

ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LA TOXICITÉ ASSOCIÉE AUX MÉTHODES D'INTERVENTION DITES PARTICULIÈRES POUR LES DÉVERSEMENTS D'HYDROCARBURES PÉTROLIERS – ÉTUDE AENV13

Évaluation environnementale stratégique globale sur les
hydrocarbures



Octobre 2015

Équipe de réalisation

Responsable

Nicolas Gruyer¹, Ph. D., écotoxicologue

Recherche et rédaction

Nicolas Gruyer¹, Ph. D., écotoxicologue

Gaëlle Triffault-Bouchet¹, Ph. D., écotoxicologue

Frédéric Dechamplain², M. Sc, conseiller en urgence environnementale

Marie-Pier Beaumont², conseillère en urgence environnementale

Révision

Louis Martel¹, M. Sc., écotoxicologue¹

Marylène Giroux², conseillère en urgence environnementale

Mise en page et révision linguistique

Vicky Gagnon¹, adjointe administrative

¹ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études.

² Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Bureau de coordination des urgences

Référence bibliographique

Ce document doit être cité de la façon suivante : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2015. *État des connaissances sur la toxicité associée aux méthodes d'intervention dites particulières pour les déversements d'hydrocarbures pétroliers – AENV13, Évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 90 p. + annexes.

Dépôt légal

Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015

ISBN :

© Gouvernement du Québec, 2015

SOMMAIRE

Lors d'un déversement d'hydrocarbures pétroliers, plusieurs méthodes d'intervention peuvent être utilisées : les méthodes manuelles et mécaniques (pelle, dragage, etc.) ou les méthodes d'intervention dites « particulières » qui pourraient être suggérées en remplacement ou en complément des méthodes d'intervention manuelles et mécaniques. Les méthodes d'intervention dites « particulières » sont la dispersion chimique des nappes d'hydrocarbures en mer, le nettoyage chimique des plages, la solidification, l'élastification, le bris d'émulsion, le repoussage, la dispersion physique de nappes d'hydrocarbures, la remobilisation des sédiments, l'étalement, la séparation des eaux huileuses, le brûlage des déchets, le brûlage en eau libre, le brûlage en mer dans la glace, la biorestauration et l'atténuation naturelle. Dans le but de fournir au Gouvernement du Québec, les informations indispensables pour évaluer chacune de ces méthodes dites « particulières », ce document présente les conditions d'application encadrant l'utilisation de chacune de ces méthodes, la réglementation selon la législation en vigueur ainsi qu'une revue de littérature sur les impacts écotoxicologiques associés à chaque méthode ou, lorsqu'il s'agit d'un agent de traitement (dispersant chimique, nettoyeur de plage, etc.), les impacts écotoxicologiques de l'agent de traitement seul et mélangé aux hydrocarbures. Ces informations permettront au Gouvernement du Québec d'évaluer la possibilité de recourir à ces méthodes pour la récupération des hydrocarbures pétroliers et la décontamination des écosystèmes touchés par un déversement dans le Saint-Laurent, en eau douce ou en eau salée.

La plupart des méthodes mentionnées contreviennent à la réglementation en vigueur au Québec, soit parce qu'il y a rejet de nouveaux contaminants dans l'environnement, soit parce que les hydrocarbures déversés ne sont pas récupérés. À moins qu'un certificat d'autorisation ne soit délivré en urgence, ces méthodes ne pourraient donc pas être utilisées selon la réglementation actuelle. La séparation des eaux huileuses et le brûlage des déchets pourraient toutefois être envisagés sous réserve des articles 32 et 70.9 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, 2015). Une structure facilitant la délivrance de certificats d'autorisation, d'autorisation et de permis lors de ces situations particulières pourrait permettre une intervention rapide et une diminution des impacts environnementaux causés par le déversement.

Les dispersants chimiques

Les dispersants chimiques, autant que les hydrocarbures, ont des compositions chimiques très variées qui leur confèrent un potentiel toxique tout aussi varié. Comme pour d'autres contaminants, la réponse des organismes aux dispersants chimiques varie selon l'espèce considérée. Les stades embryonnaires et larvaires apparaissent plus sensibles que les stades adultes. De grandes différences de toxicité sont également observées entre différents mélanges de dispersants/hydrocarbures. Ces mélanges sont significativement plus toxiques que les dispersants et les hydrocarbures seuls pour les organismes aquatiques, quel que soit le niveau trophique considéré. La majorité des études attribuent cela à l'augmentation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans la colonne d'eau et à l'augmentation de l'exposition des organismes présents aux gouttelettes d'hydrocarbures dans la colonne d'eau et, par conséquent, à une plus grande surface de contact entre les organismes et les hydrocarbures pétroliers.

L'analyse des données disponibles sur les dispersants chimiques a permis de relever plusieurs manques d'informations quant à la toxicité des dispersants et des mélanges dispersants/hydrocarbures. Il conviendrait de mettre en place des études expérimentales pour combler ce manque d'informations dans le but d'évaluer la possibilité ou non d'utiliser un dispersant dans les milieux aquatiques du Québec :

1. Définir la sensibilité des espèces d'eau froide, typique des milieux aquatiques du Québec, et le type d'effets associés aux dispersants et aux mélanges dispersants/hydrocarbures;
2. Définir le devenir physique et chimique ainsi que la biodégradabilité des dispersants et des mélanges dispersants/hydrocarbures dans les conditions environnementales rencontrées dans les milieux aquatiques du Québec, notamment en période de glaces;
3. Définir les effets écotoxicologiques des produits issus de la dégradation des dispersants et des mélanges dispersants/hydrocarbures sur des espèces d'eau froide, typique des milieux aquatiques du Québec;
4. Définir les mesures de mitigation à mettre en œuvre pour limiter l'exposition des oiseaux et des mammifères marins aux hydrocarbures pétroliers en cas d'utilisation de dispersants.

Les nettoyeurs chimiques de plage

Comme pour d'autres contaminants, la réponse des organismes aquatiques aux nettoyeurs de plage varie selon l'espèce considérée. Parmi les espèces étudiées, en laboratoire ou *in situ*, les organismes benthiques tels que les chironomes et les amphipodes, en eau douce, et les moules et les oursins, en eau salée, semblent plus sensibles à long terme aux nettoyeurs de plage. De plus, d'après les données recueillies, la toxicité des mélanges hydrocarbures/nettoyeurs de plage apparaît moins élevée comparativement à celle du nettoyeur de plage seul. D'après les données disponibles, le Corexit 9580 apparaît comme le nettoyeur de plage le moins toxique, en ce qui a trait à la toxicité létale, comparativement aux autres nettoyeurs de plage disponibles commercialement. Sa toxicité est généralement faible, bien que quelques espèces y soient plus sensibles, notamment des mollusques.

Le nombre d'études portant sur les nettoyeurs de plage est cependant faible et les données qui sont disponibles ne permettent pas d'estimer le danger associé à ces produits pour les milieux aquatiques québécois. De plus, à notre connaissance, il existe peu d'études sur le devenir chimique des nettoyeurs de plage et des eaux de lessivage qui contiennent un mélange nettoyeur de plage/hydrocarbure dans les conditions environnementales rencontrées dans les milieux aquatiques au Québec. Or, ces informations sont importantes pour évaluer l'exposition potentielle des organismes. Ainsi, il apparaît nécessaire d'acquérir des connaissances afin de définir le potentiel de danger des nettoyeurs de plage et de déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention :

1. Déterminer la toxicité des nettoyeurs de plage et des eaux de lessivage produites après le rinçage des surfaces engluées où le nettoyeur de plage a été appliqué vis-à-vis des organismes aquatiques présents au Québec, que ce soit pour les organismes de la colonne d'eau, les organismes benthiques ou ceux des milieux côtiers, dans des conditions environnementales spécifiques au Québec;

2. Définir le devenir physique, chimique et biologique des nettoyeurs de plage dans les milieux aquatiques, après utilisation, dans des conditions typiques du Québec.

Les agents de solidification, les agents élastifiants, les désémulsifiants, les tensioactifs (utilisés pour compacter les nappes d'hydrocarbures)

D'après le peu d'études disponibles, les agents de solidification mélangés aux hydrocarbures auraient une faible toxicité pour les organismes aquatiques. Ceci serait dû au fait qu'une fois le mélange agents de solidification/hydrocarbures formé, les agents de solidification et les hydrocarbures ne sont plus solubles dans l'eau. Cependant, seules deux études sont disponibles. Cette revue de littérature met également en évidence le manque d'informations disponibles sur les agents élastifiants, les désémulsifiants et les tensioactifs utilisés pour repousser ou contracter les nappes d'hydrocarbures, de même que la nécessité de mettre en place des études expérimentales pour combler ce manque d'informations.

Afin de définir le potentiel de danger de ces agents de traitement et de déterminer le bénéfice environnemental net de ces méthodes d'intervention, il conviendrait donc de mettre en place des expérimentations permettant d'évaluer le devenir et les effets à court et à long terme des hydrocarbures traités et non récupérés ainsi que des agents de traitement qui n'ont pas réagi. Ces études expérimentales devraient être menées dans les différentes conditions environnementales rencontrées dans le système Saint-Laurent.

Les agrégats pétrole-argile

D'après les données disponibles, la dispersion physique d'une nappe d'hydrocarbures pétroliers à l'aide d'agrégats pétrole-argile (APA) pourrait favoriser la biodégradation naturelle des hydrocarbures. Cependant, les APA auront tendance à migrer vers les sédiments, ce qui représente un risque particulièrement important pour les organismes benthiques. À notre connaissance, les informations disponibles ne permettent pas d'évaluer le devenir des APA dans les sédiments, en particulier la remise en suspension des hydrocarbures et les effets potentiels sur les organismes benthiques. Par conséquent, afin de définir le potentiel de danger des APA et de déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention, il conviendrait de mettre en place des études expérimentales pour définir le devenir physicochimique et biologique des hydrocarbures apportés sous forme d'APA dans les sédiments, dans les conditions environnementales rencontrées dans le système Saint-Laurent, ainsi que les effets à long terme sur les organismes aquatiques.

La remobilisation des sédiments et l'étalement des nappes d'hydrocarbures

Le potentiel de danger associé à la remobilisation des sédiments ainsi qu'à la méthode d'intervention par étalement des nappes est associé à la toxicité des hydrocarbures qui pourraient se solubiliser et transférer dans la colonne d'eau pendant et après l'intervention. Par conséquent, il serait nécessaire de :

1. Modéliser le devenir des hydrocarbures pour chaque situation particulière afin de définir le potentiel de transfert des composés des hydrocarbures dans la colonne d'eau;

2. Définir des critères de qualité pour une majorité de composés des hydrocarbures, pour l'eau douce et le milieu marin, afin de permettre une comparaison des concentrations modélisées avec des concentrations induisant un effet sur les organismes aquatiques.

Ces données apparaissent indispensables pour la détermination du danger associé à la remobilisation des sédiments pour le milieu aquatique, ainsi que pour déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention.

La séparation des eaux huileuses

Le potentiel de danger associé à la méthode d'intervention par séparation des eaux huileuses est essentiellement associé à la présence des hydrocarbures dans les effluents finaux. Advenant le cas où des connaissances sur le devenir de ces composés dans le milieu aquatique seraient manquantes, il conviendrait de mettre en place des études expérimentales pour compléter les bases de données existantes et ainsi permettre l'évaluation du potentiel de danger des effluents finaux de cette méthode d'intervention.

Le brûlage des déchets huileux

Le potentiel de danger associé au brûlage des déchets huileux est essentiellement associé aux émissions atmosphériques, en particulier si les particules présentes dans ces fumées se déposent en mer ou sur le sol. Dans ces cas, des effets sur la flore et la faune peuvent être anticipés. Il apparaît nécessaire d'acquérir des connaissances sur ces particules, encore appelées suies.

Le brûlage en eau libre et le brûlage en mer de glace

Le brûlage en mer est une méthode d'intervention qui permet d'éliminer rapidement une grande partie des hydrocarbures pétroliers déversés. L'élimination des composés légers est plus importante que celle des composés lourds qui ont tendance à se concentrer dans les résidus de brûlage. Le danger écotoxicologique associé au brûlage proviendrait tout d'abord du devenir de ces résidus. En effet, bien qu'ils aient tendance à rester en surface, au bout de quelques jours, dépendamment de la densité initiale du pétrole déversé et de sa composition chimique, les résidus de brûlage auront tendance à sédimenter. Même si nous ne disposons pas de nombreuses données sur les effets écotoxicologiques des résidus de brûlage, les données disponibles indiquent la présence de nombreux HAP pyrogéniques et de métaux, dont les effets sur les organismes sont connus. Par conséquent, des dangers écotoxicologiques associés à la présence des résidus de brûlage sont anticipés pour les écosystèmes aquatiques récepteurs. Les émissions atmosphériques issues du brûlage représentent aussi un danger pour l'environnement, en particulier si les particules présentes dans ces fumées se déposent en mer ou sur le sol. Les contaminants présents dans ces particules pourraient induire des effets négatifs pour la flore et la faune qui y seraient exposées. Finalement, l'utilisation de certains produits permettant d'augmenter l'efficacité de la méthode ou d'en réduire les nuisances peut également représenter un danger pour les organismes aquatiques. Ce danger n'a pu être évalué étant donné l'absence de données chimiques et écotoxicologiques spécifiques à ces produits.

En conséquence, si cette méthode était retenue parmi les méthodes d'intervention potentiellement utilisables au Québec, il apparaît nécessaire de mettre en œuvre des études expérimentales pour générer des informations sur les effets écotoxicologiques des résidus de brûlage, des produits pouvant être ajoutés à la nappe d'hydrocarbures au cours de l'intervention et des suies présentes dans les fumées. En effet, les données disponibles sont peu nombreuses et des données complémentaires, acquises pour des organismes présents au Québec, dans des conditions environnementales spécifiques au Québec, apparaissent nécessaires pour évaluer leur toxicité intrinsèque et définir le potentiel de danger écotoxicologique de cette méthode d'intervention pour les organismes aquatiques. Il convient de préciser que des données devraient être générées pour des conditions environnementales spécifiques à la présence de glace.

La biorestauration

Plusieurs approches ont été mises au point pour faciliter la biodégradation des hydrocarbures dans l'environnement par les microorganismes. Parmi ces approches, il semble que l'utilisation d'une culture enrichie de microorganismes indigènes sélectionnés pourrait représenter un produit plus approprié aux conditions locales que les agents de bioaugmentation commerciaux. Toutefois, les agents de biostimulation semblent plus efficaces que les agents de bioaugmentation pour aider à la biodégradation des hydrocarbures, en particulier les agents de biostimulation à base de produits nutritifs ou de biosurfactants. D'après les travaux menés par Tyagi et ses collaborateurs (2011), la combinaison d'agents de bioaugmentation, d'agents de biostimulation et de biosurfactants, en fonction des caractéristiques du site contaminé, pourrait être une stratégie prometteuse pour accélérer la biorestauration. Cependant, pour la plupart de ces approches, les informations disponibles sont partielles et des expérimentations complémentaires semblent nécessaires, notamment pour les agents de bioaugmentation ayant recours aux modifications de l'ADN et les biosurfactants.

En conséquence, si cette méthode était retenue parmi les méthodes d'intervention potentiellement utilisables au Québec, il apparaît nécessaire de mettre en œuvre des études expérimentales pour générer des informations sur les effets des agents de biorestauration ainsi que sur la toxicité intrinsèque des hydrocarbures et de leurs produits de dégradation.

L'atténuation naturelle

Le potentiel de danger associé à l'atténuation naturelle est essentiellement associé à la présence des hydrocarbures dans le milieu aquatique. Advenant le cas où des connaissances sur le devenir de ces composés dans le milieu aquatique seraient manquantes, il conviendrait de mettre en place des études expérimentales pour compléter les bases de données existantes et ainsi permettre l'évaluation du potentiel de danger de cette méthode d'intervention.

Notons que si cette méthode était retenue pour un site donné, il conviendrait de mettre en œuvre un suivi de la qualité du milieu, et ce, sur plusieurs années, afin de démontrer l'efficacité de l'atténuation naturelle, en mettant en évidence, minimalement, une réduction de la masse d'hydrocarbures sur le site. Il conviendrait de compléter ce suivi par la détermination : 1) des indicateurs géochimiques et biologiques qui permettent de conclure que l'atténuation naturelle intervient dans la réduction de la concentration des hydrocarbures; 2) des processus naturels impliqués dans l'atténuation naturelle et de

leur efficacité afin de prévoir l'évolution de la contamination des milieux au cours du temps, jusqu'à l'atteinte des objectifs de réhabilitation fixés.

TABLE DES MATIÈRES

1. Introduction.....	1
2. Dispersion chimique en mer	3
2.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	4
2.2 Réglementation	6
2.3 Écotoxicité.....	7
2.3.1 Dispersant chimique, hydrocarbure, mélange dispersants/hydrocarbures	7
2.3.2 Sensibilité des espèces.....	11
2.3.3 Dispersion et activité des microorganismes	14
2.3.4 Effet particulier sur les oiseaux	14
2.3.5 Dispersants et milieux côtiers.....	15
2.4 Besoins d'acquisition de connaissances	15
3. Nettoyage chimique des plages.....	17
3.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	17
3.2 Réglementation	18
3.3 Écotoxicité	19
3.3.1 Toxicité létale	19
3.3.2 Toxicité sous-létale	24
3.3.3 Études in situ	25
3.4 Besoins d'acquisition de connaissances	29
4. Solidification (Agent de solidification).....	31
4.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	31
4.2 Réglementation	31
4.3 Écotoxicité	32
4.4 Besoins d'acquisition de connaissances	33
5. Élastification (Recovery enhancers).....	34
5.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	34
5.2 Réglementation	34
5.3 Écotoxicité	35
5.4 Besoins d'acquisition de connaissances	36
6. Bris d'émulsion (Emulsion breaker-inhibitors)	37
6.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	37
6.2 Réglementation	37

6.3	Écotoxicité	38
6.4	Besoins d'acquisition de connaissances	38
7.	Repoussage (Tensioactifs ou Herders).....	39
7.1	Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	40
7.2	Réglementation	40
7.3	Écotoxicité	40
7.4	Besoins d'acquisition de connaissances	42
8.	Dispersion physique de nappes d'hydrocarbures dans la glace (APA).....	43
8.1	Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	43
8.2	Réglementation	44
8.3	Écotoxicité	44
8.4	Besoins d'acquisition de connaissances	46
9.	Remobilisation des sédiments (surfwashing)	48
9.1	Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	48
9.2	Réglementation	48
9.3	Écotoxicité	48
9.4	Besoins d'acquisition de connaissances	49
10.	Étalement	50
10.1	Condition d'application.....	50
10.2	Réglementation.....	50
10.3	Écotoxicité	50
10.4	Besoins d'acquisition de connaissances	51
11.	Séparation des eaux huileuses.....	52
11.1	Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	52
11.2	Réglementation.....	53
11.3	Écotoxicité	53
11.4	Besoins d'acquisition de connaissances	54
12.	Brulage des déchets huileux.....	55
12.1	Conditions d'application	55
12.2	Réglementation.....	55
12.3	Écotoxicité	56
12.4	Besoins d'acquisition de connaissances	57
13.	Brulage en eau libre.....	58
13.1	Conditions d'application et efficacité de la méthode.....	58
13.2	Réglementation.....	58

13.3	Écotoxicité	59
13.3.1	Caractéristiques physicochimiques des résidus de brûlage	59
13.3.2	Toxicité aiguë	63
13.3.3	Toxicité sous-létale.....	64
13.3.4	Étude in situ	64
13.3.5	Émissions atmosphériques.....	65
13.3.6	Produits utilisés lors du brûlage.....	66
13.4	Besoins d'acquisition de connaissances	66
14.	Brûlage en mer dans la glace	68
14.1	Conditions d'application	68
14.2	Réglementation.....	68
14.3	Besoins d'acquisition de connaissances	68
15.	Biorestauration	69
15.1	Conditions d'application	69
15.2	Réglementation.....	69
15.3	Efficacité de la méthode.....	70
15.3.1	Les agents de biostimulation	70
15.3.2	Les agents de bioaugmentation.....	72
15.4	Besoins d'acquisition de connaissances	73
16.	Atténuation naturelle.....	74
16.1	Conditions d'application	74
16.2	Réglementation.....	74
16.3	Écotoxicité	74
16.4	Besoins d'acquisition de connaissances	75
17.	Conclusions.....	76
18.	Références bibliographiques	79

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 :	Efficacité de la dispersion selon la viscosité des hydrocarbures (CEDRE, 2005).....	4
Tableau 2 :	Conditions d'agitation de l'eau et efficacité de la dispersion des hydrocarbures (CEDRE, 2007).....	5
Tableau 3 :	Toxicité de huit dispersants vis-à-vis de la crevette <i>Mysidopsis bahia</i> et du poisson <i>Menidia beryllina</i> (Hemmer et collab., 2010; I.C. : intervalle de confiance).....	8
Tableau 4 :	Toxicité létale (CL ₅₀) de six mélanges dispersants/hydrocarbures (South Louisiana et Macondo) sur deux espèces aquatiques, <i>Mysidopsis bahia</i> et <i>Menidia beryllina</i>	9
Tableau 5 :	Comparaison de la toxicité d'une émulsion WAF ou CE-WAF, obtenue à partir d'un mélange Corexit 9500/Alaska North Slope mature, vis-à-vis d'espèces d'eau froide et d'espèces d'eau chaude.....	13
Tableau 6 :	Toxicité (CL ₅₀ en mg/l) et pourcentage d'hydrocarbures éliminés de plusieurs nettoyeurs de plage pour la truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i> (Fingas et collab., 1990)	19
Tableau 7 :	Toxicité des nettoyeurs de plage PES-51 et Corexit 9580 vis-à-vis d'un invertébré, d'un mollusque et d'un poisson (Hoff et collab., 1994)	20
Tableau 8 :	Concentrations létales CL ₅₀ (mg/l) de différents nettoyeurs de plage vis-à-vis d'organismes aquatiques, exposés en laboratoire.....	22
Tableau 9 :	Pourcentage de survie des chironomes, des daphnies et du médaka exposés au Corexit 9580 seul et mélangé avec du pétrole brut South Louisiana ou du diesel (Bhattacharyya et collab., 2003).....	24
Tableau 10 :	Effets de l'exposition à des hydrocarbures, au Corexit 9580 et à un mélange Corexit 9580/mazout n° 6, <i>in situ</i> , sur l'oursin <i>Echinometra lucunter</i> (n = 35; Shigenaka et collab., 1995).....	26
Tableau 11 :	Effets de l'exposition à des hydrocarbures, au Corexit 9580 et à un mélange Corexit 9580/mazout n° 6, <i>in situ</i> , sur l'escargot <i>Nerita tessellata</i> (n = 20; Shigenaka et collab., 1995)	27
Tableau 12 :	Effets de l'exposition à des hydrocarbures, au Corexit 9580 et à et un mélange Corexit 9580/mazout n° 6, <i>in situ</i> , sur l'escargot <i>Littorina ziczac</i> (n = 20; Shigenaka et collab., 1995)	27
Tableau 13 :	Effets de l'exposition à des hydrocarbures, au Corexit 9580 et à et un mélange Corexit 9580/mazout n° 6, <i>in situ</i> , sur la moule <i>Brachiodontes exustus</i> (n = 40; Shigenaka et collab., 1995)	27
Tableau 14 :	Pourcentage d'agents de solidification nécessaire pour solidifier un hydrocarbure (ASMB) et survie de truites <i>Oncorhynchus mykiss</i> exposées au mélange agent de solidification/hydrocarbures, exprimée par des CL _{50-96 h} (Fingas, 2008).....	32
Tableau 15 :	Toxicité de l'Élastol vis-à-vis de la crevette <i>Mysidopsis bahia</i> et du poisson <i>Menidia beryllina</i>	35

Tableau 16 :	Concentrations de pétrole, de dispersant et de tensioactif ayant entraîné 50 % de mortalité (CL ₅₀ -24 h) pour plusieurs espèces de poissons, exprimées en mg/l (Rehwoldt et collab., 1974)	41
Tableau 17 :	Pourcentages de mortalité de 18 espèces marines exposées à des mélanges tensioactifs/diesel ou dispersants/diesel (Wu, 1981)	42
Tableau 18 :	Effets des grands déversements d'hydrocarbures sur les organismes benthiques (Teal et Howarth, 1984).....	47
Tableau 19 :	Patron des alcanes présents dans les résidus de brûlage d'un diesel et du pétrole South Louisiana (Lin et collab., 2005). Les pourcentages positifs correspondent à une diminution de la présence du composé, les pourcentages négatifs, à la formation de composés lors du brûlage. nd : composés non détectés.....	60
Tableau 20 :	Patron des HAP présents dans les résidus de brûlage d'un diesel et du pétrole South Louisiana (Lin et collab., 2005). Les pourcentages positifs correspondent à une diminution de la présence du composé, les pourcentages négatifs, à la formation de composés lors du brûlage. nd : composés non détectés.....	61
Tableau 21 :	Émissions atmosphériques types émises lors du brûlage de pétrole brut <i>in situ</i> selon Buist et collab. (1999)	65
Tableau 22 :	Efficacité de certains agents de biostimulation commerciaux.....	71

LISTE DES FIGURES

Figure 1 :	Mode d'action des dispersants chimiques. Les dispersants sont représentés en vert, les agents tensioactifs en rouge.	3
Figure 2 :	Comportement des hydrocarbures pétroliers lors d'un déversement en milieu aquatique (Genivar, 2013).....	5
Figure 3 :	Schéma décrivant le processus de compactage d'une nappe d'hydrocarbures à l'aide de tensioactifs (d'après Buist collab., 2011)	39

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 :	Caractéristiques des pétroles cités dans le document	91
Annexe 2 :	Données écotoxicologiques sur les dispersants chimiques et les mélanges dispersant/hydrocarbure	95
Annexe 3 :	Obtention de l'émulsion dispersants/hydrocarbures.....	119

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ADN :	Acide désoxyribonucléique
APA :	Agrégats pétrole-argile
ASMB :	Alberta Sweet Mixed Blend
CEx :	Concentration efficace de x %
CE-WAF :	Chemically Enhanced Water-Accommodated Fraction
CIx :	Concentration inhibant un paramètre de x %
CLx :	Concentration létale de x %
COV :	Composés organiques volatils
DLx :	Dose létale x %
I.C. :	Intervalle de confiance
LQE :	Loi sur la qualité de l'environnement
HAP :	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
PM-10 :	Particules dont la taille est inférieure à 10 µm
RAA :	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RMD :	Règlement sur les matières dangereuses
TPH :	Hydrocarbures pétroliers totaux
WAF :	Water-Accommodated Fraction

1. INTRODUCTION

Pour répondre aux incidents de pollution maritime par les hydrocarbures pétroliers, le Canada, de par ses expériences antérieures, dispose essentiellement d'équipements d'intervention mécaniques. Cependant, selon le rapport du secrétariat du Comité d'experts sur la sécurité des navires-citernes (2013), « dans certaines conditions en mer, la récupération mécanique n'est même pas une option viable ». Par ailleurs, d'après ce rapport, il semble que « le taux de récupération mécanique dans des conditions optimales se situe entre 5 et 15 % des hydrocarbures déversés ». Ainsi, il apparaît important d'évaluer la possibilité de recourir à d'autres méthodes d'intervention pour la récupération des hydrocarbures pétroliers et la décontamination des écosystèmes touchés lors d'un déversement.

Les méthodes d'intervention dites « particulières » qui pourraient être suggérées en remplacement ou en complément des méthodes d'intervention mécaniques sont les suivantes (Fingas, 2011, site du CEDRE, [en ligne], <http://www.cedre.fr/index.php>) :

1. Dispersion chimique des nappes d'hydrocarbures en mer
2. Nettoyage chimique des plages
3. Solidification
4. Élastification
5. Bris d'émulsion
6. Repoussage (tensioactifs ou *herders*)
7. Dispersion physique de nappes d'hydrocarbures dans la glace (APA)
8. Remobilisation des sédiments (*surfwashing*)
9. Étalement
10. Séparation des eaux huileuses
11. Brûlage des déchets
12. Brûlage en eau libre
13. Brûlage en mer dans la glace
14. Biorestauration
15. Atténuation naturelle

Dans le but de fournir au Gouvernement du Québec les informations indispensables pour évaluer chacune de ces méthodes, il apparaît nécessaire de définir : 1) les conditions d'application encadrant l'utilisation de chaque méthode d'intervention dite « particulière »; 2) la réglementation encadrant l'utilisation de chaque méthode d'intervention dite « particulière » selon la législation en vigueur; 3) une revue de littérature sur les impacts écotoxicologiques associés à chaque méthode ou, lorsqu'il s'agit d'un agent de traitement (dispersant chimique, nettoyeur de plage, etc.), les impacts écotoxicologiques de l'agent de traitement seul et mélangé aux hydrocarbures. C'est l'objectif de ce document.

Les sections 2 à 16 présentent ainsi, pour chaque méthode d'intervention particulière, ses conditions d'application, les règlements et lois qui encadreraient une utilisation sur le territoire québécois et les impacts environnementaux potentiels associés à ces méthodes. Il paraît important de préciser que dans la législation québécoise actuelle (octobre 2015), l'utilisation de ces méthodes pourrait contrevenir à la Loi sur la qualité de l'environnement et ses règlements afférents. Toutefois, dans certaines situations, l'utilisation de l'une de ces méthodes pourrait être considérée si elle présentait un bénéfice environnemental net pour le milieu touché. L'analyse du bénéfice environnemental net est une approche qui permet de comparer et de prioriser les dangers associés aux différentes méthodes d'intervention pour les écosystèmes, par rapport à l'atténuation naturelle qui, ne nécessitant aucune intervention, est la référence dans cette analyse (Aurand et collab., 2000). L'analyse du bénéfice environnemental net aide au choix de la méthode qui va permettre l'enlèvement des hydrocarbures et qui sera la moins dommageable pour le milieu, pour le taux d'enlèvement visé.

Pour simplifier la lecture de ce document, les hydrocarbures pétroliers sont désignés par leur nom (p. ex., Alaska North Slope, Prudhoe Bay, Alberta Sweet Mixed Blend). Les caractéristiques physicochimiques de ces hydrocarbures ne sont pas précisées dans le corps du document. Ces informations sont présentées dans l'annexe 1.

2. DISPERSION CHIMIQUE EN MER

La dispersion chimique des nappes d'hydrocarbures pétroliers en mer consiste à utiliser un mélange de produits tensioactifs dans le but d'accélérer la dispersion des hydrocarbures dans l'eau. Les produits tensioactifs utilisés sont un mélange de surfactant et de solvant qui diminue la tension de surface entre l'eau et les hydrocarbures, favorisant la création de fines gouttelettes d'hydrocarbures qui se dispersent dans l'eau. Ce mélange favorise donc le fractionnement du film d'hydrocarbures en surface en de fines gouttelettes qui sont mises en suspension dans la colonne d'eau. En somme, le traitement à l'aide de dispersants n'entraîne pas la disparition des hydrocarbures, mais il réduit leur présence à la surface de l'eau (Figure 1).

Les principaux bénéfices pour l'environnement associés à cette méthode d'intervention sont la réduction/dispersion des nappes d'hydrocarbures, qui permet de limiter la contamination des côtes et le mazoutage des oiseaux et des mammifères, en plus de retarder la formation d'une émulsion persistante eau-dans-pétrole. L'utilisation de dispersants soulève toutefois la controverse. En effet, l'introduction de substances chimiques dans le milieu aquatique présente un danger pour l'environnement et la toxicité du mélange dispersants/hydrocarbures peut être plus élevée que celle de l'hydrocarbure seul. De plus, les contaminants ainsi dispersés sont plus susceptibles d'être ingérés par les organismes vivant dans la colonne d'eau. Le repérage d'une nappe ainsi dispersée devient aussi beaucoup plus difficile.

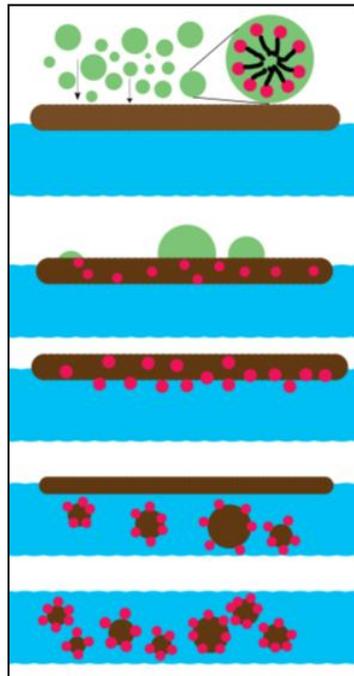


Figure 1. Mode d'action des dispersants chimiques. Les dispersants sont représentés en vert, les agents tensioactifs en rouge.

(http://en.wikipedia.org/wiki/File:Dispersant_Mechanism.jpg)

2.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

Plusieurs facteurs liés aux propriétés intrinsèques des dispersants chimiques et aux conditions environnementales sont susceptibles de modifier l'efficacité de cette méthode d'intervention.

Le principal facteur ayant un effet sur l'efficacité de la dispersion chimique des hydrocarbures pétroliers est la viscosité des hydrocarbures (CEDRE, 2007). En effet, pour que la dispersion chimique soit efficace, il est important que le dispersant soit bien mélangé avec l'hydrocarbure. Or, plus la viscosité est élevée, moins le mélange dispersants/hydrocarbures est possible (CEDRE, 2007). Ainsi, certains hydrocarbures sont trop visqueux pour que le dispersant puisse y pénétrer. C'est le cas, par exemple, du coke de pétrole, un coproduit des raffineries de pétrole. Ainsi, lorsque la viscosité est supérieure à 10 000 cSt ou qu'il y a une émulsion eau-dans-huile, les dispersants chimiques n'ont aucun effet. Le Tableau 1 présente sommairement l'efficacité de la dispersion chimique selon les types d'hydrocarbures pétroliers et leur viscosité.

Tableau 1 : Efficacité de la dispersion selon la viscosité des hydrocarbures (CEDRE, 2007) (cst : Centistoke, unité de mesure de la viscosité)

Viscosité (cSt)	Types d'hydrocarbures	Efficacité de la dispersion
Inférieure à 500 cSt	Produits raffinés légers : essence, gazole, kérosène	Généralement facile, mais inutile dans la plupart des cas (disparition par évaporation et dispersion naturelle)
De 500 à 5 000 cSt	Mazout lourd et léger	Généralement possible
De 5 000 à 10 000 cSt	Pétrole brut	Résultats incertains
Supérieur à 10 000 cSt	Hydrocarbure paraffinique : coke de pétrole	Impossible

La viscosité de la plupart des hydrocarbures augmente après un certain temps de séjour dans l'eau. Ce délai dépend des caractéristiques des hydrocarbures ainsi que des conditions météorologiques (Accord-de-Bonn, 2005). Après le déversement (figure 2), les fractions plus légères, dont la viscosité est inférieure à 500 cSt, s'évaporent rapidement. Les autres fractions forment une émulsion d'eau dans l'huile appelée « mousse au chocolat ». Ce processus d'altération entraîne une augmentation rapide de la viscosité des hydrocarbures et, par conséquent, la chute de sa dispersibilité. Lorsqu'il y a une émulsion eau-dans-huile, les dispersants chimiques n'ont aucun effet. L'utilisation d'un dispersant doit donc être rapide et se faire dans les 24 à 48 heures maximum suivant le déversement (CEDRE, 2007). Si l'hydrocarbure déversé est altéré, c'est-à-dire que le déversement a plus de 24 heures, l'efficacité de cette méthode est, selon le Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE, 2007), inférieure à 10 %.

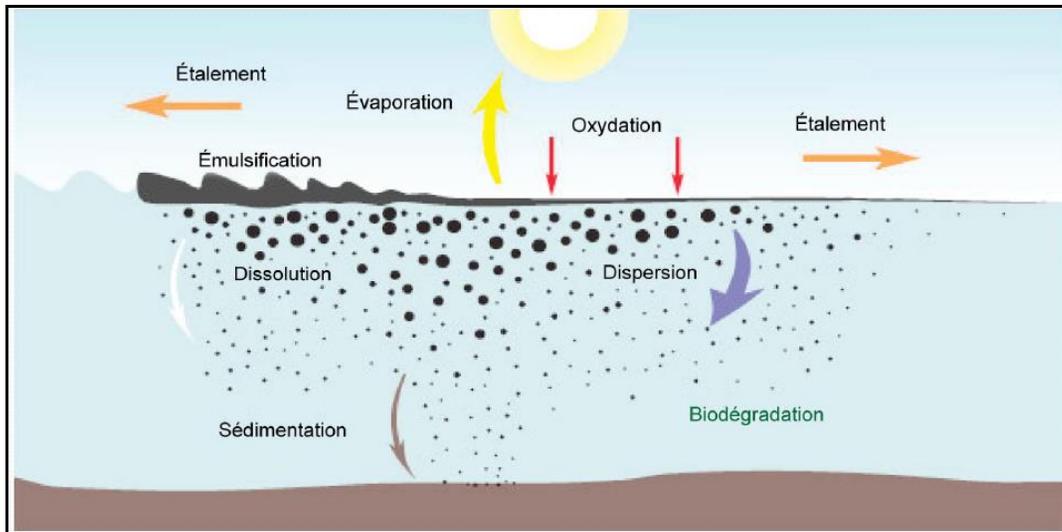


Figure 2. Comportement des hydrocarbures pétroliers lors d'un déversement en milieu aquatique (Genivar, 2013)

Notons enfin que lorsque la température est inférieure à leur point d'écoulement (température au-dessous de laquelle les hydrocarbures pétroliers deviennent semi-solides), la viscosité des hydrocarbures a tendance à diminuer (Fingas, 2011). Une température sous le point d'écoulement et une viscosité se situant entre 5 000 et 10 000 cSt diminuent aussi l'efficacité de la méthode puisque l'hydrocarbure aura tendance à couler.

Le second facteur environnemental à considérer est l'agitation naturelle de l'eau (CEDRE, 2007). En effet, la dispersion chimique est impossible si l'agitation naturelle des eaux est insuffisante. En cas de faible agitation, l'hydrocarbure reviendra presque inévitablement à la surface. À l'opposé, une mer trop agitée rend impossible l'application de dispersant par navire. Le Tableau 2 présente les conditions d'agitation de l'eau permettant l'application des dispersants chimiques. Par ailleurs, les courants ou les vents doivent être suffisamment importants pour disséminer et diluer le mélange dispersants/hydrocarbures dans un vaste volume d'eau. Des vents d'au moins 5 m/s et une mer de force 2 ou 3 selon l'échelle de Beaufort sont nécessaires afin d'assurer un brassage suffisant pour la dispersion (REMPEC, 2011). Cependant, de forts vents rendent impossible l'utilisation d'avion pour l'épandage du produit (REMPEC, 2011).

Tableau 2 : Conditions d'agitation de l'eau et efficacité de la dispersion des hydrocarbures (CEDRE, 2007)

État de la surface	Hauteur des vagues	Efficacité de la dispersion
Calme et sans ride	0 m	Impossible
Calme, mais ridée	0 à 0,10 m	Impossible
Présence de vaguelettes	0,10 à 0,50 m	Impossible
Peu agitée	0,50 à 1,25 m	Possible
Agitée	1,15 à 1,50 m	Possible, mais difficile pour des raisons techniques
Forte	4 à 6 m	Impossible pour des raisons techniques

Enfin, la salinité de l'eau est un des facteurs environnementaux importants. En effet, l'efficacité des dispersants est fortement influencée par ce paramètre (Moles et collab., 2002). Par exemple, le dispersant chimique Corexit 9500, qui a une très grande efficacité en milieu marin, est beaucoup moins efficace en eau saumâtre (Moles et collab., 2002). À l'inverse, les dispersants formulés pour l'eau douce n'ont souvent aucune efficacité en eau marine (Wrenn et collab., 2009).

En résumé, la dispersion chimique est efficace pour une nappe fraîche (moins de 24 h) d'hydrocarbures à faible viscosité, sans émulsion. De plus, des vents d'au moins 5 m/s et une mer de force 2 ou 3 selon l'échelle de Beaufort sont nécessaires afin d'assurer un brassage suffisant pour la dispersion. Ainsi, les zones où les dispersants sont utilisables correspondent généralement aux zones à haut pouvoir de dilution et à haute capacité de brassage. Il n'est pas approprié d'utiliser cette méthode lors d'un déversement de mazouts légers, car ceux-ci se dispersent et s'évaporent naturellement.

2.2 Réglementation

L'utilisation de dispersants chimiques contrevient à l'article 20 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE, chapitre Q-2, 2015) puisque cette méthode introduit un produit dans l'environnement. Cet article se lit comme suit :

Nul ne doit émettre, déposer, dégager ou rejeter ni permettre l'émission, le dépôt, le dégagement ou le rejet dans l'environnement d'un contaminant au-delà de la quantité ou de la concentration prévue par règlement du gouvernement.

La même prohibition s'applique à l'émission, au dépôt, au dégagement ou au rejet de tout contaminant, dont la présence dans l'environnement est prohibée par règlement du gouvernement ou est susceptible de porter atteinte à la vie, à la santé, à la sécurité, au bien-être ou au confort de l'être humain, de causer du dommage ou de porter autrement préjudice à la qualité du sol, à la végétation, à la faune ou aux biens.

Si les dispersants chimiques sont des matières dangereuses au sens du Règlement sur les matières dangereuses (RMD), la méthode contrevient à l'article 8 de ce règlement, qui se lit comme suit :

Il est interdit d'émettre, de déposer, de dégager ou de rejeter une matière dangereuse dans l'environnement ou dans un système d'égout, ou d'en permettre l'émission, le dépôt, le dégagement ou le rejet, à moins que l'opération ne soit réalisée en conformité avec la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

La méthode contrevient également à l'article 9 (RMD, chapitre Q-2, r. 32, 2015) puisque les hydrocarbures ne sont pas récupérés. L'article 9 se lit comme suit :

Quiconque rejette accidentellement une matière dangereuse dans l'environnement doit sans délai remplir les obligations suivantes:

1° il doit faire cesser le déversement;

- 2° il doit aviser le ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs;
- 3° il doit récupérer la matière dangereuse et enlever toute matière contaminée qui n'est pas nettoyée ou traitée sur place.

Un certificat d'autorisation, en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015), est nécessaire pour utiliser un dispersant chimique. L'article 22 se lit comme suit :

Nul ne peut ériger ou modifier une construction, entreprendre l'exploitation d'une industrie quelconque, l'exercice d'une activité ou l'utilisation d'un procédé industriel ni augmenter la production d'un bien ou d'un service s'il est susceptible d'en résulter une émission, un dépôt, un dégagement ou un rejet de contaminants dans l'environnement ou une modification de la qualité de l'environnement, à moins d'obtenir préalablement du ministre un certificat d'autorisation.

2.3 Écotoxicité

L'objet de cette section n'est pas de détailler l'ensemble des études disponibles, mais d'en présenter quelques exemples pour mettre en évidence que les dispersants, autant que les hydrocarbures, ont des compositions chimiques très variées qui leur confèrent un potentiel toxique tout aussi varié. En conséquence, de grandes différences de toxicité sont également observées pour les différents mélanges dispersants/hydrocarbures. L'ensemble des données colligées dans cette revue de littérature est présenté dans un tableau dans l'annexe 2 du présent document.

2.3.1 Dispersant chimique, hydrocarbure, mélange dispersants/hydrocarbures

Les études écotoxicologiques portant sur les dispersants s'attardent principalement aux conséquences éventuelles à court terme de l'assimilation du mélange dispersants/hydrocarbures par les organismes se trouvant dans la colonne d'eau ainsi qu'aux répercussions possibles de ce processus sur la chaîne alimentaire. Les principaux effets mesurés sont l'inhibition de la croissance des producteurs primaires et la modification des communautés du phytoplancton et, parfois, du zooplancton, ainsi que la mortalité des organismes exposés, essentiellement des crustacés et des poissons. Quelques études ont porté sur les effets de ces contaminants sur le développement de certains consommateurs primaires et des malformations et pathologies chroniques ont été observées à la suite d'une exposition aux jeunes stades de développement.

De nombreuses études ont mis en évidence de grandes différences dans les effets et les niveaux d'effets écotoxicologiques des dispersants chimiques et de leur mélange avec des hydrocarbures vis-à-vis des organismes aquatiques (Barnett et Toews, 1978; George-Ares et Clark, 2000; Goodbody-Gringley et collab., 2013; Wells et Keizer, 1975). L'importante hétérogénéité dans la composition des hydrocarbures, des dispersants, des méthodes d'essais de toxicité et de l'obtention des émulsions dispersants/hydrocarbures (WAF et CE-WAF) est souvent la cause. Les paragraphes suivants illustrent ces aspects.

La composition des hydrocarbures pétroliers peut être très variable, ce qui explique la grande variabilité des effets toxiques qu'ils peuvent induire chez les organismes aquatiques. À titre d'exemple, Aurand et Coelho (2005) ont étudié les effets de quatre hydrocarbures (pétrole vénézuélien, pétrole du Koweït, Prudhoe Bay et Alaska North Slope) sur le poisson *Menidia beryllina* selon la méthode EPA-821-R-02-014 de l'USEPA (2002). Les résultats ont démontré que les effets, exprimés par des concentrations létales pour 50 % des organismes exposés (CL₅₀), différaient significativement entre les hydrocarbures, avec des valeurs < 0,1, de 1,0, de 14,8 et de 15,6 mg/l respectivement pour les pétroles vénézuéliens, du Koweït, de Prudhoe Bay et Alaska North Slope.

La toxicité des dispersants seuls peut également fortement varier entre les produits. À titre d'exemple, Hemmer et ses collaborateurs (2010) ont comparé la toxicité de huit dispersants vis-à-vis de la crevette *Mysidopsis bahia* (eau tropicale estuarienne) et du poisson *M. beryllina* (eau tempérée estuarienne) selon la méthode EPA-821-R-02-014 de l'USEPA (2002). Les résultats de cette étude démontrent que la toxicité diffère selon les dispersants utilisés (Tableau 3). Par exemple, le dispersant JD-2000 est 66 et 1 931 fois moins toxique pour la crevette et le poisson que le dispersant Dispersit SPC 1000. Il est aussi important de remarquer que la toxicité varie selon les espèces exposées. Cet aspect est traité plus en détail à la section 2.3.2.

Tableau 3 : Toxicité de huit dispersants vis-à-vis de la crevette *Mysidopsis bahia* et du poisson *Menidia beryllina* (Hemmer et collab., 2010; I.C. : intervalle de confiance)

Dispersant	CL ₅₀ -24 h (mg/l) [I.C. 95 %]	
	<i>M. bahia</i>	<i>M. beryllina</i>
Dispersit SPC 1000	12 [10-14]	2,9 [2,5-3,2]
Nokomis 3-AA	30 [27-34]	19 [17-21]
Corexit 9500	42 [38-47]	130 [18-23]
Nokomis 3-F4	42 [38-47]	19 [122-138]
ZI-400	55 [50-61]	21 [18-23]
Sea Brat n° 4	65 [57-74]	55 [49-62]
Saf-Ron Gold	118 [104-133]	44 [41-47]
JD-2000	788 [627-946]	> 5 600

En conséquence, les mélanges dispersants/hydrocarbures peuvent aussi présenter des toxicités très variables dépendamment des caractéristiques de ces deux composés. Deux études ont évalué les effets de différents mélanges dispersants/hydrocarbures en utilisant les mêmes essais de toxicité standardisés de l'USEPA (EPA-821-R-02-014, 2002). L'étude de Hemmer et ses collaborateurs (2010) portait sur la toxicité de trois mélanges dispersants/hydrocarbures en utilisant les dispersants Dispersit SPC 1000, Corexit 9500 et JD-2000 mélangés au pétrole South Louisiana. La deuxième étude, réalisée par Coelho et ses collaborateurs (2011), portait sur des mélanges constitués de ces trois dispersants avec du pétrole Macondo. La comparaison des résultats obtenus lors de ces études, présentée dans le Tableau 4 montre que les mélanges réalisés avec le pétrole Macondo (Coelho et collab., 2011) sont beaucoup plus toxiques pour la crevette (*M. bahia*) et le poisson (*M. beryllina*) que les mélanges réalisés avec le pétrole South Louisiana (Hemmer et collab., 2010).

Tableau 4 : Toxicité létale (CL₅₀) de six mélanges dispersants/hydrocarbures (South Louisiana et Macondo) sur deux espèces aquatiques, *Mysidopsis bahia* et *Menidia beryllina*

Dispersant	South Louisiana (Hemmer et collab., 2010)		Macondo (Coelho et collab., 2011)	
	CL ₅₀ -48 h (mg/l) [I.C. 95 %]			
	<i>M. bahia</i>	<i>M. beryllina</i>	<i>M. bahia</i>	<i>M. beryllina</i>
Dispersit SPC 1000	12 [10-14]	2,9 [2,5-3,2]	0,198 [ind]	0,173 [ind]
Corexit 9500	30 [27-34]	19 [17-21]	0,186 [ind]	0,571 [ind]
JD-2000	42 [38-47]	130 [18-23]	1,012 [ind]	2,640 [ind]

Ind : information non disponible

De nombreuses études ont démontré des différences de toxicité entre le dispersant chimique ou l'hydrocarbure pétrolier seul et le mélange dispersants/hydrocarbures. En voici quelques exemples.

Parson et ses collaborateurs (1984) se sont intéressés aux effets d'un dispersant seul, le Corexit 9527, et du mélange Corexit 9527/Prudhoe Bay dans des mésocosmes immergés en juillet, entre 2 et 4 m de profondeur dans le Pacifique. Différents paramètres ont été mesurés pendant les 15 jours d'expérimentation, comme le contenu en chlorophylle *a* (production I)¹, le métabolisme hétérotrophe (production II)², le nombre de bactéries, ainsi que le dénombrement du phytoplancton et du zooplancton (production III)³ dans chacun des trois mésocosmes (contrôle, Corexit 9527 et mélange Corexit 9527/Prudhoe Bay). Les résultats ont montré que le Corexit 9527 seul n'affectait pas l'écologie des producteurs I, II et III. Plus précisément, le Corexit 9527 n'a pas modifié le contenu en chlorophylle *a* (production I). Les auteurs suggèrent aussi que le Corexit 9527 a été métabolisé par les bactéries (production II), dont l'abondance et l'activité métabolique avaient augmenté après exposition au dispersant. En ce qui concerne la production III, l'abondance du phytoplancton et du zooplancton n'avait pas changé après les 15 jours d'expérimentation. L'effet du mélange Corexit 9527/Prudhoe Bay était très différent. La production I avait chuté les huit premiers jours de l'expérience, puis augmenté à nouveau. La production II avait augmenté les six premiers jours, pour finalement diminuer. De plus, les communautés de zooplancton (production III) avaient évolué après exposition au mélange : des microflagellés avaient remplacé des diatomées. Les auteurs ont attribué la diminution de la production I à la rapide atténuation de la lumière lors de l'application d'hydrocarbures dispersés. Selon les auteurs, cette atténuation de lumière n'est toutefois pas suffisante pour expliquer les changements de la communauté zooplanctonique. Ainsi, cet hydrocarbure dispersé par le Corexit 9527 semble perturber beaucoup plus le plancton, particulièrement le zooplancton, que le dispersant seul.

¹ Les producteurs I désignent les organismes capables de synthétiser de la matière organique à partir de matières minérales grâce à l'énergie lumineuse.

² Les producteurs II désignent l'ensemble des organismes fabriquant leur propre matière organique à partir des constituants organiques de leurs aliments issus des producteurs I.

³ Les producteurs III désignent l'ensemble des organismes fabriquant leur propre matière organique à partir des constituants organiques de leurs aliments issus des producteurs II.

Pour simuler au mieux le devenir des différents composés des hydrocarbures dans l'eau, les méthodes par agitation sont utilisées afin d'obtenir une émulsion dispersants/hydrocarbures, dont le potentiel toxique peut être évalué par des essais de toxicité (Aurand et Coelho, 2005). La méthode WAF (*Water Accomodated Fraction*) est une méthode uniquement manuelle. En cas d'utilisation d'un vortex (20 à 25 %), la méthode est dite CE-WAF (*Chemically Enhanced-Water Accomodated Fraction*). Des détails concernant les méthodes WAF et CE-WAF sont fournis à l'annexe 3. L'analyse chimique qualitative des émulsions obtenues par WAF et CE-WAF montre des différences. Pour les émulsions obtenues par WAF, les hydrocarbures pétroliers totaux (TPH) sont essentiellement constitués de composés volatils, alors que les émulsions obtenues par CE-WAF ont une proportion de composés volatils légèrement plus faible (Aurand et Coelho, 2005). Enfin, contrairement aux émulsions obtenues par WAF, les alcanes sont présents en quantités significatives dans les émulsions obtenues par CE-WAF. Les concentrations des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont aussi plus importantes dans les émulsions CE-WAF, dominées essentiellement par la série des naphthalènes. Ainsi, selon la méthode retenue et le protocole utilisé, les émulsions WAF et CE-WAF peuvent être très différentes.

Hook et Osborn (2012) ont mesuré les concentrations d'hydrocarbures seuls matures (Bass Strait), de dispersant (Slickgone NS®) et des émulsions WAF et CE-WAF des mélanges Slickgone NS®/Bass Strait mature (ratio de 1/10) qui inhibent la croissance de la diatomée *Phaeodactylum tricornutum* (concentration inhibitrice [CI] pour 10 et 50 % de la population) après 72 heures d'exposition. Les auteurs ont démontré que la toxicité des émulsions WAF ($CI_{10} = 0,0045$ mg/l; $CI_{50} = 0,05$ mg/l) et CE-WAF ($CI_{10} = 0,00007$ mg/l; $CI_{50} = 0,0002$ mg/l) du mélange dispersants/hydrocarbures vis-à-vis de la croissance de la diatomée *P. tricornutum* était plus élevée que celle du dispersant seul ($CI_{10} = 16$ mg/l; $CI_{50} = 77$ mg/l). De plus, des analyses par fluorescence (SYTOX® Green) indiquaient des dommages aux membranes des diatomées plus importants lorsque les diatomées étaient exposées à l'émulsion CE-WAF du mélange dispersants/hydrocarbures que lorsqu'elles étaient exposées aux dispersants seuls.

Jung et ses collaborateurs (2012) ont utilisé des mésocosmes verticaux de 1 000 litres, immergés pendant neuf jours, pour mettre en évidence que les effets du mélange dispersant Hi-Clean/Iranian Heavy, à un ratio de 1/10, sur le phytoplancton marin étaient plus importants que les effets de l'hydrocarbure seul. En présence d'hydrocarbure seul, l'abondance du phytoplancton avait diminué de 1,4 fois ($5,42 \pm 1,14 \cdot 10^4$ cellules/l), comparativement au contrôle ($7,40 \pm 2,45 \cdot 10^4$ cellules/l). En présence de mélanges dispersants/hydrocarbures, l'abondance avait significativement diminué de près de 6,8 fois ($1,09 \pm 0,24 \cdot 10^4$ cellules/l) comparativement au contrôle. La structure de la communauté phytoplanctonique était également modifiée. L'espèce dominante avant exposition, *Chaetoceros diadema*, avait été remplacée par *Guinardia delicatula* et *Thalassionema nitzchioides* après l'introduction du mélange dispersants/hydrocarbures.

Finalement, l'étude menée par Rico-Martinez et ses collaborateurs (2013) sur les rotifères marins *Brachionus plicatilis* a démontré que l'émulsion WAF du mélange Corexit 9500/Macondo mature, à un ratio de 1/10, était plus toxique pour *B. plicatilis* que le dispersant seul ou l'hydrocarbure seul. En effet, les CL_{50-24} h pour le Corexit 9500 seul et l'hydrocarbure pétrolier seul étaient estimées à 14,25 mg/l (I.C. 95 % 12,52-16,20) et 11,02 mg/l (I.C. 95 % 9,04-3,45) respectivement, alors que pour le mélange, la CL_{50-24} h était estimée à 0,21 mg/l (I.C. 95 % 0,17-0,27).

Deux raisons principales sont évoquées afin d'expliquer la plus grande toxicité des mélanges dispersants/hydrocarbures par rapport aux hydrocarbures seuls ou aux dispersants seuls : 1) une augmentation, dans le mélange, de la biodisponibilité des composés toxiques comme les HAP du fait de la dispersion des hydrocarbures dans la colonne d'eau ; 2) une augmentation de l'exposition des organismes présents du fait d'une plus grande surface de contact entre les organismes et les hydrocarbures pétroliers après la dispersion des hydrocarbures (National Academy of Science, 2005; Ramachandran et collab., 2004).

Notons que les organismes aquatiques peuvent également être exposés aux produits issus de la dispersion des hydrocarbures par l'ingestion de nourriture contaminée. Wolfe et ses collaborateurs (1998) ont évalué la biodisponibilité et le transfert trophique des HAP, dont la concentration augmente du phytoplancton aux rotifères à la suite de la dispersion avec le Corexit 9527. Les résultats ont indiqué qu'approximativement de 20 à 45 % de l'exposition des rotifères était due à l'ingestion de nourriture contaminée, soit, dans ce cas-ci, le phytoplancton.

2.3.2 Sensibilité des espèces

Comme pour bien d'autres contaminants, la réponse des organismes aux dispersants varie selon l'espèce considérée. De nombreuses données de toxicité aiguë mettent en évidence cet aspect. Voici quelques exemples.

George-Ares et Clark (2000) ont inventorié dans une revue de littérature les effets des dispersants Corexit 9527 et Corexit 9500 sur respectivement 37 et 19 espèces aquatiques, parmi lesquelles des crustacés (*Artemia salina*, *Gammarus oceanicus*, etc.), des mollusques (*Argopecten irradians*, *Crassostrea gigas*, etc.) et des poissons (*Menidia beryllina*, *Fundulus heteroclitus*, etc.). Pour le Corexit 9527, les valeurs de CL₅₀-24 h et 96 h variaient pour les poissons de 74 à 400 mg/l. Pour les crustacés, les CL₅₀-24 h et 96 h variaient de 2,4 à plus de 1 000 mg/l. Pour le Corexit 9500, les données colligées par George-Ares et Clark (2000) indiquaient que les poissons semblent moins sensibles à ce dispersant que les crustacés. En effet, les CL₅₀-48 h et 96 h des poissons juvéniles ou adultes exposés au Corexit 9500 étaient comprises entre 50 et 334 mg/l, alors que pour les crustacés juvéniles ou adultes, les CL₅₀-48 h et 96 h étaient comprises entre 3,5 et 36 mg/l. Les larves de poissons de *Menidia beryllina* et de *Scophthalmus maximus* présentaient toutefois des valeurs de CL₅₀-48 h et 96 h intermédiaires (25,2 à 74,7 mg/l).

Autre exemple, le mélange Oilperse 43/pétrole vénézuélien a démontré une forte toxicité pour les oursins *Strongylocentrotus droebachiensis* (CL₅₀ = 0,25 mg/l) et une faible toxicité pour le saumon de l'Atlantique *Salmo salar* (CL₅₀ = 99,0 mg/l) (Barnett et Toews, 1978a, b; Wells et Keizer, 1975). Dans le même ordre d'idée, Coelho et ses collaborateurs (2011) ont comparé la toxicité des mélanges d'un hydrocarbure frais (Macondo) avec trois dispersants (Corexit 9500, Dispersit SPC 1000 et JD-2000), à un ratio de 1/20, pour trois espèces, soit un rotifère (*B. plicatilis*), une crevette (*M. bahia*) et un poisson (*M. beryllina*). Les effets des deux mélanges Corexit 9500 ou JD-2000/Macondo, obtenus par CE-WAF, étaient similaires, à savoir moins importants pour les rotifères (CL₅₀-24 h de 9,54 mg/l et 5,61 mg/l) que pour les crevettes (CL₅₀-24 h de 0,43 mg/l et 1,3 mg/l) et les poissons (CL₅₀-24 h de 0,57 mg/l et 2,64 mg/l). Par contre, pour le mélange obtenu avec le dispersant Dispersit SPC 1000, les effets

toxiques étaient plus élevés que pour les deux autres dispersants et les CL₅₀-24 h estimées étaient du même ordre de grandeur pour les trois organismes : 0,486 mg/l pour les rotifères, 0,259 mg/l pour les poissons et 0,390 mg/l pour les crevettes.

Quelques études ont porté sur des effets de ces substances sur les communautés microbiennes. Ainsi, Deflora et ses collaborateurs (1985) ont réalisé des essais de génotoxicité avec cinq dispersants (Magna Zerichem Desal 119, Chemisol TC66, Fina Sol OSR-1980, Fina Sol OSR-1983, Prodeco Prodesolv 128). Les résultats indiquent que les cinq dispersants peuvent être considérés comme mutagènes du fait des résultats du test d'Ames. Trois d'entre eux (Magna Zerichem Desal 119, Fina Sol OSR-1980 et Fina Sol OSR-1983) peuvent être également considérés comme génotoxiques.

Enfin, l'étude de Goodbody-Gringley et ses collaborateurs (2013) a examiné les effets potentiels du pétrole South Louisiana mature et du Corexit 9500, seuls et en mélange, sur deux espèces de coraux tropicaux de Floride, *Porites astreoides* et *Montastraea faveolata*, aux stades larvaires. Les résultats ont démontré que l'établissement et la survie des larves diminuaient avec des concentrations croissantes du mélange dispersants/hydrocarbures, obtenu par WAF et CE-WAF, ainsi que de Corexit 9500 seul. La réponse variait selon les espèces. Ainsi, les larves de *P. astreoides* étaient plus tolérantes (meilleur établissement et meilleure survie) à une exposition à l'émulsion dispersants/hydrocarbures, obtenue par WAF, que les larves de *M. faveolata*.

La plupart des essais de toxicité sont réalisés à des températures considérées comme tempérées (15 à 20 °C) ou tropicales (20 à 25 °C), ce qui n'est pas la réalité du système Saint-Laurent, où les températures des eaux de surface varient entre 2 et 17 °C selon la saison. Il est donc nécessaire de disposer de données de toxicité pour des espèces d'eau froide. À notre connaissance, une seule étude, menée par McFarlin et Perkins (2011), a permis d'obtenir des données de toxicité pour des espèces d'eau froide (eau de l'Alaska : 7 °C) comme le copépode *Calanus glacialis*, le chabosseau *Myoxocephalus* sp. et la morue polaire *Boreogadus saida*. Ces espèces ont été exposées à deux types d'émulsions (WAF et CE-WAF, ratio de 1/10), obtenues à partir du mélange Corexit 9500/Alaska North Slope mature. L'exposition pour les copépodes *C. glacialis* était de 12 jours et celle des poissons *Myoxocephalus* sp. et de *B. saida*, de 96 heures. Étant donné que les conditions expérimentales de cette étude étaient similaires à celles de l'étude d'Aurand et Coehlo (2005), McFarlin et Perkins (2011) ont comparé les résultats de leur étude à ceux d'Aurand et Coehlo (2005). Ceux-ci sont présentés dans le tableau 5 ci-dessous. Les auteurs ont conclu que les valeurs de toxicité obtenues pour les organismes d'eau froide exposés aux émulsions du Corexit 9500/Alaska North Slope mature pouvaient être considérées comme similaires à celles obtenues pour les organismes d'eau tropicale-tempérée. Toutefois, ces informations sont fragmentaires et ne permettent pas de déterminer si les résultats obtenus pour les espèces d'eau tempérée, voire tropicale, peuvent être utilisés pour évaluer la sensibilité des espèces du Saint-Laurent à ces contaminants.

Tableau 5 : Comparaison de la toxicité d'une émulsion WAF ou CE-WAF, obtenue à partir d'un mélange Corexit 9500/Alaska North Slope mature, vis-à-vis d'espèces d'eau froide et d'espèces d'eau chaude

Espèces	CL ₅₀ (mg/l)		
	WAF	CE-WAF	
Eau tropicale-tempérée (Aurand et Coelho, 2005)			
<i>Mysidopsis bahia</i>	Crevette de Mysid	8,21	28
<i>Chionoecetes bairdi</i>	Crabe des neiges ⁴	9,7	13
<i>Crassostrea gigas</i>	Huître creuse	1,83	2,3
<i>Sciaenops ocellatus</i>	Ombrine ocellée (poisson)	0,85	4,2
<i>Scophthalmus maximus</i>	Turbot (poisson)	1,33	48,6
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette nord-américaine (poisson)	26,4	26
<i>Atherinops affinis</i>	Capucette baré (poisson)	40,2	18
Eau froide (McFarlin et Perkins, 2011)			
<i>Calanus glacialis</i>	Copépode	5,0	22
<i>Myoxocephalus</i> sp.	Chaboisieux (Poisson)	5,7	28
<i>Boreogadus saida</i>	Morue polaire (Poisson)	5,7	55

Comme pour bien d'autres contaminants, les stades embryonnaires et larvaires apparaissent plus sensibles que les stades adultes, que l'on considère uniquement les dispersants chimiques ou que l'on considère les mélanges dispersants/hydrocarbures (George-Ares et Clark, 2000).

À titre d'exemple, lors de l'étude menée par Smith et ses collaborateurs (2012), en eau douce, il a été observé que plus les grenouilles (*Xenopus laevis*) étaient exposées au dispersant Corexit 9500 (pendant 96 heures) aux jeunes stades de développement (œuf et têtard), plus elles développaient des malformations et des pathologies chroniques tout au long de leur cycle de vie (stades larvaire et adulte). Les dangers d'impact à long terme reliés à l'exposition au Corexit 9500 durant les jeunes stades de développement des amphibiens semblent donc importants. De plus, il a été observé que lors de l'exposition aux dispersants, le ratio mâle/femelle changeait en favorisant la différenciation sexuelle envers les mâles.

L'étude de Linden (1974, cité dans George-Ares et Clark, 2000) est un autre exemple des effets de ces contaminants sur les jeunes stades. Ainsi, dans cette étude, des œufs de harengs baltiques (*Clupea harengus membras*) ont été exposés à différents stades de développement (juste après la fécondation et six heures après la fécondation) à deux dispersants (BP 1100X et Finasol Sc). Les résultats ont montré une plus grande sensibilité des œufs aux deux dispersants si l'exposition avait lieu au moment de la fécondation plutôt que six heures après la fécondation.

Cette différence selon le stade de développement a également été observée chez des copépodes arctiques *C. glacialis*. En début de cycle de vie, les copépodes exposés à une émulsion du mélange Corexit 9500/Alaska North Slope frais (ratio de 1/10, CE-WAF) étaient caractérisés par une CL₅₀ estimée à 19 mg/l, alors que si l'exposition

⁴ Malgré le nom de l'espèce, les individus de cette étude proviennent d'une zone tempérée et s'y développent.

avait lieu en fin de cycle de vie, la CL₅₀ était estimée à 62 mg/l (McFarlin et Perkins, 2011).

2.3.3 Dispersion et activité des microorganismes

Un des objectifs de l'utilisation de la dispersion chimique est de faciliter la dégradation microbienne des hydrocarbures en formant des gouttelettes et en augmentant ainsi la surface de contact entre hydrocarbures et microorganismes. En effet, c'est l'action concertée de milliers de microorganismes qui va permettre la dégradation des hydrocarbures pétroliers. Cependant, cette biodégradation présente certaines limites et dépend de nombreux facteurs, comme les propriétés physicochimiques des hydrocarbures, la température, la disponibilité en oxygène puisque le processus de biodégradation est aérobie, ainsi que la disponibilité des nutriments comme l'azote ou le phosphore (The American Academy of Microbiology, 2011). La disponibilité en nutriments est d'ailleurs un facteur limitant majeur de la biodégradation. C'est pourquoi un apport de fertilisant est souvent nécessaire à la suite de la dispersion chimique (Atlas, 1995; Pelletier et collab., 2004).

Du fait de cet objectif, la majorité des études sur les microorganismes portent sur la biodégradation des hydrocarbures pétroliers en présence ou non de dispersants chimiques par l'activité des microorganismes. À titre d'exemple, Ortmann et ses collaborateurs (2012) ont mis en évidence que l'abondance des procaryotes augmente lors de l'ajout d'hydrocarbures, de dispersants et de mélanges dispersants/hydrocarbures, car cela accroît considérablement la quantité de carbone organique pouvant être utilisée comme source de nourriture par les communautés de procaryotes pour produire de la biomasse. Ceci conduit à la dégradation des hydrocarbures et c'est cette activité qui est souvent promue lors des procédés de bioremédiation. Notons qu'en réponse à cette augmentation d'abondance des procaryotes, les populations de prédateurs de procaryotes, comme les microorganismes hétérotrophes flagellés, ont alors tendance à augmenter (Koshikawa et collab., 2007; Parsons et collab., 1984). Il convient de mettre en relation cette observation avec le fait que l'ajout d'hydrocarbures, de dispersants et de mélanges dispersants/hydrocarbures peut affecter les populations de mésozooplancton composées essentiellement de copépodes (Jung et collab., 2010; Koshikawa et collab., 2007; Linden et collab., 1987). Or, étant donné que ce groupe constitue le lien entre les microorganismes et les organismes supérieurs dans la chaîne trophique des écosystèmes aquatiques, la réduction du mésozooplancton pourrait avoir un impact important sur le contrôle des proies de ces organismes ainsi que sur les communautés piscicoles (Ortmann et collab., 2012).

2.3.4 Effet particulier sur les oiseaux

Un des objectifs de l'utilisation de dispersant chimique est de diminuer considérablement l'effet des hydrocarbures déversés sur les oiseaux et les mammifères marins en réduisant le danger de mazoutage. Toutefois, très peu d'études ont porté sur les effets directs des dispersants ou des mélanges dispersants/hydrocarbures sur ces organismes.

Duerr et ses collaborateurs (2011) ont étudié les effets d'un hydrocarbure (le Prudhoe Bay) et du dispersant Corexit 9500, ainsi que ceux du mélange hydrocarbure-dispersant,

sur le plumage des guillemots de Troïl (*Uria aalge*). Les résultats ont montré que toutes les solutions contenant du dispersant (seul ou mélangé avec de l'hydrocarbure) avaient un effet immédiat sur la capacité hydrofuge des plumes en cas d'immersion. En conséquence, les auteurs supposent que si le guillemot nage dans un panache d'hydrocarbures dispersés submergés, il pourra y avoir une perte d'isolation thermique et l'altération de sa flottabilité. De plus, certaines études ont mis en évidence la contamination des œufs du canard colvert (*Anas platyrhynchos*) lors du retour au nid par le mélange resté sur l'adulte. Le dispersant (Corexit 9500) peut ensuite pénétrer la coquille et avoir une forte incidence sur le développement embryonnaire (Wooten et collab., 2012).

2.3.5 Dispersants et milieux côtiers

Bien que la dispersion chimique soit une méthode d'intervention à privilégier en eau profonde, où la circulation d'eau est importante, du dispersant, des hydrocarbures ainsi qu'une partie du mélange dispersants/hydrocarbures pourraient rejoindre des berges, des marais ou des cours d'eau. Étant donné que les dispersants n'ont pas été conçus pour être utilisés directement sur les milieux côtiers, peu d'études ont été réalisées afin d'évaluer l'effet du dispersant ou du mélange dispersants/hydrocarbures sur la faune et la flore des milieux côtiers (Pezeshki et collab., 2000). Voici néanmoins quelques exemples.

Une forte toxicité du mélange Corexit 9500/South Louisiana vis-à-vis des chironomides, un invertébré benthique, a été relevée dans les études menées par Bhattacharyya et ses collaborateurs (2003). Ainsi, 100 % des chironomides (invertébrés benthiques) exposés au mélange dans des microcosmes étaient morts. Les auteurs soulignent que ces résultats corroborent des observations de terrain indiquant que les populations de chironomides étaient encore absentes deux ans après l'apport d'un mélange dispersants/hydrocarbures dans les sédiments d'un marais contaminé par un pétrole brut (Harrel, 1985).

L'étude de Page et ses collaborateurs (2002) a montré que la dispersion chimique avec du Corexit 9500 n'a pas permis d'augmenter la biodégradation de l'hydrocarbure pétrolier dans les marais de la rivière San Jacinto (Houston, Texas), du fait de la faible circulation d'eau dans cette zone tidale (Bhattacharyya et collab., 2003; Page et collab., 2002). L'activité métabolique des populations microbiennes présentes dans les sédiments des berges n'avait pas changé en présence d'un mélange Corexit 9550/hydrocarbure. Cela n'indique toutefois pas une absence de toxicité du mélange sur les communautés microbiennes. En effet, les espèces sensibles peuvent disparaître alors que les espèces tolérantes au mélange peuvent maintenir l'activité métabolique à un niveau élevé (Nyam, 1999; Nyam et collab., 2007).

2.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Les dispersants chimiques, autant que les hydrocarbures, ont des compositions chimiques très variées qui leur confèrent un potentiel toxique tout aussi varié. Comme pour d'autres contaminants, la réponse des organismes aux dispersants chimiques varie selon l'espèce considérée. Les stades embryonnaires et larvaires apparaissent plus sensibles que les stades adultes. De grandes différences de toxicité sont également observées entre différents mélanges de dispersants/hydrocarbures. Ces mélanges sont

significativement plus toxiques que les dispersants et les hydrocarbures seuls pour les organismes aquatiques, quel que soit le niveau trophique considéré. La majorité des études attribuent cela à l'augmentation des HAP dans la colonne d'eau et à l'augmentation de l'exposition des organismes présents aux gouttelettes d'hydrocarbures dans la colonne d'eau et, par conséquent, à une plus grande surface de contact entre les organismes et les hydrocarbures pétroliers.

L'analyse des données disponibles sur les dispersants chimiques a permis de relever plusieurs manques d'informations quant à la toxicité des dispersants et des mélanges dispersants/hydrocarbures. Il conviendrait de mettre en place des études expérimentales pour combler ce manque d'informations dans le but d'évaluer la possibilité ou non d'utiliser un dispersant dans les milieux aquatiques du Québec :

1. Définir la sensibilité des espèces d'eau froide, typique des milieux aquatiques du Québec, et le type d'effets associés aux dispersants et aux mélanges dispersants/hydrocarbures;
2. Définir le devenir physique et chimique ainsi que la biodégradabilité des dispersants et des mélanges dispersants/hydrocarbures dans les conditions environnementales rencontrées dans les milieux aquatiques du Québec, notamment en période de glaces;
3. Définir les effets écotoxicologiques des produits issus de la dégradation des dispersants et des mélanges dispersants/hydrocarbures sur des espèces d'eau froide, typique des milieux aquatiques du Québec;
4. Définir les mesures de mitigation à mettre en œuvre pour limiter l'exposition des oiseaux et des mammifères marins aux hydrocarbures pétroliers en cas d'utilisation de dispersants.

3. NETTOYAGE CHIMIQUE DES PLAGES

Le nettoyage chimique des plages consiste à utiliser des nettoyeurs de plage, c'est-à-dire des agents de traitement qui permettent de détacher les hydrocarbures d'une surface (paroi rocheuse, plantes, etc.). Le nettoyeur de plage réduit la viscosité des hydrocarbures et leur adhérence aux surfaces.

Il existe deux catégories de nettoyeurs de plage (Walker et collab., 1999) :

- des solvants à base d'agents non tensioactifs. Après l'application du produit, la surface est rincée avec de l'eau, ce qui permet d'en détacher les hydrocarbures. Ceux-ci flottent alors sur l'eau libre et peuvent être récupérés par des méthodes mécaniques. Ces solvants sont principalement des distillats de pétrole semblables au kérosène ou des huiles végétales. Ces nettoyeurs de plage sont peu utilisés du fait de leur contenu important en composés aromatiques ayant des effets toxiques reconnus sur le milieu;
- des produits à base d'agents tensioactifs (ou surfactants) qui contiennent également des additifs et des solvants. L'agent tensioactif a deux fonctions : 1) détacher les hydrocarbures de la surface; 2) prévenir leurs dépositions sur une autre surface. Les additifs favorisent souvent la dissolution des hydrocarbures et les solvants servent à augmenter la solubilité des agents tensioactifs dans le produit. Bien que les nettoyeurs de plage et les dispersants contiennent tous deux des surfactants, ceux contenus dans les nettoyeurs de plage sont plus solubles dans l'eau que dans les hydrocarbures.

3.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

Les nettoyeurs de plage doivent être étendus manuellement sur les zones à nettoyer. Après 15 à 30 minutes, les surfaces peuvent être rincées à l'eau chaude, sous haute pression, afin d'éliminer les hydrocarbures (CEDRE, 2007; Fingas, 2011). Notons que plusieurs précautions doivent être prises lors de l'utilisation des nettoyeurs de plage, associés au jet d'eau sous pression, afin d'éviter que les hydrocarbures soient enfouis dans les sédiments des portions adjacentes aux surfaces nettoyées. De plus, une attention particulière doit être portée à la récupération des eaux de lessivage produites.

Plusieurs facteurs liés aux propriétés intrinsèques des hydrocarbures pétroliers et aux conditions environnementales sont susceptibles de modifier l'efficacité de cette méthode d'intervention.

Comme pour les dispersants chimiques (section 2.1), l'efficacité des nettoyeurs de plage est optimale lorsque le pétrole est frais et que sa viscosité est faible (Clayton, 1993). Ainsi, les nettoyeurs de plage doivent être employés rapidement, soit entre 24 et 48 heures après le déversement, avant que l'altération physicochimique des hydrocarbures ne limite leurs efficacités (Clayton, 1993). En effet, la viscosité de la plupart des hydrocarbures augmente après un certain temps de séjour sur le littoral. Cette augmentation diminue la pénétration des nettoyeurs de plage, qui auront alors tendance à perler à la surface de l'hydrocarbure au lieu de le pénétrer, réduisant considérablement l'efficacité de la méthode (Lemaire, 2010).

Les facteurs environnementaux ont aussi une influence importante sur l'efficacité de cette méthode. En effet, un hydrodynamisme modéré à fort ne permettra pas au nettoyeur de plage, appliqué sur le littoral, d'agir efficacement sur les hydrocarbures déversés. Il sera rapidement lessivé sous l'action des vagues. Aussi, puisqu'une diminution de la température entraînera une augmentation de la viscosité du pétrole, l'efficacité du nettoyeur de plage dépendra fortement de ce facteur. Une étude (Clayton, 1993) a d'ailleurs démontré une augmentation de la performance de trois nettoyeurs de plage (Corexit 9580, Corexit 7664 et Citrikleen XPC) après une augmentation de la température, soit de 25 à 40 % à 20 °C et de 55 à 80 % à 100 °C. Notons que, contrairement au dispersant chimique, la salinité affecte peu l'efficacité des nettoyeurs de plage (Clayton, 1993). Finalement, selon le CEDRE (2007), les nettoyeurs de plage sont plus efficaces pour des substrats présentant une granulométrie grossière et un nettoyage grossier préliminaire est recommandé.

L'efficacité des nettoyeurs de plage diffère aussi d'un produit à l'autre, comme l'a démontré l'étude de Michel et Benggio (1995). Cette étude a été menée après un déversement de mazout n° 6 dû à l'échouement de la barge *Morris J. Berman* sur un récif de corail près de Porto Rico, en 1994. Les auteurs avaient comparé l'efficacité de deux nettoyeurs de plage, le Corexit 9580 et le PES-51. Les résultats ont démontré l'avantage particulier du Corexit 9580 qui ramollit le pétrole et limite ainsi la concentration des jets d'eau chaude à haute pression sur de petites surfaces de roche. Un balayage large suffisait pour enlever les hydrocarbures, ce qui limitait la désagrégation de la roche si celle-ci était friable, un des dangers du lavage à l'eau haute pression. Toutefois, en raison de la haute pression utilisée, le pétrole avait tendance à se disperser et former un effluent brun qui risquait de contaminer des portions adjacentes de littoral. De plus, si la roche traitée était poreuse, les effluents de nettoyage risquaient de s'infiltrer. L'étude a également mis en évidence que le nettoyeur de plage PES-51 permettait de travailler avec des jets d'eau à température ambiante à haute pression. Cet atout est non négligeable, car les hautes températures utilisées dans le nettoyage sous pression peuvent stériliser les substrats traités. Selon cette étude, ce produit permettait de simplement décoller les hydrocarbures du substrat, ce qui évitait la dispersion des hydrocarbures, observée avec le Corexit 9580. Le ramassage des déchets issus de l'utilisation de ce nettoyeur de plage était facilité. Cependant, le PES-51 était moins efficace que le Corexit 9580 et, de ce fait, nécessitait souvent une seconde application. L'impact était alors observable : le double passage du jet sous pression fragilisait et désagrégeait le substrat.

3.2 Réglementation

Comme dans le cas de l'utilisation des dispersants chimiques (section 2.2), l'utilisation de la méthode de nettoyage chimique des plages contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) et au RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015). De plus, si le nettoyeur de plage utilisé est une matière dangereuse, la méthode contrevient à l'article 8 du RMD.

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE.

3.3 Écotoxicité

Cette section présente, dans une première partie, les données disponibles sur la toxicité létale des nettoyeurs de plage, dans une seconde partie, les données disponibles sur la toxicité sous-létale, et, dans une troisième partie, les résultats de quelques études *in situ*.

3.3.1 Toxicité létale

La plupart des études disponibles portent sur la toxicité létale des nettoyeurs de plage. Cette section présente les résultats de ces études.

Des essais de toxicité sur la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* ont été réalisés afin d'estimer une CL₅₀ (mg/l) pour plusieurs nettoyeurs de plage (Fingas et collab., 1990, dans Teas et collab., 1993; conditions d'essais non précisées). Les résultats montrent une grande variabilité de la toxicité selon le produit utilisé (Tableau 6). Le Corexit 9580 apparaît comme le moins toxique des 14 nettoyeurs de plage évalués pour la truite arc-en-ciel, avec une CL₅₀ estimée de plus de 5 600 mg/l. D'après Fingas et ses collaborateurs (1990), c'est ce nettoyeur de plage, parmi les produits évalués, qui avait la meilleure efficacité, avec un pourcentage d'hydrocarbures éliminés de 42 % en laboratoire.

Tableau 6 : Toxicité (CL₅₀ en mg/l) et pourcentage d'hydrocarbures éliminés de plusieurs nettoyeurs de plage pour la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* (Fingas et collab., 1990)

Nettoyeurs de plage	CL ₅₀ (mg/l) pour la truite	% d'hydrocarbures éliminés
Corexit 9580	> 5 600	42
Value 100	4 250	2
BP 1100X AB	2 900	23
Tornado	1 350	3
Corexit 7664	850	27
Pyrr	650	11
Firezyme	521	3
Siallon emulsifier	375	8
Breaker-4	340	13
Balchip 215	157	3
IDX 20	140	7
Oil Spill Eater	135	11
Bioversal	120	11
Nokomis 3	110	13

Hoff et ses collaborateurs (1994) ont comparé la toxicité de deux nettoyeurs de plage, le PES-51 et le Corexit 9580, pour trois espèces marines : un invertébré *Artémia* sp., un mollusque (*Crassostrea gigas*) et un poisson (*Fundulus heteroclitus*). Ces deux nettoyeurs de plage ont des conditions d'application et une solubilité identique, qui est d'ailleurs très faible. Notons qu'aucune information quant aux conditions expérimentales adoptées pour la réalisation de ces essais de toxicité ou le type d'effets mesurés pour l'estimation de la concentration efficace pour 50 % (CE₅₀) de *C. gigas* n'est fournie dans

l'article. Les résultats de cette étude montrent que le nettoyeur de plage PES-51 est beaucoup plus toxique que le Corexit 9580 pour les trois espèces exposées (Tableau 7). Les auteurs expliquent cette différence par la composition du PES-51, qui est à base de d-limonène à 90-97 % dont la toxicité est élevée pour les organismes aquatiques (CL₅₀-96 h de 35 mg/l pour la truite; Walker et collab., 1999).

Tableau 7 : Toxicité des nettoyeurs de plage PES-51 et Corexit 9580 vis-à-vis d'un invertébré, d'un mollusque et d'un poisson (Hoff et collab., 1994)

Espèce	Paramètre	PES-51	Corexit 9580
<i>Artémia</i> sp., invertébré	CL ₅₀ -48 h (mg/l)	665	2 800
<i>Crassostera gigas</i> , mollusque	CE ₅₀ *-48 h (mg/l)	18,7	38
<i>Fundulus heteroclitus</i> , poisson	CL ₅₀ -96 h (mg/l)	1 425	> 10 000

* Paramètre d'effet non précisé dans l'article

Le Tableau 8 présente une synthèse des données de toxicité de plusieurs nettoyeurs de plage vis-à-vis de différents organismes aquatiques comme des crustacés, des mollusques et des poissons. Il est important de mentionner que ces résultats proviennent de différentes études (Fiocco et collab., 1990; Hoff et collab., 1994; Michel et collab., 2001) dont les conditions expérimentales ne sont pas identiques et pas toujours bien spécifiées dans les documents disponibles. Tout comme les résultats de Fingas et ses collaborateurs (1990), ces données indiquent que le nettoyeur de plage Corexit 9580 présente une toxicité faible (CL₅₀ > 10 mg/l) pour plusieurs organismes aquatiques, dans des conditions de laboratoire, comparativement à d'autres nettoyeurs de plage (Fiocco et collab., 1991; Hoff et collab., 1994; Michel et collab., 2001). La plus forte toxicité du Corexit 9580 a été mesurée pour le poisson d'eau marine tropicale *Menidia beryllina*, avec une CL₅₀ de 32 mg/l. D'après les données répertoriées (Tableau 8), les nettoyeurs de plage Bisolve et Aquaclean apparaissent comme les nettoyeurs de plage les plus toxiques pour les organismes aquatiques.

Lors des interventions, les nettoyeurs de plage peuvent se mélanger aux hydrocarbures pétroliers. En effet, en raison des jets à haute pression, le pétrole est décollé des surfaces et peut former un effluent brun qui risque de contaminer des portions adjacentes de littoral. Il convient donc de considérer la toxicité des mélanges nettoyeurs de plage/hydrocarbures pétroliers.

Selon l'étude de Hoff et ses collaborateurs (1994; détails méthodologiques non présentés dans l'article), le mélange PES-51/mazout n° 6 (20 %/80 %) semble moins toxique que le nettoyeur de plage PES-51 seul :

- pour le mené tête de boule *Pimephales promelas*, un poisson d'eau douce tempérée, les valeurs de CL₅₀-24 h, 48 h et 96 h étaient identiques et estimées à 810 mg/l pour le PES-51 seul, et estimées à plus de 1 600 mg/l pour le mélange PES-51/mazout n° 6;
- pour le poisson d'eau marine tropicale *M. beryllina*, les valeurs de CL₅₀-24 h, 48 h et 96 h étaient identiques et estimées à 100 mg/l pour le PES-51 seul, et estimées à plus de 1 600 mg/l pour le mélange PES-51/mazout n° 6;

- pour l'invertébré d'eau marine *Artemia salina*, les valeurs de CL₅₀-24 h et 48 h étaient estimées à 980 et 840 mg/l respectivement pour le PES-51 seul, et à plus de 1 600 mg/l pour le mélange PES-51/mazout n° 6.

Fiocco et ses collaborateurs (1991) ont évalué la toxicité du Corexit 9850 seul et mélangé à du pétrole brut Alaska North Slope mature pour deux organismes marins, la larve d'huître *Crassostera* sp. et le saumon royal *Oncorhynchus tshawytscha*, selon les protocoles de l'USEPA *National Contingency Plan*. La toxicité de l'hydrocarbure seul n'a pas été évaluée. Pour les larves d'huître, la CL₅₀-96 h pour le Corexit 9580 était estimée à 54 mg/l, alors que pour le mélange Corexit 9580/Alaska North Slope mature (ratio de 1/30), la CL₅₀-96 h était estimée à 2 928 mg/l. Pour le saumon royal, la CL₅₀-96 h pour le Corexit 9580 était estimée à 3 750 mg/l, alors que pour le mélange Corexit 9580/Alaska North Slope mature (ratio de 1/10), la CL₅₀-96 h était estimée à 1 650 mg/l. Le mélange Corexit 9580/Alaska North Slope mature est moins toxique que le Corexit 9580 seul pour la larve d'huître, mais la toxicité du mélange est plus élevée pour le saumon royal que le Corexit 9580 seul.

D'après ces quelques études, il semblerait que la toxicité du mélange nettoyeur de plage/hydrocarbure varie selon le nettoyeur de plage et les espèces exposées. Il n'est pas possible d'observer une tendance avec les données disponibles.

Tableau 8 : Concentrations létales CL₅₀ (mg/l) de différents nettoyeurs de plage vis-à-vis d'organismes aquatiques, exposés en laboratoire

Organismes		Nettoyeur de plage	Temps d'exposition (h)	CL ₅₀ (mg/l)	Références
<i>Artemia</i> sp.	Invertébré Eau marine	Corexit 7664	48	10 000	Michel et collab., 2001
		Corexit 9580	48	2 800	Fiocco et collab., 1991
		Corexit 9580	48	2 800	Hoff et collab., 1994
		Corexit 9580	48	2 400	Michel et collab., 2001
		PES-51	48	840	Hoff et collab., 1994
		PES-51	48	665	Hoff et collab., 1994
		Aquaclean	48	11,7	Michel et collab., 2001
<i>Mysidopsis bahia</i>	Crevette Eau marine tropicale	CN-110	96	12 300	Michel et collab., 2001
		Cytosol	96	736	Michel et collab., 2001
		Corexit 9580	96	154	Fiocco et collab., 1991
		Corexit 7664	96	87	Michel et collab., 2001
		Corexit 9580	96	87	Michel et collab., 2001
		Aquaclean	96	32,7	Michel et collab., 2001
		Biosolve	96	3,6	Michel et collab., 2001
<i>Crassostera gigas</i>	Mollusque Eau marine	Corexit 9580	48	54	Fiocco et collab., 1991
		Corexit 9580	48	38	Michel et collab., 2001
		PES-51	48	19	Michel et collab., 2001
<i>Fundulus heteroclitus</i>	Poisson Eau marine tropicale	Corexit 9580	96	96 500	Fiocco et collab., 1991
		Corexit 9580	96	10 000	Hoff et collab., 1994
		Corexit 9580	48	10 000	Michel et collab., 2001
		PES-51	48	1 425	Hoff et collab., 1994
		PES-51	96	1 425	Hoff et collab., 1994
		PES-51	48	1 425	Michel et collab., 2001
		Corexit 7664	96	1 000	Michel et collab., 2001
		Aquaclean	96	70,7	Michel et collab., 2001
<i>Menidia beryllina</i>	Poisson Eau marine tropicale	CN-110	96	52 200	Michel et collab., 2001
		Corexit 7664	96	584	Michel et collab., 2001
		Cytosol	96	124	Michel et collab., 2001
		PES-51	96	100	Hoff et collab., 1994

Organismes		Nettoyeur de plage	Temps d'exposition (h)	CL ₅₀ (mg/l)	Références
		Aquaclean	96	70,7	Michel et collab., 2001
		Corexit 9580	96	32	Michel et collab., 2001
		Biosolve	96	6,4	Michel et collab., 2001
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Poisson Eau douce tempérée	Corexit 9580	96	10 000	Michel et collab., 2001
		Corexit 7664	96	850	Michel et collab., 2001
		PES-51	96	14	Michel et collab., 2001
		Biosolve	96	9	Michel et collab., 2001
<i>Pimephales promelas</i>	Poisson Eau douce tempérée	PES-51	96	810	Michel et collab., 2001
		PES-51	96	810	Hoff et collab., 1994
		Biosolve	96	750	Michel et collab., 2001

3.3.2 Toxicité sous-létale

Quelques études ont été réalisées pour évaluer la toxicité sous-létale des nettoyeurs de plage. En voici les principaux résultats.

Rial et ses collaborateurs (2010) ont exposé des œufs fécondés de moules *Mytilus galloprovincialis* et d'oursins *Paracentrotus lividus* au Cytosol, dans une eau marine à 20 °C. Le pourcentage d'œufs de moules ayant eu un développement satisfaisant était déterminé après 48 heures et la taille des larves d'oursins était mesurée après 48 heures. La toxicité du Cytosol vis-à-vis du développement des œufs des moules était élevée, avec une CE_{50-48 h} estimée à 0,008 mg/l. Il en va de même pour la croissance des larves d'oursins dont la CE_{50-48 h} a été estimée à 0,011 mg/l. Ces données contrastent avec les résultats obtenus par Walker et ses collaborateurs (1999), qui ont déterminé, pour le Cytosol, des CE_{50-48 h} comprises entre 578 et 738 mg/l pour le poisson tropical *M. beryllina* et de 121 mg/l pour la crevette *M. bahia*. Le fait que les conditions expérimentales ne soient pas décrites en détail dans les documents disponibles ne permet pas de comprendre ces différences importantes de toxicité entre les organismes et d'établir si ce sont les milieux d'exposition qui expliquent ces différences ou la sensibilité des espèces considérées.

La toxicité du Corexit 9580 seul ou mélangé avec le pétrole brut South Louisiana ou du diesel a été évaluée pour des chironomes (*Chironomus tentans*), des daphnies (*Daphnia pulex*) et le poisson médaka (*Oryzias latipes*) après 1 jour, 7 jours, 31 jours et 186 jours d'exposition dans des microcosmes d'eau douce (Bhattacharyya et collab., 2003). Les résultats (Tableau 9) montrent que la toxicité du Corexit 9580 seul diminuait au cours du temps pour finalement n'entraîner aucune mortalité (100 % de survie) après 186 jours pour les trois organismes. La toxicité des deux mélanges (Corexit 9580/South Louisiana et Corexit 9580/diesel) tendait à diminuer au cours du temps pour les daphnies et les poissons. Pour le mélange Corexit 9580/South Louisiana, la survie des daphnies et des poissons était redevenue acceptable (> 80 %) après 186 jours. Ce n'était pas le cas pour le mélange avec le diesel, même après 186 jours. Les résultats indiquent également que les chironomes exposés aux mélanges ne survivaient pas dans les microcosmes, quel que soit le mélange considéré. Cette toxicité pouvait être due à un effet synergique du Corexit 9580 avec les hydrocarbures pétroliers ou à l'effet des hydrocarbures seuls qui présentaient une toxicité élevée pour les chironomes (Tableau 9). L'étude ne permet pas de distinguer les deux aspects.

Tableau 9 : Pourcentage de survie des chironomes, des daphnies et du médaka exposés au Corexit 9580 seul et mélangé avec du pétrole brut South Louisiana ou du diesel (Bhattacharyya et collab., 2003)

Organismes	Temps (jours)	Corexit 9580	South Louisiana	Diesel	Corexit 9580/South Louisiana	Corexit 9580/diesel
Chironomes <i>Chironomus tentans</i>	1	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	7	13 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	31	37 %	6 %	0 %	0 %	0 %
	186	100 %	12 %	0 %	0 %	0 %
Daphnies <i>Daphnia pulex</i>	1	59 %	52 %	15 %	33 %	4 %
	7	70 %	74 %	7 %	41 %	4 %
	31	98 %	81 %	22 %	37 %	7,5 %

Organismes	Temps (jours)	Corexit 9580	South Louisiana	Diesel	Corexit 9580/South Louisiana	Corexit 9580/diesel
	186	100 %	100 %	26 %	89 %	24 %
Médaka	1	74 %	78 %	7 %	37 %	0 %
<i>Oryzias latipes</i>	7	85 %	70 %	15 %	44 %	4 %
	31	100 %	100 %	44 %	70 %	15 %
	186	100 %	100 %	81 %	96 %	63 %

Rial et ses collaborateurs (2010) ont également étudié les effets du mélange Cytosol/Libyan Light sur des œufs fécondés de l'oursin *P. lividus*, exposés au Cytosol seul et à ce mélange pendant 48 heures. La taille des larves a ensuite été mesurée. Les résultats ont montré que le mélange Cytosol/Libyan Light semblait moins toxique que le Cytosol seul. Ainsi, la CE₅₀-48 h estimée pour les oursins avec le Cytosol seul était de 0,011 ml/l pour la croissance des larves, alors que pour le mélange avec l'hydrocarbure, la CE₅₀ était estimée à 23,1 ml/l. Rial et collab.(2010) ont également étudié les effets des eaux de ruissellement issues de l'application du Cytosol sur des surfaces engluées de Libyan Light, en eau marine à 20 °C. Les CE₅₀-48 h de la croissance des larves d'oursins *P. lividus* et de la fécondation des moules *M. galloprovincialis* étaient estimées à 129 ml/l et 64,3 ml/l respectivement. La toxicité de ces eaux de ruissellement était moins importante pour ces paramètres d'effet que le Cytosol seul, comme indiqué ci-dessus.

3.3.3 Études *in situ*

Quelques études *in situ* ont été réalisées pour évaluer les effets des nettoyeurs de plage sur les organismes aquatiques, en particulier les effets des eaux de lessivage produites après le rinçage des surfaces engluées où le nettoyeur de plage était appliqué. Ces études sont présentées dans les paragraphes suivants.

À la suite du déversement de mazout n° 6 de la barge *Morris J. Berman* sur les côtes nord de Porto Rico, en 1994, le Corexit 9580 a été utilisé pour nettoyer le littoral. Shigenaka et ses collaborateurs (1995) ont alors réalisé un suivi biologique des organismes du littoral. Plusieurs espèces comme des oursins (*Echinometra lucunter*), des escargots (*Nerita tessellata* et *Littorina ziczac*) et des moules (*Brachiodontes exustus*) ont été prélevées dans des zones non impactées par le déversement d'hydrocarbures. Ces organismes ont été maintenus dans des aquariums d'eau de mer et, une heure avant le traitement du littoral avec du Corexit 9580, ils ont été placés dans des sacs en nylon et disposés sur trois zones du littoral : 1) une zone n'ayant pas reçu de mazout n° 6 ni de Corexit 9580; 2) une zone contaminée par du mazout n° 6; 3) une zone contaminée par du mazout n° 6 et nettoyée au Corexit 9580 selon les recommandations d'application du fabricant. Les résultats sont les suivants :

- Après 24 heures et 48 heures, les oursins *E. lucunter* ont montré peu de signes d'effets qui pourraient être attribués au mazout n° 6 ou au Corexit 9580. En effet, 24 heures après les traitements, aucune mortalité n'était observée dans les trois zones. De plus, ni l'adhérence ni les mouvements pédicellaires des organismes n'étaient modifiés (Tableau 10).

- Après 24 heures et 48 heures, les escargots *N. tessellata* ne présentaient aucune modification des paramètres d'effet mesurés (mortalité, mouvement de l'operculum et capacité de redressement), quelle que soit la zone considérée (Tableau 11). Par contre, les escargots *L. ziczac* ont montré certains effets nocifs après l'exposition au mazout n° 6 et au Corexit 9580 après 24 heures : 1) peu de signes d'activité pour 3 escargots sur 20 au total; 2) une incidence plus élevée sur la capacité de redressement de ces escargots pour le groupe exposé au mazout n° 6 et au Corexit 9580, après 24 et 48 heures par rapport au groupe témoin non exposé (Tableau 12).
- Les moules *B. exustus* ont montré un effet apparemment transitoire qui pourrait être le résultat d'une exposition au Corexit 9580. En effet, la capacité d'attachement du byssus était considérablement diminuée 24 heures après l'exposition au mélange Corexit 9580/mazout n° 6, mais redevenait normale après 48 heures, tout en restant inférieure aux valeurs mesurées dans les deux autres groupes (Tableau 13).

Ces résultats ont pu être mis en relation avec les résultats des analyses chimiques réalisées sur les eaux de lessivage s'écoulant à la suite du nettoyage avec le Corexit 9580. Des concentrations d'hydrocarbures aromatiques de l'ordre de 5,2 à 26 mg/l ont été détectées dans ces eaux, alors que pour les autres zones (sans hydrocarbure ou avec mazout n° 6 seul), les concentrations d'hydrocarbures aromatiques étaient sous la limite de détection de la méthode d'analyse utilisée (0,01 mg/l).

Tableau 10 : Effets de l'exposition à des hydrocarbures, au Corexit 9580 et à un mélange Corexit 9580/mazout n° 6, *in situ*, sur l'oursin *Echinometra lucunter* (n = 35; Shigenaka et collab., 1995)

	Durée d'expo.	Mortalité	Maintien des capacités d'adhérence	Maintien des mouvements pédicellaires	Maintien de la capacité de redressement
		%	%*	%*	%*
Contrôle	24 h	0	100	100	Non évalué
Mazout n° 6		0	100	100	Non évalué
Corexit 9580/ mazout n° 6		0	100	100	Non évalué
Contrôle	48 h	2,9	100	100	100
Mazout n° 6		0	100	100	100
Corexit 9580/ mazout n° 6		2,9	100	100	100

* Pourcentage déterminé avec le nombre total d'individus vivants.

Tableau 11 : Effets de l'exposition à des hydrocarbures, au Corexit 9580 et à un mélange Corexit 9580/mazout n° 6, *in situ*, sur l'escargot *Nerita tessellata* (n = 20; Shigenaka et collab., 1995)

	Durée d'expo.	Mortalité (%)	Maintien du mouvement de l'operculum (%)	Maintien de la capacité de redressement (%*)
Contrôle	24 h	0	100	100
Mazout n° 6		0	100	100
Corexit 9580/mazout n° 6		0	100	100
Contrôle	48 h	0	100	100
Mazout n° 6		0	100	100
Corexit 9580/mazout n° 6		0	100	100

* Pourcentage déterminé avec le nombre total d'individus vivants.

Tableau 12 : Effets de l'exposition à des hydrocarbures, au Corexit 9580 et à un mélange Corexit 9580/mazout n° 6, *in situ*, sur l'escargot *Littorina ziczac* (n = 20; Shigenaka et collab., 1995)

	Durée d'expo.	Mortalité (%)	Maintien du mouvement de l'operculum (%)	Maintien de la capacité de redressement (%*)
Contrôle	24 h	0	100	95
Mazout n° 6		0	100	90
Corexit 9580/mazout n° 6		15	100	70
Contrôle	48 h	0	100	95
Mazout n° 6		0	100	90
Corexit 9580/mazout n° 6		0	100	80

* Pourcentage déterminé avec le nombre total d'individus vivants.

Tableau 13 : Effets de l'exposition à des hydrocarbures, au Corexit 9580 et à un mélange Corexit 9580/mazout n° 6, *in situ*, sur la moule *Brachiodontes exustus* (n = 40; Shigenaka et collab., 1995)

	Durée d'expo.	Mortalité (%)	Maintien de l'attachement du byssus (%*)
Contrôle	24 h	2,5	76,9
Mazout n° 6		2,5	38,5
Corexit 9580/mazout n° 6		0	2,5
Contrôle	48 h	2,5	92,3
Mazout n° 6		2,5	71,8
Corexit 9580/mazout n° 6		0	58,0

* Pourcentage déterminé avec le nombre total d'individus vivants.

Fuller et ses collaborateurs (2000) ont évalué les effets biologiques d'un hydrocarbure seul et du mélange Corexit 9580/hydrocarbure (1/1 v/v) sur plusieurs espèces, à l'aide de mésocosmes et d'essais de toxicité en laboratoire. L'hydrocarbure était introduit en premier dans les enceintes d'essais, suivi du Corexit 9580, 24 heures plus tard, afin de représenter des conditions réalistes. Le nom de l'hydrocarbure utilisé dans cette étude n'est pas précisé. Les mésocosmes représentaient les conditions environnementales de la zone intertidale d'une plage de sable. Une espèce de crabe (*Uca* sp.) et une espèce d'huître (*Crassostrea virginica*) y étaient encagées et immergées. Un essai de toxicité en laboratoire a permis d'évaluer la qualité de la colonne d'eau pour des poissons (*Cyprinodon variegatus*), après contamination. Des essais de toxicité de laboratoire ont été réalisés sur des élutriats de sédiment⁵ pour évaluer la qualité du milieu pour des amphipodes (*Eohaustorius estuarius*) et des microorganismes (*Vibrio fischeri*, essai Microtox®). Après 96 heures d'exposition, aucune mortalité significative des huîtres et des poissons (< 10 % d'effet) n'avait été observée. Les résultats ont également mis en évidence que la survie des crabes avait diminué du fait de l'application de l'hydrocarbure dans les mésocosmes et non du fait de l'application du Corexit 9580. Pour les élutriats de sédiment, les essais Microtox® ont permis de mesurer une diminution de 63 % de leur toxicité 30 minutes après l'application du Corexit 9580, et une diminution de 86 % 10,5 heures après l'application du Corexit 9580. En revanche, tous les amphipodes étaient morts au terme des essais, démontrant la sensibilité de ces organismes aux déversements d'hydrocarbures et à l'utilisation du Corexit 9580.

Finalement, quelques études ont été réalisées pour évaluer l'efficacité du Corexit 9580 pour nettoyer des végétaux englués par du pétrole et améliorer leur survie à la suite d'un déversement.

Les mangroves sont des environnements marins très sensibles. En cas de déversement d'hydrocarbures, si aucune mesure n'est prise, la probabilité de mortalité des arbres est élevée. En effet, les hydrocarbures déversés peuvent couvrir les pores respiratoires, appelés lenticelles, et les pneumatophores, empêchant alors le transfert de l'oxygène de l'atmosphère vers les racines. L'étude de Teas et ses collaborateurs (1993) a évalué les effets de l'utilisation du Corexit 9580 sur les racines aériennes et les lenticelles d'un arbuste de mangrove, le palétuvier rouge (*Rhizophora mangle*), recouvertes par un pétrole lourd, le Bunker C. Après diverses durées de recouvrement par le Bunker C (4 heures, 1 jour, 2 jours, 3 jours, 7 jours, 15 jours et 30 jours), les différents groupes d'arbres englués ont été nettoyés avec du Corexit 9580 selon les conditions d'application recommandées par le fabricant, puis rincés à l'eau de mer. Cette expérience a démontré que l'application du nettoyeur de plage Corexit 9580 a permis de prévenir la mortalité de la mangrove (*R. mangle*) par asphyxie racinaire et qu'un délai de sept jours entre l'engluement de la mangrove et le nettoyage n'affectait pas la survie des arbres.

Pezeshki et ses collaborateurs (1998) ont démontré l'efficacité du Corexit 9580 pour nettoyer des marais salins du golfe du Mexique composés de *Spartina alterniflora*. Au cours de l'expérience, réalisée en serre, deux hydrocarbures pétroliers (South Louisiana et Arabian) ont été appliqués manuellement, à l'aide de coton, sur les feuilles des différents plants. Après deux jours, le Corexit 9580 était appliqué par pulvérisation, sans pression, et rincé 15 minutes plus tard à l'eau douce, sans pression. La conductance

⁵ Surnageant d'agitation du sédiment

stomacale ainsi que les activités respiratoire et photosynthétique des plants étaient mesurées à différents moments, pour une période totale de 52 jours après le nettoyage des plantes avec le Corexit 9580. Les résultats montrent que l'application du Corexit 9580 a permis aux plantes de maintenir les échanges gazeux entre leurs feuilles et l'atmosphère, ce qui est impossible lorsque les feuilles sont engluées d'hydrocarbures. Lors de cette expérience, il a été remarqué que beaucoup de feuilles mouraient lorsqu'elles étaient recouvertes d'hydrocarbures et non nettoyées, alors que les feuilles engluées d'hydrocarbures et nettoyées au Corexit 9580 ou seulement nettoyées au Corexit 9580 avaient un taux de mortalité très faible.

Enfin, Bizzell et ses collaborateurs (1999) ont étudié la capacité du Corexit 9580 à augmenter la biodégradation des hydrocarbures pétroliers déversés dans des marais. Les essais ont été réalisés dans les marais présents dans la zone intertidale de la rivière San Jacinto, au Texas. Une simulation de déversement de pétrole Arabian, suivi 24 heures plus tard d'une application de Corexit 9580 à plusieurs concentrations (0,2 l/m² et 0,4 l/m²) a été réalisée. Un rinçage avec l'eau de la rivière a été effectué 30 minutes après l'application du Corexit 9580. La taille des populations microbiennes, des dégradeurs d'hydrocarbures et des dégradeurs des composés aliphatiques et des HAP a été estimée pendant 160 jours. Les résultats montrent qu'après le déversement de l'hydrocarbure, la taille des deux populations microbiennes augmente, mais que l'addition du Corexit 9580, quelle que soit la concentration appliquée, ne semble pas stimuler ces populations microbiennes. Les auteurs de cette étude concluent que le Corexit 9580 ne contribue pas à une meilleure dégradation des hydrocarbures par ces deux populations microbiennes dans les sédiments du marais étudié.

3.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Comme pour d'autres contaminants, la réponse des organismes aquatiques aux nettoyeurs de plage varie selon l'espèce considérée. Parmi les espèces étudiées, en laboratoire ou *in situ*, les organismes benthiques tels que les chironomes et les amphipodes, en eau douce, et les moules et les oursins, en eau salée, semblent plus sensibles à long terme aux nettoyeurs de plage. De plus, d'après les données recueillies, la toxicité des mélanges hydrocarbures/nettoyeurs de plage apparaît moins élevée comparativement à celle du nettoyeur de plage seul.

D'après les données disponibles, le Corexit 9580 apparaît comme le nettoyeur de plage le moins toxique, en ce qui a trait à la toxicité létale, comparativement aux autres nettoyeurs de plage disponibles commercialement. Sa toxicité est généralement faible, bien que quelques espèces y soient plus sensibles, notamment des mollusques.

Néanmoins, le nombre d'études portant sur les nettoyeurs de plage est faible et les données qui sont disponibles ne permettent pas d'estimer le danger associé à ces produits pour les milieux aquatiques québécois. De plus, à notre connaissance, il existe peu d'études sur le devenir chimique des nettoyeurs de plage et des eaux de lessivage qui contiennent un mélange nettoyeur de plage/hydrocarbure dans les conditions environnementales rencontrées dans les milieux aquatiques au Québec. Or, ces informations sont importantes pour évaluer l'exposition potentielle des organismes.

Ainsi, il apparaît nécessaire d'acquérir des connaissances afin de définir le potentiel de danger des nettoyeurs de plage et de déterminer le bénéfice environnemental net de

cette méthode d'intervention :

1. Déterminer la toxicité des nettoyeurs de plage et des eaux de lessivage produites après le rinçage des surfaces engluées où le nettoyeur de plage a été appliqué vis-à-vis des organismes aquatiques présents au Québec, que ce soit pour les organismes de la colonne d'eau, les organismes benthiques ou ceux des milieux côtiers, dans des conditions environnementales spécifiques au Québec;
2. Définir le devenir physique, chimique et biologique des nettoyeurs de plage dans les milieux aquatiques, après utilisation, dans des conditions typiques du Québec.

4. SOLIDIFICATION (AGENT DE SOLIDIFICATION)

Les agents de solidification sont des produits qui sont épandus, sous forme de granules secs, sur des nappes d'hydrocarbures pour les solidifier. Le gel créé facilite la récupération mécanique des hydrocarbures. Certains agents de solidification sont aussi nommés « agents d'encapsulation », car ils permettent, comme leur nom l'indique, d'encapsuler et ainsi d'immobiliser les hydrocarbures. La résistance mécanique des gels formés par solidification est toutefois faible, ce qui représente un danger de retour des hydrocarbures à leur état liquide d'origine (Fingas, 2008).

Les agents de solidification sont composés, le plus souvent, de catalyseurs de polymérisation et d'agents de réticulation. Les polymères les plus utilisés pour les solidifiants sont des styrènes-butadiène (Fingas, 2011).

4.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

À notre connaissance, cette méthode d'intervention est une méthode expérimentale qui n'a pas fait l'objet d'une étude *in situ* et qui n'a pas été appliquée lors d'un déversement pétrolier. Peu d'informations sont disponibles sur les conditions d'application.

L'efficacité d'un agent de solidification est basée sur la quantité de produits et le temps nécessaire pour « fixer » un volume donné d'hydrocarbures. Des essais avec quelques produits ont démontré que, généralement, il faut épandre entre 13 et 44 % du poids des hydrocarbures déversés en agent de solidification pour solidifier un pétrole brut sur une période de 30 minutes (Walker et collab., 1999). La méthode semble applicable dans tous les environnements marins et en mer calme (Fingas, 2008; Tamis et collab., 2012). De plus, l'utilisation d'agents de solidification est possible pour des hydrocarbures de faible viscosité. Leur efficacité est faible dans le cas des pétroles lourds ou altérés (Fingas, 2008; Tamis et collab., 2012).

Il est vraisemblable que d'autres facteurs liés aux conditions environnementales et aux caractéristiques de la nappe d'hydrocarbures modifient l'efficacité de ces tensioactifs. Néanmoins, à notre connaissance, l'information n'est pas disponible.

4.2 Réglementation

Cette méthode contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) étant donné qu'un produit est introduit dans l'environnement. Si le produit ajouté est une matière dangereuse au sens du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015), l'utilisation des agents de solidification contrevient à l'article 8 de ce règlement.

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

Notons qu'à la suite de l'utilisation de cette méthode, le gel formé par l'agent de solidification et les hydrocarbures doit être récupéré en totalité afin de respecter l'article 9 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015).

4.3 Écotoxicité

Le potentiel de danger est lié à la toxicité de l'agent de solidification et du gel formé par solidification. À notre connaissance, seules deux études ont été menées sur le sujet (Fingas, 2008; Walker et collab., 1999). Elles sont présentées ci-dessous.

Fingas (2008) a évalué la survie de truites arc-en-ciel *O. mykiss* exposées pendant 96 heures à 17 mélanges d'agents de solidification et d'hydrocarbures (ASMB). Le Tableau 14 présente le pourcentage d'agents de solidification nécessaire, par rapport à la quantité d'hydrocarbures déversés, pour solidifier l'hydrocarbure, ainsi que les résultats des essais de toxicité obtenus après solidification, exprimés par des CL₅₀. Les résultats montrent que l'efficacité de ces produits est très variable, mais que la toxicité des mélanges agents de solidification/hydrocarbures est faible (CL₅₀ > 5 600 mg/l) ou non mesurable. Selon Fingas (2008), cette faible toxicité provient du fait que les agents de solidification, ainsi que les hydrocarbures, ne sont pas solubles dans l'eau après solidification. Toutefois, l'auteur mentionne que des études de toxicité à long terme sont nécessaires, notamment des essais de génotoxicité, de perturbation endocrinienne, etc.

Tableau 14 : Pourcentage d'agents de solidification nécessaire pour solidifier un hydrocarbure (ASMB) et survie de truites *Oncorhynchus mykiss* exposées au mélange agent de solidification/hydrocarbures, exprimée par des CL₅₀-96 h (Fingas, 2008)

Solidifiants	% de solidifiant nécessaire pour solidifier l'hydrocarbure	CL ₅₀ -96 h (mg/l) du mélange solidifiant / hydrocarbure
A610 Petrobond	13	> 5 600
Rawflex	16	> 5 600
Envirobond 403	18	> 5 600
Norsorex	19	> 5 600
Jet Gell	19	> 5 600
Grabber A	21	> 5 600
Rubberizer	24	> 5 600
SmartBond HS	25	> 5 600
Elastol	26	> 5 600
CI Agent	26	> 5 600
Gelco 200	29	> 5 600
Oil Bond 100	33	> 5 600
Oil Sponge	36	> 5 600
Petro Lock	44	> 5 600
SmartBond HO	45	> 5 600
Molten wax	109	> 5 600
Powdered wax	278	> 5 600

Dans le même ordre d'idée, Walker et ses collaborateurs (1999) rapportent que les agents de solidification ont une toxicité relativement faible pour les *Artemia*, et que de nombreux produits sont considérés comme non toxiques, avec des CL₅₀ supérieures à 10 000 mg/l. Toutefois, aucune précision sur les conditions expérimentales n'est apportée dans le document disponible. D'après ces auteurs, la principale préoccupation environnementale associée aux agents de solidification est liée au devenir et aux effets

des hydrocarbures traités et non récupérés ainsi que des produits qui n'ont pas réagi. En effet, de grandes quantités d'agents de solidification devraient être appliquées sur les rivages pour que la méthode soit efficace. Pourtant, aucune étude n'a évalué les effets potentiels des agents de solidification n'ayant pas réagi pour les organismes.

Enfin, à notre connaissance, la biodégradabilité des agents de solidification ou du mélange agent de solidification/ hydrocarbure n'a pas été étudiée.

4.4 Besoins d'acquisition de connaissances

D'après le peu d'études disponibles, les agents de solidification mélangés aux hydrocarbures auraient une faible toxicité pour les organismes aquatiques. Ceci serait dû au fait qu'une fois le mélange agents de solidification/hydrocarbures formé, les agents de solidification et les hydrocarbures ne sont plus solubles dans l'eau. Cependant, seules deux études sont disponibles. Afin de définir le potentiel de danger de la solidification et de déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention, il conviendrait d'évaluer le devenir et les effets à court et à long terme des hydrocarbures traités et non récupérés ainsi que des agents de solidification qui n'ont pas réagi. Ces études expérimentales devraient être menées dans les différentes conditions environnementales rencontrées dans le système Saint-Laurent pour évaluer les effets sur les organismes aquatiques, en particulier les organismes benthiques.

5. ÉLASTIFICATION (*RECOVERY ENHANCERS*)

L'élastification consiste à utiliser des produits à base de polymères organiques pour augmenter la viscoélasticité des hydrocarbures et ainsi faciliter leur récupération par les méthodes mécaniques comme les écrémeurs. Plus précisément, les agents élastifiants sont constitués de longues chaînes de polymères organiques solubles dans les hydrocarbures, comme le polyisobutylène. Ces agents se dissolvent dans les hydrocarbures et en modifient les propriétés physiques pour les rendre plus facilement récupérables.

5.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

À notre connaissance, cette méthode d'intervention est une méthode expérimentale qui a fait l'objet de quelques études *in situ*. Par exemple, l'agent élastifiant Élastol a été appliqué sur des nappes d'Alberta Sweet Mixed Blend (ASMB) mélangé avec du Bunker C sur les côtes de la Nouvelle-Écosse. En se basant sur des observations de terrain, les auteurs ont conclu que l'application de l'Élastol avait augmenté la viscoélasticité des hydrocarbures (Seakem Oceanography Ltd, 1990). Les mêmes observations ont été rapportées par (Walker et collab., 1999) après l'application d'Élastol sur des petites poches de pétrole brut flottant dans des zones peu profondes des marais à Port Neches, au Texas, en 1993.

Peu d'informations sont disponibles sur les conditions d'application de cette méthode. Il est possible d'avoir recours à l'élastification dans tous les environnements où les hydrocarbures peuvent être confinés pour être récupérés par écrémage et lorsque la mer est calme (Tamis et collab., 2012). Par contre, cette méthode n'est pas recommandée dans les zones sensibles ou en présence d'oiseaux puisque les hydrocarbures traités et non récupérés sont plus susceptibles d'adhérer à la végétation et au plumage (Tamis et collab., 2012). De plus, les agents élastifiants doivent être appliqués uniquement sur les hydrocarbures légers comme l'essence ou le diesel (Walker et collab., 1999).

Il est vraisemblable que plusieurs facteurs liés aux conditions environnementales et aux caractéristiques de la nappe d'hydrocarbures modifient l'efficacité de ces tensioactifs. Néanmoins, à notre connaissance, l'information n'est pas disponible.

Notons qu'à la suite de l'utilisation de cette méthode, le mélange élastifiants/hydrocarbures doit être récupéré en totalité afin d'éviter l'étouffement de la flore et la faune (Tamis et collab., 2012).

5.2 Réglementation

Cette méthode contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) étant donné qu'un produit est introduit dans l'environnement. Si le produit ajouté est une matière dangereuse au sens du RMD, son utilisation contrevient à l'article 8 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015), de même qu'à l'article 9 de ce même règlement si le produit et les hydrocarbures ne sont pas récupérés en totalité.

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

5.3 Écotoxicité

Le potentiel de danger est lié à la toxicité de l'élastifiant et aux mélanges élastifiant/hydrocarbures. À notre connaissance, seules quelques études de toxicité ont été menées sur ces produits. Elles sont présentées ci-dessous.

Walker et ses collaborateurs (1999) rapportent les effets d'un agent élastifiant, l'Élastol, sur des Artémias après une exposition de 96 heures. Deux formes d'Élastol, un liquide et une pâte, ont été utilisées pour réaliser ces essais de toxicité. Aucune autre information sur les conditions expérimentales adoptées n'est précisée dans le document. Les résultats ont montré que cet agent élastifiant était peu toxique pour les Artémias, quelle que soit la forme considérée. La CL₅₀-96 h était supérieure à 100 000 mg/l pour la forme liquide et de 18 000 mg/l pour la pâte.

L'Élastol a aussi été évalué par l'USEPA (<http://www2.epa.gov/emergency-response/elastol>) pour une crevette (*M. bahia*) et un poisson (*M. beryllina*) d'eau tropicale. Les résultats (Tableau 15) montrent que pour la crevette, le produit était plus toxique une fois mélangé avec l'hydrocarbure que seul, alors que pour le poisson, le mélange était moins toxique que l'hydrocarbure ou l'élastifiant seuls.

Tableau 15 : Toxicité de l'Élastol vis-à-vis de la crevette *Mysidopsis bahia* et du poisson *Menidia beryllina*

Produit	Organisme	CL ₅₀ -96 h, mg/l
Élastol	<i>Menidia beryllina</i>	1,3 (96 h)
	<i>Mysidopsis bahia</i>	94,0 (48 h)
Hydrocarbure n° 2	<i>Menidia beryllina</i>	5,4 (96 h)
	<i>Mysidopsis bahia</i>	3,3 (48 h)
Élastol/Hydrocarbure n° 2 (1/10)	<i>Menidia beryllina</i>	8,2 (96 h)
	<i>Mysidopsis bahia</i>	3,7 (48 h)

Les préoccupations environnementales associées à l'utilisation des agents élastifiants portent également sur le devenir et les effets des produits non récupérés et du mélange de ces produits avec les hydrocarbures non récupérés. Des questions ont été soulevées sur l'effet de l'Élastol non lié à l'hydrocarbure sur des poissons et des mollusques bivalves (Hartley et Hamera, 1995). Par ailleurs, les hydrocarbures traités se propagent moins, de sorte qu'ils peuvent être plus persistants. En outre, l'hydrocarbure traité peut être très collant et pourrait être plus susceptible d'adhérer à la fourrure, aux plumes, à la végétation et aux rives (Hartley et Hamera, 1995).

5.4 Besoins d'acquisition de connaissances

À notre connaissance, il existe trop peu de données pour permettre de définir le potentiel de danger des agents élastifiants et de déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention. Par conséquent, il conviendrait d'évaluer le devenir et les effets à court et à long terme des hydrocarbures traités et non récupérés ainsi que des agents élastifiants qui n'ont pas réagi. Ces études expérimentales devraient être menées dans les différentes conditions environnementales rencontrées dans le système Saint-Laurent.

6. BRIS D'ÉMULSION (*EMULSION BREAKER-INHIBITORS*)

À la suite d'un déversement d'hydrocarbures, il se forme par brassage des émulsions eau-dans-l'huile aussi appelées « mousse au chocolat ». La formation d'émulsions a de nombreux effets sur le comportement physique des hydrocarbures déversés. Deux effets sont particulièrement préoccupants pour les intervenants d'urgence : 1) les émulsions peuvent contenir entre 50 et 80 % d'eau, ce qui augmente le volume de matrice contaminée à récupérer (Walker et collab., 1999); 2) la viscosité des hydrocarbures émulsionnés augmente considérablement, pouvant atteindre 100 000 cSt (Walker et collab., 1999), ce qui augmente d'autant le danger de sédimentation des hydrocarbures. Par ailleurs, les émulsions réduisent l'efficacité des méthodes de récupération mécaniques des hydrocarbures, comme les systèmes d'écumage, ainsi que certaines méthodes d'intervention dites « particulières », telles que la dispersion chimique et le brûlage en eau libre ou dans la glace (Walker et collab., 1999).

Le bris d'émulsion est une méthode qui consiste à employer des agents tensioactifs, des briseurs d'émulsion ou des désémulsifiants, pour empêcher la formation d'une émulsion (inhibiteurs de l'émulsion) ou casser l'émulsion existante (rupture d'émulsion).

6.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

À notre connaissance, cette méthode d'intervention a été utilisée à quelques reprises lors d'essais de laboratoire et sur le terrain. Par exemple, lors de la marée noire de l'*Amoco Cadiz*, en 1978, en France, les désémulsifiants ont été appliqués dans les camions vacuum et les réservoirs de stockage afin d'augmenter l'efficacité du pompage des hydrocarbures (Peigne, 1993, cité dans Walker et collab., 1999). En 1992, lors d'essais terrain, l'utilisation combinée de désémulsifiants et de dispersants chimiques (Lewis et collab., 1993, cités dans Walker et collab., 1999; Lunel et Lewis, 1993) a permis de ralentir la formation d'émulsion et de disperser la nappe d'hydrocarbures.

Peu d'informations sont disponibles sur les conditions d'application de cette méthode. L'utilisation des désémulsifiants serait plus efficace directement à l'entrée de la pompe transportant les hydrocarbures récupérés vers les citernes d'entreposage. De plus, comme les désémulsifiants hydrophiles demeurent dans l'eau, il est préférable de les utiliser dans les réservoirs plutôt qu'en eau libre (Tamis et collab., 2012).

Il est vraisemblable que plusieurs facteurs liés aux conditions environnementales et aux caractéristiques de la nappe d'hydrocarbures modifient l'efficacité de ces tensioactifs. Néanmoins, à notre connaissance, l'information est peu disponible. La méthode par bris d'émulsion pour traiter des émulsions de résidus huileux visqueux ou de brut fortement paraffineux ou asphaltiques donne de mauvais résultats. De plus, l'efficacité des agents utilisés pour briser les émulsions diminue avec l'altération des émulsions (Tamis et collab., 2012).

6.2 Réglementation

Cette méthode contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) étant donné qu'un produit est introduit dans l'environnement. Si le produit ajouté est une matière

dangereuse au sens du RMD, son utilisation contrevient à l'article 8 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015), de même qu'à l'article 9 de ce même règlement si le produit et les hydrocarbures ne sont pas récupérés en totalité.

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

6.3 Écotoxicité

À notre connaissance, seules deux études très partielles sont disponibles sur le devenir et la toxicité des désémulsifiants en milieu aquatique.

Environnement Canada (Ross, 2005) présente des données de toxicité pour un désémulsifiant, le Vytac DM, sur la survie de truites *O. mykiss* et indique une absence de toxicité du produit avec des CL_{50-96} h estimées à environ 8 000 mg/l.

Lunel et Lewis (1993) ont réalisé des essais de terrain sur des nappes de pétrole traitées avec un désémulsifiant (aucune précision n'est apportée dans l'article). Ils ont observé une augmentation de la dispersion des hydrocarbures après l'application d'agents désémulsifiants. Lunel et Lewis (1993) mentionnent que la toxicité aquatique des hydrocarbures traités devrait être évaluée à l'aide d'essais à grande échelle, d'autant plus que les désémulsifiants augmentent la solubilité des hydrocarbures. Ainsi, la présence d'hydrocarbures dispersés associés à une plus grande solubilité des composés tels que les composés aromatiques pourrait augmenter la toxicité. Des essais de toxicité sur le produit seul, sur le mélange désémulsifiant/hydrocarbure et sur de l'eau séparée des émulsions permettraient de conclure sur cet aspect.

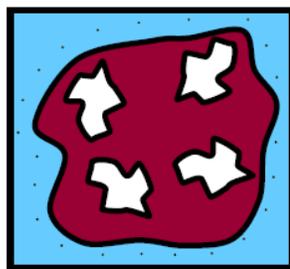
6.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Cette revue de littérature met en évidence le manque d'informations disponibles sur les désémulsifiants et la nécessité de mettre en place des études expérimentales pour combler ce manque d'informations. Afin de définir le potentiel de danger des désémulsifiants et de déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention, il conviendrait donc de mettre en place des expérimentations permettant d'évaluer le devenir et les effets à court et à long terme des hydrocarbures traités et non récupérés ainsi que des désémulsifiants qui n'ont pas réagi. Ces études expérimentales devraient être menées dans les différentes conditions environnementales rencontrées dans le système Saint-Laurent.

7. REPOUSSAGE (TENSIOACTIFS OU *HERDERS*)

La méthode d'intervention par repoussage consiste à appliquer à la surface de l'eau, autour d'une nappe d'hydrocarbures, un tensioactif, parfois appelé *herder*, ayant un meilleur pouvoir d'étalement que les hydrocarbures, dans le but de compresser la nappe et de faciliter sa récupération ou son brûlage *in situ*. Ainsi, ces tensioactifs peuvent être utilisés pour éviter l'étalement d'une nappe d'hydrocarbures.

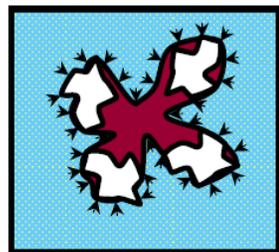
Tel qu'il est indiqué sur la Figure 3, une fois appliqués autour de la nappe d'hydrocarbures, ces tensioactifs ont la capacité de s'étaler rapidement en une couche monomoléculaire à la surface de l'eau, autour de la nappe. Ces tensioactifs sont caractérisés par une pression (ou coefficient) d'étalement élevée, d'environ 40 mN/m, alors que la plupart des hydrocarbures pétroliers ont des pressions d'étalement comprises entre 10 et 20 mN/m. En conséquence, l'application des tensioactifs réduit la tension de surface de l'eau autour de la nappe d'hydrocarbures (d'environ 70 mN/m à entre 20 et 30 mN/m). Ainsi, quand la monocouche de tensioactifs atteint le pourtour d'une nappe, la tension de surface change et entraîne la contraction de la nappe de pétrole en une nappe plus épaisse (Buist et collab., 2011).



Les tensioactifs sont déposés sur l'eau autour de la nappe d'hydrocarbures.



Les tensioactifs s'étalent rapidement pour former une monocouche autour de la nappe d'hydrocarbures.



Les tensioactifs changent la tension de surface de l'eau, contractant ainsi la nappe d'hydrocarbures.

Figure 3. Schéma décrivant le processus de compactage d'une nappe d'hydrocarbures à l'aide de tensioactifs (d'après Buist collab., 2011)

De faibles quantités de tensioactifs (p. ex., 50 mg/m² d'eau libre) permettent la compaction de grandes et fines nappes de pétrole en des nappes plus petites et plus épaisses (Buist et collab., 2011).

Notons que cette méthode pourrait aussi être utilisée pour empêcher l'adhérence du pétrole aux équipements ou repousser la nappe d'hydrocarbures loin des zones sensibles (Buist et collab., 2011).

7.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

À notre connaissance, cette méthode d'intervention n'a pas été appliquée lors d'un déversement pétrolier. Certaines études ont été menées sur les tensioactifs dans les années 1970 (Walker et collab., 1999) et ont montré une certaine efficacité. Toutefois, ces dernières années, plusieurs travaux sur les tensioactifs ont été entrepris, notamment en mer, dans la glace (Buist et collab., 2011; SL Ross Environmental Reseach Ltd, 2012).

Peu d'informations sont disponibles sur les conditions d'application du repoussage. Cette méthode d'intervention semble applicable en eaux calmes et n'est pas recommandée pour les eaux très peu profondes ou à proximité de frayères (Jongblo et collab., 2002). Son efficacité semble limitée à 6 à 8 heures (Tamis et collab., 2012). L'efficacité de ces tensioactifs diminue au cours du temps, à mesure que les tensioactifs se dissolvent ou adhèrent à des particules (Tamis et collab., 2012).

Il est vraisemblable que plusieurs facteurs liés aux conditions environnementales et aux caractéristiques de la nappe d'hydrocarbures modifient l'efficacité de ces tensioactifs. Néanmoins, à notre connaissance, l'information n'est pas disponible.

7.2 Réglementation

Cette méthode contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) étant donné qu'un produit est introduit dans l'environnement. Si le produit ajouté est une matière dangereuse au sens du RMD, son utilisation contrevient à l'article 8 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015), de même qu'à l'article 9 de ce même règlement si le produit et les hydrocarbures ne sont pas récupérés en totalité.

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

7.3 Écotoxicité

À notre connaissance, peu d'essais ou d'études de toxicité ont été réalisés sur ces tensioactifs. Les deux études disponibles sont présentées ci-dessous.

Rehwoldt et ses collaborateurs (1974) ont exposé des poissons de la rivière Hudson (New York) à deux hydrocarbures pétroliers, un dispersant (produit non précisé) et un tensioactif (Shell Herder), individuellement, pendant 24 heures. L'eau utilisée pour les essais de toxicité était une eau douce ayant les caractéristiques suivantes : une température de 19 °C, une dureté de 60 mg/l, un pH de 7,1 et une teneur en oxygène

dissous de 9,2 mg/l. Les résultats (Tableau 16) montrent que pour les six espèces exposées, le tensioactif était moins toxique que le dispersant ou les hydrocarbures seuls, après 24 heures d'exposition, et n'induisait pas de mortalité aux concentrations utilisées. Les auteurs ont répété l'expérience en mélangeant le tensioactif en excès (300 mg/l) avec les hydrocarbures. Les résultats ne sont pas présentés en détail dans l'article, mais les auteurs concluent que la présence du tensioactif en excès n'a pas modifié significativement la toxicité des hydrocarbures pour tous les poissons exposés.

Tableau 16 : Concentrations de pétrole, de dispersant et de tensioactif ayant entraîné 50 % de mortalité (CL₅₀-24 h) pour plusieurs espèces de poissons, exprimées en mg/l (Rehwoldt et collab., 1974)

Espèces	Produit	CL ₅₀ -24 h (mg/l)
Fondule barré <i>Fundulus diaphanus</i>	Hydrocarbure n° 2	28,5
	Hydrocarbure n° 4	22,5
	Tensioactifs	> 500
	Dispersant	2,1
Bar rayé <i>Roccus saxatilis</i>	Hydrocarbure n° 2	30,6
	Hydrocarbure n° 4	29,0
	Tensioactifs	> 300
	Dispersant	5,1
Perche-soleil <i>Lepomis gibbosus</i>	Hydrocarbure n° 2	42,6
	Hydrocarbure n° 4	40,1
	Tensioactifs	> 500
	Dispersant	3,1
Perche blanche <i>Roccus americanus</i>	Hydrocarbure n° 2	41,6
	Hydrocarbure n° 4	32,0
	Tensioactifs	> 500
	Dispersant	6,1
Anguille <i>Anguilla rostrata</i>	Hydrocarbure n° 2	28,0
	Hydrocarbure n° 4	28,0
	Tensioactifs	> 500
	Dispersant	2,1
Carpe <i>Cyprinus carpio</i>	Hydrocarbure n° 2	52,5
	Hydrocarbure n° 4	50,0
	Tensioactifs	> 500
	Dispersant	2,2

Wu (1981) a comparé la toxicité du dispersant BP 1100X et du tensioactif Shell Herder sur 18 espèces marines tropicales appartenant à différents taxons, dont des bivalves, des gastéropodes et des poissons (Tableau 17). Les organismes étaient acclimatés dans une eau de mer (salinité = 30 à 20 ‰), à 25 °C, avant d'être exposés pendant 100 minutes dans une solution contenant 1 000 mg/l de diesel et 1 000 mg/l de dispersants ou 1 000 mg/l de tensioactifs. Ensuite, les organismes étaient rincés et transférés dans une eau de mer sans contaminant, puis 24 heures plus tard, le pourcentage de mortalité était déterminé. Les résultats de cette étude sont présentés dans le Tableau 17. Quatre espèces ont présenté une mortalité significative après l'exposition au mélange tensioactifs/diesel : les poissons *Callionymus richardsonii* et *Siganus oramin*, la crevette *Oratosquilla oratoria* et le bivalve *Paphia undulata*. L'espèce la plus sensible au mélange tensioactifs/diesel était le poisson *Siganus oramin*. Ces

résultats indiquent également que le dispersant BP 1100X et le tensioactif Shell Herder n'avaient pas la même toxicité vis-à-vis de ces organismes. Par exemple, le poisson *Siganus oramin* était plus sensible au mélange tensioactifs/diesel, avec 82 % de mortalité, qu'au mélange dispersants/diesel, avec seulement 3 % de mortalité.

Tableau 17 : Pourcentages de mortalité de 18 espèces marines exposées à des mélanges tensioactifs/diesel ou dispersants/diesel (Wu, 1981)

Organismes		Mortalité (%) ± Écart-type	
		Tensioactifs/diesel	Dispersants/diesel
Poissons	<i>Callionymus richardsonii</i>	50,0 ± 14,1	40,0 ± 14,1
	<i>Siganus oramin</i>	82,0 ± 21,9	3,0 ± 2,7
Tunicier	<i>Styela plicata</i>	4,0 ± 5,5	36,0 ± 11,4
Oursins	<i>Anthocardis crassispina</i>	0	0
	<i>Echinometra mathei</i>	0	0
	<i>Salmacis bicolor</i>	0	0
Étoile de mer	<i>Archaster typicus</i>	0	0
Cirripède	<i>Balanus amphitrite</i>	0	0
Crevette	<i>Oratosquilla oratoria</i>	40,0 ± 7,1	82,0 ± 8,3
Bivalves	<i>Anadara broughtonii</i>	2,5 ± 3,5	1,5 ± 3,4
	<i>Anadara granosa</i>	2,0 ± 4,5	0
	<i>Barbatia obliquata</i>	2,0 ± 4,5	4,0 ± 5,5
	<i>Paphia undulata</i>	46,0 ± 13,3	45,0 ± 12,7
	<i>Perna viridis</i>	0	0
	<i>Septifer bilocularis</i>	0	0
Gastéropodes	<i>Babylonia areolata</i>	0	0
	<i>Babylonia formosae</i>	0	0
	<i>Thais clavigera</i>	0	0

7.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Cette revue de littérature met en évidence le manque d'informations disponibles sur les tensioactifs utilisés pour repousser ou contracter les nappes d'hydrocarbures. Afin de définir le potentiel de danger de ces tensioactifs et de déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention, il conviendrait de mettre en place des études expérimentales pour évaluer le devenir et les effets à court et à long terme des hydrocarbures traités et non récupérés ainsi que des tensioactifs qui n'ont pas réagi. Ces études expérimentales devraient être menées dans les différentes conditions environnementales rencontrées dans le système Saint-Laurent.

8. DISPERSION PHYSIQUE DE NAPPES D'HYDROCARBURES DANS LA GLACE (APA)

Les premières observations qui ont fait état de l'interaction entre des gouttelettes d'hydrocarbures pétroliers et des minéraux (Owens et Lee, 2003) ont suggéré que ces interactions auraient joué un rôle dans le nettoyage naturel des rives mazoutées à Prince William Sound, en Alaska, à la suite du déversement de l'*Exxon Valdez*. D'un point de vue scientifique, ces observations n'étaient pas nouvelles, mais elles ont fourni le cadre d'une méthode d'intervention basée sur cette interaction. En effet, l'utilisation du processus d'agrégation pétrole-minéraux fins est une approche simple qui est préconisée pour traiter des produits pétroliers qui sont difficilement récupérables par les méthodes d'intervention mécaniques, ou lorsque les conditions environnementales sont difficiles.

Cette méthode d'intervention consiste à épandre des minéraux fins, tels que des particules d'argile, sur la nappe d'hydrocarbures. Les particules d'argile interagissent avec les hydrocarbures en formant des agrégats pétrole-argiles (APA) qui se dispersent ensuite dans la colonne d'eau sous forme de microparticules (Lee, 2002a, b). La formation d'APA augmente le rapport surface-volume des hydrocarbures déversés, permettant ainsi des réactions de dissolution, d'évaporation et de biodégradation des hydrocarbures (Muschenhein et Lee, 2002). Des études en laboratoire et sur le terrain ont en effet montré que les hydrocarbures dispersés, après leur association avec de fines particules minérales, étaient plus rapidement biodégradés et ainsi éliminés de l'environnement (Ajijolaiya et collab., 2006; Murray, 2000; Weise et collab., 1999). De par ses propriétés, l'argile, sous forme colloïdale, accélère les processus de dispersion physique des hydrocarbures ainsi que la croissance bactérienne responsable de la dégradation des hydrocarbures (Chaerun et Tazaki, 2005; Warr et collab., 2009). D'après Lee (1999, cité dans Owens et Lee, 2003), la formation d'APA permettrait une biostimulation⁶ des microorganismes indigènes capables de dégrader les hydrocarbures.

8.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

Plusieurs facteurs liés aux conditions environnementales, aux hydrocarbures et aux processus physiques de l'interaction particules/hydrocarbures sont susceptibles de modifier l'efficacité de cette méthode d'intervention (Lee et collab., 2003; Lee, 2002a,b; Li et collab., 2007; Omotoso et collab., 2002; Stoffyn-Egli et Lee, 2002).

Cette méthode pourrait être utilisée pour disperser les nappes d'hydrocarbures (Khelifa et collab., 2002).

Ce procédé est efficace en présence d'une concentration suffisante de matière particulaire dans la colonne d'eau et d'énergie importante. Des études ont montré que des APA peuvent se former avec une énergie de brassage modérée à des concentrations en minéraux de 100 mg/l (Khelifa et collab., 2002). Un agrégat typique consiste en une ou plusieurs gouttes de pétrole (agrégats simples ou multiples),

⁶ Des détails sur la biostimulation sont présentés à la section 15.3.1. du présent document.

entourées par des minéraux fins de l'ordre du micron (μm) sur leur surface externe. Simples ou multiples, les agrégats en gouttes sont de taille variable allant de moins de 1 μm à plusieurs dizaines de microns (Garde côtière canadienne, 2007). En effet, la formation des agrégats est favorisée par un hydrodynamisme important qui assure le mélange des hydrocarbures avec les particules fines et favorise ainsi l'agrégation (Hill et collab., 2002). Cependant, dans les milieux avec peu d'énergie ou en mer de glace, le taux de matière particulaire et l'agitation peuvent être augmentés artificiellement (Hill et collab., 2002).

8.2 Réglementation

Cette méthode contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) et à l'article 9 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015), car les hydrocarbures ne sont pas récupérés.

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

8.3 Écotoxicité

Les APA sont généralement moins denses que les particules seules et ont donc tendance à rester en suspension dans la colonne d'eau assez longtemps pour être dispersés dans une zone plus large par des procédés physiques tels que les courants (Mearns et collab., 2011). Toutefois, il a été observé, lors de certaines expériences en laboratoire, que les APA pouvaient avoir une densité plus importante que les hydrocarbures ou l'eau (Mearns et collab., 2011). En conséquence, des inquiétudes ont été soulevées par quelques études quant aux conséquences associées à la sédimentation des APA, notamment aux risques de remise en suspension des hydrocarbures. Muschenheim et Lee (2002) estiment que de 20 à 30 % des hydrocarbures déversés sédimentent par agrégation avec la matière particulaire.

En cas de sédimentation des APA, des hydrocarbures pétroliers pourraient contaminer les sédiments et avoir des effets écotoxicologiques sur les organismes aquatiques, en particulier le benthos. Ces effets dépendraient, notamment, des hydrocarbures présents et de leur biodisponibilité.

De façon générale, les hydrocarbures sont très persistants dans les sédiments, en particulier dans les sédiments anoxiques. Cependant, il existe relativement peu de données sur la persistance de ces composés dans les sédiments après un déversement, principalement parce que les suivis n'ont pas été réalisés pendant des périodes suffisamment longues. En l'absence d'informations sur le devenir des APA dans les sédiments, quelques exemples de la persistance des hydrocarbures dans les sédiments, après un déversement, sont présentés ci-après.

À la suite du déversement du *Florida* (Hydrocarbure n°2), le pétrole était toujours présent dans les sédiments sept ans plus tard (Teal et Howarth, 1984). Dans le cas du déversement de l'*Arrow* (Bunker C), le suivi, réalisé sur une période de six ans après le déversement, a mis en évidence la présence d'hydrocarbures dans les sédiments à des concentrations de 10 000 à 25 000 $\mu\text{g/g}$ (Thomas, 1977, cité dans Teal et Howarth, 1984). Notons que dans ces sédiments, les palourdes retrouvées mortes contenaient en moyenne 650 $\mu\text{g/g}$ d'hydrocarbures, tandis que les spécimens vivants en contenaient de

150 à 350 µg/g (Gilfillan et Vandermeulen, 1978, dans Teal et Howarth, 1984). Le devenir à long terme des hydrocarbures pétroliers dans des sédiments de marais (West Falmouth, au Massachusetts) contaminés en 1969 par le déversement de la barge *Florida* a été étudié par Reddy et ses collaborateurs (2002). Une carotte de sédiments de 36 cm a été recueillie en août 2000 et les sédiments ont été analysés pour le contenu en hydrocarbures. Aucun résidu pétrolier d'hydrocarbure n° 2 n'a été détecté dans les six premiers centimètres (0 à 6 cm) et dans la partie inférieure de 8 cm (28 à 36 cm) de la carotte. Cependant, la section centrale (6 à 28 cm) était caractérisée par une présence importante d'hydrocarbures ayant la même signature que celle de l'hydrocarbure déversé. Les concentrations étaient similaires à celles observées peu après le déversement. L'analyse révèle aussi que seuls les alcanes étaient complètement dégradés, et que le pristane et le phytane, ainsi que de nombreux autres alcanes ramifiés, étaient encore présents dans les sédiments.

Ces données nous donnent des indications quant à la persistance possible des hydrocarbures dans les sédiments. Cependant, ces données ne sont pas spécifiques aux hydrocarbures entraînés par les APA et ne rendent pas compte de la biodisponibilité des hydrocarbures dans ces agrégats. Si les hydrocarbures présents dans les APA étaient biodisponibles, ils pourraient induire des effets toxiques sur les organismes benthiques et, à la longue, sur les organismes pélagiques par transfert trophique.

De nombreux documents existent sur les effets des hydrocarbures sur les organismes benthiques. Les paragraphes suivants présentent une synthèse des effets généralement observés chez les organismes benthiques après une exposition à des hydrocarbures, organismes qui seraient vraisemblablement les plus impactés par cette méthode d'intervention.

Comme pour d'autres contaminants, les larves des organismes benthiques, les individus en stade de mue ainsi que les espèces les moins mobiles présentent une plus grande sensibilité aux hydrocarbures (Fingas, 2011). À la suite de déversements majeurs, plusieurs études ont mis en évidence un changement dans les structures des communautés benthiques à long terme. Ces informations sont présentées dans le Tableau 18. Ainsi, il a été remarqué que, suivant une exposition aux hydrocarbures pétroliers, la densité de la méiofaune (Boucher, 1980), la densité totale, la biomasse (Kalke et collab., 1982) et la diversité (Teal et Howarth, 1984) de la faune benthique étaient réduites et que les communautés de la macrofaune étaient affectées (Junoy et collab., 2005).

Niu et ses collaborateurs (2010) ont réalisé une modélisation du devenir des hydrocarbures dans les APA après leur sédimentation afin d'estimer les effets des APA sur les communautés benthiques. Le modèle réalise différentes simulations de déversement d'hydrocarbures pour différents scénarios de courant, de transport, de concentrations de particules et d'utilisation ou non de dispersants chimiques. À des concentrations de particules en suspension proches de celles mesurées dans le golfe du Saint-Laurent, il a ainsi été estimé que les concentrations d'alcènes et d'HAP dépasseraient les concentrations de seuil d'effets retenues par le MDDELCC dans le cadre du plan de gestion de la contamination par les hydrocarbures pétroliers de la rivière Chaudière (Allaire-Verville et collab., 2015), quel que soit le scénario considéré.

8.4 Besoins d'acquisition de connaissances

D'après les données disponibles, la dispersion physique d'une nappe d'hydrocarbures pétroliers à l'aide d'APA pourrait favoriser la biodégradation naturelle des hydrocarbures. Cependant, les APA auront tendance à migrer vers les sédiments, ce qui représente un danger particulièrement important pour les organismes benthiques. À notre connaissance, les informations disponibles ne permettent pas d'évaluer le devenir des APA dans les sédiments, en particulier la remise en suspension des hydrocarbures et les effets potentiels sur les organismes benthiques. Par conséquent, afin de définir le potentiel de danger des APA et de déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention, il conviendrait de mettre en place des études expérimentales pour définir le devenir physicochimique et biologique des hydrocarbures, apportés sous forme d'APA dans les sédiments, dans les conditions environnementales rencontrées dans le système Saint-Laurent, ainsi que les effets à long terme sur les organismes aquatiques.

Tableau 18 : Effets des grands déversements d'hydrocarbures sur les organismes benthiques (Teal et Howarth, 1984)

Nom du déversement	Hydrocarbures et volume déversé	Concentrations dans les sédiments	Effets observés	Références citées dans Teal et Howarth, 1984
Barge <i>Florida</i>	Hydrocarbure n° 2 4 000 barils	133 mg/l (poids humide)	➤ Disparition quasi totale du benthos	Sanders et collab., 1980
		9 à 100 mg/l (poids humide)	➤ Disparition intermédiaire	
<i>Amoco Cadiz</i>	Pétrole brut iranien 220 000 tonnes	Pénétration des hydrocarbures à 7 cm de profondeur	➤ Disparition des amphipodes <i>Ampelisca</i> sp.	D'Ozouville et collab., 1979
			➤ Mortalité massive d'oursins, de pétoncles, des amphipodes <i>Bathyporeia</i> sp.	
	Diesel 3 000 tonnes		➤ Survie de palourdes (<i>Tellina</i> sp.) et de polychètes (<i>Owenia</i> sp.)	Renaud-Mornant et collab., 1981
			➤ Diminution de l'abondance des copépodes de l'ordre des <i>Harpacticoida</i> , passant d'entre 10 et 35 % à 2 %	
			➤ Augmentation des nématodes	
	50 mg/l	➤ Diminution des populations de benthos ➤ Pas de changement de structure	Glemarec et Hussenot, 1981	
	100 et 1 000 mg/l	➤ Apparition des polychètes <i>Cirratulid</i> et <i>Spionides</i> dans la population		
	10 000 mg/l	➤ Seuls les <i>Cirratulid</i> et <i>Spionides</i> sont présents		
<i>Tsesis</i>	Hydrocarbure n° 5 17 575 tonnes		Après 60 jours : ➤ Diminution des populations d'amphipodes et de polychètes ➤ 10 % des œufs d'amphipodes sont anormaux ➤ Les biomasses de pétoncles (<i>Macoma</i> sp.) et de vers (<i>Priapulid</i> sp.) ne changent pas	Elmgreen et collab., 1980
<i>Arrow</i>	Bunker C		Après 6 ans : ➤ Le ver <i>Arenicola</i> est plus abondant dans les sédiments contenant des hydrocarbures	Gordon et collab., 1978

9. REMOBILISATION DES SÉDIMENTS (*SURFWASHING*)

La remobilisation des sédiments (ou *surfwashing*) consiste à déplacer les sédiments contaminés vers le bas des plages dans la zone de brassage des vagues (Owens et collab., 2003), à l'aide d'engins ou manuellement. Le sédiment est ainsi soumis à l'action des vagues dont l'action mécanique permet de séparer les hydrocarbures des sédiments. L'efficacité de ce processus dépend fortement de l'énergie développée par les vagues et de la nature du sédiment.

9.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

Ce sont les caractéristiques du milieu et les conditions environnementales, comme l'hydrodynamisme et la nature et la concentration des particules minérales, qui sont susceptibles de modifier l'efficacité de cette méthode d'intervention (Guyomarch et collab., 2002; Lee, 2002a, b; Stoffyn-Egli et Lee, 2002). En effet, la remobilisation des sédiments est due à l'énergie des vagues qui lessivent les sédiments grâce aux effets de chocs et d'abrasion. L'efficacité du processus est donc positivement corrélée à l'énergie développée par les vagues.

Le détachement des produits pétroliers du sédiment est aussi favorisé par la formation des APA. En effet, les particules minérales en suspension dans l'eau ont souvent une affinité plus grande pour les hydrocarbures que le sédiment. Par conséquent, les hydrocarbures auront tendance à se détacher des sédiments pour former des APA (Lee, 2002a, b).

Les hydrocarbures ainsi détachés des sédiments peuvent être récupérés directement par captage ou absorption, ou bien dispersés dans le milieu sous la forme d'APA.

Cette méthode évite l'enlèvement massif de sédiments contaminés. Ainsi, les risques d'érosion de la côte sont restreints et la perturbation à long terme du profil de la plage apparaît limitée. Notons toutefois que le fait de décaisser des sédiments en bas d'une plage présente un risque d'altération de l'habitat par érosion si les opérations sont mal menées (CEDRE, 2007). Cette technique a notamment été appliquée à la suite de l'accident de l'*Exxon Valdez* (6 000 m de côte) et de l'*Erika* (60 000 m) (Fattal et Fichaut, 2002).

9.2 Réglementation

Si la contamination n'est pas récupérée, cette méthode d'intervention contrevient à l'article 9 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015).

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

9.3 Écotoxicité

Au cours de la remobilisation des sédiments, certains composés des hydrocarbures peuvent se dissoudre dans l'eau. Il s'agit entre autres des composés aromatiques

polaires et de faibles poids moléculaires (Prince et collab., 2013). Les eaux pourraient ainsi être contaminées par ces substances. Le potentiel de danger de cette méthode est par conséquent lié à la toxicité intrinsèque des hydrocarbures dans l'eau. Notons que cet aspect ne sera pas abordé dans le présent document étant donné que des données de toxicité sont d'ores et déjà disponibles au MDDELCC et que des revues de littérature sont en cours pour compléter les bases de données existantes (p. ex., HAP alkylés).

9.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Le potentiel de danger associé à la remobilisation des sédiments est associé à la toxicité des hydrocarbures qui pourraient se solubiliser et transférer dans la colonne d'eau pendant et après l'intervention. Par conséquent, il serait nécessaire de :

1. Modéliser le devenir des hydrocarbures pour chaque situation particulière afin de définir le potentiel de transfert des composés des hydrocarbures dans la colonne d'eau;
2. Définir des critères de qualité pour une majorité de composés des hydrocarbures, pour l'eau douce et le milieu marin, afin de permettre une comparaison des concentrations modélisées avec des concentrations induisant un effet sur les organismes aquatiques.

Ces données apparaissent indispensables pour la détermination du danger associé à la remobilisation des sédiments pour le milieu aquatique, ainsi que pour déterminer le bénéfice environnemental net de cette méthode d'intervention.

10. ÉTALEMENT

Puisque le confinement et la récupération des hydrocarbures pétroliers ne sont pas des méthodes d'intervention qu'il faut utiliser lors d'un déversement de produits aux vapeurs inflammables, une des méthodes d'intervention à considérer est l'étalement. Cette méthode consiste à étaler la nappe à l'aide de jets d'eau dans le but de favoriser l'évaporation et la dispersion naturelle des hydrocarbures.

10.1 Condition d'application

La mise en application de cette méthode d'intervention dépend essentiellement des caractéristiques des hydrocarbures déversés. En effet, cette méthode peut être favorisée lors de déversements accidentels de produits aux vapeurs inflammables lorsque la récupération de ces produits représente un risque pour le personnel d'intervention ou les citoyens. Cependant, étant donné que les points d'éclair des produits à vapeurs inflammables sont inférieurs à la température ambiante en saison estivale, les risques d'incendie ou d'explosion sont très élevés. Par conséquent, dépendamment des quantités déversées, les risques pour la sécurité du personnel d'intervention et des plaisanciers peuvent être particulièrement importants. Ces éléments doivent être pris en considération avant de retenir cette méthode d'intervention.

10.2 Réglementation

Le fait d'étaler la contamination sans la récupérer contrevient à l'article 9 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015).

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

10.3 Écotoxicité

Au cours de l'étalement, certains composés des hydrocarbures peuvent se dissoudre dans l'eau. Il s'agit entre autres des composés aromatiques polaires et de faibles poids moléculaires (Prince et collab., 2013). Les eaux pourraient ainsi être contaminées par ces substances. Le potentiel de danger de cette méthode est par conséquent lié à la toxicité intrinsèque des hydrocarbures dans l'eau. Notons que cet aspect ne sera pas abordé dans le présent document étant donné que des données de toxicité sont d'ores et déjà disponibles au MDDELCC et que des revues de littérature sont en cours pour compléter les bases de données existantes (p. ex., HAP alkylés).

10.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Le potentiel de danger associé à la méthode d'intervention par étalement des nappes est essentiellement associé à la toxicité des composés des hydrocarbures qui pourraient se solubiliser et transférer dans la colonne d'eau pendant et après l'intervention. Par conséquent, il serait nécessaire de :

1. Modéliser le devenir des hydrocarbures pour chaque situation particulière afin de définir le potentiel de transfert des composés des hydrocarbures dans la colonne d'eau;
2. Définir des critères de qualité pour une majorité de composés des hydrocarbures, pour l'eau douce et le milieu marin, afin de permettre une comparaison des concentrations modélisées avec des concentrations induisant un effet sur les organismes aquatiques.

Ces données apparaissent indispensables pour la détermination du danger associé à cette méthode d'intervention pour le milieu aquatique, ainsi que pour en déterminer le bénéfice environnemental net.

11. SÉPARATION DES EAUX HUILEUSES

La méthode d'intervention par séparation d'eaux huileuses permet de récupérer, dans les eaux, les huiles ou les hydrocarbures pétroliers qui ne sont ni solubles dans l'eau ni présents sous forme d'émulsion. Dans un séparateur d'eaux huileuses, les conditions d'écoulement sont suffisamment calmes pour que les gouttelettes d'hydrocarbures dispersées dans l'eau remontent à la surface grâce aux différences entre les densités des hydrocarbures et de l'eau.

Un guide sur les séparateurs gravitaires a été publié en 2008 par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Le principe de cette méthode et les différents types de séparateurs d'eaux huileuses y sont présentés (MDDEP, 2008).

11.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

De façon générale, lors de travaux de récupération d'hydrocarbures en milieu marin, un pompage mécanique des hydrocarbures présents à la surface de l'eau est effectué. Même si les travaux sont réalisés de façon optimale, une certaine quantité d'eau est récupérée avec les hydrocarbures. Ce mélange peut être traité en utilisant les séparateurs d'eaux huileuses. Dans ces séparateurs, les conditions d'écoulement sont suffisamment calmes pour que les gouttelettes d'hydrocarbures dispersées dans l'eau remontent à la surface grâce aux différences entre les densités des hydrocarbures et de l'eau. En effet, les hydrocarbures ayant une densité inférieure à 1 auront tendance à remonter à la surface de l'eau. Ainsi, il sera possible de récupérer séparément les hydrocarbures et l'eau (MDDEP, 2008). Notons qu'il est important de laisser le mélange d'eaux huileuses décanter suffisamment longtemps pour que la séparation soit complète. Finalement, sous réserve de la qualité de l'eau ainsi obtenue par séparation, il pourrait être envisagé de la rejeter *in situ*. De cette manière, seuls les hydrocarbures récupérés seraient stockés dans des réservoirs (Organisation maritime internationale, 2003).

Plusieurs facteurs liés aux propriétés intrinsèques des produits pétroliers et de leurs altérations physicochimiques sont susceptibles de modifier l'efficacité de cette méthode d'intervention. En effet, pour que la séparation des eaux huileuses soit efficace, il est important que les hydrocarbures pétroliers soient frais et qu'ils n'aient pas formé une émulsion avec l'eau (MDDEP, 2008). Si jamais des émulsions se sont formées, un agent briseur d'émulsion (voir la section 6) pourrait être appliqué (MDDEP, 2008). Aussi, la densité et la taille des gouttelettes d'hydrocarbures influenceront l'efficacité de cette méthode. Plus les gouttelettes seront grosses, plus la séparation sera rapide (MDDEP, 2008).

Les conditions environnementales au moment du pompage et de la séparation des eaux huileuses ont aussi une influence importante sur les performances de cette méthode. En effet, la température agit sur les propriétés des hydrocarbures pétroliers (p. ex., la viscosité). Une diminution de la température entraînera une augmentation de la viscosité du pétrole, ce qui réduira l'efficacité de la séparation (MDDEP, 2008). La présence de matière en suspension en quantité importante dans le mélange peut également nuire à

l'ascension des gouttelettes d'hydrocarbures, donc, à la séparation des hydrocarbures et de l'eau.

Finalement, il est important de préciser que les hydrocarbures solubles ou certains composés des hydrocarbures se dissoudront dans l'eau et ne seront pas séparés de l'eau par cette méthode. Aussi, un dépôt pourrait se former dans le fond du séparateur des eaux huileuses et celui-ci devra être géré comme une matière dangereuse et résiduelle (RMD, chapitre Q-2, r. 32, 2015).

11.2 Réglementation

Une autorisation en vertu de l'article 32 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) est nécessaire pour utiliser un séparateur d'eaux huileuses puisqu'il s'agit d'un traitement d'eaux usées. L'article 32 se lit comme suit :

Nul ne peut établir un aqueduc, des appareils pour la purification de l'eau, ni procéder à l'exécution de travaux d'égout ou à l'installation de dispositifs pour le traitement des eaux usées avant d'en avoir soumis les plans et devis au ministre et d'avoir obtenu son autorisation.

Cette autorisation est également requise pour les travaux de reconstruction, d'extension d'installations anciennes et de raccordements entre les conduites d'un système public et celles d'un système privé.

Lorsqu'il est saisi d'une demande d'autorisation, le ministre peut exiger toute modification qu'il juge nécessaire au projet ou aux plans et devis soumis.

Le présent article ne s'applique pas au titulaire d'une attestation d'assainissement qui procède à l'installation de dispositifs pour le traitement des eaux usées dans un établissement industriel pour lequel une attestation lui a été délivrée.

Si un réservoir d'huile est utilisé pour récupérer les hydrocarbures provenant du séparateur d'eaux huileuses, les articles 50 à 70 du RMD (chapitre Q-2, 2015) décrivent les dispositions applicables. De plus, les eaux récupérées du séparateur d'eaux huileuses doivent être analysées et, selon les résultats obtenus, être gérées conformément à la réglementation en vigueur. Le suivi des eaux rejetées devra faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

11.3 Écotoxicité

Au cours de la séparation des eaux huileuses, certains composés des hydrocarbures peuvent se dissoudre dans l'eau. Il s'agit en particulier des composés aromatiques polaires et de faibles poids moléculaires (Prince et collab., 2013). Les effluents issus de cette méthode pourraient ainsi être contaminés par ces composés. Le potentiel de danger de cette méthode est par conséquent lié à la toxicité intrinsèque des hydrocarbures dans l'eau. Notons que cet aspect ne sera pas abordé dans le présent document étant donné que des données de toxicité sont d'ores et déjà disponibles au MDDELCC et que des revues de littérature sont en cours pour compléter les bases de données existantes (p. ex., HAP alkylés).

11.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Le potentiel de danger associé à la méthode d'intervention par séparation des eaux huileuses est essentiellement associé à la présence des composés des hydrocarbures dans les effluents finaux. Advenant le cas où les connaissances sur le devenir de ces composés dans les milieux aquatiques (p. ex., toxicité, persistance) seraient manquantes, des expérimentations devraient être mises en œuvre pour compléter les bases de données existantes et permettre l'évaluation du potentiel de danger dans les effluents finaux de cette méthode d'intervention.

12. BRULAGE DES DÉCHETS HUILEUX

Cette méthode d'intervention consiste à brûler les déchets huileux, récupérés à la suite d'un déversement d'hydrocarbures pétroliers, le plus souvent sur le littoral.

12.1 Conditions d'application

Cette méthode d'intervention concerne divers déchets huileux comme de la végétation et des débris de bois qu'il convient de différencier et de séparer selon leur niveau de contamination. Seuls les déchets inflammables qui présentent un faible niveau de contamination pourraient être brûlés sur place.

Cette méthode d'intervention est recommandée lorsque la quantité de déchets légèrement contaminés est élevée et que le transport et l'élimination deviennent déraisonnables, notamment d'un point de vue logistique. Le RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015) précise que toute matière ou tout objet contenant 3 % ou plus d'huile en masse devient une matière dangereuse résiduelle (Fingas, 2013). En effet, le brûlage des déchets huileux sur le site de la contamination permet de réduire le transport de ces déchets contaminés et le recours à des engins de ramassage et de transport adaptés qui nécessitent bien souvent une logistique imposante (Fingas, 2013). De plus, en région éloignée, le manque d'infrastructures locales pour traiter les déchets huileux nécessiterait le transport des déchets sur de longues distances, ce qui augmenterait, entre autres, les risques et les nuisances liés au trafic des engins et au transport d'une matière potentiellement dangereuse.

L'application de cette méthode représente plusieurs avantages environnementaux. Elle permet en effet d'enlever rapidement les déchets légèrement contaminés par les hydrocarbures de la zone et, par conséquent, d'éviter le lessivage des déchets huileux par l'eau de pluie qui pourrait disperser les hydrocarbures dans le sédiment ou le sol et dans les zones limitrophes. Cette méthode permet ainsi de réduire les dangers de contamination de la flore et la faune locales par les hydrocarbures.

Notons qu'une grande maîtrise du feu est nécessaire afin d'éviter la propagation des flammes. De plus, de l'équipement respectant la réglementation doit être disponible sur place.

12.2 Réglementation

Si les débris contiennent 3 % ou plus d'hydrocarbures, ceux-ci sont assimilés à une matière dangereuse (RMD, art. 4, par. 5°, 2015). Ceci signifie, au sens de la LQE (art. 1, par. 21°, 2015), qu'ils sont des matières dangereuses.

Lors de brûlage des déchets, le paragraphe 1° de l'article 70.9 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) s'applique. L'article 70.9 se lit comme suit :

Doit être titulaire d'un permis délivré par le ministre, quiconque :

1° exploite, pour ses propres fins ou pour autrui, un lieu d'élimination de matières dangereuses ou offre un service d'élimination de matières dangereuses;

2° exploite, à des fins commerciales, un procédé de traitement de matières dangereuses usagées, usées, périmées, apparaissant sur une liste établie à cette fin par règlement ou appartenant à une catégorie mentionnée sur cette liste;

3° entrepose, après en avoir pris possession à cette fin, des matières dangereuses visées au paragraphe 2°;

4° utilise à des fins énergétiques, après en avoir pris possession à cette fin, des matières dangereuses visées au paragraphe 2°;

5° exerce une activité, déterminée par règlement, relativement à une matière dangereuse.

De plus, le paragraphe t) de l'article 2 du Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (chapitre Q-2, r. 23, 2015) stipule que l'installation ou l'utilisation d'équipements servant, en tout ou en partie, à l'incinération de matières dangereuses résiduelles est assujettie à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement.

Le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA, chapitre Q-2, r. 4.1, 2015) prévoit des normes et des exigences applicables aux incinérateurs de matières résiduelles. Également, le RAA contient les critères et les normes de la qualité de l'air. C'est ce règlement, à l'article 194, qui interdit le brûlage à l'air libre des matières résiduelles. L'article 194 se lit comme suit :

Il est interdit de brûler à l'air libre des matières résiduelles même pour les récupérer en partie, sauf s'il s'agit de branches, d'arbres, de feuilles mortes, de produits explosifs ou de contenants vides de produits explosifs.

La présence dans l'environnement de fumées provenant d'une combustion interdite par le premier alinéa est prohibée au sens du deuxième alinéa de l'article 20 de la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2).

12.3 Écotoxicité

Les problématiques associées au brûlage des déchets huileux sont dues aux émissions atmosphériques produites lors de la combustion des déchets, ainsi qu'aux matières résiduelles. Tel qu'il est précisé dans la section 12.2, ces deux matrices sont gérées par la réglementation en vigueur. Par conséquent, la toxicité associée aux contaminants présents dans ces matrices ne sera pas abordée dans le présent document. Notons tout de même que la toxicité des émissions atmosphériques des hydrocarbures pétroliers est présentée de façon synthétique dans le chapitre suivant (section 13.3.5).

12.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Le potentiel de danger associé au brûlage des déchets huileux est essentiellement associé aux émissions atmosphériques, en particulier si les particules présentes dans ces fumées se déposent en mer ou sur le sol. Dans ces cas, des effets sur la flore et la faune peuvent être anticipés. Il apparaît nécessaire d'acquérir des connaissances sur ces particules, encore appelées suies (section 13.4).

13. BRULAGE EN EAU LIBRE

Le brûlage en mer est une méthode qui permet l'enlèvement rapide de grandes quantités d'hydrocarbures pétroliers présents à la surface de l'eau, réduisant ainsi les risques de dispersion des hydrocarbures à grande échelle et la contamination des rivages. Cette méthode d'intervention a été utilisée à la suite du déversement de l'*Exxon Valdez* (1989), sur des nappes d'hydrocarbures déversées, confinées par des barrages anti-feux, ainsi que lors de l'accident du *Deepwater Horizon* (2010).

Notons que le brûlage des hydrocarbures en mer peut se produire de manière involontaire, notamment quand l'accident lui-même résulte d'une explosion, ou quand une étincelle produit un incendie au moment du déversement. Dans une telle situation, l'intervention consiste à maîtriser l'incendie sans l'éteindre.

13.1 Conditions d'application et efficacité de la méthode

Le brûlage des hydrocarbures en mer est applicable sur des pétroles frais avant que les parties volatiles des hydrocarbures ne s'évaporent (Fingas et Punt, 2000). De plus, s'il y a présence d'émulsion, le contenu en eau de l'émulsion devra être de moins de 25 %, sinon l'ajout d'un désémulsifiant (voir la section 6) sera nécessaire (Buist, 2003).

Plusieurs facteurs liés aux propriétés intrinsèques des hydrocarbures déversés, aux caractéristiques du déversement et aux conditions environnementales sont susceptibles de modifier l'efficacité de cette méthode d'intervention.

Pour que cette méthode soit efficace, la nappe déversée doit avoir certaines caractéristiques, comme le maintien d'une épaisseur d'hydrocarbures suffisante pour la combustion. Cette épaisseur varie selon le type d'hydrocarbures déversés. Par exemple, pour les pétroles bruts frais et volatils, la nappe doit avoir une épaisseur minimale de 1 mm pour pouvoir être brûlée. L'épaisseur minimale devrait être comprise entre 2 et 5 mm pour les pétroles bruts âgés non émulsifiés et les diesels, et être de 10 mm pour les Bunkers C (McCourt et collab., 1998). Finalement, parmi les facteurs environnementaux à considérer, les plus importants sont la vitesse du vent et l'agitation naturelle des eaux. En effet, les vents ne doivent pas excéder 37 km/h et l'agitation de la mer ne doit pas dépasser la valeur de 3⁷ sur l'échelle de Beaufort (Mullin et Champ, 2003).

13.2 Réglementation

L'utilisation de la méthode de brûlage en mer contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015), car il y a émission de contaminants dans l'air, et à l'article 9 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015) puisque les hydrocarbures ne sont pas récupérés. Si cette méthode était retenue, un permis en conformité avec l'article 70.9 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) serait nécessaire.

⁷ Les vagues doivent être de moins de 92 à 132 cm.

13.3 Écotoxicité

L'objet de cette section est de définir le potentiel toxique des produits formés lors du brûlage de la nappe d'hydrocarbures, à savoir les résidus de combustion, qui sont susceptibles de couler et d'avoir un impact sur les organismes aquatiques, et les émissions atmosphériques.

13.3.1 Caractéristiques physicochimiques des résidus de brûlage

La composition chimique des hydrocarbures pétroliers peut être très variable, ce qui explique la grande variabilité des caractéristiques des résidus formés lors du brûlage en mer. Plusieurs grandes tendances ont tout de même été observées.

De façon générale, l'élimination par brûlage des composés légers est plus importante que celle des composés lourds qui ont tendance à se concentrer dans les résidus. À titre d'exemple, lors d'une première étude, Lin et ses collaborateurs (1992, dans Fritt-Rasmussen et collab., 2013) ont brûlé de 7,6 à 19 m³ de pétrole brut (origine non spécifiée) et ont montré que les résidus de brûlage avaient un profil chromatographique similaire à celui du pétrole brut non brûlé, avec une diminution des composés légers. Lors d'une seconde étude, Lin et ses collaborateurs (2005) ont brûlé du pétrole brut South Louisiana et du diesel et ont montré que le brûlage permettait de diminuer les quantités d'alcane totaux et d'HAP totaux de près de 98 % (pourcentage de réduction de masse totale). La composition des résidus de brûlage était différente entre le pétrole South Louisiana et le diesel. Lin et ses collaborateurs ont en effet mis en évidence une augmentation des concentrations d'alcane lourds C₂₂ à C₂₉ pour le diesel et C₂₆ à C₃₀ pour le South Louisiana (Tableau 19). Les auteurs ont également constaté une augmentation de la concentration des HAP de plus de quatre cycles et des HAP pyrogéniques formés lors du brûlage, tels que le benzo[a]pyrène, le chrysène et le benzo[a]anthracène (Tableau 20).

Tableau 19 : Patron des alcanes présents dans les résidus de brûlage d'un diesel et du pétrole South Louisiana (Lin et collab., 2005). Les pourcentages positifs correspondent à une diminution de la présence du composé, les pourcentages négatifs, à la formation de composés lors du brûlage. nd : composés non détectés

Composés	Diesel		South Louisiana	
	% de réduction dans le résidu par rapport à l'hydrocarbure frais			
	de la concentration	de la masse totale	de la concentration	de la masse totale
nC ₁₀ décane	82,6	99,6	99,7	99,9
nC ₁₁ undécane	98,8	99,9	99,6	99,9
nC ₁₂ dodécane	96,2	99,9	99,4	99,9
nC ₁₃ tridécane	92,6	99,8	98,8	99,9
nC ₁₄ tétradécane	89,4	99,7	97,3	99,9
nC ₁₅ pentadécane	84,7	99,6	95,1	99,9
nC ₁₆ hexadécane	79,3	99,5	92,3	99,8
nC ₁₇ heptadécane	74,3	99,4	88,9	99,7
pristane	74,1	99,4	89,2	99,7
nC ₁₈ octodécane	66,6	99,2	84,7	99,6
phytane	69,8	99,2	84,5	99,6
nC ₁₉ nonadécane	56,2	98,9	79,2	99,5
nC ₂₀ eicosane	42,6	98,6	73,6	99,3
nC ₂₁ heneicosane	22,4	98,1	64,8	99,1
nC ₂₂ docosane	-8,5	97,3	56,1	98,9
nC ₂₃ tricosane	-28,9	96,8	46,3	98,7
nC ₂₄ tétracosane	-43,9	96,4	30,6	98,3
nC ₂₅ pentacosane	-94,0	95,1	17,7	97,9
nC ₂₆ hexacosane	-125,0	94,4	-3,8	97,4
nC ₂₇ heptacosane	-173,0	93,2	-3,0	97,4
nC ₂₈ octacosane	-253,6	91,2	-23,6	96,9
nC ₂₉ nonacosane	-415,1	87,1	-37,5	96,6
nC ₃₀ triacontane	nd	nd	-38,2	96,5
nC ₃₁ hendracontane	nd	nd	-45,5	96,4
nC ₃₂ dotriacontane	nd	nd	-55,0	96,1
nC ₃₃ tritriacontane	nd	nd	-75,3	95,6
nC ₃₄ tétratriacontane	nd	nd	-90,5	95,2
nC ₃₅ pentatriacontane	nd	nd	-146,4	93,8
nC ₃₀ 17 α , 21 β - hopane	nd	nd	-86,8	95,3
Alcanes totaux	77,5	99,4	88,2	99,7

Tableau 20 : Patron des HAP présents dans les résidus de brûlage d'un diesel et du pétrole South Louisiana (Lin et collab., 2005). Les pourcentages positifs correspondent à une diminution de la présence du composé, les pourcentages négatifs, à la formation de composés lors du brûlage. nd : composés non détectés

Composés	Diesel		South Louisiana	
	% de réduction dans le résidu par rapport à l'hydrocarbure frais			
	de la concentration	de la masse totale	de la concentration	de la masse totale
naphtalène	91,7	99,8	96,7	99,9
C ₁ naphtalène	92,4	99,8	94,9	99,9
C ₂ naphtalène	87,6	99,7	90,2	99,8
C ₃ naphtalène	81,6	99,5	84,9	99,6
C ₄ naphtalène	71,5	99,3	80,6	99,5
fluorène	76,6	99,4	68,3	99,2
C ₁ fluorène	71,0	99,3	67,1	99,2
C ₂ fluorène	58,6	99,0	68,3	99,2
C ₃ fluorène	44,5	98,6	48,8	98,7
dibenzothiophène	41,0	96,3	61,5	99,0
C ₁ dibenzothiophène	57,7	98,9	54,8	98,9
C ₂ dibenzothiophène	43,4	98,6	42,3	98,6
C ₃ dibenzothiophène	28,8	98,2	26,5	98,2
phénanthrène	59,1	99,0	41,9	98,5
C ₁ phénanthrène	49,0	98,7	49,9	98,7
C ₂ phénanthrène	32,7	98,3	35,8	98,4
C ₃ phénanthrène	17,1	97,9	18,0	97,9
C ₄ phénanthrène	1,1	97,5	-22,1	96,9
fluoranthène	-17,5	97,1	-1428,1	61,8
pyrène	-434,8	86,6	-642,0	81,5
C ₁ pyrène	6,9	97,7	-59,0	96,0
C ₂ pyrène	-12,9	97,2	-57,2	96,1
C ₃ pyrène	-38,2	96,5	-63,2	95,9
C ₄ pyrène	-18,6	97,0	-96,6	95,1
naphthobenzothiophène	nd	nd	-87,0	95,3
C ₁ naphthobenzothiophène	nd	nd	-101,7	95,0
C ₂ naphthobenzothiophène	nd	nd	-100,5	95,0
C ₃ naphthobenzothiophène	nd	nd	-131,8	94,2
benzo[a]anthracène	nd	nd	-304,3	89,9
chrysène	nd	nd	-130,0	94,3
C ₁ chrysène	-92,0	98,2	-92,7	95,2
C ₂ chrysène	-95,2	95,1	-129,7	94,3
C ₃ chrysène	nd	nd	-131,9	94,2
C ₄ chrysène	nd	nd	-194,4	92,6

Composés	Diesel		South Louisiana	
	% de réduction dans le résidu par rapport à l'hydrocarbure frais			
	de la concentration	de la masse totale	de la concentration	de la masse totale
benzo[b]fluoranthène	-997,1	72,6	-152,4	93,7
benzo[k]fluoranthène	-3,7	97,4	-208,1	92,3
benzo[e]pyrène	-227,6	91,8	-235,9	91,6
benzo[a]pyrène	-522,3	84,4	-293,3	90,2
perylène	-72,2	95,7	nd	98,1
HAP totaux	74,9	99,4	55,4	98,9

Dans le même ordre d'idée, dans le cadre d'une étude sur la toxicité des résidus de brûlage pour des poissons, Gundersen et ses collaborateurs (1996) ont analysé la fraction soluble (WAF) d'un pétrole brut du Koweït et celle de ce pétrole partiellement brûlé. Les concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux de la fraction soluble du pétrole brut non brûlé étaient 10 fois plus importantes (67 à 145 µg/l) que celles de la fraction soluble du pétrole partiellement brûlé (4 à 12 µg/l). Les analyses de ces fractions solubles ont aussi montré que les naphthalènes étaient les composés les plus présents dans la fraction soluble du pétrole brut non brûlé, alors que c'était les chrysènes et le benzo(a)pyrène dans le cas de la fraction soluble du pétrole brut partiellement brûlé. Par ailleurs, l'analyse des métaux indiquait que la fraction soluble du pétrole brut partiellement brûlé contenait de fortes concentrations en métaux comme le strontium (2 251 µg/l), le bore (556 µg/l) et le baryum (130 µg/l), alors que la fraction soluble du pétrole brut non brûlé contenait moins de 55 µg/l total de ces métaux.

Les études de Gundersen et ses collaborateurs (1996) et de Lin et ses collaborateurs (2005) ont mis en évidence que les résidus issus du brûlage des hydrocarbures pétroliers étaient particulièrement riches en HAP pyrogéniques et en métaux. Précisons que les HAP d'origine pyrogénique sont, pour la plupart, des composés persistants, bioaccumulables, toxiques, mutagènes et cancérigènes (Perhar et Arhonditsis, 2014). Ce sont donc des substances très préoccupantes pour l'environnement dont il faut établir le devenir potentiel dans le milieu à la suite du brûlage d'une nappe d'hydrocarbures pétroliers.

D'un point de vue physique, les premières études sur le brûlage ont montré que les résidus formés ne coulaient pas. Même si la densité des résidus augmentait après la combustion, elle semblait rester inférieure à celle de l'eau (Fingas et collab., 1994; Norcor, 1975, cité dans Fritt-Rasmussen, 2010; Guenette et collab., 1994, cités dans Fritt-Rasmussen, 2010). Toutefois, Buist et ses collaborateurs (1995, cités dans Fritt-Rasmussen, 2010) ont observé que lorsque les résidus de brûlage refroidissent, ils peuvent couler. Ces auteurs précisent que les résidus de brûlage de nappes d'hydrocarbures épaisses et d'hydrocarbures lourds sont plus susceptibles de couler à cause de la concentration plus importante de composés de haut poids moléculaire. Par consensus, il a été établi que le brûlage d'un hydrocarbure dont la densité initiale est supérieure à 0,865 g/cm³ générera un résidu qui coulera (Walton, 2003, cité dans Fritt-Rasmussen, 2010).

Étant donné les propriétés toxiques des composés qui sont présents dans les résidus de brûlage (p. ex., HAP pyrogéniques, métaux), si le résidu venait à couler et à sédimenter, les dangers pour les organismes récepteurs pourraient être élevés (Buist et collab., 1995, cités dans Fritt-Rasmussen, 2010).

13.3.2 Toxicité aiguë

À notre connaissance, il existe peu d'études sur les effets toxiques des résidus de brûlage vis-à-vis des organismes aquatiques. Les études disponibles sont présentées dans les paragraphes suivants.

Faksness et ses collaborateurs (2012) ont évalué la toxicité de la fraction soluble (WAF) d'un pétrole brut (Naphthenic Norwegian Troll B), avant et après brûlage, à l'aide de l'essai de toxicité Microtox® (inhibition de la luminescence de la bactérie marine *V. fischeri*) et de l'essai sur la survie d'un copépode *Calanus finmarchicus* (exposition de 96 heures). La CL₅₀-15 min obtenue pour l'essai Microtox®, pour la fraction soluble (WAF) du pétrole brut avant brûlage, était de 1,1 mg/l et diminuait légèrement à 0,8 mg/l après brûlage. Pour le copépode, les CL₅₀-96 h mesurées pour la fraction soluble (WAF) du pétrole brut, avant et après brûlage, étaient identiques, c'est-à-dire supérieures à 0,450 mg/l (concentration maximale testée).

La toxicité d'une fraction soluble (WAF) préparée avec du pétrole Alberta Sweet Mixed Blend (ASMB) mature ou le résidu de brûlage de ce pétrole a été évaluée à l'aide de l'essai de toxicité de fertilité des oursins *Lytechinus pictus*, par Blenkinsopp et ses collaborateurs (1996). Les résultats ont montré que la fraction soluble (WAF) des résidus de brûlage de l'ASMB présente la même toxicité pour ce paramètre d'effet que la fraction soluble (WAF) de l'hydrocarbure non brûlé. Ainsi, les CI₂₅-20 min de la fertilité des oursins de ces deux fractions sont toutes les deux supérieures à 10 000 mg/l (concentration maximale testée).

Deux études ont été réalisées avec des poissons d'eau douce. Dans la première étude (Blenkinsopp et collab., 1996), des épinoches à trois épines *Gasterosteus aculeatus* ont été exposées pendant 96 heures à une fraction soluble (WAF) préparée avec du pétrole ASMB mature ou le résidu de brûlage de ce pétrole. Les résultats ont montré que les fractions solubles (WAF) de l'ASMB et de ses résidus de brûlage avaient la même toxicité pour ces épinoches, avec des CL₅₀-96 h estimées à plus de 10 000 mg/l (concentration maximale testée). Dans la deuxième étude, Cohen et Nugegoda (2000) ont observé que la fraction soluble (WAF) du pétrole brut Bass Strait brûlé (CL₅₀ de 49 %⁸ v/v et CE₅₀ de 42 % v/v pour le paramètre d'effet « modification de la couleur ») présentait le même niveau de toxicité que la fraction soluble (WAF) de l'hydrocarbure non brûlé (CL₅₀ de 44 % v/v et CE₅₀ de 36 % v/v pour le paramètre d'effet « modification de la couleur ») pour le poisson *Macquaria novemaculeata*. Dans cette étude, les auteurs soulignent aussi que les eaux en contact avec des résidus de brûlage semblaient moins toxiques que les eaux contenant de l'hydrocarbure dispersé par le Corexit 9527 (CL₅₀ de 7,15 % v/v et CE₅₀ non estimée pour le paramètre d'effet « modification de la couleur » étant donné la forte mortalité des poissons).

⁸ Le pourcentage correspond au facteur de dilution de la fraction d'eau contaminée par le pétrole brut ou les résidus de brûlage.

D'après ces quelques études, la toxicité aiguë des fractions solubles des hydrocarbures ne semble pas changer avant et après brûlage. Cette tendance devra être confirmée par des études complémentaires.

13.3.3 Toxicité sous-létale

Les quelques études disponibles portant sur la toxicité sous-létale des résidus de brûlage pour les organismes aquatiques sont présentées dans cette section.

Al-Yakoob et ses collaborateurs (1996) ont évalué les effets de la fraction soluble (WAF) du pétrole brut du Koweït et de ce pétrole partiellement brûlé sur la croissance du poisson *M. beryllina* lors d'une exposition de 16 jours. Les résultats ont démontré une plus forte toxicité de la fraction soluble (WAF) du pétrole brut du Koweït partiellement brûlé ($CE_{50-16 j} = 12,4$ mg/l) comparativement à la fraction soluble (WAF) de ce pétrole non brûlé ($CE_{50-16 j} = 193,23$ mg/l) sur la croissance du poisson *M. beryllina*.

Georgiades et ses collaborateurs (2003) ont observé le comportement de l'étoile de mer *Coscinasterias muricata* après une exposition à différentes dilutions d'eau mise en contact avec du pétrole brut Bass Strait, un dispersant chimique (Corexit 9500) ou des résidus de brûlage du pétrole pendant 7 jours et 14 jours. Le comportement des étoiles de mer a changé significativement lorsqu'elles ont été exposées aux eaux contenant du pétrole ou du pétrole dispersé, alors qu'aucun changement comportemental n'a été observé avec les eaux mises en contact avec les résidus de brûlage. Le changement de comportement était corrélé aux concentrations d'hydrocarbures (C_6-C_{36}) présents dans chacune des solutions testées, soit 1,8 mg/l dans les eaux mises en contact avec le pétrole seul, 3,5 mg/l pour les eaux mises en contact avec le pétrole dispersé et 1,14 mg/l pour les eaux mises en contact avec les résidus du brûlage.

Bien qu'indicatrices, ces deux études ne permettent pas de définir les effets à moyen et à long terme d'une exposition aux résidus de brûlage pour les organismes aquatiques. Ces effets dépendront des caractéristiques chimiques des résidus, de la biodisponibilité des hydrocarbures et de la sensibilité des organismes exposés.

13.3.4 Étude *in situ*

Deux études *in situ* ont mis en évidence l'intérêt du brûlage en eau libre pour la reprise des herbiers dans les marais.

Baustian et ses collaborateurs (2010) et Lin et ses collaborateurs (2005) se sont intéressés au rétablissement des fonctions (production I, décomposition, résilience végétale) et de la structure (richesse et diversité des espèces végétales) de marais, en Louisiane, à la suite du brûlage d'une nappe de pétrole South Louisiana. Les effets du brûlage ont été comparés à un site témoin n'ayant pas été atteint par la nappe d'hydrocarbures. Les résultats montrent que le brûlage a permis d'éliminer la majorité du pétrole South Louisiana présent dans le marais et que la biomasse végétale et la diversité végétale ont retrouvé leurs caractéristiques du site témoin en neuf mois (Baustian et collab., 2010). Les fonctions écologiques du marais ont été restaurées aussi rapidement. Sur la base de ces résultats, l'étude conclut que le brûlage *in situ* peut être une méthode non dommageable pour les marais (Baustian et collab., 2010). Lin et ses collaborateurs (2005) précisent que la hauteur d'eau dans le marais pendant le brûlage

est un paramètre important à considérer pour évaluer les capacités de reprise des écosystèmes. Ainsi, ils indiquent qu'afin de protéger les racines et les rhizomes de la végétation et permettre la formation de nouvelles tiges, le marais doit être recouvert d'au moins 2 cm d'eau au moment du brûlage de la nappe d'hydrocarbures.

À notre connaissance, les effets des résidus de brûlage vis-à-vis des poissons, des oiseaux et des mammifères terrestres et aquatiques n'ont pas encore été étudiés.

13.3.5 Émissions atmosphériques

Les particules formées lors d'expériences de brûlage d'hydrocarbures sont en majorité des particules dont la taille est inférieure à 10 µm (PM-10; Buist et collab., 1999). Plusieurs gaz sont également émis lors de la combustion des hydrocarbures (Tableau 21), les principaux étant le monoxyde de carbone, le dioxyde de carbone, le dioxyde de soufre, des oxydes d'azote, des composés organiques volatils et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (Buist et collab., 1999).

Tableau 21 : Émissions atmosphériques types émises lors du brûlage de pétrole brut *in situ* selon Buist et ses collaborateurs (1999)

Composés	Quantité émise (kg d'émission par kg d'hydrocarbures brûlés)
Dioxyde de carbone (CO ₂)	3
Matière particulaire	0,05-0,20
Monoxyde de carbone (CO)	0,02-0,05
Oxydes d'azote (NO _x)	0,001
Composés organiques volatils (COV)	0,005
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	0,000004

D'autres études ont montré que les fumées issues du brûlage contiennent également des polychloro-dibenzo-p-dioxines et des polychloro-dibenzo-furanes (Aurell et Gullett, 2010). Ces composés sont connus pour avoir des effets immunotoxiques, cancérigènes et tératogènes (CCME, 2001). Notons qu'à la suite du brûlage de la nappe de pétrole issue de l'accident du *DeepWater Horizon*, dans le golfe du Mexique, les concentrations de dioxines dans les poissons avaient considérablement augmenté (Schaum et collab., 2010).

Finalement, les études sur les effets des fumées sur la faune sont très limitées. D'après le rapport de l'US Coast Guard Research and Development Center (2003), les oiseaux et les mammifères sont plus susceptibles d'éviter un panache de fumée temporaire qu'une nappe d'hydrocarbures pétroliers. Toutefois, si les oiseaux volent dans le panache de fumée, ils pourraient être désorientés et subir des effets toxiques, mais ce danger est considéré comme faible par rapport aux effets de l'engluement et de l'ingestion des hydrocarbures. Néanmoins, au vu de leurs compositions chimiques, si les particules présentes dans ces fumées se déposent en mer ou sur le sol, des effets sur la flore et la faune peuvent être anticipés.

13.3.6 Produits utilisés lors du brûlage

Afin d'obtenir une efficacité maximale et réduire certaines nuisances reliées à cette méthode d'intervention, comme la fumée, plusieurs produits sont souvent ajoutés à la nappe d'hydrocarbures. Parmi ces produits, on retrouve des agents de brûlage, des supprimeurs de fumée ou encore des produits comme des tensioactifs (*herders*) qui vont modifier les propriétés physiques de la nappe d'hydrocarbures.

Les agents de brûlage peuvent être appliqués sur la nappe d'hydrocarbures au début de l'utilisation de cette méthode d'intervention afin d'amorcer le brûlage (*ignition promoters*) ou le maintenir (*combustion promoters*). Ces produits contiennent généralement un mélange de composés métalliques, de carbure de calcium, de diesel ou de kérosène. Les produits utilisés pour briser les émulsions peuvent être aussi utilisés comme agents de brûlage (Fritt-Rasmussen, 2010). Plus de détails sur les briseurs d'émulsion sont présentés à la section 6 du présent document.

Les supprimeurs de fumée (*smoke suppressants*) peuvent être appliqués sur la nappe d'hydrocarbures avant le brûlage afin, comme leur nom l'indique, de réduire les émissions atmosphériques. Ces produits étaient initialement composés de dérivés de baryum, de manganèse, de fer, de plomb, de cuivre, de magnésium, de nickel, de cobalt et de bore (Buist et collab., 1999). Toutefois, ce sont les supprimeurs de fumée à base de ferrocène et ses dérivés qui sont les plus utilisés aujourd'hui. Le ferrocène [$\text{Fe}(\text{C}_5\text{H}_5)_2$] est un composé organométallique. Il se présente sous forme solide de couleur orange. Il est insoluble dans l'eau et légèrement soluble dans les hydrocarbures (Buist et collab., 1999).

Des tensioactifs (*herders*) peuvent aussi être utilisés lors du brûlage d'une nappe de pétrole afin de contracter la nappe en une couche plus épaisse (Buist et collab., 2010, dans Fritt-Rasmussen, 2010). Plus de détails sur les tensioactifs sont présentés à la section 7 du présent document.

L'ensemble de ces produits pourrait avoir des effets sur les organismes aquatiques et terrestres. À notre connaissance, les données disponibles dans la littérature sur la toxicité de ces produits sont très peu nombreuses, voire inexistantes.

13.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Le brûlage en mer est une méthode d'intervention qui permet d'éliminer rapidement une grande partie des hydrocarbures pétroliers déversés. L'élimination des composés légers est plus importante que celle des composés lourds qui ont tendance à se concentrer dans les résidus de brûlage. Le danger écotoxicologique associé au brûlage proviendrait tout d'abord du devenir de ces résidus. En effet, bien qu'ils aient tendance à rester en surface, au bout de quelques jours, dépendamment de la densité initiale du pétrole déversé et de sa composition chimique, les résidus de brûlage auront tendance à sédimenter. Même si nous ne disposons pas de nombreuses données sur les effets écotoxicologiques des résidus de brûlage, les données disponibles indiquent la présence de nombreux HAP pyrogéniques et de métaux, dont les effets sur les organismes sont connus. Par conséquent, des dangers écotoxicologiques associés à la présence des résidus de brûlage sont anticipés pour les écosystèmes aquatiques récepteurs.

Les émissions atmosphériques issues du brûlage représentent aussi un danger pour l'environnement, en particulier si les particules présentes dans ces fumées se déposent en mer ou sur le sol. Les contaminants présents dans ces particules pourraient induire des effets négatifs pour la flore et la faune qui y seraient exposées.

Finalement, l'utilisation de certains produits permettant d'augmenter l'efficacité de la méthode ou d'en réduire les nuisances peut également représenter un danger pour les organismes aquatiques. Ce danger n'a pu être évalué compte tenu de l'absence de données chimiques et écotoxicologiques spécifiques à ces produits.

En conséquence, si cette méthode était retenue parmi les méthodes d'intervention potentiellement utilisables au Québec, il apparaît nécessaire de mettre en œuvre des études expérimentales pour générer des informations sur les effets écotoxicologiques des résidus de brûlage, des produits pouvant être ajoutés à la nappe d'hydrocarbures au cours de l'intervention et des suies présentes dans les fumées. En effet, les données disponibles sont peu nombreuses et des données complémentaires, acquises pour des organismes présents au Québec, dans des conditions environnementales spécifiques au Québec, apparaissent nécessaires pour évaluer leur toxicité intrinsèque et définir le potentiel de danger écotoxicologique de cette méthode d'intervention pour les organismes aquatiques.

14. BRULAGE EN MER DANS LA GLACE

Lorsque la glace fait office de barrage naturel contre lesquels les hydrocarbures s'accumulent en quantité suffisante pour brûler, le brûlage en mer est souvent privilégié pour réduire la quantité d'hydrocarbures rapidement et limiter sa dispersion dans le milieu. La méthode d'intervention est alors similaire à celle qui est utilisée en absence de glace.

Les aspects liés à la toxicité des résidus de brûlage et des émissions atmosphériques ont été abordés dans la section précédente. Ils ne sont pas repris ici.

14.1 Conditions d'application

Les travaux menés par Fritt-Rasmussen (2010) ont permis de documenter le brûlage en mer dans la glace.

Plusieurs facteurs liés aux conditions environnementales sont susceptibles de modifier l'efficacité de cette méthode d'intervention.

Le principal facteur ayant un effet sur l'efficacité du brûlage en mer dans les glaces est le pourcentage de couverture de glace et le type de glaces présentes. Les glaces peuvent servir de barrières naturelles et confiner les hydrocarbures. Ainsi, l'épaisseur de la couche d'hydrocarbures nécessaire à la combustion (section 13) pourra être atteinte. Pour une efficacité optimale, la couverture de glace doit être inférieure à 30 % (permettant l'accès à la zone contaminée) ou supérieure à 60 % (pouvoir de confinement de la glace) (Evers et collab., 2006). En ce qui concerne le type de glace, la présence de frasil (*slush*) diminue la vitesse de combustion, donc l'efficacité de la technique.

D'autres facteurs peuvent nuire aux opérations et limiter l'efficacité de la méthode, comme les conditions hivernales, la brume ou la noirceur.

14.2 Réglementation

L'utilisation de la méthode de brûlage en mer dans la glace contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015), car il y a émission de contaminants dans l'air, et à l'article 9 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015) puisque les hydrocarbures ne sont pas récupérés. Si cette méthode était retenue, un permis en conformité avec l'article 70.9 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) serait nécessaire.

14.3 Besoins d'acquisition de connaissances

Les besoins d'acquisition de connaissance sur les impacts potentiels associés au brûlage des hydrocarbures pétroliers en mer en présence de glace sont similaires à ceux qui ont été établis pour le brûlage en mer libre de glace (section 13). Il convient de préciser que des données complémentaires devraient être générées pour des conditions environnementales spécifiques à la présence de glace.

15. BIORESTAURATION

La méthode d'intervention par biorestauration consiste à utiliser des agents de biodégradation pour accélérer la biodégradation des hydrocarbures par les microorganismes dans l'environnement. La biorestauration *in situ* est une méthode qui apparaît très prometteuse pour assurer le nettoyage et la restauration de milieux de grande importance écologique (Prince et collab., 2003).

Les agents de biodégradation sont de deux catégories : des agents de biostimulation, qui contiennent des fertilisants ou d'autres éléments qui stimulent les activités de dégradation des hydrocarbures par les microorganismes, et des agents de bioaugmentation, qui contiennent des microorganismes qui dégradent les hydrocarbures.

15.1 Conditions d'application

Cette méthode est surtout considérée comme une méthode de finition. Un premier nettoyage doit être fait avant son application (Prince et collab., 2003). De plus, il est recommandé de l'utiliser dans les cas d'hydrocarbures légers, présents à des concentrations modérées (les plages sévèrement ou modérément mazoutées doivent d'abord être nettoyées à l'eau ou en utilisant d'autres agents de traitement; Garde côtière canadienne, 1995).

Plusieurs facteurs liés aux caractéristiques environnementales et aux hydrocarbures déversés sont à considérer avant d'utiliser cette méthode. Les vagues doivent être modérées et l'eau doit être calme pour éviter le lessivage des agents de biorestauration. Cette méthode n'est donc pas efficace en pleine mer ou sur les côtes exposées à cause du facteur de dilution important et du mouvement rapide de la nappe d'hydrocarbures qui réduisent grandement son efficacité (Organisation maritime internationale, 2003). Aussi, afin d'avoir une activité microbienne suffisante, les agents de biorestauration doivent être appliqués aux températures ambiantes. En effet, il a été démontré que l'efficacité de la méthode est faible en deçà de 5°C, à moins qu'il y ait présence de microorganismes consommateurs d'hydrocarbures adaptés aux basses températures (Safferman, 1991). Enfin, le milieu doit être bien oxygéné. En conséquence, ces agents sont principalement utilisés au niveau terrestre ou des berges.

15.2 Réglementation

Cette méthode contrevient à l'article 20 de la LQE (chapitre Q-2, 2015) puisqu'un produit est introduit dans l'environnement, et à l'article 9 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015), car les hydrocarbures ne sont pas récupérés.

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

15.3 Efficacité de la méthode

15.3.1 Les agents de biostimulation

La biostimulation consiste à optimiser les conditions environnementales en augmentant la teneur en nutriments (azote, phosphore), en oxygène ou autres substrats de croissance, afin de stimuler le développement des microorganismes (bactérie et champignon), naturellement présents dans le milieu, capables de dégrader les hydrocarbures (Delille et collab., 2004; Nikolopoulou et Kalogerakis, 2008). En effet, les hydrocarbures déversés représentent une source de carbone substantielle pour les microorganismes indigènes, mais, dans la plupart des environnements, la présence d'azote, de phosphore ou d'oxygène est limitée, ce qui peut limiter l'action microbienne (Delille et collab., 2004).

L'ajout d'azote et de phosphore (N et P) a été étudié par plusieurs chercheurs. Sarkar et ses collaborateurs (2005) ont observé une amélioration de la biodégradation de diesel jusqu'à 96 % après l'addition de biosolides, c'est-à-dire de matières organiques riches en nutriments, résultant du traitement des eaux usées domestiques, et d'engrais inorganique riche en N et P. Des résultats similaires ont été obtenus pour du diesel déversé en milieu côtier en Antarctique avec un engrais commercial (Delille et collab., 2009).

D'autres conditions comme le pH et la température du milieu peuvent être modifiées artificiellement afin d'améliorer la biodégradation microbienne (Atlas, 1981).

En raison de leur faible solubilité dans l'eau, les hydrocarbures pétroliers peuvent être peu biodisponibles pour les microorganismes, ce qui limite leur biodégradation. L'application de surfactant comme agent de biostimulation s'est avérée être une solution. Ainsi, l'utilisation de surfactant a été beaucoup étudiée pour augmenter la solubilisation et la biodisponibilité des hydrocarbures et ainsi améliorer leur taux de biodégradation (Bordoloi et Konwar, 2009; Gallego et collab., 2007; Rahman et collab., 2002a, b; Ron et Rosenberg, 2002; Sanscartier et collab., 2009). Enfin, Nikolopoulou et Kalogerakis (2008) ont montré que la biostimulation avec un engrais N et P et des biosurfactants permet aux microorganismes de mieux s'adapter à la contamination provenant du déversement d'hydrocarbures. Les auteurs ont observé que la phase de latence devenait relativement courte et que la dégradation était plus rapide (Nikolopoulou et Kalogerakis, 2008).

Quelques exemples d'utilisation d'agents de biostimulation sont présentés dans le Tableau 22.

Tableau 22 : Efficacité de certains agents de biostimulation commerciaux

Agents de biostimulation	Composition	Résultats obtenus	Références
Biosolve ⁹	Surfactant synthétique biodégradable	Réduction de 66 % des hydrocarbures totaux durant les 134 premiers jours	Sanscartier et collab., 2009
S-200	Engrais oléophile contenant de l'urée, des esters phosphoriques, des acides oléiques, de l'eau et un solvant	Diminution de 30 % des alcanes linéaires et des composés aromatiques après 60 jours	Gallego et collab., 2007
Surfactant AB01039	Mélange de surfactants non ioniques et biodégradables	Diminution de 40 % des hydrocarbures après 30 jours	Gallego et collab., 2007
Inipol EAP 22	Engrais oléophile contenant des sources d'azote et de phosphore	Biodégradation 2 fois plus importante	Pritchard et collab., 1992, dans Tyagi et collab., 2011

Ainsi, plusieurs études ont mis en évidence l'efficacité des agents de biostimulation pour améliorer la dégradation des hydrocarbures. Néanmoins, il apparaît nécessaire de valider que certains agents biostimulants, comme les biosurfactants, ont une faible toxicité pour les organismes aquatiques et ne produisent pas d'effets environnementaux indésirables. Par exemple, le Biosolve évalué dans l'étude de Sanscartier et ses collaborateurs (2009) est également un dispersant chimique présentant une toxicité élevée pour la crevette *Mysidopsis bahia* et les poissons *Menidia beryllina*, *Oncorhynchus mykiss* et *Pimephales promelas*, comparativement à d'autres dispersants chimiques (section 2). L'USEPA (Zhu et collab., 2001) propose d'ailleurs, à titre d'exemple, l'utilisation d'au moins deux essais de toxicité sur la crevette *M. bahia* et le poisson *M. beryllina* pour évaluer les effets potentiels des agents de biostimulation et du mélange agent de biostimulation/hydrocarbures en eau salée tropicale.

Les effets indirects des agents biostimulants à base de produits nutritifs doivent également être évalués, car ils pourraient induire un épuisement de l'oxygène lors de la biodégradation des hydrocarbures ou encore provoquer une eutrophisation (Lepo et Cripe, 1998, cités dans Zhu et collab., 2001).

Quelques études ont démontré l'absence d'effet néfaste de la biorestauration après des opérations réelles sur le terrain (Mearns et collab., 1997; Prince, 1993). Toutefois, Lee et ses collaborateurs (1995, cités dans Zhu et collab., 2001) ont constaté un appauvrissement en oxygène et la production d'ammoniac à la suite d'applications excessives d'engrais à base de farine de poisson. Ces applications ont d'ailleurs provoqué un ralentissement des taux de dégradation du pétrole.

⁹ Le Biosolve est également un dispersant chimique. Des informations sur sa toxicité sont disponibles à la section 2.

15.3.2 Les agents de bioaugmentation

La bioaugmentation consiste à inoculer dans le milieu à restaurer, *in situ*, une ou plusieurs souches de microorganismes (bactérie et champignon) capables de dégrader les hydrocarbures. Tel qu'il a été précisé précédemment, de nombreuses espèces de microorganismes sont capables de dégrader les composés des hydrocarbures. Il est toutefois possible que des modifications génétiques soient apportées aux souches inoculées afin d'améliorer leur performance de dégradation. Les agents de bioaugmentation les plus utilisés sont de plusieurs sortes (El Fantroussi et Agathos, 2005) :

- une souche bactérienne pure;
- un mélange de plusieurs souches bactériennes (consortium);
- des bactéries génétiquement modifiées pour d'améliorer leur performance de dégradation;
- l'ajout dans les microorganismes indigènes de gènes de biodégradation contenus dans un vecteur de transfert, par conjugaison. Le processus de conjugaison permet aux microorganismes indigènes d'intégrer du matériel génétique d'intérêt, comme des gènes pour dégrader des hydrocarbures, à l'aide de vecteur comme les plasmides.

Le plus souvent, les agents de bioaugmentation sont des suspensions de cellules produites dans des conditions optimales, en laboratoire, qui subissent souvent un stress lorsqu'elles sont introduites dans les milieux naturels (Rahman et collab., 2002a, b). Ceci est lié aux conditions environnementales qui sont très différentes des conditions de culture en laboratoire. Ainsi, en milieu naturel, du fait de problèmes d'adaptation, la population microbienne inoculée commence généralement à diminuer dès son introduction dans le milieu en raison de plusieurs contraintes abiotiques et biotiques, telles que des fluctuations de température, de teneur en eau, de pH, d'épuisement des nutriments et des niveaux de contaminants potentiellement toxiques (Rahman et collab., 2002a, b). Il faut ajouter la concurrence entre les microorganismes introduits et indigènes et la prédation par des protozoaires (Goldstein et collab., 1985). D'après Rahman et ses collaborateurs (2002a, b), l'utilisation d'un consortium microbien plutôt qu'une culture pure est plus avantageuse, car celui-ci fournit une diversité métabolique et une robustesse nécessaires pour les applications *in situ*. Aussi, l'application d'un agent de bioaugmentation seule n'est généralement pas suffisante et doit être accompagnée par une préparation du milieu naturel, comme l'application d'un agent de biostimulation (Tyagi et collab., 2011).

Goldstein et ses collaborateurs (1985) ont constaté que les microorganismes ayant un potentiel de dégradation des polluants organiques en milieu de culture n'ont pas obligatoirement ce même potentiel dans les systèmes naturels. Les paragraphes qui suivent illustrent cette observation.

Venosa et ses collaborateurs (1992) ont mené une étude détaillée de huit produits commerciaux¹⁰ qui correspondaient à huit cultures bactériennes, de huit sociétés différentes, pour la biorestauration des sites de Prince William Sound, en Alaska, qui ont

¹⁰ Les noms des produits commerciaux ne sont pas mentionnés dans l'article.

été contaminés à la suite du déversement de l'*Exxon Valdez*. Leurs résultats suggèrent que la dégradation des hydrocarbures était principalement attribuée à l'activité des microorganismes indigènes du site contaminé et non à celle des cultures bactériennes issues des produits commerciaux. De même, Simon et ses collaborateurs (2004) n'ont trouvé aucune amélioration statistique du taux de biodégradation d'un pétrole brut (Arabian Medium) après l'utilisation de deux agents de bioaugmentation commerciaux (les noms ne sont pas précisés) pour l'enlèvement du pétrole d'une zone humide.

Ainsi, l'activité métabolique, l'adaptabilité et la compétence écologique des agents de bioaugmentation commerciaux semblent être un obstacle majeur à leur efficacité. Les cultures enrichies de microorganismes indigènes sélectionnés pourraient représenter un produit plus approprié que les agents de bioaugmentation commerciaux actuellement disponibles (Mohammed et collab., 2007).

Notons également qu'à notre connaissance, l'utilisation de bactéries génétiquement modifiées ou de gènes de biodégradation contenus dans un vecteur de transfert est peu documentée. Cette utilisation peut soulever des inquiétudes quant à l'introduction de microorganismes génétiquement modifiés ou de fragments d'ADN dans l'environnement. À ce propos, Gruyer et Villion (2013) mentionnent que dans le milieu naturel, l'introduction de microorganismes non indigènes ou génétiquement modifiés ne conduit pas nécessairement à la propagation de traits indésirables et dangereux ou à un déséquilibre des systèmes écologiques. Cependant, si la biomasse des microorganismes introduits est importante, cela pourrait favoriser la propagation d'un trait génétique ou une prolifération anormale d'un type particulier de microorganismes pouvant conduire à un déséquilibre des systèmes écologiques.

15.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Plusieurs approches ont été mises au point pour faciliter la biodégradation des hydrocarbures dans l'environnement par les microorganismes. Parmi ces approches, il semble que l'utilisation d'une culture enrichie de microorganismes indigènes sélectionnés pourrait représenter un produit plus approprié aux conditions locales que les agents de bioaugmentation commerciaux. Toutefois, les agents de biostimulation semblent plus efficaces que les agents de bioaugmentation pour aider à la biodégradation des hydrocarbures, en particulier les agents de biostimulation à base de produits nutritifs ou les biosurfactants. D'après les travaux menés par Tyagi et ses collaborateurs (2011), la combinaison d'agents de bioaugmentation, d'agents de biostimulation et de biosurfactants, en fonction des caractéristiques du site contaminé, pourrait être une stratégie prometteuse pour accélérer la biorestauration. Cependant, pour la plupart de ces approches, les informations disponibles sont partielles et des expérimentations complémentaires semblent nécessaires, notamment pour les agents de bioaugmentation ayant recours aux modifications de l'ADN et les biosurfactants.

En conséquence, si cette méthode était retenue parmi les méthodes d'intervention potentiellement utilisables au Québec, il apparaît nécessaire de mettre en œuvre des études expérimentales pour générer des informations sur les effets des agents de biorestauration ainsi que sur la toxicité intrinsèque des hydrocarbures et de leurs produits de dégradation.

16. ATTÉNUATION NATURELLE

Dans certaines situations, en particulier en cas de contamination de sites écologiquement sensibles, il est parfois préférable de prioriser l'atténuation naturelle comme méthode d'intervention, c'est-à-dire de laisser les processus naturels éliminer des hydrocarbures pétroliers. Le terme « atténuation naturelle » regroupe ainsi les phénomènes de dispersion, de dilution, d'adsorption et de dégradation chimique ou biologique ayant pour effet de réduire la masse, le volume, la concentration, la disponibilité ou la toxicité d'une contamination aux hydrocarbures (Nowak et collab., 2002).

16.1 Conditions d'application

Plusieurs facteurs liés à la zone du déversement et aux caractéristiques du déversement sont à considérer avant de pouvoir appliquer cette méthode. L'atténuation naturelle est généralement appliquée :

- dans les zones très vulnérables écologiquement, où un nettoyage serait plus dommageable du point de vue du bénéfice environnemental net que la présence d'hydrocarbures elle-même (Organisation maritime internationale, 2003);
- lorsque les sites sont très faiblement souillés;
- lorsque l'épaisseur de la nappe est très mince et que l'efficacité de récupération mécanique est si marginale qu'il devient déraisonnable d'intervenir.

16.2 Réglementation

Cette méthode contrevient à l'article 9 du RMD (chapitre Q-2, r. 32, 2015) puisque les hydrocarbures ne sont pas récupérés.

L'utilisation de cette méthode doit, au préalable, faire l'objet d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (chapitre Q-2, 2015).

16.3 Écotoxicité

Le potentiel de danger de cette méthode est lié à la toxicité intrinsèque des hydrocarbures présents dans le milieu. Par conséquent, avant de sélectionner l'atténuation naturelle comme méthode d'intervention, il faut s'assurer que les hydrocarbures n'entraîneront pas de dommages à l'environnement suffisamment importants pour justifier l'application d'une méthode de récupération plus agressive. Cet aspect peut être évalué à l'aide d'une caractérisation fine des zones contaminées (caractérisation chimique, essais de toxicité, état des communautés d'invertébrés et de poissons du milieu) et par comparaison à des critères de qualité. À titre d'exemple, c'est ce qui est en cours de réalisation dans le cadre du plan de gestion de la contamination par les hydrocarbures de la rivière Chaudière (MDDEFP, 2014).

Des données de toxicité sur ces contaminants sont d'ores et déjà disponibles au MDDELCC et des revues de littérature sont en cours pour compléter les bases de données existantes et permettre l'établissement de critères de qualité (p. ex., HAP alkylés). Par conséquent, cette question ne sera pas plus approfondie dans le présent document.

16.4 Besoins d'acquisition de connaissances

Les conclusions des revues de littérature sur la toxicité des hydrocarbures, en cours de rédaction (MDDELCC, 2015; Allaire-Verville et collab., 2015), permettront de déterminer les besoins d'acquisition de connaissances sur la toxicité des hydrocarbures vis-à-vis des organismes aquatiques et les études expérimentales qu'il conviendrait de mettre en œuvre pour combler ces manques d'informations.

Notons que si cette méthode était retenue pour un site donné, il conviendrait de mettre en œuvre un suivi de la qualité du milieu, et ce, sur plusieurs années, afin de démontrer l'efficacité de l'atténuation naturelle en mettant en évidence une réduction de la masse d'hydrocarbures sur le site. Il conviendrait de compléter ce suivi par la détermination :

1. des indicateurs géochimiques et biologiques qui permettent de conclure que l'atténuation naturelle intervient dans la réduction de la concentration des hydrocarbures;
2. des processus naturels impliqués dans l'atténuation naturelle et de leur efficacité afin de prévoir l'évolution de la contamination des milieux au cours du temps, jusqu'à l'atteinte des objectifs de réhabilitation fixés.

17. CONCLUSIONS

Le présent présente les informations disponibles sur la toxicité qui peut être associée aux méthodes d'intervention particulières, c'est-à-dire autres que la récupération manuelle ou mécanique, pour les déversements d'hydrocarbures pétroliers. Ces informations permettront de caractériser ces méthodes pour la récupération des hydrocarbures pétroliers et la décontamination des écosystèmes touchés par un déversement dans le Saint-Laurent, en eau douce et en eau salée. Lorsqu'elles étaient disponibles, les conditions d'application de ces méthodes ont été décrites, de même que leur efficacité, qui peut varier selon les conditions du milieu et l'hydrocarbure considéré. La réglementation qui encadrerait l'utilisation de chaque méthode d'intervention particulière a été présentée au regard de la législation en vigueur. Enfin, une revue de littérature a permis de colliger les informations disponibles sur les impacts écotoxicologiques, potentiels ou avérés, associés à chaque méthode pour les écosystèmes aquatiques.

L'applicabilité des méthodes (particulièrement en mer) est très dépendante des conditions météorologiques. La plupart des méthodes ne sont applicables que sur une mer calme, avec peu de vent (exception faite des méthodes de dispersion, d'étalement et de remobilisation qui demandent une énergie de brassage pour être efficaces). Ces conditions favorables pour la récupération des hydrocarbures sont rarement observées lors d'une urgence environnementale. Une température élevée (de l'eau et/ou du pétrole) est en général nécessaire pour que les méthodes soient efficaces. Ceci permet entre autres une plus grande activité des microorganismes (biorestoration) et une diminution de la viscosité du pétrole, facilitant ainsi sa récupération (nettoyage chimique des plages), sa dispersion (chimique, APA, étalement) ou son ignition. L'efficacité de la plupart des méthodes particulières est finalement influencée par l'altération des hydrocarbures déversés. Il importe donc d'intervenir rapidement à la suite d'un déversement. Un pétrole frais sera moins visqueux et n'aura pas encore formé d'émulsion, ce qui favorisera sa récupération et sa possible réutilisation, ou sa dispersion chimique ou physique. Il aura de plus conservé ses parties légères, facilitant ainsi son ignition et diminuant les dangers de le voir couler.

Ces conditions d'application ont été estimées à partir d'accidents antérieurs ou d'études en zones tempérées. Il serait important d'étudier l'applicabilité de ces méthodes dans le contexte spécifique du Saint-Laurent (eau froide, conditions hivernales) et de l'équipement disponible au Québec.

En ce qui concerne la réglementation, la plupart des méthodes mentionnées contreviennent à la réglementation en vigueur au Québec, soit parce qu'il y a rejet de nouveaux contaminants dans l'environnement, soit parce que les hydrocarbures déversés ne sont pas récupérés. À moins qu'un certificat d'autorisation ne soit délivré en urgence, ces méthodes ne pourraient donc pas être utilisées selon la réglementation actuelle. La séparation des eaux huileuses et le brûlage des déchets pourraient toutefois être envisagés sous réserve des articles 32 et 70.9 de la LQE (chapitre Q-2, 2015). Une structure facilitant la délivrance de certificats d'autorisation, d'autorisation et de permis lors de ces situations particulières pourrait permettre une intervention rapide et une diminution des impacts environnementaux causés par le déversement.

La quantité de données portant sur les effets écotoxicologiques des méthodes d'intervention particulières est très variable d'une méthode à l'autre :

- les effets écotoxicologiques de certaines méthodes ont été largement documentés ces dernières années, notamment à la suite de déversements majeurs comme lors de la catastrophe du *DeepWater Horizon*, en 2010, au cours de laquelle des dispersants chimiques ont été utilisés, ou à la suite du déversement de *l'Exxon Valdez*, en 1989, qui a nécessité l'utilisation d'un nettoyeur de plage;
- les effets écotoxicologiques des méthodes d'intervention telles que la solidification, l'élastification, les bris d'émulsion et le repoussage sont très peu documentés;
- plusieurs méthodes comme la séparation des eaux huileuses, la dispersion physique de nappes d'hydrocarbures, la remobilisation des sédiments et l'étalement peuvent être considérées comme des méthodes pour lesquelles les effets écotoxicologiques se rapportent à la toxicité intrinsèque des hydrocarbures dans l'eau ou dans les sédiments. Pour ces méthodes, il convient donc de se référer à des documents scientifiques portant spécifiquement sur la toxicité des hydrocarbures vis-à-vis des organismes aquatiques. À titre d'exemple, Allaire-Verville et ses collaborateurs (2015) présentent, dans un document élaboré pour le comité de suivi du plan de gestion de la rivière Chaudière, les effets des hydrocarbures pétroliers sur les organismes benthiques ainsi que les critères de qualité des sédiments qui ont été développés à l'échelle internationale pour les protéger.

Cette étude a permis de déterminer des besoins d'acquisition de connaissances spécifiques à chacune des méthodes d'intervention particulières qui permettraient de définir le potentiel de danger et de déterminer le bénéfice environnemental net de chaque méthode d'intervention. Les besoins d'acquisition de connaissance sont très similaires d'une méthode à l'autre.

Peu d'études portent sur le devenir physique, chimique et biologique des agents de traitement tels que les dispersants chimiques, les nettoyeurs de plage, les agents de solidification, les agents d'élastification, les briseurs d'émulsion et les tensioactifs utilisés pour le repoussage, ainsi que sur le devenir de leurs mélanges avec les hydrocarbures, en particulier dans les conditions environnementales rencontrées dans les milieux aquatiques du Québec.

- Il apparaît nécessaire de réaliser des études complémentaires pour évaluer la dégradation physique, chimique et biologique de ces agents de traitement et des mélanges agents de traitement/hydrocarbures, de même que leurs produits de dégradation, afin d'évaluer le potentiel de danger de ces agents de traitement.

Dans la majorité des études consultées, les conditions expérimentales utilisées et les organismes exposés ne sont pas représentatifs des milieux aquatiques du Québec. Il est donc difficile de conclure sur les effets des agents de traitement utilisés (dispersants chimiques, nettoyeurs de plage, agents de solidification, agents d'élastification, briseurs d'émulsion et tensioactifs) et ceux de leurs mélanges avec les hydrocarbures sur les espèces du Québec.

- Il apparaît nécessaire de réaliser des études complémentaires pour évaluer les effets de ces agents de traitement, des mélanges agents de

traitement/hydrocarbures, de même que de leurs produits de dégradation pour des organismes et dans les conditions environnementales rencontrées dans le système Saint-Laurent, sans oublier les effets à long terme de ces agents de traitement sur les organismes aquatiques.

Les méthodes d'intervention particulières ayant recourt à un processus physique comme la dispersion physique de la nappe d'hydrocarbures, la remobilisation des sédiments, l'étalement, la séparation des eaux huileuses, la formation des résidus après brûlage, la biorestauration et l'atténuation naturelle peuvent être considérées comme des méthodes pour lesquelles les effets écotoxicologiques se rapportent à la toxicité intrinsèque des hydrocarbures dans l'eau ou dans les sédiments.

- Les conclusions de certaines études réalisées dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique propre à Anticosti et du plan de gestion de la contamination de la rivière Chaudière (Allaire-Verville et collab., 2015), permettront de déterminer les besoins d'acquisition de connaissances sur la toxicité des hydrocarbures vis-à-vis des organismes aquatiques et les études expérimentales qu'il conviendrait de mettre en œuvre pour combler ces manques d'informations. Il s'agit de l'étude AENV14, réalisée dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique propre à Anticosti, intitulée « Développement de critères relatifs à la qualité de l'eau de surface pour les hydrocarbures pétroliers considérant les spécificités d'Anticosti » et de la revue de littérature d'Allaire-Verville et collab. (2015).

Enfin, quelle que soit la méthode considérée, il apparaît également nécessaire de :

- développer des outils analytiques, tels que des biomarqueurs, pour permettre le suivi de l'évolution des hydrocarbures déversés, en particulier en cas de recours à l'atténuation naturelle ou d'un enlèvement partiel des hydrocarbures pétroliers.

18. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACCORD DE BONN. 2005. « Stratégie politique de lutte contre la pollution ». Manuel Accord de Bonn de lutte contre la pollution.
- AJIJOLAIYA, L. O., P. S. HILL, A. KHELIFA, R. M. ISLAM ET K. LEE. 2006. « Laboratory investigation of the effects of mineral size and concentration on the formation of oil-mineral aggregates ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 52, n° 8, p. 920-927.
- AL-YAKOUB, S. N., D. GUNDERSEN ET L. CURTIS. 1996. « Effects of the water-soluble fraction of partially combusted crude oil from Kuwait's oil fires (from desert storm) on survival and growth of the marine fish *Menidia beryllina* ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 35, n° 2, p. 142-149.
- AMERICAN ACADEMY OF MICROBIOLOGY. 2011. *FAQ: Microbes and Oil Spills*.
- ATLAS, R. M. 1981. « Microbial-degradation of petroleum-hydrocarbons: an environmental perspective ». *Microbiological Reviews*, vol. 45, n° 1, p. 180-209.
- ATLAS, R. M. 1995. « Petroleum biodegradation and oil spill bioremediation ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 31, n° 4-12, p. 178-182.
- AURAND, D., ET G. M. COELHO. 2005. *Cooperative Aquatic Toxicity Testing of Dispersed Oil and the "Chemical Response to Oil Spills: Ecological Effects Research Forum (CROSERF)"*. Ecosystem Management & Associates, Inc., Technical Report 07-03, 105 p. + ann.
- AURELL, J., ET B. K. GULLETT. 2010. « Aerostat sampling of PCDD/PCDF emissions from the Gulf oil spill in situ burns ». *Environmental Science & Technology*, vol. 44, n° 24, p. 9431-9437.
- BARNETT, J., ET D. TOEWS. 1978a. « The effects of crude-oil and dispersant, Oilsperse 43, on respiration and coughing rates in Atlantic salmon (*Salmo-salar*) ». *Canadian Journal of Zoology*, vol. 56, n° 2, p. 307-310.
- BAUSTIAN, J., I. MENDELSSOHN, Q. LIN ET J. RAPP. 2010. « In situ burning restores the ecological function and structure of an oil-impacted coastal marsh ». *Environmental Management*, vol. 46, n° 5, p. 781-789.
- BHATTACHARYYA, S., P. L. KLERKS ET J. A. NYMAN. 2003. « Toxicity to freshwater organisms from oils and oil spill chemical treatments in laboratory microcosms ». *Environmental Pollution*, vol.122, n° 2, p. 205-215.
- BIZZELL, C., R. T. TOWNSEND, J. S. BONNER ET R. L. AUTENRIETH. 1999. *Shoreline cleaner evaluation on a petroleum impacted wetland*. Texas A&M University, Battelle Press, Columbus.
- BLENKINSOPP, S. A., G. SERGY, K. DOE, G. WOHLGESCHAFFEN, K. LI ET M. FINGAS. 1996. « Toxicity of the weathered crude oil used at the Newfoundland offshore burn

- experiment (NOBE) and the resultant burn residue ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 3, n° 4, p. 277-280.
- BORDOLOI, N. K., ET B. K. KONWAR. 2009. « Bacterial biosurfactant in enhancing solubility and metabolism of petroleum hydrocarbons ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 170, n° 1, p. 495-505.
- BOUCHER, G. 1980. « Impact of Amoco Cadiz oil spill on intertidal and sublittoral meiofauna ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 11, n° 4, p. 95-101.
- BUIST, I., J. MCCOURT, S. POTTER, S. ROSS ET K. TRUDEL. 1999. « In situ burning ». *Pure and Applied Chemistry*, vol. 71, n° 1, p. 43-65.
- BUIST, I., S. POTTER, T. NEDWED ET J. MULLIN. 2011. « Herding surfactants to contract and thicken oil spills in pack ice for in situ burning ». *Cold Regions Science and Technology*, vol. 67, n° 1-2, p. 3-23.
- BUIST, I. 2003. « Window-of-Opportunity for In Situ Burning ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 4, p. 341-346.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. 2001. « Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Polychlorinated dioxins and furans (PCDD/Fs) ». In *Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999*, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CEDRE. 2007. « La lutte à terre : Fiches pratiques des principales techniques de nettoyage ». Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux. En ligne. <<http://www.cedre.fr/fr/lutte/lutte-terre/index-lutte-terre.php>>. Mise à jour 16/03/2007.
- CHAERUN, S. K., ET K. TAZAKI. 2005. « How kaolinite plays an essential role in remediating oil-polluted seawater ». *Clay Minerals*, vol. 40, n° 4, p. 481-491.
- CLAYTON, J. R. 1993. *Chemical shoreline cleaning agents for oil spills: update state-of-the-art on mechanisms of action and factors influencing performance*. EPA/600/R-93/113b, Risk Reduction Engineering Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.
- COELHO, G., D. AURAND, A. SLAUGHTER, L. ROBINSON ET B. C. JONES. 2011. « Rapid toxicity evaluations of several dispersants: a comparison of results ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 2011, n° 1, p. 416-427.
- COHEN, A. M., ET D. NUGEGODA. 2000. « Toxicity of three oil spill remediation techniques to the Australian bass *Macquaria novemaculeata* ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 47, n° 2, p. 178-185.
- DE FLORA, S., G. P. DE RENZI, A. CAMOIRANO, M. ASTENGO, C. BASSO, P. ZANACCHI ET C. BENNICELLI. 1985. « Genotoxicity assay of oil dispersants in bacteria (mutation, differential lethality, SOS DNA-repair) and yeast (mitotic crossing-over) ». *Mutation Research/Genetic Toxicology*, vol. 158, n° 1-2, p. 19-30.

- DELILLE, D., F. COULON ET E. PELLETIER. 2004. « Effects of temperature warming during a bioremediation study of natural and nutrient-amended hydrocarbon-contaminated sub-Antarctic soils ». *Cold Regions Science and Technology*, vol. 40, n° 1-2, p. 61-70.
- DELILLE, D., E. PELLETIER, A. RODRIGUEZ-BLANCO ET J.-F. GHIGLIONE. 2009. « Effects of nutrient and temperature on degradation of petroleum hydrocarbons in sub-Antarctic coastal seawater ». *Polar Biology*, vol. 32, p. 1521-1528.
- DUERR, R. S., J. G. MASSEY, M. H. ZICCARDI ET Y. N. ADDASSI. 2011. « Physical Effects of Prudhoe Bay Crude Oil Water Accommodated Fractions (WAF) and Corexit 9500 Chemically Enhanced Water Accommodated Fractions (CEWAF) on Common Murre Feathers and California Sea Otter Hair ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 2011, n° 1, p. 252-262.
- EL FANTROUSSI, S., ET S. N. AGATHOS. 2005. « Is bioaugmentation a feasible strategy for pollutant removal and site remediation? ». *Current Opinion in Microbiology*, vol. 8, n° 3, p. 268-275.
- EVERS K., K. R. SORHEIM ET I. SINGSAAS. 2006. « Oil spill contingency planning in the Arctic –Recommendations ». Préparé pour *Arctic Operational Platform*, 47 p.
- FAKSNESS, L.-G., B. H. HANSEN, D. ALTIN ET P. J. BRANDVIK. 2012. « Chemical composition and acute toxicity in the water after in situ burning – A laboratory experiment ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, n° 1, p. 49-55.
- FATTAL, P., ET B. FICHAUT. 2002. « Erika : les premiers bilans des impacts morphologiques dus aux techniques de nettoyage ». *Annales de géographie*, vol. 111, n° 623, p. 3-24.
- FINGAS, M., ET M. PUNT. 2000. *Le brûlage in situ : Une technique de nettoyage des déversements de mazout sur l'eau*. Division des urgences – Science, Environnement Canada, Ottawa, ON, 214 p.
- FINGAS, M. 2008. *A review of literature related to oil spill solidifiers 1990-2008*. Prince William Sound Regional Citizens' Advisory Council (PWSRCAC), Anchorage, Alaska.
- FINGAS, M. 2011. *Oil Spill Science and Technology*. Elsevier, 1156 p.
- FINGAS, M. F., R. STOODLEY ET N. LAROCHE. 1990. « Effectiveness testing of spill-treating agents ». *Oil and Chemical Pollution*, vol. 7, n° 4, p. 337-348.
- FIOCCO, R. J., G. P. CANEVARI, J. B. WILKINSON, H. O. JAHNS, J. BOCK, M. ROBBINS ET R. K. MARKARIAN. 1991. « Development of Corexit 9580—A chemical beach cleaner ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 1991, n° 1, p. 395-400.
- FRITT-RASMUSSEN, J. 2010. *In situ burning of Arctic marine oil spills. Ignitability of various oil types weathered at different ice conditions. A combined laboratory and field study*. DTU Civil Engineering Report R-229 (UK), 197 p.

- FRITT-RASMUSSEN, J., B. E. ASCANIUS, P. J. BRANDVIK, A. VILLUMSEN ET E. H. STENBY. 2013. « Composition of in situ burn residue as a function of weathering conditions ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 67, n° 1-2, p. 75-81.
- FULLER, C., J. BONNER, S. DELLAMEA, S. USSERY, P. TISSOT, P. LOUCHOUARN, C. PAGE ET T. McDONALD. 2000. « Ecological Evaluation of shoreline cleaners used on oiled mesocosm sandy beaches ». *Proceedings of the 23rd Arctic and Marine Oilspill (AMOP) Technical Seminar* (14 au 16 juin), Environnement Canada, vol. 2, p. 795-803.
- GALLEGO, J. R., J. R. FERNANDEZ, F. DIEZ-SANZ, S. ORDONEZ, H. SASTRE, E. GONZALEZ-ROJAS, A. I. PELAEZ ET J. SANCHEZ. 2007. « Bioremediation for shoreline cleanup: In situ vs. on-site treatments ». *Environmental Engineering Science*, vol. 24, n° 4 p. 493-504.
- GARDE CÔTIÈRE CANADIENNE. 2007. *Validation de la formation d'agrégats pétrole-argile par des essais sur le terrain dans des eaux encombrées de glace*. Préparé par Bernard Doyon, Ph. D.
- GENIVAR. 2013. *Évaluation environnementale stratégique sur la mise en valeur des hydrocarbures dans les bassins d'Anticosti, de Madeleine et de la baie des Chaleurs*. Rapport de GENIVAR au ministère des Ressources naturelles, 660 p. et ann.
- GEORGE-ARES, A., ET J. R. CLARK. 2000. « Aquatic toxicity of two Corexit® dispersants ». *Chemosphere*, vol. 40, n° 8, p. 897-906.
- GEORGIADIS, E. T., D. A. HOLDWAY, S. E. BRENNAN, J. S. BUTTY ET A. TEMARA. 2003. « The impact of oil-derived products on the behaviour and biochemistry of the eleven-armed asteroid *Coscinasterias muricata* (Echinodermata) ». *Marine Environmental Research*, vol. 55, n° 3, p. 257-276.
- GOLDSTEIN, R. M., L. M. MALLORY ET M. ALEXANDER. 1985. « Reasons for possible failure of inoculation to enhance biodegradation ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 50, n° 4, p. 977-983.
- GOODBODY-GRINGLEY, G., D. L. WETZEL, D. GILLON, E. PULSTER, A. MILLER ET K. B. RITCHIE. 2013. « Toxicity of Deepwater Horizon source oil and the chemical dispersant, Corexit® 9500, to coral larvae ». *Plos One* 8.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2015. *Loi sur la qualité de l'environnement*. RLRQ, chapitre Q-2, à jour au 1^{er} mars 2015, Éditeur officiel du Québec.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2015. *Règlement sur les matières dangereuses*. RLRQ, chapitre Q-2, r. 32, à jour au 1^{er} mars 2015, Éditeur officiel du Québec.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2015. *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement*. RLRQ, chapitre Q-2, r. 23, à jour au 1^{er} mars 2015, Éditeur officiel du Québec.

- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2015. *Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère*. RLRQ, chapitre Q-2, r. 4.1, à jour au 1^{er} mars 2015, Éditeur officiel du Québec.
- GRUYER, N., ET M. VILLION. 2013. *Demande d'expertise technique - Demande d'avis d'assujettissement pour des modifications à une usine pilote spécialisée dans la production de protéines thérapeutiques*. Note technique, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 4 p.
- GUNDERSEN, D. T., S. W. KRISTANTO, L. R. CURTIS, S. N. AL-YAKOOB, M. M. METWALLY ET D. ALAJMI. 1996. « Subacute toxicity of the water-soluble fractions of Kuwait crude oil and partially combusted crude oil on *Menidia beryllina* and *Palaemonetes pugio* ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 31, n° 1, p. 1-8.
- GUYOMARCH, J., S. LE FLOCH ET F.-X. MERLIN. 2002. « Effect of suspended mineral load, water salinity and oil type on the size of oil–mineral aggregates in the presence of chemical dispersant ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 1, p. 95-100.
- HARREL, R. C. 1985. « Effects of a crude-oil spill on water-quality and macrobenthos of a southeast texas stream ». *Hydrobiologia*, vol. 124, n° 3, p. 223-228.
- HARTLEY, J. M., ET D. F. HAMERA. 1995. « Response to a major gasoline release into the Mississippi River ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 1995, n° 1, p. 453-458.
- HEMMER, M. J., M. G. BARRON ET R. M. GREENE. 2010. *Comparative toxicity of eight oil dispersant products on two Gulf of Mexico aquatic test species*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development.
- HILL, P. S., A. KHELIFA ET K. LEE. 2002. « Time scale for oil droplet stabilization by mineral particles in turbulent suspensions ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 1, p. 73-81.
- HOFF, R., G. SHIGENAKA, R. YENDER ET D. PAYTON. 1994. *Chemistry and environmental effects of the shoreline cleaner PES-51™*. HAZMAT Report No. 94-2, Hazardous Materials Response and Assessment Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Washington.
- HOOK, S. E. ET H. L. OSBORN. 2012. « Comparison of toxicity and transcriptomic profiles in a diatom exposed to oil, dispersants, dispersed oil ». *Aquatic Toxicology*, vol. 124–125, p. 139-151.
- JONGBLOED, R. H., J. E. TAMIS, K. I. E. HOLTHAUS, D. P. C. VAN DER VEEN, I. VAN DER VELDE, V. G. BLANKENDAAL, P. C. GOEDHART, R. G. JAK ET W. KOOPS. 2002. *Chemicals in combating oil spills. A literature review in perspective of the Dutch situation*. Report No. R 2002/640, Den Helder, The Netherlands: TNO.
- JUNG, S. W., O. Y. KWON, C. K. JOO, J. H. KANG, M. KIM, W. J. SHIM ET Y. O. KIM. 2012. « Stronger impact of dispersant plus crude oil on natural plankton assemblages

- in short-term marine mesocosms ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 217-218, p. 338-349.
- JUNG, S. W., J. S. PARK, O. Y. KOWN, J. N. KANG, W. J. SHIM ET Y. O. KIM. 2010. « Effects of crude oil on marine microbial communities in short term outdoor microcosms ». *Journal of Microbiology*, vol. 48, n° 5, p. 594-600.
- JUNOY, J., C. CASTELLANOS, J. M. VIÉITEZ, M. R. DE LA HUZ ET M. LASTRA. 2005. « The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the Prestige oil-spill ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 50, n° 5, p. 526-536.
- KALKE, R. D., T. A. DUKE ET R. WARREN FLINT. 1982. « Weathered IXTOC I oil effects on estuarine benthos ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 15, n° 1, p. 75-84.
- KHELIFA, A., P. STOFFYN-EGLI, P. S. HILL, K. LEE. 2002. « Characteristics of oil droplets stabilized by mineral particles: effect of oil types and temperature ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 1, p. 19-30.
- KOSHIKAWA, H., K. Q. XU, Z. L. LIU, K. KOHATA, M. KAWACHI, H. MAKI, M. Y. ZHU ET M. WATANABE. 2007. « Effect of the water-soluble fraction of diesel oil on bacterial and primary production and the trophic transfer to mesozooplankton through a microbial food web in Yangtze estuary, China ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 71, n° 1-2, p. 68-80.
- LEE, K. 2002. « Oil-particle interactions in aquatic environments: Influence on the transport, fate, effect and remediation of oil spills ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 1, p. 3-8.
- LEE, K., P. STOFFYN-EGLI, G. H. TREMBLAY, E. H. OWENS, G. A. SERGY, C. C. GUÉNETTE ET R. C. PRINCE. 2003. « Oil-mineral aggregate formation on oiled beaches: natural attenuation and sediment relocation ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 3, p. 285-296.
- LEMAIRE, N. 2010. *Techniques de lutte en cas de déversement maritime d'hydrocarbures pétroliers : conditions d'utilisation, performances, Impacts environnementaux et gestion des déchets*. Rapport au Bureau de coordination des urgences du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 56 p.
- LI, Z., P. KEPKAY, K. LEE, T. KING, M. C. BOUFADEL ET A. D. VENOSA. 2007. « Effects of chemical dispersants and mineral fines on crude oil dispersion in a wave tank under breaking waves ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 54, n° 7, p. 983-993.
- LIN, Q. X., I. A. MENDELSSOHN, K. CARNEY, S. M. MILES, N. P. BRYNER ET W. D. WALTON. 2005. « In-situ burning of oil in coastal marshes. 2. Oil spill cleanup efficiency as a function of oil type, marsh type, and water depth ». *Environmental Science & Technology*, vol. 39, n° 6, p. 1855-1860.
- LINDEN, O., A. ROSEMARIN, A. LINDSKOG, C. HOGLUND ET S. JOHANSSON. 1987. « Effects of oil and oil dispersant on an enclosed marine ecosystem ». *Environmental Science & Technology*, vol. 21, n° 4, p. 374-382.

- LUNEL, T., ET A. LEWIS. 1993. « Oil concentrations below a demulsifier-treated slick ». *Proceedings of the Sixteenth Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar (7 au 9 juin)*, Calgary, Alberta, Environnement Canada, Ottawa, ON, p. 955-972.
- MCCOURT, J., I. BUIST ET J. V. MULLIN. 1998. « Laboratory testing to determine operational parameters for in situ burning of six U.S. outer continental shelf crude oils ». *Proceedings of the Twenty-First Arctic Marine Oil Spill Program Technical Seminar*, Environnement Canada, Ottawa, ON, p. 623-632.
- MCFARLIN, K. M., R. A. PERKINS, W. W. GARDINER, J. D. WORD ET J. Q. WORD. 2011. « Toxicity of physically and chemically dispersed oil to selected arctic species ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 2011, n° 1, p. 149-156.
- MEARNS, A. J., D. J. REISH, P. S. OSHIDA, T. GINN ET M. A. REMPEL-HESTER. 2011. « Effects of pollution on marine organisms ». *Water Environment Research*, vol. 83, p. 1789-1852.
- MEARNS, A. J., A. D. VENOSA, K. LEE ET M. SALAZAR. 1997. « Field-testing bioremediation treating agents: lessons from an experimental shoreline oil spill ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 1997, n° 1, p. 707-712.
- MICHEL, J., ET B. L. BENGGIO. 1995. « Testing and use of shoreline cleaning agents during the Morris J. Berman oil spill ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 1995, n° 1, p. 197-202.
- MICHEL, J., A. H. WALKER, D. SCHOLZ ET J. BOYD. 2001. « Surface-washing agents: product evaluations, case histories, and guidelines for use in marine and freshwater habitats ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 2001, n° 2, p. 805-813.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP). 2008. *Guide sur les séparateurs eau-huile*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, ISBN 978-2-550-54521-7, 41 p.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP). 2014. *Tragédie ferroviaire de Lac-Mégantic – Rapport du Comité expert sur la contamination résiduelle de la rivière Chaudière par les hydrocarbures pétroliers – Constats, recommandations et actions proposées*. ISBN 978-2-550-70519-2, 41 p. et ann.
- MOHAMMED, D., A. RAMSUBHAG ET D. M. BECKLES. 2007. « An assessment of the biodegradation of petroleum hydrocarbons in contaminated soil using non-indigenous, commercial microbes ». *Water Air and Soil Pollution*, vol. 182, n° 1-4, p. 349-356.
- MOLES, A., L. HOLLAND ET J. SHORT. 2002. « Effectiveness in the laboratory of Corexit 9527 and 9500 in dispersing fresh, weathered, and emulsion of Alaska North Slope crude oil under subarctic conditions ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 7, n° 5-6, p. 241-247.

- MULLIN, J. V., ET M. A. CHAMP. 2003. « Introduction/Overview to In Situ Burning of Oil Spills ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 4, p. 323-330.
- MURRAY, H. H. 2000. « Traditional and new applications for kaolin, smectite, and palygorskite: a general overview ». *Applied Clay Science*, vol. 17, n° 5-6, p. 207-221.
- MUSCHENHEIM, D. K., ET K. LEE. 2002. « Removal of oil from the sea surface through particulate interactions: review and prospectus ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 1, p. 9-18.
- NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. 2005. *Understanding oil spill dispersants: efficacy and effects*. The National Academies Press, 400 p.
- NIKOLOPOULOU, M., ET N. KALOGERAKIS. 2008. « Enhanced bioremediation of crude oil utilizing lipophilic fertilizers combined with biosurfactants and molasses ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 56, n° 11, p. 1855-1861.
- NIU, H. B., Z. K. LI, K. LEE, P. KEPKAY ET J. MULLIN. 2010. « A method for assessing environmental risks of oil-mineral-aggregate to benthic organisms ». *Human & Ecological Risk Assessment*, vol. 16, n° 4, p. 762-782.
- NOWAK, C., J.-R. MOSSMANN ET A. SAADA. 2002. *État des connaissances sur l'atténuation naturelle : mécanismes et mise en œuvre*. Rapport BRGM/RP-51960-FR, 97 p., 9 fig., 10 tabl., 4 ann.
- NYMAN, J. A. 1999. « Effect of crude oil and chemical additives on metabolic activity of mixed microbial populations in fresh marsh soils ». *Microbial Ecology*, vol. 37, n° 2, p. 152-162.
- NYMAN, J. A., P. L. KLERKS ET S. BHATTACHARYYA. 2007. « Effects of chemical additives on hydrocarbon disappearance and biodegradation in freshwater marsh microcosms ». *Environmental Pollution*, vol. 149, n° 2, p. 227-238.
- OMOTOSO, O. E., V. A. MUNOZ ET R. J. MIKULA. 2002. « Mechanisms of crude oil-mineral interactions ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 1, p. 45-54.
- ORGANISATION MARITIME INTERNATIONALE. 2003. *Manuel sur la pollution par les hydrocarbures (IV) – Lutte contre les déversements d'hydrocarbures*. Édition de 2003, volume 4, IMO Publishing, 226 p.
- ORTMANN, A. C., J. ANDERS, N. SHELTON, L. M. GONG, A. G. MOSS ET R. H. CONDON. 2012. « Dispersed Oil Disrupts Microbial Pathways in Pelagic Food Webs ». *Plos One* 7.
- OWENS, E. H., ET K. LEE. 2003. « Interaction of oil and mineral fines on shorelines: review and assessment ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 47, n° 9-12, p. 397-405.
- PAGE, C. A., J. S. BONNER, T. J. McDONALD ET R. L. AUTENRIETH. 2002. « Behavior of a chemically dispersed oil in a wetland environment ». *Water Research*, vol. 36, n° 15, p. 3821-3833.

- PARSONS, T. R., P. J. HARRISON, J. C. ACREMAN, H. M. DOVEY, P. A. THOMPSON, C. M. LALLI, K. LEE, L. GUANGUO ET C. XIAOLIN. 1984. « An experimental marine ecosystem response to crude oil and Corexit 9527: Part 2—Biological effects ». *Marine Environmental Research*, vol. 13, n° 4, p. 265-275.
- PELLETIER, E., D. DELILLE ET B. DELILLE. 2004. « Crude oil bioremediation in sub-Antarctic intertidal sediments: chemistry and toxicity of oiled residues ». *Marine Environmental Research*, vol. 57, no 4, p. 311-327.
- PERHAR, G., ET G. B. ARHONDITSIS. 2014. « Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge ». *Journal of Great Lakes Research*, vol. 40, suppl. n° 3, p. 56-72.
- PEZESHKI, S. R., M. W. HESTER, Q. LIN ET J. A. NYMAN. 2000. « The effects of oil spill and clean-up on dominant US Gulf coast marsh macrophytes: a review ». *Environmental Pollution*, vol. 108, n° 2, p. 129-139.
- PEZESHKI, S. R., A. JUGSUJINDA ET R. D. DELAUNE. 1998. « Responses of selected U.S. Gulf coast marsh macrophyte species to oiling and commercial cleaners. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 107, n° 1-4, p. 185-195.
- PRINCE, R. C., K. M. MCFARLIN, J. D. BUTLER, E. J. FEBBO, F. C. Y. WANG ET T. J. NEDWED. 2013. « The primary biodegradation of dispersed crude oil in the sea ». *Chemosphere*, vol. 90, n° 2, p. 521-526.
- RAHMAN, K. S. M., I. M. BANAT, J. THAHIRA, T. THAYUMANAVAN ET P. LAKSHMANAPERUMALSAMY. 2002a. « Bioremediation of gasoline contaminated soil by a bacterial consortium amended with poultry litter, coir pith and rhamnolipid biosurfactant ». *Bioresource Technology*, vol. 81, n° 1, p. 25-32.
- RAHMAN, K. S. M., J. THAHIRA-RAHMAN, P. LAKSHMANAPERUMALSAMY ET I. M. BANAT. 2002b. « Towards efficient crude oil degradation by a mixed bacterial consortium ». *Bioresource Technology*, vol. 85, n° 3, p. 257-261.
- RAMACHANDRAN, S. D., P. V. HODSON, C. W. KHAN ET K. LEE. 2004. « Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 59, n° 3, p. 300-308.
- REDDY, C. M., T. I. EGLINTON, A. HOUNSHELL, H. K. WHITE, L. XU, R. B. GAINES ET G. S. FRYSSINGER. 2002. « The West Falmouth oil spill after thirty years: The persistence of petroleum hydrocarbons in marsh sediments ». *Environmental Science & Technology*, vol. 36, n° 22, p. 4754-4760.
- REHWOLDT, R., L. LASKO, C. SHAW ET E. WIRHOWSKI. 1974. « Toxicity study of two oil spill reagents toward hudson river fish species ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 11, n° 2, p. 159-162.
- REMPEC. 2011. *Lignes directrices pour l'utilisation des dispersants dans la lutte contre la pollution par les hydrocarbures du milieu marin en Méditerranée – Partie II : Notions de base sur les dispersants et leur application*. 13 p. [www.rempec.org].

- RIAL, D., R. BEIRAS, J. A. VAZQUEZ ET M. A. MURADO. 2010. « Acute Toxicity of a shoreline cleaner, CytoSol, mixed with oil and ecological risk assessment of its use on the Galician coast ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 59, n° 3, p. 407-416.
- RICO-MARTINEZ, R., T. W. SNELL ET T. L. SHEARER. 2013. « Synergistic toxicity of Macondo crude oil and dispersant Corexit 9500A® to the *Brachionus plicatilis* species complex (Rotifera). *Environmental Pollution*, vol. 173, p. 5-10.
- RODRIGUEZ-GRAU, J., SCHIAZZA, J.A., VILLORIA, C., BELISARIO, G., GALINDO, I., PEREZ, R., ET TORRES, L. 1995. « Venezuelan oil spill national contingency plan: dispersant laboratory program ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol 1995, n° 1, p.997-998.
- RON, E. Z., ET E. ROSENBERG. 2002. « Biosurfactants and oil bioremediation ». *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 13, n° 3, p. 249-252.
- SL ROSS ENVIRONMENTAL RESEARCH LTD. 2012. *Research on using oil herding agents for rapid response in situ burning of oil slicks on open water*. Final report, Ottawa, ON, 97 p.
- SAFFERMAN, S. I. 1991. « Selection of nutrients to enhance biodegradation for the remediation of oil spilled on beaches ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol 1991, n° 1, p. 571-576.
- SANSCARTIER, D., T. LAING, K. REIMER ET B. ZEEB. 2009. « Bioremediation of weathered petroleum hydrocarbon soil contamination in the Canadian High Arctic: Laboratory and field studies ». *Chemosphere*, vol. 77, n° 8, p. 1121-1126.
- SARKAR, D., M. FERGUSON, R. DATTA ET S. BIRNBAUM. 2005. « Bioremediation of petroleum hydrocarbons in contaminated soils: comparison of biosolids addition, carbon supplementation, and monitored natural attenuation . *Environmental Pollution*, vol. 136, n° 1, p. 187-195.
- SCHAUM, J., M. COHEN, S. PERRY, R. ARTZ, R. DRAXLER, J. B. FRITHSEN, D. HEIST, M. LORBER ET L. PHILLIPS. 2010. « Screening level assessment of risks due to dioxin emissions from burning oil from the BP Deepwater Horizon Gulf of Mexico spill ». *Environmental Science & Technology*, vol. 44, n° 24, p. 9383-9389.
- SEAKEN OCEANOGRAPHY LIMITED. 1990. *Field test of two spill treating agents*. 72 p.
- SHIGENAKA, G., V. P. VICENTE, M. A. MCGEHEE ET C. B. HENRY. 1995. « Biological effects monitoring during an operational application of Corexit 9580 ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 1995, n° 1, p. 177-184.
- SIMON, M. A., J. S. BONNER, C. A. PAGE, R. T. TOWNSEND, D. C. MUELLER, C. B. FULLER ET R. L. AUTENRIETH. 2004. « Evaluation of two commercial bioaugmentation products for enhanced removal of petroleum from a wetland ». *Ecological Engineering*, vol. 22, n° 4-5, p. 263-277.

- SMITH, E. E., J. A. CARR, M. WAGES, J. F. WANG, S. MURALI ET R. KENDALL. 2012. « Response of larval frogs to Corexit 9500 ». *Toxicological & Environmental Chemistry*, vol. 94, n° 6, p. 1199-1210.
- STOFFYN-EGLI, P., ET K. LEE. 2002. « Formation and characterization of oil-mineral aggregates ». *Spill Science & Technology Bulletin*, vol. 8, n° 1, p. 31-44.
- TAMIS, J. E., R. H. JONGBLOED, C. C. KARMAN, W. KOOPS ET A. J. MURK. 2012. « Rational application of chemicals in response to oil spills may reduce environmental damage ». *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 8, n° 2, p. 231-241.
- TEAL, J. M., ET R. W. HOWARTH. 1984. « Oil-spill studies: A review of ecological effects ». *Environmental Management*, vol. 8, n° 1, p. 27-43.
- TEAS, H. J., R. R. LESSARD, G. P. CANEVARI, C. D. BROWN ET R. GLENN. 1993. « Saving oiled mangroves using a new non-dispersing shoreline cleaner ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 1993, n° 1, p. 147-151.
- TYAGI, M., M. M. DA FONSECA ET C. C. R. CARLA. 2011. « Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes ». *Biodegradation*, vol. 22, n° 2, p. 231-241.
- VENOSA, A. D., J. R. HAINES, W. NISAMANEEPONG, R. GOVIND, S. PRADHAN ET B. SIDDIQUE. 1992. « Efficacy of commercial products in enhancing oil biodegradation in closed laboratory reactors ». *Journal of Industrial Microbiology*, vol. 10, n° 1, p. 13-23.
- WALKER, A. H., J. H. KUCKLICK ET J. MICHEL. 1999. « Effectiveness and environmental considerations for non-dispersant chemical countermeasures ». *Pure and Applied Chemistry*, vol. 71, n° 1, p. 67-81.
- WARR, L. N., J. N. PERDRIAL, M.-C. LETT, A. HEINRICH-SALMERON ET M. KHODJA. 2009. « Clay mineral-enhanced bioremediation of marine oil pollution ». *Applied Clay Science*, vol. 46, n° 4, p. 337-345.
- WEISE, A. M., C. NALEWAJKO ET K. LEE. 1999. « Oil-Mineral fine interactions facilitate oil biodegradation in seawater ». *Environmental Technology*, vol. 20, n° 8, p. 811-824.
- WELLS, P. G., ET P. D. KEIZER. 1975. « Effectiveness and toxicity of an oil dispersant in large outdoor salt water tanks ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 6, n° 10, p. 153-157.
- WOLFE, M. F., G. J. B. SCHWARTZ, S. SINGARAM, E. E. MIELBRECHT, R. S. TJEERDEMA ET M. L. SOWBY. 1998. « Influence of dispersants on the bioavailability of naphthalene from the water-accommodated fraction crude oil to the golden-brown algae, *Isochrysis galbana* ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 35, n° 2, p. 274-280.

- WOOTEN, K., B. FINCH ET P. SMITH. 2012. « Embryotoxicity of Corexit 9500 in mallard ducks (*Anas platyrhynchos*) ». *Ecotoxicology*, vol. 21, n° 3, p. 662-666.
- WRENN, B. A., A. VIRKUS, B. MUKHERJEE ET A. D. VENOSA. 2009. « Dispersibility of crude oil in fresh water ». *Environmental Pollution*, vol. 157, n° 6, p. 1807-1814.
- WU, R. S. S. 1981. « Differences in the toxicities of an oil dispersant and a surface active agent to some marine animals, and their implications in the choice of species in toxicity testing ». *Marine Environmental Research*, vol. 5, n° 2, p. 157-163.
- ZHU, X., A. D. VENOSA, M. T. SUIDAN ET K. LEE. 2001. *Guidelines for the bioremediation of marine shorelines and freshwater wetlands*. Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory, Land Remediation and Pollution Control Division, Cincinnati, OH, États-Unis.

ANNEXE 1 : CARACTÉRISTIQUES DES PÉTROLES CITÉS DANS LE DOCUMENT

L'industrie pétrolière classe le pétrole brut selon son origine géographique, sa densité API et sa teneur en soufre (Jukic, 2013). La distinction entre un pétrole brut léger et un pétrole brut lourd est déterminée par la densité API, exprimée en degrés (American Petroleum Institute, 1980). Quatre classes de pétroles bruts ont été définies :

- pétrole brut léger dont la densité API est $> 31,1^\circ$ ($< 870 \text{ kg/m}^3$);
- pétrole brut moyen dont la densité API est comprise entre $22,3^\circ$ et $31,1^\circ$ (entre 870 et 920 kg/m^3);
- pétrole brut lourd dont la densité API est $< 22,3^\circ$ (entre 920 et $1\ 000 \text{ kg/m}^3$);
- pétrole brut extra lourd ou bitume dont la densité API est $< 10,0^\circ$ ($> 1\ 000 \text{ kg/m}^3$).

La distinction entre un pétrole doux (*sweet*) et acide (*sour*) est déterminée par la concentration en soufre (en pourcentage de masse). Historiquement, au 19^e siècle, les travailleurs du pétrole distinguaient les deux types par le goût et l'odeur d'une petite quantité de pétrole. Un pétrole à faible teneur en soufre a un goût légèrement sucré et une odeur agréable. On parlait alors de pétrole doux. Aujourd'hui, cette distinction est basée sur la teneur en sulfure d'hydrogène (H_2S) : un pétrole doux contient moins de 0,5 % d' H_2S par unité de masse, tandis qu'un pétrole acide contient plus de H_2S ($> 1,0$ % d' H_2S par unité de masse) (Anonyme, 2011).

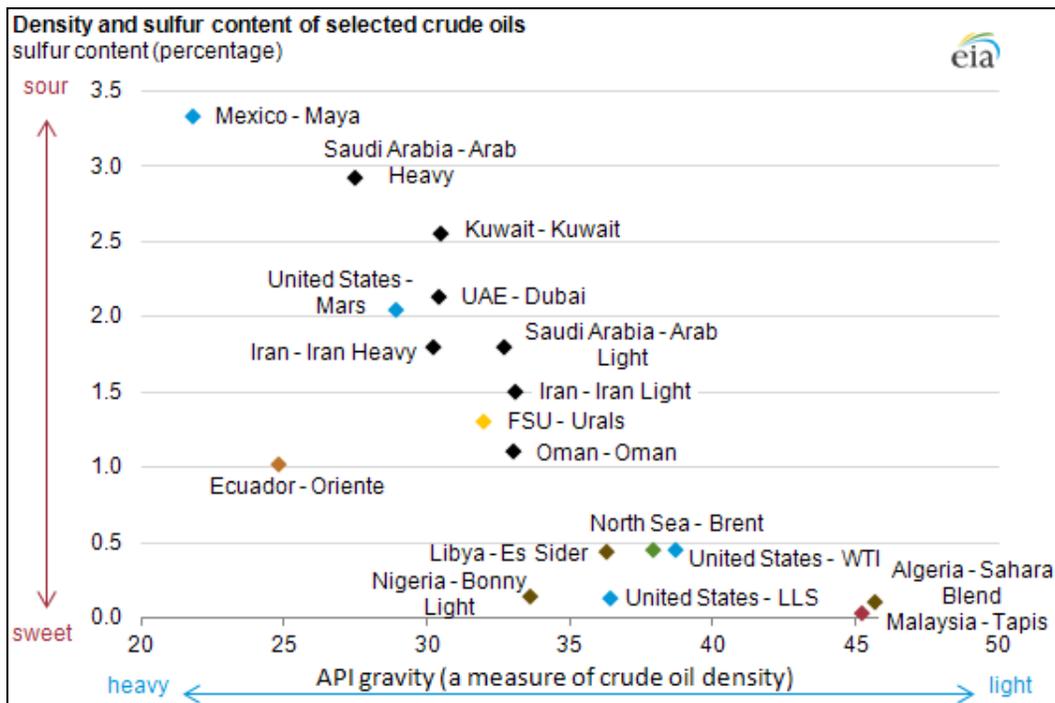


Figure A1 : Exemples de pétroles bruts classés selon leur teneur en soufre et leur densité API (Source : U.S. Energy Information Administration, based on Energy Intelligence Group — International Crude Oil Market Handbook)

De façon générale, les pétroles bruts légers présentent un pourcentage élevé d'hydrogène et sont généralement plus aptes à être raffinés pour la production d'essence. Les pétroles bruts lourds ont tendance à contenir plus d'asphaltènes et sont généralement riches en composés aromatiques. Ces pétroles bruts lourds nécessitent plusieurs étapes pour leur raffinage.

Le tableau A1, présenté sur la page suivante, répertorie l'ensemble des hydrocarbures utilisés dans les études citées dans le document. Le nom des pétroles réfère à un gisement, au nom d'une compagnie ou à une exploitation particulière.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANONYME. 2011. *Description of the MC 252 Crude Oil*. Oil Spill Academic Task Force, Floride, États-Unis.

JUKIC, A. 2013. *Petroleum Refining and Petrochemical Processes*. Presentation a Faculty of Chemical Engineering and Technology. University of Zagreb.

AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE. 1980. *Manual of Petroleum Measurement Standards*. Chapter 11.1, Volume XI/XII, Adjunct to: ASTM D1250-80 and IP 200/80

Tableau A1-1 : Caractéristiques de base des pétroles bruts cités dans ce document

Nom	Origine	Densité API	Contenu en soufre (% de la masse)	Type de pétrole brut	Remarques
Alaska North Slope (ANS)	Alaska, États-Unis	31,9°	0,93 %	Léger	
Alberta Sweet Mixed Blend (ASMB)	Alberta, Canada	36,1°	0,73 %	Léger	Bitume dilué avec des hydrocarbures légers (pétrole synthétique)
Arabian Medium	Arabie Saoudite	30,2°	2,59 %	Moyen, acide	
Bass Strait	Australie	47,0°	0,09 %	Léger, doux	
Bunker C	nd	14,1°	2,40 %	Lourd, acide	
Diesel / hydrocarbure n° 2	nd	32,1°-37,52°	0,1-0,36 %	Léger, doux	Synonyme : Fuel Oil No. 2 / Furnace Oil/ Home Heating Oil
Hydrocarbure n° 5	nd	Densité : 0,9349 g/ml	0-1 %	Lourd	Synonyme : Bunker B / Heavy or light Fuel Oil No. 5/ Navy Special/ Residual Fuel Oil
Iranian Heavy	Iran	30,2°	1,77 %	Moyen, acide	
Koweït	Koweït	31,0°	2,4 %	Moyen, acide	
Libyan Light	Libye	37,5°	0,22 %	Léger, doux	
Macondo	Golfe du Mexique	37,2°	-	Léger	<i>DeepWater Horizon</i>
Mazout n° 6	nd	Densité : < 0,991 g/ml	-	Lourd	Synonyme : Marine Boiler Fuel
Mesa	Venezuela	30,5°	0,85 %	Moyen	
Naphthenic Norwegian Troll B	Norvège	28,3°	-	Moyen	
Nigérien	Niger	36,0°	0,1 %	Léger, doux	

Nom	Origine	Densité API	Contenu en soufre (% de la masse)	Type de pétrole brut	Remarques
Prudhoe Bay	Alaska, États-Unis	31,9°	0,93 %	Léger	Pétrole de référence de l'USEPA
Scotian Light	Écosse	53,2°	0,01 %	Léger, doux	
South Louisiana	Golfe du Mexique, États-Unis	35,9°	0,33 %	Léger, doux	Pétrole de référence de l'USEPA
Terra Nova crude	Terre-Neuve, Canada	33,2°	0,48 %	Léger, doux	

nd : produits pétrolier issus de différents procédés de raffinage réalisés à partir de produits pétroliers bruts d'origines diverses.

ANNEXE 2 : DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES SUR LES DISPERSANTS CHIMIQUES ET LES MÉLANGES DISPERSANT/HYDROCARBURE

(^a : émulsion utilisée pour les mélanges dispersant/hydrocarbure)

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9527		<i>Vibrio fischeri</i>	15 min	CE ₂₀	1	-	George et collab., 2001
Corexit 9527			15 min	CE ₅₀	5	-	
Corexit 9527			15 min	CE ₅₀	4,9	[0,008-284]	Georges-Ares et collab, 1999
Corexit 9500			15 min	CE ₅₀	170		Fuller et collab, 2004
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		15 min	CE ₅₀	18		
Arabian light			15 min	CE ₅₀	1,1		
Slickgone NS		<i>Phaedactylum tricornutum</i>	72 h	CI ₁₀	16	± 6	Hooket Osborn, 2012
Slickgone NS			72 h	CI ₅₀	77	± 50	
Slickgone NS/Bass Strait	WAF		72 h	CI ₁₀	4 500	± 3 300	
Slickgone NS/Bass Strait	WAF		72 h	CI ₅₀	5 000	-	
Slickgone NS/Bass Strait	CEWAF		72 h	CI ₁₀	70	± 80	
Slickgone NS/Bass Strait	CEWAF		72 h	CI ₅₀	190	± 130	
Corexit 7664	CEWAF	<i>Phyllospora comosa</i>	48 h	CE ₅₀	10,5		Burridge et collab., 1995
Corexit 7664/Bass Strait	CEWAF		48 h	CE ₅₀	4		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 8667	CEWAF		48 h	CE ₅₀	27		
Corexit 8667/Bass Strait	CEWAF		48 h	CE ₅₀	2,5		
Corexit 9500	CEWAF		48 h	CE ₅₀	0,0007		
Corexit 9500/Bass Strait	CEWAF		48 h	CE ₅₀	0,02		
Corexit 9527	CEWAF		48 h	CE ₅₀	0,03		
Corexit 9527/Bass Strait	CEWAF		48 h	CE ₅₀	0,2		
Bass Strait	CEWAF		48 h	CE ₅₀	0,13		
Corexit 7664	CEWAF		48 h	LOEC	0,0001		
Corexit 7664/Bass Strait	CEWAF		48 h	LOEC	0,01		
Corexit 8667	CEWAF		48 h	LOEC	0,1		
Corexit 8667/Bass Strait	CEWAF		48 h	LOEC	0,01		
Corexit 9500	CEWAF		48 h	LOEC	0,0001		
Corexit 9500	WAF		48 h	LOEC	0,0001		
Corexit 9527	CEWAF		48 h	LOEC	0,001		
Corexit 9527	CEWAF		48 h	LOEC	0,001		
Bass Strait	CEWAF		48 h	LOEC	0,01		
Corexit 7664	CEWAF		48 h	NOEC	0,0001		
Corexit 7664/Bass Strait	CEWAF		48 h	NOEC	0,001		
Corexit 8667	CEWAF		48 h	NOEC	0,01		
Corexit 8667/Bass Strait	CEWAF		48 h	NOEC	0,001		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500	WAF		48 h	NOEC	0,0001		
Corexit 9500/Bass Strait	CEWAF		48 h	NOEC	0,0001		
Corexit 9527	CEWAF		48 h	NOEC	0,0001		
Corexit 9527/Bass Strait	CEWAF		48 h	NOEC	0,0001		
Bass Strait	CEWAF		48 h	NOEC	0,001		
Corexit 9527		<i>Macrocystis (zoospore)</i>	48 h	CL ₅₀	76,65		Singer et collab., 1991
Corexit 9500		<i>Montastraea faveolata</i>	72 h	CL ₅₀	19,7		Goodbody-Gringley et collab., 2013
Corexit 9500			96 h	CL ₅₀	343,8		
Corexit 9500/Macondo	CEWAF		72 h	CL ₅₀	0,28		
Corexit 9500/Macondo	CEWAF		96 h	CL ₅₀	0,12		
Macondo	WAF		72 h	CL ₅₀	0,5	[0,16-0,70]	
Corexit 9500	CEWAF	<i>Porites astreoides</i>	72 h	CL ₅₀	33,4	[20,11-43,73]	Goodbody-Gringley et collab., 2013
Corexit 9500/Macondo	CEWAF		72 h	CL ₅₀	1,84	[0,26-4,72]	
Macondo	WAF		72 h	CL ₅₀	0,51	[0,27-35,19]	
Corexit 9500		<i>Hydra viridissima</i>	96 h	CL ₅₀	160	± 2,3	Mitchel et Holdway, 2000
Corexit 9500/Bass Strait	CEWAF		96 h	CL ₅₀	7,2	± 0,1	
Corexit 9527			96 h	CL ₅₀	230	± 4,8	
Corexit 9527/Bass Strait	CEWAF		96 h	CL ₅₀	9	± 0,5	
Bass Strait	CEWAF		96 h	CL ₅₀	0,7	± 0,1	

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500			7 jours	NOEC	13		
Corexit 9500/Bass Strait	CEWAF		7 jours	NOEC	2		
Corexit 9527			7 jours	NOEC	15		
Corexit 9527/Bass Strait	CEWAF		7 jours	NOEC	0,6		
Bass Strait	CEWAF		7 jours	NOEC	0,6		
Corexit 9500			7 jours	LOEC	43		
Corexit 9500/Bass Strait	CEWAF		7 jours	LOEC	4		
Corexit 9527			7 jours	LOEC	15		
Corexit 9527/Bass Strait	CEWAF		7 jours	LOEC	0,6		
Bass Strait	CEWAF		7 jours	LOEC	0,6		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Crassostrea gigas</i>	96 h	CL ₅₀	2,3		Aurand et Coelho, 2005
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	1,83		
Corexit 9500/Forties			48 h	CL ₅₀	0,81	[0,52-1,39]	Clark et collab., 2001
Corexit 9527			48 h	CL ₅₀	3,09	[3,06-3,12]	
Corexit 9527/Koweït			48 h	CL ₅₀	0,05	[0,05-1,74]	
Corexit 9527/MFO			48 h	CL ₅₀	0,53		
Corexit 9527	WAF	<i>Crassostrea virginica</i>	96 h	CE ₅₀	4,9	[3,1-8,9]	Fucik et collab., 1995
Corexit 9527/Westerm Gulf	WAF		96 h	CE ₅₀	4	[3,3-5,8]	
Westerm Gulf	WAF		96 h	CE ₅₀	11,2	[7,9-13,9]	
Corexit 9527	WAF		96 h	LOEC	6,25		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9527/WesternGulf oil	WAF		96 h	LOEC	12,5		
Western Gulf oil	WAF		96 h	LOEC	12,5		
Corexit 9527	WAF		96 h	NOEC	6,25		
Corexit 9527/WesternGulf oil	WAF		96 h	NOEC	6,25		
Western Gulf oil	WAF		96 h	NOEC	6,25		
Corexit 9527		<i>Haliotis rufescens</i>	48 h	CE ₅₀	14,9		Singer et collab., 1998
Corexit 9527/Prudhoe Bay	CEWAF			CE ₅₀	23,2	[22,8-23,5]	
Corexit 9527/Prudhoe Bay	WAF			CE ₅₀	38,2		
Norchem OSD-570/Diesel		<i>Balanus amphitrite</i>	24 h	CL ₅₀	505		Wu et collab., 1997
Norchem OSD-570/Diesel			48 h	CL ₅₀	71		
Vecom BV-1425 GL/Diesel			24 h	CL ₅₀	514		
Vecom BV-1425 GL/Diesel			48 h	CL ₅₀	48		
Norchem OSD-570/Diesel			24 h	LOEC	400		
Norchem OSD-570/Diesel			48 h	LOEC	80		
Vecom BV-1425 GL/Diesel			24 h	LOEC	400		
Vecom BV-1425 GL/Diesel			48 h	LOEC	60		
Corexit 9500		<i>Allorchestes compressa</i>	96 h	NOEC	0,5		Gulec et collab., 1997
Corexit 9500/Bass Strait	WAF		96 h	NOEC	3,13		
Corexit 9527			96 h	NOEC	0,5		
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		96 h	NOEC	6,25		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Bass Strait	WAF		96 h	NOEC	31250		
Corexit 9500			96 h	LOEC	1		
Corexit 9500/Bass Strait	WAF		96 h	LOEC	6,25		
Corexit 9527			96 h	LOEC	1		
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		96 h	LOEC	6,25		
Bass Strait	WAF		96 h	LOEC	31250		
Corexit 9500			96 h	CL ₅₀	3,48	± 0,03	
Corexit 9500/Bass Strait	WAF		96 h	CL ₅₀	14,8	± 0,8	
Corexit 9527			96 h	CL ₅₀	3,03	± 0,05	
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		96 h	CL ₅₀	16,2	± 2,8	
Bass Strait	WAF		96 h	CL ₅₀	311000	± 5 760	
Corexit 9527		<i>Anonyx laticoxae</i>	96 h	CL ₅₀	140		Foy, 1982*
Corexit 9527		<i>Anonyx nugax</i>	96 h	CL ₅₀	104		
Corexit 9527		<i>Boeckosimus edwardsi</i>	96 h	CL ₅₀	80		
Corexit 9527		<i>Boeckosimus sp.</i>	96 h	CL ₅₀	175		
Corexit 9527		<i>Gammarus oceanicus</i> (juvénile)	96 h	CL ₅₀	80		
Corexit 9527		<i>Onisimus littoralis</i>	96 h	CL ₅₀	70		
Corexit 9500		<i>Brachionus manjavacas</i>	24 h	CL ₅₀	14,25	[12,52-16,20]	Rico-Martinez et collab., 2013

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500		<i>Brachionus manjavacas</i>	24 h	CL ₅₀	10,39	[8,69-112,42]	
Corexit 9500		<i>Brachionus plicatilis</i>	24 h	CL ₅₀	0,447	[0,253-0,791]	
Corexit 9500		<i>Brachionus rotundiformis</i>	24 h	CL ₅₀	1,75	[0,98-3,12]	
Corexit 9500		<i>Brachionus sp</i>	24 h	CL ₅₀	4,3	[3,38-5,48]	
Corexit 9500/Macondo		<i>Brachionus manjavacas</i>	24 h	CL ₅₀	5,43	[3,98-7,42]	
Corexit 9500/Macondo	WAF	<i>Brachionus manjavacas</i>	24 h	CL ₅₀	11,02	[9,04-13,45]	
Corexit 9500/Macondo		<i>Brachionus plicatilis</i>	24 h	CL ₅₀	2,47	[1,74-3,51]	
Corexit 9500/Macondo		<i>Brachionus rotundiformis</i>	24 h	CL ₅₀	11,02	[9,04-13,44]	
Corexit 9500/Macondo		<i>Brachionus sp</i>	24 h	CL ₅₀	19,33	[14,65-25,49]	
Corexit 9500/Macondo		<i>Brachionus manjavacas</i>	48 h	CE ₅₀	2,5	[2,03-2,97]	
Corexit 9500/Macondo		<i>Brachionus manjavacas</i>	72 h	CE ₅₀	2,57	[2,05-3,10]	
Corexit 9500/Macondo		<i>Brachionus manjavacas</i>	24 h	CE ₅₀	2,55	[1,70-3,39]	
Dispersit SPC 1000/Macondo	CEWAF	<i>Brachionus plicatilis</i>	24 h	CL ₅₀	0,486		Coelho et collab., 2011
JD-2000/Macondo	CEWAF		24 h	CL ₅₀	5,609		Rico-Martinez et collab., 2013
Corexit 9500/Macondo	CEWAF		24 h	CL ₅₀	9,543		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	Copépode (nord de l'Alaska) 2 °C	96 h	CL ₅₀	22		McFarlin et Perkins, 2011

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	2,41		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		96 h	CL ₅₀	62		
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	0,9		
Corexit 9527		<i>Pseudocalanus</i>	48 h	CL ₅₀	8,5	[7,2-9,9]	Wells et collab., 1982
Corexit 9527			96 h	CL ₅₀	5	[3,9-24,8]	
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Mysidopsis bahia</i>	96 h	CL ₅₀	28		Aurand et Coelho (2005)
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	8,21		
Corexit 9500			48 h	CL ₅₀	35,9	[32,2-41,3]	Clark et collab., 2001
Corexit 9500/Forties			48 h	CL ₅₀	0,42	[0,34-0,52]	
Corexit 9527			48 h	CL ₅₀	29,2	[26,4-32,3]	
Corexit 9527/Koweït			48 h	CL ₅₀	0,65	[0,52-0,82]	
Corexit 9527/Koweït			48 h	CL ₅₀	0,11	[0,09-0,14]	
Koweït			48 h	CL ₅₀	0,63		
Corexit 9527				CL ₅₀	29,2		
Corexit 9500/Macondo	CEWAF		24 h	CL ₅₀	0,432		Coelho et collab., 2011
Corexit 9500/Macondo	CEWAF		48 h	CL ₅₀	0,432		
Dispersit SPC 1000/Macondo	CEWAF		24 h	CL ₅₀	0,39		
Dispersit SPC 1000/Macondo	CEWAF		48 h	CL ₅₀	0,198		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
JD-2000/Macondo	CEWAF		24 h	CL ₅₀	1,298		
JD-2000/Macondo	CEWAF		48 h	CL ₅₀	1,012		
Corexit 9500	CEWAF		96 h	CL ₅₀	900		Fuller et collab., 2004
Corexit 9500	CEWAF		96 h	NOEC	103		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		96 h	CL ₅₀	0,65		
Arabian light	CEWAF		96 h	NOEC	13		
Arabian light	CEWAF		96 h	CL ₅₀	0,62		
Arabian light	CEWAF		96 h	CL ₅₀	55		
Corexit 9500	CEWAF		96 h	NOEC	18		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		96 h	NOEC	0,97		
Arabian light	CEWAF		96 h	NOEC	0,32		
Corexit 9527			24 h	CL ₅₀	65	[33-222]	Georges-Ares et collab., 1999
Corexit 9527			48 h	CL ₅₀	27,1	[19,9-39,2]	
Corexit 9527	WAF	<i>Penaeus setiferus</i>	96 h	CL ₅₀	11,9		Fucik et collab., 1995
Corexit 9527/Westerm Gulf oil	WAF		96 h	CL ₅₀	52,7		
Westerm Gulf oil	WAF		96 h	CL ₅₀	59,9		
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF		96 h	CL ₅₀	13,8		
Corexit 9527/Westerm Gulf oil	WAF		96 h	CL ₅₀	18,6		
Central Gulf Oil	WAF		96 h	CL ₅₀	30,2		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Westerm Gulf oil	WAF		96 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9527		<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	12 jours	CE ₅₀	80,4	± 5,5	Law, 1995
Bisolve		<i>Macrobrachium vollenhovenii</i>	24 h	CL ₅₀	2,6	[1,9-3,2]	Otitoloju, 2005
Bisolve			48 h	CL ₅₀	3,2	[2,2-5,1]	
Bisolve			72 h	CL ₅₀	2,2	[1,2-2,5]	
Bisolve			96 h	CL ₅₀	1,9	[1,4-2,3]	
Bisolve/Forcados light			96 h, 1/9	CL ₅₀	0,38	[0,20-0,56]	
Bisolve/Forcados light			96 h, 1/6	CL ₅₀	2,4	[2,10-3,30]	
Bisolve/Forcados light		96 h, 1/4	CL ₅₀	0,28	[0,18-0,33]		
Forcados light			24 h	CL ₅₀	1,2	[0,9-1,8]	
Forcados light			48 h	CL ₅₀	3,5	[2,3-5,3]	
Forcados light			72 h	CL ₅₀	0,3	[0,2-0,5]	
Forcados light			96 h	CL ₅₀	0,28	[0,2-0,4]	
Corexit 7664		<i>Penaeus vannamei</i>	30 jours	CL ₅₀	280,4	[200-400]	Rodriguez-Grau et collab., 1995
Corexit 9527			30 jours	CL ₅₀	35,62	[31-40,3]	
Corexit 9950			30 jours	CL ₅₀	2272	[1 489-2 776]	
Enesperse 700			30 jours	CL ₅₀	6,63	[1,85-10,9]	
Slickgone NS			30 jours	CL ₅₀	2,26	[0,0-8,61]	
Koweït		<i>Holmesimysis</i>	48 h	CL ₅₀	0,1	[0,08-0,13]	Clark et collab.,

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9527/Koweït		<i>costata</i>	48 h	CL ₅₀	0,17		2001
Corexit 9527			48 h	CL ₅₀	9,74	[7,39-13,8]	
Corexit 9527		<i>Gnorimospaeroma oregonensis</i>	96 h	CL ₅₀	1000		Duval et collab., 1982*
Corexit 9527		<i>Artemia salina</i>	48 h	CL ₅₀	68,5		Briceno et collab., 1992*
Corexit 7664				CL ₅₀	420	[242,8-580]	Rodriguez-Grau et collab., 1995
Corexit 9527				CL ₅₀	51,3	[42,1-64,4]	
Corexit 9950				CL ₅₀	4,52	[4,04-5,32]	
Enesperse 700				CL ₅₀	1,12	[0,02-2,09]	
Slickgone NS				CL ₅₀	2,09	[0,69-2,66]	
Corexit 9527		<i>Holmesimysis (juvenile)</i>	48 h	CL ₅₀	113,2		Singer et collab., 1998
Corexit 9527/Prudhoe Bay	CEWAF			CE ₅₀	32,48	[23,36-34,45]	
Corexit 9527/Prudhoe Bay	WAF			CE ₅₀	12,93	[11,44-14,65]	
Corexit 9527/Prudhoe Bay	CEWAF			CL ₅₀	10,71	[9,3-12,23]	
Corexit 9527/Prudhoe Bay	WAF			CL ₅₀	29,56		
Corexit 9527		<i>Artemia</i>	48 h	CL ₅₀	57		Wells et collab., 1982
Oilperse43/Venezuela		<i>Stonglylocentrotus drobachiensis</i>	4 jours	CL ₅₀	0,25		Wells et Keizer, 1975
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Chionoecetes bairdi</i>	96 h	CL ₅₀	13		Aurand et Coelho (2005)
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	9,7		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF	<i>Callinectes sapidus</i>	96 h	CL ₅₀	19,8		Fucik et collab., 1995
Corexit 9527	WAF		96 h	CL ₅₀	81,2		
Corexit 9527/Western Gulf oil	WAF		96 h	CL ₅₀	90,8		
Central Gulf Oil	WAF		96 h	CL ₅₀	70,7		
Western Gulf oil	WAF		96 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9500/Bass Strait	WAF	<i>Polinices conicus</i>	30 min	CE ₅₀	56,3	± 1,9	Gulec et collab., 1997
Corexit 9500/Bass Strait	WAF		24 h	CE ₅₀	24,9	± 1,4	
Corexit 9500			30 min	CE ₅₀	58,9	± 3,1	
Corexit 9500			24 h	CE ₅₀	42,3	± 1,1	
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		30 min	CE ₅₀	65,4	± 1,95	
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		24 h	CE ₅₀	26,3	± 1,3	
Corexit 9527			30 min	CE ₅₀	52,2	± 2,1	
Corexit 9527			24 h	CE ₅₀	33,8	± 0,7	
Bass Strait	WAF		30 min	CE ₅₀	190000	± 5 600	
Bass Strait	WAF			CE ₅₀	43800	± 1 400	
Corexit 9500/Bass Strait	WAF		30 min	NOEC	20		
Corexit 9500/Bass Strait	WAF		24 h	NOEC	20		
Corexit 9500			30 min	NOEC	20		
Corexit 9500			24 h	NOEC	10		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		30 min	NOEC	20		
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		24 h	NOEC	20		
Corexit 9527			30 min	NOEC	10		
Corexit 9527			24 h	NOEC	10		
Bass Strait	WAF		30 min	NOEC	31250		
Bass Strait	WAF		24 h	NOEC	31250		
Corexit 9500/Bass Strait	WAF		30 min	LOEC	20		
Corexit 9500/Bass Strait	WAF		24 h	LOEC	20		
Corexit 9500			30 min	LOEC	30		
Corexit 9500			24 h	LOEC	20		
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		30 min	LOEC	20		
Corexit 9527/Bass Strait	WAF		24 h	LOEC	20		
Corexit 9527			30 min	LOEC	20		
Corexit 9527			24 h	LOEC	20		
Bass Strait	WAF		30 min	LOEC	31250		
Bass Strait	WAF		24 h	LOEC	31250		
Omni-Clean/hydrocarbure		<i>Cyprinodon variegatus</i>	7 jours	CL ₅₀	68,8		Adams et collab., 1999
Omni-Clean/hydrocarbure			96 h	CL ₅₀	111		
Omni-Clean			7 jours	CL ₅₀	107		
Omni-Clean			96 h	CL ₅₀	191,2		
Diesel			7 jours	CL ₅₀	140		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Diesel			96 h	CL ₅₀	95,6		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Atherinops affinis</i>	96 h	CL ₅₀	18		Aurand et Coelho (2005)
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	40,2		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Menidia beryllina</i>	96 h	CL ₅₀	26		
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	26,4		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Sciaenops ocellatus</i>	96 h	CL ₅₀	4,2		
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	0,85		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Scophthalmus maximus</i>	96 h	CL ₅₀	48,6		
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	1,33		
Oilperse 43/Venezuela	CEWAF	<i>Salmo salar</i>	96 h	CL ₅₀	99	[86,09-113,85]	Barnett et Toews, 1977
Corexit 9500/Forties		<i>Menidia beryllina</i>	48 h	CL ₅₀	0,49	[0,40-0,59]	Clark et collab., 2001
Corexit 9527/Koweït			48 h	CL ₅₀	0,55	[0,41-0,74]	
Corexit 9527/Koweït			48 h	CL ₅₀	1,09	[0,96-1,28]	
Corexit 9527			48 h	CL ₅₀	52,3	[47,9-57,1]	
Koweït			48 h	CL ₅₀	0,97	[0,83-1,29]	
Koweït			48 h	CL ₅₀	0,14		
Corexit 9500/Forties		<i>Scophthalmus</i>	48 h	CL ₅₀	0,44	[0,39-0,49]	

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500		<i>maximus</i>	48 h	CL ₅₀	74,7	[57,6-101]	
Corexit 9527/Koweït			48 h	CL ₅₀	2	[1,74-2,31]	
Forties			48 h	CL ₅₀	0,35		
Corexit 9500/Macondo	CEWAF	<i>Menidia beryllina</i>	24 h	CL ₅₀	0,634		Coelho et collab., 2011
Corexit 9500/Macondo	CEWAF		48 h	CL ₅₀	0,571		
Dispersit SPC 1000/Macondo	CEWAF		24 h	CL ₅₀	0,259		
Dispersit SPC 1000/Macondo	CEWAF		48 h	CL ₅₀	0,173		
JD-2000/Macondo	CEWAF		24 h	CL ₅₀	4,13		
JD-2000/Macondo	CEWAF		48 h	CL ₅₀	2,64		
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF	<i>Brevoortia tyrannus</i>	24 h	CL ₅₀	75,7		Fucik et collab., 1995
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF		48 h	CL ₅₀	64,6		
Corexit 9527	WAF		48 h	CL ₅₀	42,4		
Corexit 9527/WesternGulf oil	WAF		24 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9527/WesternGulf oil	WAF		48 h	CL ₅₀	22,2		
Central Gulf Oil	WAF		24 h	CL ₅₀	66,2		
Central Gulf Oil	WAF		48 h	CL ₅₀	42,1		
Westerm Gulf oil	WAF		24 h	CL ₅₀	100		
Westerm Gulf oil	WAF		48 h	CL ₅₀	64,1		
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF	<i>Leiostomus</i>	24 h	CL ₅₀	100		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF	<i>xanthurus</i>	48 h	CL ₅₀	50,3		
Corexit 9527	WAF		48 h	CL ₅₀	27,4		
Corexit 9527/Westerm Gulf oil	WAF		24 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9527/Westerm Gulf oil	WAF		48 h	CL ₅₀	68,2		
Central Gulf Oil	WAF		24 h	CL ₅₀	100		
Central Gulf Oil	WAF		48 h	CL ₅₀	70,7		
Westerm Gulf oil	WAF		24 h	CL ₅₀	100		
Westerm Gulf oil	WAF		48 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF		<i>Menidia beryllina</i> (larve)	48 h	CL ₅₀	100	
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF	96 h		CL ₅₀	100		
Corexit 9527	WAF	24 h		CL ₅₀	42,5		
Corexit 9527	WAF	96 h		CL ₅₀	100		
Corexit 9527/Westerm Gulf oil	WAF	24 h		CL ₅₀	59,4		
Corexit 9527/Westerm Gulf oil	WAF	96 h		CL ₅₀	100		
Central Gulf Oil	WAF	48 h		CL ₅₀	81,1		
Central Gulf Oil	WAF	96 h		CL ₅₀	59,1		
Westerm Gulf oil	WAF	24 h		CL ₅₀	66,4		
Westerm Gulf oil	WAF	96 h		CL ₅₀	100		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF	<i>Sciaenops ocellatus</i>	24 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9527/Central Gulf Oil	WAF		48 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9527	WAF		48 h	CL ₅₀	52,6		
Corexit 9527/Western Gulf oil	WAF		24 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9527/Western Gulf oil	WAF		48 h	CL ₅₀	100		
Central Gulf Oil	WAF		24 h	CL ₅₀	100		
Central Gulf Oil	WAF		48 h	CL ₅₀	74		
Western Gulf oil	WAF		24 h	CL ₅₀	100		
Western Gulf oil	WAF		48 h	CL ₅₀	100		
Corexit 9500/Arabian light			<i>Cyprinodon variegatus</i>	96 h	CL ₅₀	36	
Corexit 9500/Arabian light crude		96 h		CL ₅₀	11		
Corexit 9500	CEWAF	96 h		CL ₅₀	180		
Corexit 9500	CEWAF	96 h		CL ₅₀	670		
Arabian light	CEWAF	96 h		CL ₅₀	4,1		
Arabian light	CEWAF	96 h		CL ₅₀	6,1		
Corexit 9500/Arabian light		96 h		NOEC	10		
Corexit 9500	CEWAF	96 h		NOEC	305		
Arabian light	CEWAF	96 h		NOEC	2,5		
Arabian light	CEWAF	96 h	NOEC	5,5			

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500/Arabian light			96 h	NOEC	36		
Corexit 9500	CEWAF		96 h	NOEC	107		
Corexit 9500/Arabian light		<i>Menidia beryllina</i>	96 h	CL ₅₀	2		
Corexit 9500/Arabian light			96 h	CL ₅₀	31		
Corexit 9500	CEWAF		96 h	CL ₅₀	79		
Corexit 9500	CEWAF		96 h	CL ₅₀	76		
Arabian light	CEWAF		96 h	CL ₅₀	5,2		
Arabian light	CEWAF		96 h	CL ₅₀	32		
Corexit 9500/Arabian light			96 h	NOEC	26		
Corexit 9500	CEWAF		96 h	NOEC	50		
Arabian light	CEWAF		96 h	NOEC	1,2		
Arabian light	CEWAF		96 h	NOEC	23		
Corexit 9500/Arabian light			96 h	NOEC	1,2		
Corexit 9500	CEWAF		96 h	NOEC	42		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Clupea harengus</i>	14 jours	CE ₅₀	4,31		Greer et collab., 2012
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		2,4 h	CE ₅₀	31,79		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		24 h	CE ₅₀	28,51		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		14 jours	CE ₅₀	2,25		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		8 h	CE ₅₀	30,96		
Corexit 9500/Alaska North	CEWAF		2,4 h	CE ₅₀	35,65		

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Slope							
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		8 h	CE ₅₀	35,48		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		24 h	CE ₅₀	33,11		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		8 h	CL ₅₀	35,48		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		2,4 h	CL ₅₀	35,65		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		24 h	CL ₅₀	33,11		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		2,4 h	CL ₅₀	31,79		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		8 h	CL ₅₀	30,96		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		14 jours	CL ₅₀	2,07		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		14 jours	CL ₅₀	7,12		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		24 h	CL ₅₀	28,51		
Corexit 9500		<i>Menidia beryllina</i>	96 h	CL ₅₀	42	[38-47]	Hemmer et collab., 2010
Dispersit SPC 1000			96 h	CL ₅₀	12	[10-14]	
JD-2000			96 h	CL ₅₀	788	[627-946]	
NoKomis 3-AA			96 h	CL ₅₀	30	[27-34]	
Nokomis 3-F4			96 h	CL ₅₀	42	[38-47]	
Saf-Ron Gold			96 h	CL ₅₀	118	[104-133]	
Sea Brat #4			96 h	CL ₅₀	65	[57-74]	

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
ZI-400			96 h	CL ₅₀	55	[50-61]	
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Clupea harengus</i>	2,4 h	CE ₅₀	11,08	± 0,01	Lee et collab., Burridge, Courtenay.. 2011
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		8 h	CE ₅₀	3,07	± 0,88	
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		24 h	CE ₅₀	0,49	± 0,72	
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		14 h	CE ₅₀	0,25		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		2,4 h	CE ₅₀	18		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		8 h	CE ₅₀	2,21	± 3,97	
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		24 h	CE ₅₀	1,94	± 5,84	
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		14 jours	CE ₅₀	0,37		
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		7,5 ppt	CE ₅₀	0,4	[0,21-077]	
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		7,5 ppt	CE ₅₀	0,001	[0,001-0,002]	
Corexit 9500/Arabian light	WAF		7,5 ppt	CE ₅₀	0,4	[0,21-077]	
Corexit 9500/Arabian light	WAF		15 ppt	CE ₅₀	0,36	[0,27-0.48]	
Corexit 9500/Arabian light	WAF		30 ppt	CE ₅₀	0,64	[0,37-1,12]	
Corexit 9500/Arabian light	WAF		15 ppt	CE ₅₀	0,36	[0,27-0.48]	
Corexit 9500/Arabian light	WAF		30 ppt	CE ₅₀	0,64	[0,37-1,12]	
Corexit 9500/Arabian light	WAF		15 ppt	CE ₅₀	0,002	[0,001-0,004]	
Corexit 9500/Arabian light	WAF		30 ppt	CE ₅₀	0,007	[0,003-0,01]	

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500/Arabian light	CEWAF		14 jours	CL ₅₀	4,33	± 1,58	
Corexit 9500/Medium South America	CEWAF		14 jours	CL ₅₀	1,75	± 0,01	
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		14 jours	CL ₅₀	2,03	± 1,12	
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		14 jours	CL ₅₀	1,94	± 1,61	
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	Arctic Cod		CL ₅₀	55		McFarlin et Perkins, 2011
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	1,6		
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Sculpin</i>	96 h	CL ₅₀	27		
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		96 h	CL ₅₀	2,2		
Biosolve/Forcados light		<i>Clarias gariepinus</i> (juvénile)	96 h, 1/6	CL ₅₀	0,752	[0,242-1,116]	Otitoloju et Poppola, 2009
Biosolve/Forcados light			96 h, 1/12	CL ₅₀	6,548	[2,851-14,58]	
Biosolve/Forcados light			96 h, 1/9	CL ₅₀	0,387	[1,424-35,21]	
Biosolve			96 h	CL ₅₀	0,211	[0,411-0,09]	
OSD 9460/Forcados light			96 h, 1/6	CL ₅₀	2,58	[0,929-6,08]	
OSD 9460/Forcados light			96 h, 1/9	CL ₅₀	3,126	[2,32-4,18]	
OSD 9460/Forcados light			96 h, 1/12	CL ₅₀	6,81	[4,17-10,94]	
OSD 9460			96 h	CL ₅₀	1,361	[4,08-0,19]	
Forcados light			96 h	CL ₅₀	5,757	[7,57-4,36]	

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500/Mesa	CEWAF	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	48 h	CE ₅₀	0,001		Ramachandran et collab., 2004
Corexit 9500/Mesa	WAF		48 h	CE ₅₀	0,106		
Corexit 9500/Scotian light	CEWAF		48 h	CE ₅₀	0,066		
Corexit 9500/Scotian light	WAF		48 h	CE ₅₀	0,39		
Corexit 9500/Terra Nova	CEWAF		48 h	CE ₅₀	0,003		
Corexit 9500/Terra Nova	WAF		48 h	CE ₅₀	3,35		
Corexit 7664		<i>Poecilia sphenops</i>		CL ₅₀	560	[475-654]	Rodriguez-Grau et collab., 1995
Corexit 9527				CL ₅₀	39,96	[35,4-44,0]	
Corexit 9950				CL ₅₀	5000	[12,5-50,0]	
Enesperse 700				CL ₅₀	8,66		
Slickgone NS				CL ₅₀	31,09	[6,0-12,5]	
Corexit 9500/Diesel N°2	CEWAF	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	24 h	CE ₅₀	5,9	[3,6-9,9]	Schein et collab., 2009
Corexit 9500/Diesel N°2	WAF		24 h	CE ₅₀	8	[6,0-11,6]	
Corexit 9500/Diesel	CEWAF		9 jours	CL ₅₀	30		
Corexit 9500/Diesel	WAF		9 jours	CL ₅₀	30		
Corexit 9527		<i>Atherinops affinis</i>	48 h	CL ₅₀	65,17		Singer et collab., 1991
Corexit 9527/Prudhoe Bay	CEWAF			CE ₅₀	101,67		
Corexit 9527/Prudhoe Bay	WAF			CE ₅₀	35,54	[19,73-37,09]	
Corexit 9527/Prudhoe Bay	CEWAF			CL ₅₀	45,8	[36,67-58,24]	

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9527/Prudhoe Bay	WAF			CL ₅₀	30,74	[20,21-35,62]	
Corexit 9527/hydrocarbure	CEWAF	<i>Leiostomus xanthurus</i>	48 h	CL ₅₀	25		Slade, 1982
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	22 jours	CE ₅₀	500	[353-710]	Wu et collab., 2012
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		22 jours	CE ₅₀	362		
Corexit 9500/Federated crude	CEWAF		22 jours	CE ₅₀	589		
Corexit 9500/Federated crude	WAF		22 jours	CE ₅₀	283	[115-692]	
Corexit 9500/Medium South America	CEWAF		22 jours	CE ₅₀	517	[373-716]	
Corexit 9500/Medium South America			22 jours	CE ₅₀	735	[681-793]	
Corexit 9500/Scotian light crude	WAF		22 jours	CE ₅₀	1744		
Corexit 9500/Scotian light crude	CEWAF		22 jours	CE ₅₀	2415	[1 730-3 370]	
Corexit 9500/Federated crude	CEWAF		22 jours	CL ₅₀	714	[580-880]	
Corexit 9500/Federated crude	WAF		22 jours	CL ₅₀	508		
Corexit 9500/Medium South America	CEWAF		22 jours	CL ₅₀	614	[535-706]	
Corexit 9500/Medium South America			22 jours	CL ₅₀	800	[830-987]	
Corexit 9500/Scotian light	WAF		22 jours	CL ₅₀	1744		
Corexit 9500/Scotian light	CEWAF		22 jours	CL ₅₀	3281	[2 569-5 094]	

Dispersant chimique seul ou hydrocarbure seul ou mélange dispersant/hydrocarbure	Émulsion utilisée ^a	Organismes	Temps d'exposition	Paramètre mesuré	Concentration d'effet (mg/l)	Écart type ou intervalle de confiance [95 %]	Références
Corexit 9500/Alaska North Slope	CEWAF		22 jours	CL ₅₀	764	[688-848]	
Corexit 9500/Alaska North Slope	WAF		22 jours	CL ₅₀	362		
Corexit 9500/Macondo			25 jours	CL ₅₀	33,1	± 11,8	Finch et collab., 2012
Corexit 9500/Macondo			25 jours	CL ₅₀	21,3	± 4,9	
Macondo			25 jours	CL ₅₀	30,8		
Koweït			25 jours	CL ₅₀	1,9		
Prudhoe Bay			25 jours	CL ₅₀	16,6		
South Louisiana			25 jours	CL ₅₀	1,2		
Texas			25 jours	CL ₅₀	4,8		
Corexit 9500			25 jours	CL ₅₀	0,0155		Wooten et collab., 2012

ANNEXE 3 : OBTENTION DE L'ÉMULSION DISPERSANTS/HYDROCARBURES

Les méthodes utilisées pour obtenir l'émulsion dispersants/hydrocarbures peuvent être réalisées de différentes manières. Toutefois, ce sont les méthodes par agitation qui sont les plus souvent utilisées. Selon la force de l'agitation, l'émulsion sera dite WAF (pour « Water-Accommodated Fraction ») lors d'un mélange uniquement manuel, ou CE-WAF (pour « Chemically Enhanced Water-Accommodated Fraction »), lorsque l'émulsion est obtenue à l'aide d'un vortex (20 à 25 %). L'analyse chimique qualitative de ces émulsions WAF et CE-WAF montre des différences de leurs contenus (tableau A3-1). Contrairement aux émulsions obtenues par WAF, les alcanes sont présents en quantités significatives dans les émulsions obtenues par CE-WAF. Les concentrations des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont aussi plus importantes dans les émulsions CE-WAF, dominées essentiellement par la série des naphthalènes. Pour les émulsions obtenues par WAF, les hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) sont essentiellement constitués de composés volatils, alors que pour les émulsions obtenues par CE-WAF, la proportion de composés volatils est légèrement plus faible.

Tableau A3-1 : Composition des émulsions obtenues par WAF et CE-WAF (Aurand et Coelho, 2005)

	WAF (mg/l)	CE-WAF (mg/l)
Alcanes totaux	0,0 (0 %)	4,8 (6,8 %)
HAP totaux	0,3 (2,0 %)	2,0 (2,8 %)
Composés volatils totaux	14,6 (98 %)	63,6 (90,3 %)

Les effets écotoxicologiques d'essais standardisés sur différents organismes pour les deux types d'émulsions (WAF et CE-WAF) sont compilés au Tableau A3-2 pour les mélanges Corexit 9580/Arabian mature au ratio de 1/10. La comparaison des CL₅₀ indique que les émulsions WAF sont généralement plus toxiques que les émulsions CE-WAF, excepté pour le poisson *Menidia beryllina*, pour qui les toxicités entre les émulsions WAF et CE-WAF sont identiques, et le poisson *Atherinops affinis*, pour qui l'émulsion WAF est plus toxique que l'émulsion CE-WAF (Aurand et Coelho, 2005). De même, McFarlin et Perkins (2011) a exposé des organismes d'eau froide (7 °C) comme le copépode *Calanus glacialis*, le chaboisseau *Myoxocephalus* sp. et la morue polaire *Boreogadus saida* aux deux types d'émulsions obtenues à partir du mélange Corexit 9500/Alsaka mature au ratio de 1/10. L'exposition pour les copépodes *C. glacialis* était de 12 jours, alors que pour les poissons *Myoxocephalus* sp. et *B. saida*, elle était de 96 heures. Les résultats montrent également que l'émulsion WAF est plus toxique que l'émulsion CE-WAF pour les trois organismes testés (Tableau A3-2).

Tableau A3-2 : Toxicité des émulsions WAF et CE-WAF vis-à-vis de différentes espèces d'eaux tempérées ou froides

Espèces	CL ₅₀ (mg/l)		
	WAF	CE-WAF	
Eau tropicale-tempérée (Aurand et Coelho, 2005)			
<i>Mysidopsis bahia</i>	Crevette de Mysid	8,21	28
<i>Chionoecetes bairdi</i>	Crabe des neiges ¹¹	9,7	13
<i>Crassostrea gigas</i>	Huître creuse	1,83	2,3
<i>Sciaenops ocellatus</i>	Ombrine ocellée (poisson)	0,85	4,2
<i>Scophthalmus maximus</i>	Turbot (poisson)	1,33	48,6
<i>Menidia beryllina</i>	Capucette nord-américaine (poisson)	26,4	26
<i>Atherinops affinis</i>	Capucette baré (poisson)	40,2	18
Eau froide (McFarlin et Perkins, 2011)			
<i>Calanus glacialis</i>	Copépode	5,0	22
<i>Myoxocephalus</i> sp.	Chaboisieux (poisson)	5,7	28
<i>Boreogadus saida</i>	Morue polaire (poisson)	5,7	55

Ramachandran et ses collaborateurs (2004) ont comparé les effets sur des truites juvéniles *Oncorhynchus mykiss* des deux types d'émulsions réalisées avec trois mélanges composés de Corexit 9500 et de trois hydrocarbures pétroliers ayant des viscosités différentes (pétrole brut Mesa mature d'une viscosité de 42,3 cP¹²; pétrole brut Terra Nova Crude frais d'une viscosité de 50,1 cP; pétrole brut léger Scotian Light frais, d'une viscosité de 3,76 cP). La composition des émulsions a également été analysée. Les résultats (tableau A3-3) montrent que les toxicités exprimées par les CE₅₀ activité EROD¹³ -48 h des émulsions CE-WAF sont plus élevées que celles des émulsions WAF. Les auteurs suggèrent que la teneur en HAP, plus importante dans les émulsions CE-WAF, est responsable de leur toxicité. En effet, l'émulsion CE-WAF du pétrole brut Mesa mature contient plus d'HAP, et plus particulièrement 2 à 4 fois plus de méthylphénanthrène et 5 à 10 fois plus de diméthyl-dibenzothiophène que l'émulsion WAF. Pour le brut de Terre-Neuve frais, l'émulsion CE-WAF contient le double d'acénaphthylène comparativement à l'émulsion WAF. Les autres HAP sont à des concentrations similaires entre les deux émulsions. Pour le brut léger d'Écosse frais, l'émulsion CE-WAF contient plus d'HAP que l'émulsion WAF et plus particulièrement 10 fois plus de diméthyl-dibenzothiophène. Le ratio CE₅₀ WAF / CE₅₀ CE-WAF indique le degré de dissolution des HAP par dispersion. L'hydrocarbure le plus visqueux (brut de Terre-Neuve frais) a le ratio le plus élevé, suivi du brut Mesa mature et du brut léger d'Écosse frais. Ces résultats confirment aussi l'efficacité du Corexit 9500 pour les hydrocarbures pétroliers visqueux.

¹¹ Malgré son nom, les individus de cette étude proviennent d'une zone tempérée et s'y développent.

¹² La poise est une unité de mesure de la viscosité. 1 cP = 1 mPa s.

¹³ Activité enzymatique Ethoxy Résorufine- O-Dééthylase (EROD) servant de biomarqueur d'exposition.

Tableau A3-3 : Effet de différentes émulsions WAF et CE-WAF sur la truite *O. mykiss* pour trois hydrocarbures pétroliers (Ramachandran et collab., 2004)

Hydrocarbures	CE ₅₀ (mg/l)		Ratio CE ₅₀ WAF / CE ₅₀ CE-WAF
	WAF	CE-WAF	
Terre-Neuve frais	3,350	0,003	1116
Mesa mature	0,106	0,001	106
Léger d'Écosse frais	0,390	0,066	5,91

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AURAND, D., ET G. M. COELHO. 2005. *Cooperative Aquatic Toxicity Testing of Dispersed Oil and the "Chemical Response to Oil Spills: Ecological Effects Research Forum (CROSERF)*. Ecosystem Management & Associates, Inc., Technical Report 07-03, 105 p. + ann.
- McFARLIN, K. M., R. A. PERKINS, W. W. GARDINER, J. D. WORD ET J. Q. WORD. 2011. « Toxicity of physically and chemically dispersed oil to selected arctic species ». *International Oil Spill Conference Proceedings*, vol. 2011, n° 1, p. 149-156.
- RAMACHANDRAN, S. D., P. V. HODSON, C. W. KHAN ET K. LEE. 2004. « Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 59, n° 3, p. 300-308.

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec :

Téléphone : 418-643-1301
Télécopieur : 418-528-1091
Courriel : ceaeq@mddelcc.gouv.qc.ca
Internet : www.ceaeq.gouv.qc.ca

**Centre d'expertise
en analyse
environnementale**
Québec 