*o*-xylène dans les eaux de surface est de 3,2 heures, tandis que le *m*-xylène et le *p*-xylène ont une demi-vie plus longue de 2 % (USEPA, 1999). Leur solubilité dans l'eau est faible⁵ (162 à 185 mg/L à 25 °C). L'*o*-xylène, le *m*-xylène et le *p*-xylène ont des valeurs de log K_{ow} faibles de 3,15, 3,20 et 3,18, respectivement (Mackay et al., 1992). Leur solubilité et leur K_{ow} modérés indiquent une liposolubilité modérée et, par conséquent, un potentiel de bioaccumulation modéré (Environnement Canada, 1996).

Comme nous l'avons vu pour les composés du groupe BTEX, les xylènes sont volatils, ils migrent de l'eau vers l'air et se dégradent facilement. Les xylènes ont une demi-vie moyenne de biodégradation aérobie de 95 jours dans les aquifères (Agency for Toxic Substances et Disease Registry [ATSDR], 2007).

Bien que les xylènes aient été sélectionnés comme des constituants d'intérêt, à l'instar du toluène et de l'éthylbenzène, ils sont moins toxiques que le benzène et leur persistance est similaire. Par conséquent, le benzène a été utilisé de manière générale comme le constituant d'intérêt représentatif dans le groupe des composés BTEX. Cependant, afin de procéder à une évaluation complète et prudente, la présente évaluation analyse aussi les xylènes.

3.3.1.5 Naphtalène

La concentration de naphtalène dans les pétroles bruts représentatifs se situe généralement dans une fourchette de 0,0028 à 0,042 % vol. (Yang et al., 2011). Le naphtalène a une faible solubilité d'environ⁶ 30 mg/L à 20 °C et en tant que composé semi-volatile, il a une faible pression de vapeur de 106 Pa à 25 °C et une constante de la loi d'Henry de $2,23 \times 10^{-04}$ atm.m³/mol (Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement [RCQE] en ligne).

⁵ Se reporter à la note de bas de page 2 au sujet de la solubilité optimale par rapport à la solubilité réelle dans le pétrole brut. Comme pour le benzène, la solubilité réelle des xylènes est bien inférieure à sa solubilité optimale.

⁶ Se reporter à la note de bas de page 2 au sujet de la solubilité optimale par rapport à la solubilité réelle dans le pétrole brut. Comme pour le benzène, la solubilité réelle du naphtalène est bien inférieure à sa solubilité optimale.

Bien que la demi-vie moyenne de volatilisation du naphthalène varie de 0,4 à 3,2 heures dans l'eau (Awata et al., 1998), la volatilisation demeure le processus principal du devenir. On estime qu'environ 96 % du naphthalène finit par se retrouver dans l'air, environ 3 % dans l'eau et environ 0,5 % dans les sols terrestres et dans les sédiments aquatiques si le pétrole a pu rester dans l'environnement sans que l'on procède au nettoyage. Le naphthalène contenu dans la colonne d'eau qui ne s'évapore pas a tendance à être adsorbé par des matières particulaires ou à former une émulsion d'eau et de pétrole.

La demi-vie de biodégradation du naphthalène peut varier entre 17 et 31 jours selon l'exposition antérieure du sol aux HAP et selon les conditions aérobiques et anaérobiques du sol (Al-Bashir et al., 1990).

L'examen des valeurs rapportées de $\log K_{ow}$ (3,01 à 3,45 à 20 °C) suggère que le naphthalène est modérément hydrophobe et qu'il pourrait avoir tendance à être adsorbé par des matières particulaires (p. ex., le sol et des particules de sédiments) et se bioaccumuler et se bioamplifier dans les organismes aquatiques (Bates et al., 1997). Cependant, il existe des preuves que le naphthalène peut être métabolisé et dépuré des invertébrés et des poissons marins et d'eau douce (dans un délai allant de 24 heures à quelques semaines, selon l'espèce, l'étape du cycle de vie et le niveau de concentration auquel ils sont exposés) [Bates et al., 1997].

En raison de sa solubilité, de sa toxicité et de son potentiel de bioaccumulation plus grands que ceux des autres HAP, le naphthalène a été sélectionné comme composé représentatif pour l'évaluation en tant que constituant d'intérêt.

3.3.2 Valeurs de dépistage

Des valeurs de dépistage prudentes pour les constituants d'intérêt ont été sélectionnées afin d'établir les orientations canadiennes (Conseil canadien des ministres de l'Environnement [CCME] et autres comités de représentants) et de l'USEPA (quand les critères canadiens ne sont pas disponibles) aux fins de comparaison avec les concentrations potentielles dans les pétroles bruts représentatifs qui pourraient se répandre dans l'environnement en cas de déversement.

Bien que certaines provinces aient publié des lignes directrices ou des normes qui pourraient être pertinentes, les lignes directrices nationales du CCME sont considérées comme assez rigoureuses pour un examen préalable, car elles comprennent des lignes directrices et des normes émanant de chacun des territoires provinciaux.

Les valeurs considérées pour les eaux de surface et souterraines proviennent des lignes directrices sur l'eau potable publiées par *Santé Canada pour le compte du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP) (Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement [RCQE] en ligne, 2013)*. Bon nombre des valeurs indiquées dans les lignes directrices sont basées sur l'odeur et sur les objectifs esthétiques (OE), car les niveaux au-dessus des OE rendraient l'eau potable imbuvable sans qu'aucun effet nocif sur la santé humaine ne soit observé à ces concentrations.

Les lignes directrices sur la qualité des sols ont été déterminées dans un but de protection de l'environnement et de la santé humaine (*RCQE en ligne, 2013*). Les valeurs de dépistage ont été évaluées par l'examen de différents types de sols et disciplines humaines (agricole, résidentiel et forêt-parc, commercial, industriel). La présente évaluation tient compte des valeurs les plus rigoureuses.

Les valeurs de référence de toxicité chronique dans les biotes d'eau douce et marin proviennent des lignes directrices du CCME, des RCQE en ligne et d'ECOTOX.

Les valeurs de référence de toxicité aiguë dans le biote d'eau douce proviennent de la base de données ECOTOX et sont fondées sur la toxicité pour la truite arc-en-ciel et d'autres organismes vulnérables. Les valeurs de toxicité aiguë pour le biote marin proviennent de la section *Mid-Atlantic Risk Assessment* du site Web de l'USEPA.

Les valeurs d'examen préalable des sources susmentionnées sont présentées dans le tableau 3-3.

Les paramètres pour les essais de toxicité aiguë et chronique varient, mais il s'agit souvent de la mortalité, de la diminution de la croissance ou des seuils de n'importe quel effet nocif. De manière plus générale, les effets toxicologiques aigus sur la faune incluent, sans s'y limiter, l'assèchement de la peau, l'irritation des muqueuses, la diarrhée, les effets narcotiques, différentes maladies et parfois la mort.

Les effets toxicologiques chroniques comprennent souvent une diminution de la croissance et du développement ainsi que la perte d'habitat. Les périodes d'étude pour la toxicité aiguë varient entre 24 et 96 heures, tandis que la période pour la toxicité chronique est de 7 jours ou plus.

Tableau 3-3 Valeurs de dépistage pour constituants d'intérêt

Normes	Concentrations de référence (ppm)				
	Benzène	Toluène	Éthylbenzène	Xylènes	Naphtalène
Norme sur l'eau potable de surface et souterraine ¹	0,005	0,024 ²	0,0024 ²	0,3 ²	0,47 ³
Norme sur le nettoyage du sol ⁴	0,0068	0,08	0,018	2,4	0,016 ³
Valeurs de référence de toxicité aiguë pour le biote d'eau douce ⁵	7,4	8,9	4,2	8,2	3,4
Valeurs de référence de toxicité chronique pour le biote d'eau douce ⁴	0,37	0,002	0,09	0,013 ^e	0,0011
Valeurs de référence de toxicité aiguë pour le biote marin ⁶	27	8,14	4,02	3,56	0,803
Valeurs de référence de toxicité chronique pour le biote marin ⁴	0,11	0,215	0,025	Aucune donnée	0,0014
Norme sur les sédiments (RPQS) ⁴	Aucune donnée	Aucune donnée	Aucune donnée	Aucune donnée	0,0346

REMARQUES :

¹ Les valeurs proviennent des « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Tableau sommaire » préparées par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement.

² Les valeurs sont basées sur les OE et l'odeur; les niveaux au-dessus des OE rendraient l'eau imbuvable.

³ Lignes directrices du premier volet de l'Alberta (*Alberta Tier 1 Soil and Groundwater Remediation Guidelines*), 2010.

⁴ Les valeurs proviennent du CCME et des RCQE en ligne.

⁵ Les valeurs proviennent de la base de données ECOTOX et sont fondées sur la toxicité pour l'*Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel).

⁶ Les valeurs proviennent de la section Mid-Atlantic Risk Assessment du site Web de l'USEPA.

3.4 Processus évolutif et propagation dans l'environnement

Le devenir dans l'environnement du pétrole brut dépend de nombreux facteurs et de la persistance qui varient selon les conditions propres à chaque site. L'évolution et la propagation dans l'environnement dépendent largement de la vitesse et de l'efficacité des interventions d'urgence de confinement et de nettoyage. Cependant, dans le contexte d'une évaluation prudente, la présente section traite du devenir dans l'environnement et du transport du pétrole brut, sans tenir compte des interventions d'urgence.

Les principaux facteurs influant sur le devenir dans l'environnement du pétrole brut comprennent :

- le volume du déversement;
- le type de pétrole brut;
- le taux de dispersion du pétrole brut;
- le terrain;
- le milieu récepteur;
- les conditions météorologiques.

Une fois la matière déversée, l'environnement physique détermine son devenir dans l'environnement et sa persistance. Les explications ci-dessous portent sur le devenir, la propagation et la dégradation primaire du pétrole brut déversé dans chacun des milieux environnementaux.

3.4.1 Sols

Le mouvement du pétrole brut et les transformations physiques et chimiques de ses constituants dépendent d'une série de facteurs et de processus d'altération météorique.

- Facteurs physiques. Le mouvement du pétrole brut à la surface du sol dépend de la pente, de la perméabilité du sol et, dans une moindre mesure, de la température ambiante. L'étalement sur les surfaces environnementales réduit la quantité de pétrole brut présent à proximité immédiate du déversement, mais augmente la zone spatiale à l'intérieur de laquelle des effets nocifs peuvent survenir. L'étalement et la dilution du pétrole brut dans les sols accroissent aussi la surface de la nappe, augmentant du même coup les processus évolutifs liés à la surface comme l'évaporation, la dégradation et la dissolution.

Dans des conditions météorologiques froides, la perméabilité du sol diminue en raison de l'obstruction des pores par la glace et de l'augmentation de la viscosité du pétrole brut, ce qui limite l'étalement et l'infiltration du pétrole (Seyfried et Murdock, 1997).

Afin de calculer la distance de déplacement potentielle du pétrole, les valeurs supérieures (c.-à-d., les valeurs maximales pour la distance de déplacement) peuvent être calculées à partir d'hypothèses simplificatrices prudentes. Par exemple, dans l'hypothèse d'un écoulement radial uniforme, un déversement de 10 000 barils sur le plat produirait une flaque de 10 cm d'épaisseur sur un rayon d'environ 70 m, ou une flaque de 1 centimètre d'épaisseur dont le rayon serait d'environ 225 m.

- **Évaporation.** Les fractions d'hydrocarbures les plus volatiles s'évaporeront rapidement des flaques de pétrole répandues à la surface du sol. Le pétrole brut qui se sera infiltré dans le sol s'évaporerait plus lentement en raison de la présence d'autres forces qui retiennent le pétrole (se reporter ci-dessous à Adsorption) et de la moins grande surface de pétrole exposée à l'air. Les taux d'évaporation sont principalement fonction de la porosité et de la température du sol.
- **Adsorption.** Le pétrole brut dispersé dans le sol se liera (par adsorption) aux particules du sol. Le pétrole brut se lie généralement plus fortement avec les particules des sols organiques; le pétrole brut se lie généralement moins fortement aux particules minérales des sols sableux.
- **Dissolution.** Bien que les composantes du pétrole soient relativement insolubles (Neff et Anderson, 1981), le pétrole brut déversé dans le sol peut se propager vers l'eau et se dissoudre partiellement dans les eaux souterraines ou de surface en quantités limitées. La dissolution n'est pas un processus majeur influant sur le devenir du pétrole brut, car la plupart des constituants du pétrole brut sont plus solubles dans le pétrole que dans l'eau; ils restent donc préférentiellement dans le pétrole brut.
- **Photodégradation.** La photodégradation (la dégradation de molécules d'hydrocarbures lors de l'exposition à la lumière du soleil) est un processus important se produisant dans les sols directement exposés à la lumière du soleil à la surface du sol. Ce processus n'influe pas sur le pétrole brut ayant pénétré plus en profondeur dans le sol.
- **Biodégradation.** Avec le temps, les microorganismes du sol se nourrissant de pétrole brut augmentent généralement en nombre et le processus de biodégradation restaure naturellement le sol ayant déjà été contaminé. L'augmentation de la surface du déversement de pétrole (p. ex., par l'étalement) renforce le processus de biodégradation. Il a été démontré que la biodégradation est une méthode efficace d'assainissement des sols et des sédiments contaminés par le pétrole brut.

3.4.2 Eau

S'ils sont déversés dans l'eau, les pétroles bruts représentatifs flotteront à la surface de l'eau, car leurs densités API sont supérieures à 10. Si le pétrole brut demeure à la surface de l'eau pendant une longue période, certains constituants du pétrole vont s'évaporer, se dissoudre, se photodégrader, se biodégrader et, au bout d'un certain temps, certaines matières couleront au fond avant d'être adsorbées par les sédiments. Ces processus sont désignés collectivement par le terme « météorisation ». Les principaux processus se produisant pendant la dispersion et la dégradation du pétrole brut dans l'eau sont résumés ci-dessous.

- **Facteurs physiques.** La mobilité du pétrole brut dans l'eau augmente avec la vitesse du vent, les courants, les vagues, la vitesse du courant et la température. La plupart des pétroles bruts se déplacent à la surface de l'eau à une vitesse de 100 à 300 mètres à l'heure (Ramade, 1978; d'après la citation de Patin, 1998). L'étalement est un phénomène extrêmement complexe, régi par les caractéristiques physiques du pétrole et les conditions environnementales. Le pétrole ne se répand pas uniformément; le pétrole, qui est plus épais près de la source du déversement, se propage sous forme d'un mince film de quelques microns d'épaisseur seulement ne contenant qu'une petite fraction du volume du déversement. Le vent peut disperser des parties de ce film sur une vaste zone

géographique, mais celles-ci ne couvriront qu'une petite fraction de la surface de l'eau (National Oceanic Atmospheric Agency [NOAA], 2013).

Les glaces de surface freinent grandement le rythme de l'étalement du pétrole sur une étendue d'eau. Le pétrole brut qui se répand sur des cours d'eau courante, contrairement aux étendues d'eau circonscrites, peut causer des effets transitoires. Cependant, les effets les plus persistants sur les rives peuvent se produire en dépit de l'effet transitoire sur l'eau. La météorisation des nappes de pétrole peut entraîner la formation de boules de goudron, qui sont généralement des boules de résidus de pétrole de la taille d'une pièce de monnaie, dont la couche extérieure est dure et dont le centre est fluide et non altéré. En mer, les boules de goudron peuvent parcourir plusieurs centaines de kilomètres et, si elles se brisent, elles peuvent contaminer les rives, les oiseaux marins, etc. longtemps après la météorisation des nappes de surface (NOAA, 2013). Dans certaines circonstances, le pétrole brut météorisé et les boules de goudron peuvent perdre leur flottabilité et couler (se reporter à la section 2).

- Évaporation. Au fil du temps, l'évaporation est le principal mécanisme de perte des constituants de faible poids moléculaire et des produits du pétrole léger. À mesure que les composants les plus légers s'évaporent, le pétrole brut restant devient plus dense et plus visqueux. L'évaporation a tendance à réduire la toxicité du pétrole brut, mais elle renforce la persistance du pétrole brut résiduel. Au cours des essais sur le terrain, l'évaporation du pétrole brut de l'Alberta a compté pour presque 50 % de réduction en volume au cours d'une période de 12 jours, tandis que le reste du pétrole a maintenu une flottabilité suffisante pour demeurer à la surface de l'eau (Shiu et al., 1988). L'évaporation augmente avec l'étalement d'une nappe, la température, le vent et l'action des vagues.
- Dissolution. La dissolution du pétrole brut dans l'eau n'est pas un processus important influant sur le devenir du pétrole brut dans l'environnement parce que la plupart des composants du pétrole sont relativement insolubles (Neff et Anderson, 1981). De surcroît, l'évaporation tend à dominer la réduction du pétrole brut, et la dissolution se produit lentement avec le temps. La solubilité globale des pétroles bruts tend à être inférieure à celle de leurs constituants parce qu'elle est limitée au partitionnement à l'interface entre le pétrole et l'eau et les composants individuels sont souvent plus solubles dans le pétrole que dans l'eau; par conséquent, ils ont tendance à demeurer dans le pétrole. Néanmoins, la dissolution est l'un des principaux processus régissant les effets toxicologiques d'un déversement de pétrole brut, particulièrement dans les plans d'eau circonscrits où la dilution est limitée. La dissolution augmente à mesure que le poids moléculaire diminue, que la température augmente, que la salinité décroît et que les concentrations de matière organique dissoute augmentent. Une photodégradation plus importante tend aussi à augmenter la solubilité du pétrole brut dans l'eau.
- Photodégradation. La photodégradation du pétrole brut dans les systèmes aquatiques augmente avec l'intensité du soleil. Il peut s'agir d'un facteur important dans la réduction d'une nappe, particulièrement de constituants légers du pétrole, mais qui sera moins marqué durant les jours nuageux et les mois d'hiver. Les constituants photodégradés du pétrole brut peuvent être plus solubles et dangereux que les composés d'origine. Ainsi, une importante photodégradation risque d'augmenter les effets biologiques d'un déversement.

- **Biodégradation.** La biodégradation du pétrole brut en dioxyde de carbone et en oxygène est le principal processus permettant de décontaminer les milieux contaminés par des hydrocarbures (McGenity et al., 2012). La réaction microbienne à un déversement d'hydrocarbures en mer dépend de plusieurs facteurs, dont la composition du pétrole et le degré de météorisation, ainsi que les conditions environnementales et en particulier la température et les concentrations de nutriments. Certains résultats ont été fréquemment observés après des déversements, dont d'importantes augmentations dans la concentration des bactéries *Alcanivorax* spp., qui décomposent les alcanes, et des bactéries *Cycloclasticus* spp., qui décomposent les HAP (révision de McGenity et al., 2012). En outre, des bactéries de nature générale constituent généralement une part importante des groupes de bactéries qui décomposent les hydrocarbures. Comme les HAP dans le pétrole brut sont moins biodisponibles en raison de leur partitionnement dans la phase huileuse et de leur forte absorption par la matière organique (décrite plus en détail au point ci-dessous), la production de biosurfactants par des microbes de décomposition ou non est essentielle pour accroître la biodisponibilité des hydrocarbures aux microbes de décomposition. La coexistence et la coopération catabolique des bactéries, des champignons ou des algues dans l'eau, des sédiments marins et des sols sont très importantes pour la décomposition des hydrocarbures. Les espèces fouisseuses jouent également un rôle dans la biodégradation grâce à l'oxygénation des sédiments, à la propagation plus profonde des polluants et des bactéries de décomposition dans les sédiments ou au retour vers la surface des polluants enfouis. Les racines des plantes oxygènent les sédiments et fournissent des sucres et d'autres composés qui stimulent l'activité microbienne.
- **Adsorption.** Les pétroles bruts ont une densité inférieure à celle de l'eau de mer; cependant, dans l'eau, les hydrocarbures à forte masse moléculaire absorbent (par liaison) les particules en suspension, surtout les particules organiques (comme les matériaux biogènes) et les sédiments de la colonne d'eau. Par conséquent, la phase critique de la contamination du littoral par le pétrole brut se déroule durant les premiers jours. Si sa biodégradation n'est pas rapide, le pétrole commence à couler et peut rester au fond, dans les sédiments, pendant des dizaines d'années. Ainsi, même lorsque les sédiments côtiers contaminés par le pétrole semblent être propres (comme ceux que l'on retrouve dans le golfe du Prince William, contaminé par le déversement de l'Exxon Valdez en 1989), des composants de pétrole toxiques, comme les HAP à forte masse moléculaire, peuvent demeurer enfouis et absorbés dans des particules de sédiments, et peuvent être libérés dans l'environnement par bioturbation ou par des activités anthropiques comme le dragage (McGenity et al., 2012). Il peut en résulter des effets toxiques chroniques sur l'endofaune, l'épifaune et les autres poissons. Dans les sédiments marins anoxiques, la biodégradation des hydrocarbures est encore plus lente que dans les zones oxiques (McGenity et al., 2012).

Une intervention humaine visant à disperser davantage et à décomposer le pétrole brut déversé dans l'eau de surface peut également appuyer ces processus naturels, comme le montre l'exemple suivant :

- **Bioaugmentation.** L'introduction de microbes dans l'environnement afin d'améliorer la biodégradation ou la désintoxication des polluants a donné des résultats plus ou moins concluants. McGenity et ses collaborateurs (2012) ont découvert qu'en introduisant un ensemble de microbes différents plutôt qu'une seule souche, la probabilité d'une bioaugmentation réussie augmentait considérablement. Un ensemble bien conçu offre des voies de catabolisme complémentaires et est susceptible de se disperser et d'augmenter la biodisponibilité des hydrocarbures. La bioaugmentation joue un rôle particulier en renforçant sur place la communauté des microbes de décomposition des hydrocarbures

pendant les quelques premiers jours critiques suivant un déversement, avant que le pétrole commence à couler (McGenity et al., 2012; Bao et al., 2014).

- L'utilisation de dispersants chimiques. Lorsqu'ils sont utilisés dans les bonnes circonstances, des dispersants chimiques pulvérisés sur les nappes de pétrole en mer peuvent être efficaces pour accélérer la dispersion du pétrole à la surface de la mer vers la colonne d'eau, ce qui contribue à accélérer la dilution du pétrole et la biodégradation (ITOPF, 2013). Les spécialistes des interventions en cas de déversement de pétrole s'entendent sur le fait que les dispersants sont moins efficaces sur les pétroles lourds. Selon les études et les observations antérieures sur les déversements réels, les pétroles lourds météorisés sont souvent trop visqueux pour que les dispersants puissent les pénétrer et les séparer efficacement (révision par Chapman et al., 2007). Lorsque les pétroles sont légers et frais, et que la température de la mer est élevée, les dispersants peuvent être efficaces. Comme la météorisation fait augmenter la viscosité du pétrole, la durée de la météorisation est inversement proportionnelle à l'efficacité de la dispersion potentielle des hydrocarbures (Chapman et al., 2007). Par conséquent, l'état de la mer et les conditions météorologiques influent également sur l'efficacité des dispersants. Par exemple, le pétrole brut et une basse température de l'eau de mer sont susceptibles de réduire l'efficacité des dispersants chimiques.

Il y a également beaucoup d'inquiétudes et d'incertitude en ce qui concerne les effets à court et à long terme des dispersants chimiques sur la santé humaine et celle de la faune. Par exemple, il a été récemment démontré que les produits Corexit 9500 et 9527, les deux dispersants utilisés à des volumes sans précédent durant l'intervention qui a suivi le déversement d'hydrocarbures de la plateforme Deepwater Horizon en 2010, sont cytotoxiques pour les cellules cutanées du cachalot (Wise et al., 2014) et les cellules hépatiques humaines (Bandelet et al., 2012). Le Corexit 9527 est aussi génotoxique (Wise et al., 2014).

- Combustion sur place. La combustion sur place est une technique d'intervention en cas de déversement qui nécessite l'isolation et le brûlage du pétrole brut déversé. Cette méthode peut être efficace pour éliminer une grande quantité de pétrole brut à la surface de l'eau, ce qui permet de minimiser les effets nocifs sur l'environnement aquatique (ITOPF, 2013).

Même si la bioaugmentation, l'utilisation de dispersants chimiques et la combustion sur place peuvent être des méthodes d'assainissement efficaces dans certaines circonstances, elles doivent être utilisées correctement et dans des environnements appropriés. C'est pourquoi Énergie Est consultera les organismes de réglementation appropriés avant d'y faire appel.

3.4.3 Sédimentation et immersion du pétrole brut (dispersion et sédimentation)

Les propriétés chimiques et physiques des pétroles bruts et de leurs constituants influent sur leur devenir dans l'eau. Le bitume dilué, le pétrole brut synthétique et les autres pétroles bruts commencent par flotter à la surface de l'eau. Cependant, après un certain temps, les constituants volatils de poids léger s'évaporent, laissant derrière eux les constituants lourds ayant un poids moléculaire plus élevé.

Dans l'eau douce, s'ils ne sont pas contenus et enlevés grâce à des procédures d'intervention d'urgence, il est possible que les pétroles bruts météorisés finissent par couler. Dans un environnement marin, le devenir du pétrole brut dépend de la salinité de l'eau (plus l'eau est salée, plus elle est dense et moins le pétrole brut risque de couler). Il est aussi possible que les pétroles bruts qui coulent dans l'eau douce

remontent à la surface s'ils se propagent dans un environnement marin ou estuarien en raison de la plus forte salinité (Rymell, 2009). La température influe également sur le comportement du pétrole brut lourd dans un environnement aquatique. La viscosité du pétrole brut augmente avec l'abaissement de la température; ainsi, à des températures plus basses, le pétrole brut est plus susceptible de former des globules fermes et de moins se disperser. Les fluctuations de température influent aussi sur la densité, étant donné que les températures élevées sont liées à des densités plus faibles de pétrole brut.

Plusieurs déversements ont montré que les fluctuations de température peuvent influencer grandement sur le comportement du pétrole brut. Au cours du déversement Morris J. Berman, qui s'est produit en 1994 au large de Porto Rico, on a observé que le pétrole brut coulait lorsque la température s'abaissait et remontait à la surface l'après-midi lorsque le soleil augmentait la température du pétrole brut déversé.

Le dispersement des pétroles bruts dépend aussi de la turbulence de l'eau et des conditions météorologiques. Les eaux turbulentes formées par les courants et l'action des vagues ou du vent augmentent la dispersion et diminuent la durée de flottaison des pétroles bruts à la surface de l'eau. En se brisant, les vagues entraînent des gouttelettes de pétrole dans la colonne d'eau. Des données expérimentales suggèrent que ces microgouttes submergées mesurent 70 microns ou moins (Delvigne et Sweeney, 1988). Si les gouttelettes sont suffisamment petites, la turbulence naturelle de l'eau empêche le pétrole de remonter à la surface, comme la turbulence de l'air maintient les petites particules de poussière en suspension dans l'air. Les conditions environnementales peuvent dicter l'importance de la dispersion. Dans le cas des déversements se produisant pendant des tempêtes, la dispersion est le principal mécanisme d'assainissement de la nappe. Dans le cas des déversements en eaux calmes, l'évaporation constitue le principal processus de devenir et la dispersion est négligeable.

S'il n'est pas retiré de l'environnement, le pétrole brut résiduel qui ne se biodégrade pas ou ne s'oxyde pas risque de couler au fond de la colonne d'eau et de s'incorporer aux sédiments. L'écoulement du pétrole vers le fond des cours d'eau ne se produit pas uniquement avec le bitume dilué, mais il est plus susceptible de se produire avec les pétroles lourds. Par exemple, le déversement Athos de 2004 a libéré plus de 6 000 barils de brut lourd vénézuélien dans le fleuve Delaware aux É.-U. Bien que le pétrole ait flotté au départ, une partie de celui-ci a été submergée et s'est sédimentée au fond du fleuve avec le temps (Rymell, 2009).

Des déversements récents au cours desquels du pétrole brut a été submergé (p. ex., le déversement de la canalisation 6b d'Enbridge dans la rivière Kalamazoo en 2010) ont permis aux équipes d'intervention d'urgence de tester et de raffiner leurs techniques de récupération du pétrole submergé ou ayant coulé au fond. Bien que les pétroles ayant coulé au fond et submergés représentent un certain défi lors d'une intervention à un déversement, de nombreuses techniques d'atténuation classiques et peu courantes se sont révélées efficaces dans le cas des déversements en eau douce.

- Filets : des filets spécialisés peuvent être utilisés pour contenir les globules submergés de pétrole brut météorisé emporté par le courant.
- Barrières de fond : les barrières de fond comportent un lourd ballast servant à créer un joint d'étanchéité au fond de l'eau et une chambre de flottaison qui s'étend jusqu'à la surface de l'eau.

- Des barrages : des déversoirs de sous-écoulement et autres barrages peuvent être installés au fond de l'eau pour contenir le pétrole entraîné par le courant. Les déversoirs de sous-écoulement peuvent être construits avec du matériel d'intervention standard en cas de déversement (c.-à-d., sacs de sable, pelles et canalisations de PVC).
- Dragage : des techniques bien établies d'enlèvement par dragage du pétrole déposé au fond de l'eau et submergé ont été utilisées à la suite de déversements de pétroles bruts à haute densité.
- Enlèvement manuel : le pétrole ayant coulé au fond tend à s'accumuler dans des dépressions et des zones de faible écoulement, où il est souvent possible de le récupérer manuellement. Ces techniques sont bien établies et peuvent être exécutées à l'aide du matériel standard d'intervention en cas de déversement.
- Injection d'air : le pétrole submergé peut être remis en suspension et récupéré à la suite d'une injection d'air similaire aux techniques d'extraction du sol à la vapeur utilisées pour la restauration du sol contaminé.

Un résumé détaillé des mesures d'intervention d'urgence et des mesures de sécurité relatives à l'oléoduc fait l'objet de la section 7.

3.5 Effets sur l'environnement

3.5.1 Introduction

Une évaluation des effets potentiels d'un déversement accidentel de pétrole brut sur les sols, les terrains karstiques et le substrat rocheux, sur la végétation, les écosystèmes édaphiques, la faune et l'eau est présentée ci-dessous. L'ampleur des effets sur ces récepteurs environnementaux varie en fonction de différents facteurs, dont :

- la quantité de pétrole déversé;
- la grandeur de la zone de dispersion du déversement;
- le type de pétrole brut répandu;
- le climat et les conditions météorologiques;
- les tactiques d'intervention employées.

La prévention des déversements, les mesures d'intervention d'urgence et la restauration, qui limiteraient la probabilité et les effets d'un déversement de pétrole brut, sont présentées en détail à la section 7.

3.5.2 Sols

Comme les oléoducs sont enfouis dans le sol, le pétrole brut peut être adsorbé dans le sol et le contaminer. Les déversements à la surface du sol ont tendance à se disperser lentement et se situent généralement à des endroits contigus et distincts, souvent limités à des sols moins consolidés de la tranchée de l'oléoduc. Les effets sur le sol peuvent se développer lentement, ce qui permet de procéder à des interventions d'urgence et de nettoyage visant à atténuer les effets sur les récepteurs potentiels.

Dans le cas d'un déversement, une partie des matières qui s'écoulent de l'oléoduc enfoui pénétreraient dans le sol environnant et s'y disperseraient verticalement et horizontalement. L'étendue de la dispersion dépend de différents facteurs :

- l'ampleur et la vitesse du déversement;
- la topographie du site du déversement;
- la couverture végétale;
- l'humidité du sol;
- la densité apparente;
- la porosité du sol;
- la vitesse et le succès de mesures d'urgence de confinement et de nettoyage.

De hauts taux de déversement de l'oléoduc enfoui se traduiraient par une probabilité plus élevée que les matières déversées s'échappent de la tranchée pour atteindre la surface du sol environnant. Même les fuites causées par de très petits trous à faible taux de déversement devraient finir par atteindre la surface des sols sableux en quelques semaines ou mois. Ainsi, le pétrole brut serait détectable par surveillance aérienne et terrestre ou par le public grâce à des signes olfactifs ou visuels (produit à la surface du sol ou décoloration de la végétation environnante).

La majeure partie du Projet est située en terrain relativement plat ou modérément vallonneux. Dans ces zones, le pétrole se disperserait d'abord horizontalement dans la tranchée de l'oléoduc. Avec un volume ou un flot d'écoulement suffisant, le pétrole pourrait s'échapper de la tranchée et s'écouler à la surface du sol pour s'accumuler dans des dépressions de terrain. Si un déversement devait se produire dans une forte pente où des murets de tranchées ont été installés pendant la construction, le pétrole brut s'accumulerait dans la tranchée derrière les murets. Si le volume devenait assez important pour s'accumuler jusqu'au-dessus du muret de tranchée, le pétrole brut atteindrait la surface du sol. Dans les deux cas, une fois qu'elle aurait atteint la surface du sol, la fuite deviendrait plus apparente aux patrouilles de surveillance, qui veilleraient à déclencher les mesures d'intervention d'urgence et de restauration.

Une couverture végétale dense pourrait ralentir la dispersion horizontale des matières déversées, car la végétation adsorberait le pétrole et ralentirait l'écoulement de surface tout en augmentant la surface d'évaporation. Afin de faciliter la détection des fuites, la végétation recouvrant l'emprise de l'oléoduc sera maintenue afin de faciliter la surveillance standard aérienne et au sol. Une couverture végétale clairsemée ralentirait moins la dispersion horizontale qu'une végétation dense, mais faciliterait la détection d'une fuite.

Si un déversement se produisait en sol sableux, la zone de contamination horizontale et verticale serait plus importante que dans des sols organiques ou imperméables. Le pétrole brut déversé dans des sols sableux serait probablement plus facile à détecter par surveillance aérienne en raison de la présence du produit à la surface du sol, de la décoloration de la végétation environnante et de l'odeur. En présence d'humidité dans le sol et d'humidité provenant des précipitations, la mobilité et la migration du pétrole brut et de ses constituants solubles seraient augmentées, mais leur infiltration serait moindre. Les sols gelés limitent grandement les infiltrations.

Tant à la surface que sous la surface, l'atténuation rapide des constituants légers et volatils (en raison de l'évaporation) réduirait rapidement le volume total du pétrole brut, tandis que les constituants plus lourds seraient plus persistants. Sauf dans les rares cas de déversements à grand débit et de grand volume se produisant dans des environnements caractérisés par une topographie abrupte ou un terrain karstique, les effets au sol seraient confinés à une zone relativement petite, contiguë et facilement définie qui faciliterait le nettoyage et la restauration. La propagation latérale se stabiliserait généralement au bout d'une période assez courte. Une propagation verticale vers le bas commencerait au début du déversement à un taux déterminé par la perméabilité du sol. Le type de sol influe sur la propagation du pétrole dans le sol, et donc sur la capacité de l'eau à pénétrer dans le sol. Par exemple, dans les sols dont la perméabilité est relativement élevée, l'eau peut pénétrer de 2,5 à 25 cm/h, tandis que les taux de pénétration pour les sols à faible perméabilité pourraient être inférieurs à 0,25 cm/h (Kopec, 1995). Le pétrole brut, en particulier les pétroles bruts les plus lourds, dont le bitume dilué, est plus visqueux que l'eau; par conséquent, la perméation du pétrole brut serait plus lente.

Les deux principaux effets sur le sol prévus d'un déversement seraient la dégradation de sa qualité et l'érosion. Le déversement nuirait à la qualité du sol dans les environs et l'enlèvement du sol contaminé entraînerait l'érosion. L'ampleur, l'étendue et la durée des effets dépendraient de l'emplacement et de l'étendue du déversement.

Conformément aux règlements applicables, Énergie Est serait responsable du nettoyage des sols contaminés et aurait l'obligation d'atteindre les niveaux de nettoyage pertinents. Les niveaux de nettoyage du sol pour le benzène à la suite de déversements d'hydrocarbures pétroliers au Canada se situent entre 25 et 620 ppm, selon l'utilisation des terres et le type de sol (Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 2004). Une fois que les niveaux de nettoyage et d'assainissement des sols axés sur le risque sont atteints, on s'attend à ce qu'il ne subsiste aucun effet nocif à long terme pour la santé humaine et l'environnement.

Les conditions environnementales propres à chaque site (p. ex., le type de sol et les conditions météorologiques) et la dynamique du déversement (p. ex., le taux de déversement et sa durée) déterminent la surface d'étalement et les taux d'infiltration qui, à leur tour, influent sur le volume final de sol contaminé. Les données historiques révèlent que la restauration du sol a touché 75 mètres cubes de sol ou moins dans la majorité des sites de déversement où le sol a été contaminé, et seulement 3 % des sites de déversement ont nécessité la restauration de 7 500 mètres cubes ou plus (PHMSA, 2008).

3.5.3 Terrain karstique et substrat

Le karst fait référence à des caractéristiques géologiques formées par la dissolution se produisant dans certaines régions dont le sous-sol est constitué de calcaire ou d'autres minéraux riches en calcaire (c.-à-d., la dolomite et la dolomie). Les caractéristiques de type karstique comprennent les fissures, les cavités et les dolines formées par la dissolution du carbonate de calcium. Le processus de dissolution (aussi appelé karstification) varie en fonction du taux de mouvement et de la chimie de l'eau qui s'infiltré ou qui circule à travers la roche carbonatée. La karstification se produit généralement lorsque les roches carbonatées sont soit exposées en surface, soit recouvertes d'une mince couche de sol. Les caractéristiques de type karstique ont aussi tendance à être plus prononcées dans le haut de l'ensemble carbonaté (Golder Associates Ltd. et Commission géologique de l'Ontario, 2008). La karstification peut

augmenter beaucoup la porosité et la perméabilité de la roche et former des aquifères karstiques que l'on définit comme des aquifères comportant des réseaux interconnectés hautement perméables au sein d'une matrice rocheuse dont la perméabilité est relativement faible (Worthington et Ford, 2009). Les aquifères karstiques sont généralement très productifs et très variables.

L'oléoduc proposé traverserait des régions où la roche carbonatée est exposée ou située très près de la surface du sol. Les régions dont on sait ou déduit que le sous-sol est constitué de karst ont été classées dans le sud-ouest de l'Ontario comme des formations de calcaire ordovicien et de dolomie silurienne (Brunton et Dodge, 2008). D'autres régions où le sous-sol est constitué à faible profondeur par des roches carbonatées dans l'emprise de l'oléoduc sont susceptibles de faire l'objet de processus karstiques.

Les zones karstiques de surface ou situées près de la surface du sol sont considérées comme étant très vulnérables à la contamination de surface ou près de la surface. Les zones où les caractéristiques karstiques sont exposées à la surface pourraient faire l'objet d'une infiltration rapide et de mouvements de contaminants solubles dans les ouvertures du substrat. Si le karst s'étend jusqu'à la nappe phréatique, les ouvertures dans la roche carbonatée pourraient permettre un déplacement rapide des contaminants dans la zone non saturée jusqu'à la nappe phréatique sans atténuation du sol. Dans les zones où des caractéristiques karstiques se présentent dans des roches carbonatées confinées ou situées relativement en profondeur, le risque de contamination de l'eau souterraine à la suite d'une fuite de l'oléoduc serait considérablement plus faible. Ces zones de l'oléoduc sous lesquelles le substrat est non karstique sont moins susceptibles de contamination de l'eau souterraine à la suite de déversements de pétrole en raison des faibles taux d'infiltration.

Bien que le karst lui-même ne soit pas particulièrement vulnérable à la contamination par le pétrole brut, sa présence est souvent liée à des aquifères vulnérables. À ces endroits, le karst peut offrir au pétrole brut un chemin direct vers l'eau souterraine qu'il pourrait alors contaminer. L'examen des effets du pétrole brut sur l'eau souterraine fait l'objet de la section 3.5.4.1.

3.5.4 Ressources en eau

Lors d'un déversement, le pétrole brut peut atteindre les ressources aquifères (p. ex., les eaux souterraines, les ruisseaux, les réservoirs, les terres humides et les plans d'eau marins). Dans le cadre de la planification du Projet et compte tenu de la sensibilité environnementale des plans d'eau, le tracé du Projet a été établi en tentant de minimiser le nombre de plans d'eau traversés, y compris les aquifères. Des vannes ont été placées stratégiquement le long du tracé du Projet pour aider à réduire la quantité de pétrole brut qui pourrait se déverser dans les plans d'eau si un déversement venait à se produire. L'emplacement des vannes, les mesures de confinement et la mise en application des mesures du Plan d'intervention d'urgence (PIU) du Projet atténueraient les effets négatifs sur la qualité des eaux de surface et souterraines. Afin de réduire encore plus les effets sur les plans d'eau sensibles, Énergie Est utilise les données accessibles au public et les données recueillies sur le terrain pour déterminer les zones qui contiennent ces ressources à haute sensibilité. Ces données seraient par la suite utilisées avec le système de gestion de la planification des immobilisations et le système de gestion des biens de TransCanada pour l'intégrité et la gestion des interventions d'urgence.

3.5.4.1 Eaux souterraines

Plusieurs aquifères sont situés sous le tracé proposé pour le Projet. La vulnérabilité de ces aquifères dépend de la profondeur des eaux souterraines et de la perméabilité des sols qui les recouvrent. Bien que les opérations de routine du Projet n'auraient aucun effet sur les eaux souterraines, il est possible que du pétrole déversé s'infilte dans les matières en surface et atteigne le système d'eaux souterraines.

En général, le potentiel de contamination des eaux souterraines après un déversement est plus grand si ce déversement s'est produit dans le sol ou à la surface du sol :

- lorsque la surface libre d'un aquifère non-captif est relativement peu profonde (contrairement aux endroits où le système aquifère est profond et confiné);
- lorsque les sols qui ont une grande perméabilité sont présents dans toute la zone non saturée;
- lorsque les ressources en eaux souterraines ont spécifiquement été reconnues comme étant particulièrement vulnérables à la contamination.

Selon les propriétés des sols, la profondeur des eaux souterraines et la quantité de pétrole brut dans la zone non saturée, la contamination localisée des eaux souterraines peut résulter de la présence de pétrole brut libre et de la propagation de ses constituants dissous. Le pétrole brut est moins dense que l'eau et il a tendance à former une nappe une fois qu'il a atteint la surface des eaux souterraines. Le mouvement du pétrole brut est généralement limité en raison de son adhérence à des particules du sol, du débit des eaux souterraines et de l'atténuation naturelle (c.-à-d., la dégradation microbienne) (Fetter, 1993; Freeze et Cherry, 1979). Si le pétrole brut n'est pas enlevé par une opération de nettoyage, les composés du pétrole brut qui sont solubles dans l'eau formeront avec le temps un panache dissous de plus grande dimension. Ce panache aurait tendance à se propager latéralement dans le sens d'écoulement des eaux souterraines. Le mouvement des constituants dissous s'étend généralement sur de plus grandes distances que celui du pétrole brut pur sous la surface, mais il est quand même relativement limité. La longueur du panache varie selon la quantité de pétrole dans le sol, mais pas selon le débit des eaux souterraines (Newell et O'Connor, 1998). Les constituants dissous se propagent plus lentement que les eaux souterraines en raison de leur adhérence partielle aux particules du sol et de l'atténuation naturelle.

Contrairement aux composés à haute persistance environnementale (p. ex., les métaux lourds, les pesticides et les solvants chlorés), la zone perturbée par les constituants dissous se stabilisera avec le temps en raison des processus d'atténuation naturels. La biodégradation métabolique des microorganismes naturellement présents est souvent un mécanisme efficace de réduction du volume de pétrole brut et de ses constituants. L'atténuation naturelle réduit les composés les plus toxiques en sous-produits métaboliques non toxiques, généralement du dioxyde de carbone et de l'eau (Minnesota Pollution Control Agency, 2005). Des enquêtes sur le terrain de plus de 600 sites historiques de déversements d'hydrocarbures de pétrole indiquent que la propagation des constituants dissous se stabilise généralement à moins de 100 mètres de la zone source du pétrole brut (Newell et Conner, 1998; US Geological Survey [USGS], 1998). Sur une longue période, la zone du panache peut commencer à se réduire en raison de la biodégradation naturelle. L'enlèvement du pétrole brut éliminera la source des constituants dissous qui perturbent les eaux souterraines et stoppera le développement du panache.

La plupart des constituants du pétrole brut ont une solubilité limitée dans l'eau. Pour les constituants solubles dans l'eau (p. ex., le benzène), la concentration dissoute ne dépend pas de la quantité de pétrole en contact avec l'eau, mais de la concentration du constituant spécifique dans le pétrole (Charbeneau, 2003; Charbeneau et al., 2000; Freeze et Cherry, 1979); se reporter au tableau 3-1. Des études portant sur 69 pétroles bruts ont montré que le benzène était le seul composé aromatique mis à l'essai capable d'excéder les valeurs de protection des eaux souterraines pour l'eau potable (c.-à-d., les concentrations maximales de contaminants) (Kerr et al., 1999, cité dans O'Reilly et al., 2001). Ces données empiriques montrent que la majorité des constituants d'intérêt, à l'exception du benzène, n'atteindront ou n'excéderont pas les concentrations préoccupantes.

S'il était possible que des humains ou d'autres ressources importantes soient exposés à la suite d'un déversement dans les eaux souterraines, les normes réglementaires, comme les critères sur l'eau potable, dicteraient l'étendue des mesures correctives, l'échéancier des travaux d'assainissement et les niveaux de nettoyage. La concentration maximale acceptable (CMA) nationale est une norme relative à l'eau potable établie par Santé Canada pour la protection à long terme de la santé humaine. Les normes sur l'eau potable établies pour les humains varient de quelques ordres de grandeur pour les constituants du pétrole brut. La CMA la plus rigoureuse parmi les différents constituants du pétrole brut est celle du benzène à 0,005 ppm. Par conséquent, celle-ci a été utilisée dans l'évaluation des effets sur l'alimentation en eau potable, qu'elle provienne des eaux de surface ou des eaux souterraines.

Les interventions d'urgence et les efforts d'assainissement visent à protéger l'environnement en enlevant et en confinant rapidement le pétrole. Pour un épandage en surface avec migration potentielle vers un aquifère par exemple, une intervention rapide (p ex. excavation des sols contaminés) pourrait être une réponse adéquate. Cependant, ces activités risquent aussi de nuire à l'environnement, car l'équipement de construction et de nettoyage peut perturber la surface. Par conséquent, il faut sopeser les avantages et les désavantages de chacune des méthodes d'assainissement, y compris la possibilité de ne pas intervenir activement, avant de procéder à des techniques d'intervention à la suite d'un déversement. Il est recommandé que, lorsqu'un déversement risque d'avoir des effets sur les eaux souterraines, Énergie Est consulte les organismes fédéraux et provinciaux compétents pour déterminer la procédure de nettoyage la plus appropriée. Une fois que les niveaux de nettoyage d'assainissement des eaux souterraines axés sur le risque sont atteints, on s'attend à ce qu'il ne subsiste aucun effet nocif à long terme pour la santé humaine et l'environnement.

3.5.4.2 Fleuves, rivières et ruisseaux

L'analyse suivante estime les concentrations à partir d'hypothèses très prudentes au sujet de la solubilité des constituants d'intérêt afin d'en rechercher les effets sur une grande échelle. La présente analyse a évalué les effets sur les sources d'eau potable et les biotes aquatiques situés en aval en comparant les concentrations projetées des constituants d'intérêt de l'eau de surface avec les concentrations de référence pertinentes de l'eau potable et de la toxicité en milieu aquatique. Comme c'est le cas pour les autres oléoducs exploités à l'heure actuelle, le Projet traversera des centaines de cours d'eau permanents, intermittents et temporaires.

Plutôt que d'évaluer le risque posé pour chaque plan d'eau traversé par le Projet, la présente évaluation du risque a examiné différentes catégories de cours d'eau en se basant sur leur débit et leur largeur. Se reporter au tableau 3-4 pour obtenir un résumé des catégories utilisées dans le cadre de la présente évaluation.

Tableau 3-4 Catégories de cours d'eau

	Débit (mètres cubes par seconde [m³/s])	Largeur au haut de la berge (mètres)
Faible débit	0,3	15-149
Débit modéré inférieur	3	150-299
Débit modéré supérieur	30	300-749
Fort débit	300	750+

Les trois hypothèses prudentes suivantes ont été émises afin de surestimer les effets d'un déversement pétrolier potentiel aux fins de planification :

- le volume a été déversé en entier directement dans un plan d'eau;
- il s'est produit un mélange complet et instantané;
- tout le volume des constituants d'intérêt s'est dissous dans la colonne d'eau.

Dans des conditions réelles, on ne s'attend pas à ce que les hypothèses émises sur l'écoulement et le mélange se concrétisent dans une telle mesure au cours d'un déversement de pétrole brut.

Un déversement d'une durée d'une heure a été présumé afin de tenir compte d'une concentration maximale de produit dans l'eau⁷. Les concentrations estimées de constituants d'intérêt ont ensuite été comparées avec les valeurs de référence sur l'eau potable relatives à la santé humaine pertinentes. À partir de ces hypothèses, les résultats suggèrent que la plupart des déversements qui s'écoulent dans un plan d'eau excèdent les valeurs de référence pour le benzène. Les concentrations de naphtalène dans les pétroles bruts sont beaucoup plus basses, et par conséquent, il serait très peu possible de dépasser la valeur de référence du naphtalène pour l'eau potable lors d'un déversement. Bien que les hypothèses utilisées soient très prudentes, et ainsi, surestiment les concentrations dans l'eau des constituants d'intérêt potentiels, l'analyse indique qu'il est nécessaire d'alerter les administrateurs des prises d'eau municipales situées en aval d'un déversement pour qu'ils puissent fermer les prises d'eau afin d'éviter la contamination de l'eau par du pétrole brut.

En plus d'évaluer les concentrations des constituants d'intérêt dans l'eau courante, des intervalles d'apparition ont été calculés pour chacune des catégories de cours d'eau (se reporter au tableau 3-4). Afin de tenir compte du risque d'écoulement de surface, une zone tampon de 150 m de chaque côté du cours d'eau a été ajoutée aux largeurs de franchissement indiquées dans le tableau 3-4. Les intervalles présentés dans le tableau 3-5 indiquent que le risque d'un déversement dans un plan d'eau en particulier est très bas. Des intervalles d'apparition prudents pour les différentes catégories de cours d'eau varient entre environ 3 900 ans pour un vaste plan d'eau et 1 300 000 ans pour un petit plan d'eau (en raison de

⁷ Les résultats des analyses individuelles seront fournis en détail dans le Rapport de données techniques sur les accidents et les défaillances.

la longueur limitée de l'oléoduc qui traverse un petit plan d'eau, la possibilité d'un déversement dans un petit plan d'eau est plus faible que dans un grand plan d'eau). Si un déversement se produisait, il est probable que le volume total déversé serait inférieur ou égal à quatre barils selon les volumes historiques⁸ (PHMSA, 2013).

Les résultats de l'analyse sont résumés dans le tableau 3-5 à partir des scénarios où le critère relatif pour l'eau potable a été excédé par l'un des constituants (tableau 3-3). En général, le pétrole déversé directement dans n'importe quel plan d'eau causerait vraisemblablement le dépassement des normes pour les BTEX selon les hypothèses prudentes utilisées dans le cadre de la présente analyse; toutefois, la fréquence d'un tel évènement serait très faible. Les effets sur la qualité de l'eau causés par les autres pétroles bruts proposés pour le transport par le Projet seraient plus bas que prévu parce que le pétrole brut de Bakken contient davantage de BTEX que la moyenne. Les constituants d'intérêt ont une persistance environnementale relativement faible; on calcule que leurs concentrations tombent sous les valeurs de référence en quelques jours après un déversement. Néanmoins, les cours d'eau en amont des prises d'eau potable représentent des ressources environnementales vulnérables et pourraient être perturbés temporairement par un déversement de pétrole brut. Le PIU de Énergie Est comprendra des mesures de protection et d'atténuation des effets potentiels sur l'eau potable. Les effets d'un déversement dans une rivière ou un ruisseau seraient une dégradation temporaire de la qualité de l'eau. L'étendue des effets dépendrait de la taille du cours d'eau, de son débit et des conditions météorologiques. Une fois que les niveaux de nettoyage et d'assainissement des eaux axés sur le risque sont atteints, on s'attend à ce qu'il ne subsiste aucun effet nocif à long terme pour la santé humaine et l'environnement.

⁸ Les résultats des analyses individuelles seront fournis en détail dans le Rapport de données techniques sur les accidents et les défaillances.

Tableau 3-5 Risque de dépassement des concentrations de référence des constituants d'intérêt dans l'eau potable

Débit	Débit du courant (m ³ /s)	Largeur (mètres à l'exclusion du tampon)	Produit émis							
			Très petit déversement : 4 barils		Petit déversement : 50 barils		Déversement modéré : 1 000 barils		Déversement important : 10 000 barils	
			Risque que la concentration du constituant excède le seuil	Intervalle d'apparition (années)	Risque que la concentration du constituant excède le seuil	Intervalle d'apparition (années)	Risque que la concentration du constituant excède le seuil	Intervalle d'apparition (années)	Risque que la concentration du constituant excède le seuil	Intervalle d'apparition (années)
Faible débit	0,3	15-149	Élevé	13 064	Élevé	32 661	Élevé	130 642	Élevé	1 306 421
Débit modéré inférieur	3	150-299	Modéré	6 859	Élevé	17 147	Élevé	68 587	Élevé	685 871
Débit modéré supérieur	30	300-749	Faible	4 572	Modéré	11 431	Élevé	45 725	Élevé	457 247
Fort débit	300	750+	Négligeable	3 919	Faible	9 798	Modéré	39 193	Élevé	391 926

REMARQUES :

- Tableau sommaire fondé sur des calculs et tableaux présentés dans le Rapport de données techniques sur les accidents et les défaillances.
- Négligeable = aucun dépassement prévu dans les scénarios; bas = dépassement prévu dans 10 % ou moins des scénarios; modéré = dépassement prévu dans 10 à 25 % des scénarios; élevé = dépassement prévu dans plus de 25 % des scénarios.
- Les données historiques indiquent que le volume de déversement le plus probable serait de quatre barils ou moins. Cependant, l'analyse complète est basée sur des volumes et des fréquences des incidents prudentes qui surestiment la proportion de grands déversements. En conséquence, l'évaluation est prudente dans son appréciation de l'ampleur des effets sur l'environnement.
- La concentration estimée est basée sur un déversement dans l'eau d'une durée d'une heure dans des conditions de mélange uniforme.
- Les intervalles entre les déversements sont déterminés en fonction d'une fréquence des incidents globale prévue de 0,000486 incident/km·par année, des fréquences projetées de chaque volume de déversement et des largeurs estimées des cours d'eau. La largeur des cours d'eau à plus grand débit est plus grande que celle des cours d'eau à plus faible débit, et la distance sur laquelle un incident risque de se produire est plus grande. Il en résulte une fréquence des déversements plus élevée pour les cours d'eau à grand débit et un intervalle d'apparition correspondant plus bas. La fréquence des incidents calculée pour le segment converti a été utilisée étant donnée qu'elle est plus élevée; l'analyse s'en trouve ainsi plus prudente.

3.5.4.3 Terres humides, réservoirs et lacs

Le pétrole brut déversé par un oléoduc souterrain dans des terres humides peut atteindre la surface du sol. Si la nappe phréatique atteignait la surface, le déversement se présenterait comme du pétrole brut flottant. Le manque général d'écoulement de surface dans les terres humides limiterait le mouvement du pétrole brut. En présence d'eaux de surface en milieu humide, le déversement se répandrait latéralement sur la surface de l'eau et se verrait facilement au cours de la surveillance de l'emprise de l'oléoduc. La profondeur des effets dans le sol serait minimale en raison de la faible profondeur des eaux souterraines (ou émergentes). À l'inverse, les effets des eaux souterraines à l'intérieur des terres humides seraient probablement confinés près de la surface, ce qui augmenterait le potentiel de biodégradation.

Selon un examen des études accessibles au public sur la toxicité pour les groupes de plantes en milieux humides (c.-à-d., les algues et les macrophytes annuelles et vivaces), le pétrole brut peut perturber les plantes aquatiques, mais à des concentrations plus élevées que ce qui a été observé pour les poissons et les invertébrés. Par conséquent, les concentrations de déversements dont les niveaux ne sont pas toxiques pour les poissons et les invertébrés (se reporter à la section 3.5.6.2, Organismes aquatiques) n'auraient pas non plus d'incidence sur les plantes des milieux humides.

Si des humains ou d'autres ressources importantes étaient exposés à proximité de terres humides, la réglementation dicterait l'étendue des mesures correctives, l'échéancier des travaux d'assainissement et les niveaux de nettoyage.

Cependant, les efforts d'intervention et de restauration dans des terres humides risquent de causer des effets néfastes en raison des perturbations liées à la présence d'équipement de construction et de nettoyage. Par conséquent, il faut sopeser les avantages et les désavantages de chacune des méthodes d'assainissement, y compris la possibilité de ne pas intervenir activement, avant de procéder à des techniques d'intervention à la suite d'un déversement. Dans le cas peu probable où un déversement se produirait, Énergie Est utilisera les procédures de nettoyage les plus appropriées en ce qui a trait aux terres humides, aux réservoirs et aux lacs, selon ce qui aura été déterminé en coordination avec les organismes fédéraux et provinciaux compétents.

Les effets prévus d'un déversement qui atteindrait des eaux stagnantes (p. ex., les réservoirs et les lacs) dépendraient largement du volume de pétrole brut qui entrerait dans le plan d'eau et du volume d'eau du plan d'eau. Comme l'illustrent les modèles pour l'eau potable résumés ci-dessous (se reporter au tableau 3-5), plus le débit d'un cours d'eau est fort, moins les concentrations des constituants d'intérêt y sont élevées. Une fois que les niveaux de nettoyage d'assainissement des rivières et des ruisseaux axés sur le risque sont atteints, on s'attend à ce qu'il ne subsiste aucun effet nocif à long terme pour la santé humaine et l'environnement.

3.5.4.4 Plans d'eau marins

Il pourrait y avoir des déversements de pétrole brut au Complexe maritime de Cacouna et au Complexe maritime de Canaport, ainsi que des déversements des pétroliers qui naviguent le long de la Voie maritime du Saint-Laurent et des routes maritimes de la baie de Fundy. La probabilité de déversements de pétrole brut et leurs effets sur les pêches commerciale, récréative et autochtone (CRA), l'habitat du

poisson, les oiseaux marins et les mammifères marins sont présentés en détail à la section 5 du volume 6.

3.5.5 Végétation et écosystèmes édaphiques

Le pétrole brut déversé à la surface du sol risque de produire des effets localisés sur les populations végétales. Les plantes terrestres sont moins sensibles au pétrole brut que les poissons, le plancton et d'autres espèces. Le seuil de toxicité le plus bas pour les plantes terrestres répertoriées dans la base de données ECOTOX (USEPA, 2001) est de 18,2 ppm pour le benzène, ce qui est supérieur au seuil de 7,4 ppm pour les espèces aquatiques et de 0,005 ppm pour l'eau potable destinée à la consommation humaine. De façon similaire, les données accessibles de la base de données de l'USEPA indiquent que les lombrics sont aussi moins sensibles que les espèces aquatiques (seuil de toxicité supérieur à 1 000 ppm). Toutefois, si les concentrations sont suffisamment élevées, le pétrole brut dans la zone d'origine peut réduire la respiration et l'absorption de nutriments des plantes et des organismes individuels par des effets physiques (c.-à-d., l'étouffement). Les hydrocarbures de pétrole peuvent aussi perturber la flore au niveau toxicologique par l'inhibition de la germination des graines et l'allongement racinaire, bien que ces effets soient généralement limités aux sols à forte concentration en hydrocarbures de pétrole (supérieure à 10 000 ppm) (Tang et al., 2011).

Bien qu'un déversement de pétrole brut puisse perturber la végétation et les écosystèmes édaphiques (se reporter à la section 3.4.2 sur les sols), les règlements exigent qu'Énergie Est soit responsable du nettoyage des sols contaminés. Une fois que les niveaux de nettoyage d'assainissement des sols sont atteints, on ne s'attend pas à d'autres effets nocifs sur la végétation.

3.5.6 Ressources marines

3.5.6.1 Poissons visés par les pêches CRA et habitat du poisson

Les renseignements sur les effets potentiels des déversements d'hydrocarbures sur le poisson et son habitat en milieu marin ont été déduits à partir d'autres projets pétroliers et gaziers réalisés sur la côte est du Canada, dont l'étude d'incidence environnementale du bassin Shelburne de Shell Canada (Shell Canada limitée, 2014) et l'évaluation environnementale du projet d'extension White Rose de Husky Energy (Husky Energy, 2012). Les poissons à nageoires sont les plus vulnérables aux déversements d'hydrocarbures au cours des premières étapes de leur cycle de vie s'ils ne peuvent pas éviter les zones contaminées par le pétrole et s'ils n'ont pas développé de mécanismes de détoxification (Rice, 1985). La dispersion et la dissolution entraînent le déplacement des hydrocarbures solubles dans l'eau de la nappe de pétrole à la surface vers la colonne d'eau, où ils peuvent avoir des effets létaux et sublétaux. Les effets létaux de la partie des hydrocarbures soluble dans l'eau en provenance du champ pétrolifère Hibernia sur les embryons de capelan âgés de 0 jour et de 5 jours après la fécondation étaient observables à des niveaux de concentration de 2,7 ppm et de 5,3 ppm, respectivement (Paine et al., 1988). Par rapport au groupe de contrôle, les embryons exposés à des doses sublétales étaient plus petits à la naissance, avaient plus de vitellus, et la pigmentation de leurs yeux était plus faible, ce qui suggère que la composante du pétrole brut soluble dans l'eau est un facteur de stress général et un agent inhibiteur du métabolisme pour les premiers stades de développement du capelan (Paine et al.,

1988). Des études expérimentales sur les effets des hydrocarbures sur une variété d'autres espèces de poissons durant leurs premiers stades de développement (hareng, saumon, méné, choquemort) ont montré qu'ils avaient des effets toxiques sublétaux, y compris l'œdème du péricarde et du sac vitellin, des mâchoires anormalement petites, des hémorragies, des difformités de la colonne vertébrale et un ralentissement général de la croissance (Marty et al., 1997; Peterson et Kristensen, 1998; Carls et al., 1999; Heintz et al., 1999; Couillard, 2002; Pollino et Holdway, 2002; Colavecchi et al., 2004; Incardona et al., 2004; Hendon et al., 2008).

Incardona et ses collaborateurs (2014) ont démontré que les concentrations d'HAP dans la mer après le déversement d'hydrocarbures de la plateforme Deepwater Horizon étaient plus élevées que les niveaux qui entraînent des malformations du cœur (comme un œdème du péricarde et d'autres malformations secondaires, une arythmie auriculaire) dans le frai (embryons et larves) des espèces de poissons pélagiques, notamment le thon rouge, le thon albacore et la sériole (1 à 15 µg/L d'HAP au total). Le taux de mortalité chez les larves de poissons pélagiques après un déversement de pétrole peut donc être très élevé.

Une augmentation de la mortalité ainsi que des troubles de l'alimentation et de la reproduction ont également été observés chez les espèces appartenant au zooplancton exposées aux hydrocarbures (Suchanek, 1993; Seuront, 2011). Le taux de mortalité semble être lié à la durée de l'exposition plutôt qu'à la concentration d'hydrocarbures (Lee et Nicol, 1977; Abbriano et al., 2011). Lorsqu'une quantité sublétales d'hydrocarbures s'accumule dans le zooplancton après un déversement, ces hydrocarbures peuvent être épurés en quelques jours après leur transfert en eau propre (Trudel, 1985). Les communautés de zooplancton sont susceptibles de récupérer rapidement après un déversement en raison de la courte durée de chaque génération, de leur taux de fécondité élevé et de la capacité de certaines espèces de zooplancton à éviter activement les sites de déversement (Seuront, 2011). Par exemple, les copépodes peuvent détecter et éviter les déversements de pétrole, ce qui réduit le risque de contact et le taux de mortalité (Seuront, 2010). En effet, après le déversement du pétrolier Prestige au large des côtes de l'Espagne, l'abondance et la structure de la communauté de zooplancton sont revenues à la normale en quelques semaines seulement (Davenport et al., 1982; Johansson et al., 1980; Varela et al., 2006).

On s'attend à ce qu'une modification de la composition de la communauté phytoplanctonique soit le principal effet d'un déversement de pétrole sur le plancton marin (Teal et Howarth, 1984; Abbriano et al., 2011). La présence de nappes de pétrole brut à la surface de la mer peut également réduire la productivité et la croissance du phytoplancton en diminuant les échanges gazeux air-eau et la lumière (Gonzalez et al., 2009; Abbriano et al., 2011). Des expériences récentes menées en utilisant du pétrole brut déversé de la plateforme Deepwater Horizon et un mélange d'échantillons de pétrole brut du Texas soutiennent la notion selon laquelle une augmentation de la concentration de pétrole diminue la biomasse totale de phytoplancton en plus de modifier la composition de la communauté de phytoplancton (Gilde et Pinckney, 2012).

En fin de compte, le risque d'exposition des poissons et des crustacés à un déversement de pétrole dépend non seulement du type de pétrole et de l'étendue de la nappe, mais également de l'habitat que ces espèces occupent, de leur comportement, de la période de l'année, de leurs antécédents et de l'état de santé général des espèces au moment du déversement (Yender et al., 2002). Toutefois, il est possible

de formuler quelques prévisions générales sur le risque d'exposition et l'ampleur probable des conséquences :

- les poissons pélagiques et benthiques adultes qui vivent en eaux relativement profondes courent un moins grand risque d'exposition parce qu'ils sont mobiles et qu'ils sont capables d'éviter les zones contaminées (Irwin, 1997);
- les larves et les jeunes des poissons pélagiques et benthiques courent un plus grand risque d'exposition parce qu'ils sont moins mobiles que les adultes;
- les poissons qui fraient ou vivent dans les zones intertidales et sublittorales et dans les récifs en eaux peu profondes courent un plus grand risque d'exposition lorsque le déversement atteint le littoral;
- les mollusques courent un risque modéré d'exposition parce qu'ils ont une certaine mobilité, mais ils utilisent les habitats benthiques dans les zones littorales et estuariennes peu profondes; les espèces qui creusent dans les sédiments pouvant être contaminés sont plus à risque d'être exposées;
- les mollusques sessiles, les bivalves en particulier, courent un risque élevé de contamination parce qu'ils sont incapables d'éviter l'exposition. Ils peuvent ingérer le pétrole dispersé et le pétrole lié aux sédiments en suspension.
- Si les poissons mangent du zooplancton contaminé, ils peuvent aussi ingérer des hydrocarbures. Cependant, les poissons peuvent aussi métaboliser les hydrocarbures et le risque de bioamplification est faible (LGL, 2005).

Même si la mort des poissons à court terme est évitée, il risque d'y avoir des effets à long terme si l'exposition est chronique et si les effets sont différés et indirects (Fodrie et Heck, 2011). Les facteurs les plus importants qui permettent de déterminer l'ampleur des effets néfastes à long terme d'un déversement de pétrole sur la qualité ou la disponibilité de l'habitat estuarien du poisson sont l'étendue de la contamination des sédiments et de la végétation (NOAA, 2014). Les plantes peuvent survivre une contamination partielle; toutefois, si la majeure partie ou la totalité de la plante est recouverte de pétrole, les racines peuvent souvent survivre si le substrat n'est pas très contaminé.

3.5.6.2 Mammifères marins

Les pétroles bruts lourds peuvent causer des maladies, l'échouage ou la mort chez les cétacés par une variété de mécanismes (Geraci, 1990). Les vapeurs libérées par les déversements de pétrole sont probablement la menace la plus immédiate pour la santé des mammifères marins (Gubbay et Earll, 2000). Les mammifères marins peuvent inhaler les hydrocarbures volatils générés par l'évaporation du pétrole déversé lorsqu'ils viennent respirer à la surface de l'eau. Cela peut entraîner une léthargie et une intoxication et irriter ou endommager les tissus mous comme les muqueuses des yeux et des voies respiratoires (Englehardt, 1983; Gubbay et Earll, 2000). Par exemple, des maladies pulmonaires graves ou de gravité moyenne ont été observées chez les dauphins vivant dans les zones fortement touchées par le déversement de la plateforme Deepwater Horizon (Schwacke et al., 2013). Lorsque les mammifères marins remontent à la surface sous une nappe de pétrole, ce pétrole peut bloquer leur soufflet et les empêcher de respirer (Geraci, 2012). La mortalité liée à des difficultés respiratoires chez les dauphins était sans équivoque dans la mer d'Arabie (Griffiths et al., 1987), et après le déversement de

pétrole brut de l'Exxon Valdez. Des individus d'un groupe d'épaulards ont montré des taux de mortalité plus élevés que prévu suite au déversement de pétrole brut de l'Exxon Valdez (Matkin et al. 2008).

Selon les études, certains cétacés peuvent détecter les déversements de pétrole; toutefois, ils ne sont pas toujours en mesure d'éviter le contact avec les différents types de pétrole (St. Aubin et al., 1985; Smultea et Würsig, 1995). Les dauphins peuvent tenter de minimiser le contact avec le pétrole à la surface de l'eau en réduisant la fréquence de leurs respirations et en augmentant la durée de plongée (Smultea et Würsig, 1995).

Même si les mammifères marins évitent les nappes d'hydrocarbures, ils peuvent subir des effets résiduels à moyen et à long terme s'ils ingèrent du pétrole en mangeant des proies contaminées. L'ingestion d'hydrocarbures peut entraîner des ulcères gastro-intestinaux ainsi que des dommages au foie et aux reins, selon les observations des dauphins exposés au déversement de Deepwater Horizon (Schwacke et al., 2013). Contrairement à de nombreux autres contaminants organiques, les HAP ne font pas l'objet d'une bioamplification dans la chaîne alimentaire, car ils sont métabolisés à chaque niveau trophique. Cependant, nous savons qu'ils s'accumulent chez les invertébrés benthiques comme les moules (Perez-Cadahia, 2004). Dans l'estuaire du Saint-Laurent, selon les observations sur le terrain effectuées au cours de l'été, on croit que les bélugas creusent dans les sédiments pour se nourrir d'invertébrés benthiques (Dalcourt et al., 1992). Une hypothèse a été émise selon laquelle la consommation de ces proies contaminées par les HAP contribue au nombre élevé de cancers du tube digestif qui a été observé dans cette population de bélugas (Martineau et al., 1994; De Guise et al., 1994). Par conséquent, si un déversement de pétrole devait se produire, une augmentation des concentrations d'HAP dans les invertébrés benthiques pourrait entraîner une ingestion d'HAP plus élevée chez les bélugas. En outre, selon des études sur les propriétés physico-chimiques des HAP, ils pourraient être transmis au fœtus pendant la gestation et au baleineau pendant l'allaitement, ce qui pourrait entraîner la mort du fœtus et la baisse des chances de survie des baleineaux (O'Hara et O'Shea, 2001; Carvan et Busbee, 2003; Schwacke et al., 2013).

3.5.7 Poissons d'eau douce

Le pétrole brut peut nuire aux espèces de poissons d'eau douce visées par les pêches CRA en entraînant la mort directement et en causant des effets néfastes physiques et physiologiques aigus et chroniques. Il a été démontré que lorsque la concentration de pétrole brut atteint 520 µg/L, les chances de survie de la truite fardée (*Oncorhynchus clarki*) diminuent de 52 % (Woodward, 1981). Il a également été démontré que l'exposition au pétrole brut nuit à la croissance de la truite fardée (*Oncorhynchus clarki*) (Woodward et al., 1983; 1981), de la jordanelle de Floride (*Jordanella floridae*) (Rowe et al., 1983a), de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Rowe et al., 1983b), et du tacon de l'Atlantique (*Salmo salar*) [Vignier et al., 1992]. Vignier et ses collaborateurs (1992) ont démontré que la croissance lente et la perte de poids chez les tacons de l'Atlantique causées par une exposition au pétrole s'expliquaient par une diminution de l'efficacité à extraire l'énergie des aliments plutôt que par une réduction de leur capacité à se nourrir. Vignier et ses collaborateurs (1992) ont conclu qu'une exposition à de faibles concentrations de pétrole brut pendant une période allant de deux semaines à un mois, pouvait avoir des effets à court terme, mais qu'une exposition à long terme ou à des concentrations plus élevées pouvait ralentir la croissance, retarder la descente des saumoneaux et nuire à l'état de santé des tacons. Il a été conclu

que c'est au stade d'alevins en eau douce que les salmonidés d'Alaska étaient les plus sensibles à l'exposition au pétrole brut (Moles et al., 1979).

En plus de nuire aux chances de survie et à la croissance des poissons, l'exposition au pétrole brut peut provoquer des troubles des branchies et du foie, l'usure de la nageoire caudale, des maladies de la nageoire caudale, et une baisse de l'efficacité de la nage chez les poissons d'eau douce, comme cela a été observé chez la truite fardée exposée à une concentration de 24 µg/L (Woodward et al., 1983) et la brème (*Abramis brama*) [Giari et al., 2012]. On a observé chez le mulot cabot (*Mugil cephalus*) des cas de pourriture des nageoires, peut-être due au pétrole brut, qui réduit la diversité des bactéries sur le poisson (Giles et al., 1978). Une exposition au pétrole brut peut également provoquer la génération de radicaux libres chez les poissons d'eau douce (Achuba et Osakwe, 2003). Les saumons peuvent « tousser », c'est-à-dire qu'ils inversent le sens de l'écoulement de l'eau dans leurs branchies afin d'éliminer le mucus et les débris. Il a été démontré que la toux est plus fréquente chez le saumon de l'Atlantique lorsqu'il est exposé au pétrole brut longtemps ou à des concentrations élevées (Barnett et Toews, 1978). La fréquence des respirations peut également diminuer à des concentrations de pétrole brut élevées, mais sublétales (Barnett et Toews, 1978).

Les effets d'une exposition aux HAP sur les poissons d'eau douce (ainsi que sur les poissons des zones estuariennes et côtières) pourraient être plus importants que chez les poissons de haute mer, puisque les HAP sont plus solubles lorsque la salinité de l'eau est faible (Ramachandran et al., 2006). Les salmonidés pourraient également être deux fois plus sensibles au pétrole brut au moment de leur premier passage de l'eau douce vers l'eau de mer, en raison des changements physiologiques supplémentaires qu'ils subissent et du stress lié à la transition (Moles et al., 1979).

Les effets potentiels des déversements d'importances variées dans des plans d'eau douce sur les organismes aquatiques ont été modélisés en supposant que les constituants d'intérêt de chaque type de pétrole brut étaient complètement dissous dans l'eau. La concentration du constituant d'intérêt a été prédite à partir de la quantité de pétrole brut déversé et du débit. Étant donné que les constituants d'intérêt demeurent préférentiellement dans le pétrole brut ou se volatilisent, cette méthodologie surestime la concentration des constituants dans les eaux de surface et offre donc une préévaluation prudente des effets potentiels.

Les concentrations estimées des constituants d'intérêt ont été comparées avec des valeurs prudentes de toxicité aiguë et chronique pour la protection des organismes aquatiques en eau douce. On considère que ces seuils de toxicité (se reporter au tableau 3-3) protègent le biote aquatique des effets aigus et chroniques. Parce que la truite arc-en-ciel est l'une des espèces aquatiques les plus vulnérables à de nombreuses toxines environnementales, cette espèce a été utilisée pour l'établissement des seuils de toxicité. En plus de se trouver dans de nombreux habitats traversés par le Projet, la truite est parmi les espèces aquatiques les plus vulnérables pour lesquelles on dispose de données fiables sur la toxicité aiguë et chronique. L'utilisation des seuils de toxicité pour la truite donne des valeurs de référence prudentes pour la recherche du potentiel de toxicité.

Le tableau 3-6 présente un résumé des résultats du modèle de toxicité aiguë discuté ci-dessus. Le tableau 3-7 résume les résultats du modèle de toxicité chronique examiné ci-dessus.

Comme l'illustrent les tableaux 3-6 et 3-7, la concentration des constituants d'intérêt dépend du volume de pétrole déversé et de la quantité d'eau dans laquelle il est dilué. Ainsi, dans le cas des déversements

dans les lacs, les étangs et les réservoirs, les concentrations de constituants dans l'eau dépendraient de la dimension du lac et du volume de pétrole déversé, les plus fortes concentrations de constituants d'intérêt étant liées aux déversements importants dans de petits plans d'eau.

La concentration dans l'eau des constituants du pétrole brut à la suite d'un déversement de pétrole varierait à la fois de manière temporelle et spatiale. Cependant, des effets localisés pourraient se produire pour pratiquement toutes les tailles de déversements. Comme il a été mentionné précédemment, ces évaluations sont prudentes puisqu'elles ne tiennent pas compte de la faible persistance environnementale des BTEX et du naphthalène. Par conséquent, bien que ces analyses montrent que les seuils de toxicité aiguë et chronique pourraient être excédés à la suite de certains scénarios de déversement de pétrole, les BTEX et le naphthalène dissous dans l'eau durant un déversement s'évaporerait en grande partie ou complètement avant la longue période nécessaire à l'induction d'effets aigus et chroniques chez les espèces aquatiques.

Les effets potentiels d'un contact physique avec le pétrole brut sur les pêches et l'habitat du poisson seraient à court terme, réversibles et relativement rares, compte tenu de la fréquence et des volumes prévus des déversements de pétrole rapportés à la section 2.

Une autre préoccupation en ce qui concerne les poissons est la possibilité que la consommation de poisson contaminé représente un risque pour la santé humaine. En cas de déversement de pétrole, la concentration de contaminants dans la chair du poisson sera analysée dans le cadre de l'évaluation des effets sur la santé humaine. Étant donné que les BTEX et le naphthalène ont seulement un potentiel de bioaccumulation de faible à modéré, les concentrations de ces constituants dans les poissons ne devraient pas avoir d'incidence sur la santé humaine¹⁰.

À la suite du déversement de la canalisation 6b d'Enbridge dans la rivière Kalamazoo et du déversement de pétrole d'ExxonMobil dans la rivière Yellowstone, le Michigan Department of Community Health et le Montana Fish, Wildlife et Parks (MFWP), respectivement, ont émis des avis de précaution concernant la consommation de poisson pour les régions touchées par les déversements (MFWP, 2011; Minicuci, 2012). Les deux organismes ont effectué des tests sur les poissons afin d'établir les concentrations des produits chimiques présents dans la chair et, à partir de ces résultats, ont levé les avis de précaution (Montana Sport Fishing Consumption, s.d.; Minicuci, 2012). Bien qu'il soit possible de mettre en vigueur un avis de précaution à la suite d'un déversement de pétrole dans un cours d'eau où se pratique une pêche commerciale ou récréative jusqu'à ce que les représentants de la santé confirment que les poissons sont propres à la consommation humaine, il est peu probable qu'il existe un risque persistant pour la santé publique.

¹⁰ Une analyse détaillée sera présentée dans l'évaluation des risques pour la santé humaine.

Tableau 3-6 Risque de dépassement des concentrations de référence de toxicité aiguë des constituants d'intérêt

Débit	Débit du courant (m ³ /s)	Largeur (mètres à l'exclusion du tampon)	Produit émis							
			Très petit déversement : 4 barils		Petit déversement : 50 barils		Déversement modéré : 1 000 barils		Déversement important : 10 000 barils	
			Risque que la concentration du constituant excède le seuil	Intervalle d'apparition (années)	Risque que la concentration du constituant excède le seuil	Intervalle d'apparition (années)	Risque que la concentration du constituant excède le seuil	Intervalle d'apparition (années)	Risque que la concentration du constituant excède le seuil	Intervalle d'apparition (années)
Faible débit	0,3	15-149	Négligeable	13 064	Négligeable	32 661	Faible	130 642	Élevé	1 306 421
Débit modéré inférieur	3	150-299	Négligeable	6 859	Négligeable	17 147	Négligeable	68 587	Faible	685 871
Débit modéré supérieur	30	300-749	Négligeable	4 572	Négligeable	11 431	Négligeable	45 725	Négligeable	457 247
Fort débit	300	750+	Négligeable	3 919	Négligeable	9 798	Négligeable	39 193	Négligeable	391 926

REMARQUES :

- Tableau sommaire fondé sur des calculs et tableaux présentés dans le Rapport de données techniques sur les accidents et les défaillances.
- Négligeable = aucun dépassement prévu dans les scénarios; bas = dépassement prévu dans 10 % ou moins des scénarios; modéré = dépassement prévu dans 10 à 25 % des scénarios; élevé = dépassement prévu dans plus de 25 % des scénarios.
- Les données historiques indiquent que le volume de déversement le plus probable serait de quatre barils ou moins. Cependant, l'analyse complète est basée sur des volumes et des fréquences des incidents prudentes qui surestiment la proportion de grands déversements. En conséquence, l'évaluation est prudente dans son appréciation de l'ampleur des effets sur l'environnement.
- La concentration estimée est basée sur le déversement dans l'eau pendant une période d'une heure dans des conditions de mélange uniforme.
- Les intervalles d'apparition sont basés sur une fréquence des incidents globale prévue de 0,000486 incident/ km par année, les fréquences projetées de chaque volume de déversement et les largeurs estimées des cours d'eau. La largeur des cours d'eau à plus grand débit est plus grande que celle des cours d'eau à plus faible débit, et la distance sur laquelle un incident risque de se produire est plus grande. Il en résulte une fréquence des déversements plus élevée pour les cours d'eau à grand débit et un intervalle d'apparition correspondant plus court. La fréquence des incidents calculée pour le segment converti a été utilisée étant donné qu'elle est plus élevée; l'analyse s'en trouve ainsi plus prudente.

Tableau 3-7 Probabilité de dépassement des concentrations de référence de toxicité chronique des constituants d'intérêt

Débit	Débit du courant (m³/s)	Largeur (mètres à l'exclusion du tampon)	Produit émis							
			Très petit déversement : 4 barils		Petit déversement : 50 barils		Déversement modéré : 1 000 barils		Déversement important : 10 000 barils	
			Probabilité que la concentration du constituant excède la donnée de référence	Intervalle d'apparition (années)	Probabilité que la concentration du constituant excède la donnée de référence	Intervalle d'apparition (années)	Probabilité que la concentration du constituant excède la donnée de référence	Intervalle d'apparition (années)	Probabilité que la concentration du constituant excède la donnée de référence	Intervalle d'apparition (années)
Faible débit	0,3	15-149	Faible	13 064	Faible	32 661	Élevée	130 642	Élevée	1 306 421
Débit modéré inférieur	3	150-299	Négligeable	6 859	Faible	17 147	Modérée	68 587	Élevée	685 871
Débit modéré supérieur	30	300-749	Négligeable	4 572	Négligeable	11 431	Faible	45 725	Modérée	457 247
Fort débit	300	750+	Négligeable	3 919	Négligeable	9 798	Négligeable	39 193	Faible	391 926

REMARQUES :

- Tableau sommaire fondé sur des calculs et tableaux présentés dans le Rapport de données techniques sur les accidents et les défaillances.
- Négligeable = aucun dépassement prévu dans les scénarios; bas = dépassement prévu dans 10 % ou moins des scénarios; modéré = dépassement prévu dans 10 à 25 % des scénarios; élevé = dépassement prévu dans plus de 25 % des scénarios.
- Les données historiques indiquent que le volume de déversement le plus probable serait de quatre barils ou moins. Cependant, l'analyse complète est basée sur des volumes et des fréquences des incidents prudentes qui surestiment la proportion de grands déversements. En conséquence, l'évaluation est prudente dans son appréciation de l'ampleur des effets sur l'environnement.
- La concentration estimée est basée sur le déversement dans l'eau pendant une période d'une heure dans des conditions de mélange uniforme.
- Les intervalles d'apparition sont basés sur une fréquence des incidents globale prévue de 0,000486 incident/km · par année, les fréquences projetées de chaque volume de déversement et les largeurs estimées des cours d'eau. La largeur des cours d'eau à plus grand débit est plus grande que celle des cours d'eau à plus faible débit, et la distance sur laquelle un incident risque de se produire est plus grande. Il en résulte une fréquence des déversements plus élevée pour les cours d'eau à grand débit et un intervalle d'apparition correspondant plus court. On a utilisé la fréquence des incidents calculée pour le segment converti étant donné qu'elle est plus élevée; l'analyse s'en trouve ainsi plus prudente.

3.5.8 Faune

3.5.8.1 Amphibiens et reptiles

Il y a peu de renseignements sur les effets du pétrole brut sur les amphibiens et les reptiles. Cependant, on sait que les amphibiens sont très sensibles à la présence de polluants aquatiques, car ils grandissent et se développent dans les eaux de surface, qu'ils ont des branchies (à l'état de larves et durant la protérogénèse), une peau très perméable et un cycle de vie complexe régulé par des voies hormonales sensibles (Shi, 2000).

On pense que le pétrole brut a des effets toxiques sur les amphibiens principalement lorsqu'ils sont exposés aux HAP et aux acides naphthéniques (AN). Les AN sont structurellement semblables à l'estradiol et l'estrone (Rowland et al., 2011), et aux premiers stades de développement, les amphibiens sont particulièrement sensibles aux effets nuisibles des œstrogènes anthropiques sur la croissance (Hogan et al., 2006). Les embryons de la grenouille léopard (*Lithobates pipiens*) exposés à des concentrations d'AN de 6 mg/L ont un taux de mortalité de 100 % dans les 24 heures suivant l'exposition (Melvin et Trudeau, 2012). Le corps des têtards exposés immédiatement après l'éclosion à des concentrations d'AN de 2 mg/L et de 4 mg/L pendant 9 jours était de 10 % et 25 % plus court que celui des têtards du groupe de contrôle. En outre, le nombre de malformations était sensiblement plus élevé chez les têtards nouvellement éclos qui avaient été exposés à une concentration d'AN de 4 mg/L (queues tordues, nécrose de la queue) au cours du développement embryonnaire, et ils avaient un comportement convulsif en nageant, qui s'est atténué et a finalement disparu. De même, les têtards des espèces *Rana sylvatica* et *Bufo boreas* qui se sont développés dans des eaux contaminées par le traitement des sables bitumineux ont connu un taux de mortalité modéré à élevé, des difficultés durant la croissance et le développement et des déformations morphologiques (Pollet et Bendell-Yound, 2000). Par conséquent, les têtards exposés aux AN durant leur développement embryonnaire ou larvaire pourraient être moins en mesure ou incapables d'échapper aux prédateurs, de trouver de la nourriture ou les microhabitats qu'ils préfèrent (Melvin et Trudeau, 2012). Des larves de l'espèce *Hyla cinerea* qui ont été exposées à des concentrations élevées de contaminants d'hydrocarbures ne se sont tout simplement pas métamorphosées correctement (Mahaney, 1994). Le degré de sensibilité diffère selon l'espèce, ce qui signifie qu'il est nécessaire de mener une étude plus approfondie sur les effets des déversements de pétrole sur chaque espèce. Les effets aigus ou chroniques sur le taux de croissance et de développement, la taille au moment de la métamorphose et la mobilité peuvent finalement avoir des conséquences sur l'adaptation des individus durant le stade actuel ou les stades de développement ultérieurs (Schaub et Larsen, 1978; Reading et Clarke, 1999; Morey et Reznick, 2001).

Luiselli et ses collaborateurs (2004) ont comparé deux plans d'eau (un contaminé par un déversement de pétrole et un autre en bon état) et ont constaté que dans le plan d'eau contaminé, la diversité des espèces de tortue était considérablement réduite et que les espèces restantes étaient beaucoup moins nombreuses. Les espèces de tortues qui ont été perdues semblent maintenant disparues (Luiselli et Akani, 2003). En outre, une analyse des habitudes alimentaires a révélé que les proies amphibiennes (œufs, larves et individus adultes), qui étaient la principale source de nourriture des tortues dans le site non pollué, ne faisaient essentiellement plus partie de l'alimentation des tortues du site pollué. C'était également le cas pour les poissons, les insectes et les crustacés (Luiselli et al., 2004). Il est donc clair que les déversements de pétrole peuvent vraisemblablement entraîner un déclin de la population, voire la

disparition des amphibiens et des reptiles dans les étangs et les ruisseaux touchés s'ils ne sont pas assainis de manière efficace.

Les amphibiens qui se reproduisent dans les étangs pondent généralement leurs œufs dans les eaux peu profondes et végétalisées aux abords des étangs et des terres humides, et après l'éclosion, les larves d'anoures, en particulier, se nourrissent, comme un omnivore, de détritus, d'algues et de carcasses de macro-invertébrés ou d'individus de leur espèce morts dans ces zones (Wells, 2010). Par conséquent, étant donné que, malgré l'assainissement, les contaminants du pétrole brut (comme les HAP) sont susceptibles d'être adsorbés par les particules organiques et les sédiments de la colonne d'eau, les générations successives d'œufs, de larves et de jeunes individus pourraient être exposées de façon chronique à des contaminants de pétrole brut dans les sédiments de l'étang avant que les concentrations tombent sous les niveaux de toxicité (Hersikorn et al., 2010). La diminution incessante du taux de reproduction et des chances de survie des jeunes pourrait entraîner un déclin de la population.

Les effets écologiques à long terme des déversements de pétrole sur les amphibiens et les reptiles n'ont jamais été étudiés (Lusielli et al., 2004; Hersikorn et al., 2010; Melvin et Trudeau, 2012). Cependant, on peut conclure sans l'ombre d'un doute que l'ampleur de ces effets serait équivalente ou pire que celles des effets qui touchent les poissons d'eau douce, compte tenu de la sensibilité des amphibiens aux polluants aquatiques et du fait que les amphibiens font déjà l'objet de plusieurs pressions anthropiques durant leurs stades de développement aquatique et terrestre (Hayes et al., 2006; Boone et al., 2007; Relyea et Hoverman, 2008).

3.5.8.2 Oiseaux marins

Les déversements de pétrole brut pourraient avoir des conséquences particulièrement néfastes sur les oiseaux marins, la sauvagine et les oiseaux de rivage (NOAA, 2014a). Les renseignements sur les effets potentiels des déversements d'hydrocarbures sur les oiseaux marins ont été déduits à partir d'autres projets pétroliers et gaziers réalisés sur la côte est du Canada, dont l'étude d'incidence environnementale du bassin Shelburne de Shell Canada (Shell Canada limitée, 2014) et l'évaluation environnementale du projet d'extension White Rose de Husky Energy (Husky Energy, 2012).

Les oiseaux marins risquent d'être exposés au pétrole, soit lorsqu'ils se posent sur une nappe de pétrole, lorsqu'ils refont surface en la traversant ou lorsqu'ils nagent dans une nappe de pétrole. Les espèces d'oiseaux plongeurs comme le guillemot à miroir, le guillemot et le macareux moine sont considérées comme étant les plus sensibles aux effets immédiats de nappes de pétrole (Leighton et al., 1985; Chardine, 1995; Wiese et Ryan, 1999; Irons et al., 2000). D'autres oiseaux, comme le fulmar boréal, la paruline, l'océanite et la mouette, sont vulnérables au pétrole, car ils se nourrissent sur de vastes zones et entrent souvent en contact avec la surface de l'eau. Ils sont également vulnérables aux perturbations et aux dommages causés aux habitats durant les activités d'assainissement après un déversement d'hydrocarbures (Lock et al., 1994).

Les effets indésirables causés par le pétrole brut sur les oiseaux marins se produisent en trois étapes (Leighton, 1993) : premièrement, la modification physique des plumes recouvertes de pétrole cause des pertes de chaleur et des problèmes de flottabilité; la dépense d'énergie métabolique supplémentaire qui en découle entraîne généralement la mort par hypothermie, faim et noyade. Des changements de comportements chez les oiseaux mazoutés, comme le lissage excessif et une plus grande difficulté à

voler peuvent aussi mener à une augmentation de l'épuisement des réserves énergétiques et du risque de prédation (Stephenson, 1997). Durant les périodes de vulnérabilité comme la mue, le risque de mortalité augmente. Deuxièmement, les oiseaux mazoutés peuvent retourner au nid, exposer les œufs au pétrole et provoquer la mort des embryons. La mortalité et des anomalies durant le développement des embryons d'oiseaux exposés à des quantités de pétrole, même petites (1 à 20 µL), ont été observées chez un grand nombre d'espèces (Leighton, 1993). Troisièmement, l'ingestion du pétrole durant le lissage ou la consommation d'aliments contaminés ou d'eau potable peut entraîner des problèmes physiologiques et pathologiques. Ces changements physiologiques à long terme peuvent provoquer la mort (Ainley et al., 1981; Williams, 1985; Frink et White, 1990; Fry, 1990). En se fondant sur les modèles de comportement des oiseaux marins, French-McCay (2009) a calculé que la probabilité qu'un oiseau entre en contact avec du pétrole et en meure était de 99 % pour les plongeurs de surface, de 35 % pour les plongeurs aériens vivant près du littoral, de 5 % pour les oiseaux marins et de 35 % pour les oiseaux des terres humides.

La bioaccumulation des constituants du pétrole chez les oiseaux est limitée parce que les espèces de vertébrés peuvent les métaboliser à un rythme suffisant pour minimiser la bioaccumulation (Neff, 1985; dans Hartung, 1995). À supposer que les oiseaux sont en assez bonne santé, après un déversement, pour se nourrir correctement, ils ont la capacité d'excréter une grande partie des hydrocarbures en un laps de temps relativement court (McEwan et Whitehead, 1980). Lorsqu'ils ont évalué la neurotoxicité du mazout sur les oiseaux marins après le déversement d'hydrocarbures du Prestige au nord-ouest de l'Espagne, Oropesa et ses collaborateurs (2007) ont constaté que les HAP provenant du pétrole sont peu susceptibles de produire un effet neurotoxique; mais chez quelques-uns des oiseaux qui ont été les plus touchés par le déversement (les petits pingouins et les guillemots communs), ces HAP peuvent contribuer à la toxicité systémique globale.

Les effets à long terme des déversements d'hydrocarbures sur les populations d'oiseaux marins sont difficiles à prévoir. Certaines études suggèrent que la pollution par le pétrole est peu susceptible d'avoir des conséquences importantes à long terme sur la productivité et la dynamique des populations d'oiseaux (Butler et al., 1988; Boersma et al., 1995; Erikson, 1995; Stubblefield et al., 1995; White et al., 1995; Wiens, 1995, 1996; Seiser et al., 2000). À l'inverse, d'autres présentent les effets à long terme de la pollution par le pétrole sur les oiseaux, et les effets possibles sur leur population : les oiseaux nicheurs qui ont survécu à la contamination par le pétrole ont généralement plus de difficultés à se reproduire, notamment en raison d'une baisse de la fertilité (Holmes et al., 1978), de difficultés liées à la ponte et à l'éclosion (Hartung, 1965; Ainley et al., 1981), de troubles liés à la croissance des poussins (Szaro et al., 1978) et aux chances de survie (chez les adultes et les petits) [Vangilder et Peterle, 1980; Trivelpiece et al., 1984] ainsi que d'une réduction de l'épaisseur et de la résistance moyennes des coquilles (Stubblefield et al., 1995). Un déversement qui survient durant la saison de reproduction peut entraîner la mort des petits en réduisant la disponibilité des proies pour les espèces dont l'alimentation saisonnière est peu variée (Velando et al., 2005), en modifiant le comportement des parents (Eppley et Rubega, 1990) ou en provoquant l'abandon des nids (Butler et al., 1988).

Les différences entre les effets de déversements de pétrole brut sur les populations peuvent s'expliquer, en partie, par les diverses circonstances entourant les cas de déversement (exposition aiguë ou chronique, lieu du déversement, période de l'année), les espèces touchées, et la santé des populations d'oiseaux (Gorsline et al., 1981; Burger, 1993; Wiese et Robertson, 2004). Les écarts naturels dans la disponibilité des proies et les conditions météorologiques d'une année à l'autre compliquent l'évaluation

des effets des déversements d'hydrocarbures sur les populations d'oiseaux (Eppley, 1992; White et al., 1995; Votier et al., 2005). Par exemple, le pétrole demeure plus longtemps à la surface de l'eau lorsque la température est froide, ce qui fait augmenter le risque d'exposition au pétrole durant la saison froide.

3.5.8.3 Mammifères semi-aquatiques

Selon les observations faites après les déversements de pétrole, les mammifères semi-aquatiques (p. ex., le vison [*Mustela vison*], la loutre de rivière [*Lontra canadensis*], le castor [*Castor canadensis*]) et quelques mammifères marins (p. ex., les phoques) subissent des effets létaux et sublétaux lorsqu'ils sont exposés au pétrole. Deux voies peuvent mener à la mortalité des mammifères semi-aquatiques immédiatement après un déversement d'hydrocarbures. Premièrement, lorsque la surface du pelage est enduite d'hydrocarbures, la capacité thermorégulatrice du pelage est réduite, ce qui peut entraîner la mort par hypothermie (Hurst et Oritsland, 1982; Lipscomb et al., 1996; McEwan et al., 1974; Williams et al., 1988). Les mammifères peuvent compenser les problèmes de thermorégulation en stimulant le métabolisme (Hurst et al., 1991), avec des pointes de consommation d'énergie pour répondre aux besoins. Deuxièmement, l'inhalation d'émanations, l'ingestion de pétrole ou l'absorption cutanée peut entraîner des dommages physiologiques mortels (Peterson et al., 2003). Les effets indirects du déversement d'hydrocarbures sur les mammifères semi-aquatiques sont de nature variée et peuvent découler des changements dans la qualité de l'habitat et dans la disponibilité de la nourriture. Après le déversement de l'Exxon Valdez, l'alimentation des loutres de rivière était beaucoup moins diversifiée et moins riche aux endroits touchés par le déversement qu'aux endroits non touchés; il y avait beaucoup moins de poissons et de gastéropodes (Bowyer et al., 1994; Bowyer et al., 2003). En outre, les loutres de rivière des sites très contaminés avaient beaucoup moins de biomasse et présentaient plusieurs marqueurs biologiques liés aux hydrocarbures (Bowyer et al., 2003). Des changements dans la qualité de la nourriture et de l'habitat dans les zones fortement contaminées ont amené les loutres de rivière à occuper un territoire d'une superficie deux fois plus grande que celle des zones peu ou non contaminées, et certains individus fréquentent des habitats présentant une plus forte pente ou jonchés de roches (Bowyer et al., 1995; Bowyer et al., 2003). Des changements similaires concernant le territoire occupé ont été observés chez le phoque commun (*Phoca vitulina richardsi*) et la loutre de mer après le déversement de l'Exxon Valdez (Frost et al., 1999; Monson et al., 2000).

La dynamique régissant les tendances de rétablissement propres aux espèces après un déversement de pétrole demeure en grande partie incertaine. Les effets négatifs les plus importants à long terme sur les populations de loutres de mer suivant le déversement de l'Exxon Valdez ont été observés chez les individus âgés de quatre ans ou plus au moment de l'accident (Monson et al., 2000). Bien que les effets sur la population semblent avoir diminué au fil du temps, les loutres de tout âge ont continué de connaître un taux élevé de mortalité neuf ans après le déversement; ce taux découle probablement d'une combinaison de l'influence maternelle, de l'interaction entre les sources de nourriture et des hydrocarbures persistants (Monson et al., 2000, Bodkin et al., 2002). Dans l'ensemble, le nombre de loutres de mer dans la zone du déversement a augmenté de manière importante six ans après le déversement (Monson et al., 2000); cette hausse démontre que les mammifères semi-aquatiques peuvent se remettre de ce genre de catastrophes.

3.6 Conclusion

L'effet environnemental d'un déversement de pétrole brut pourrait varier à la fois de manière temporelle et spatiale selon le volume et l'endroit du déversement. Des effets localisés pourraient se produire, quelle que soit la taille du déversement. En général, la probabilité d'un déversement à un endroit donné le long de l'oléoduc ou de la voie de transport maritime est très faible, et si un déversement venait à se produire, il serait probablement relativement petit (quatre barils ou moins). En cas de déversement, Énergie Est réagirait en conformité avec les règlements applicables et son PIU, qui comprendra des mesures de protection et d'atténuation des effets potentiels sur les récepteurs environnementaux. En outre, si un déversement devait se produire, Énergie Est consulterait les organismes de réglementation afin de déterminer les méthodes d'assainissement et de suivi appropriées et privilégiées. Les mesures d'atténuation propres à chacune des composantes biophysiques valorisées font l'objet des sections 4 et 5.