



**REVUE DES CONNAISSANCES SUR LES CAPACITÉS
POTENTIELLES DE DÉGRADATION DES HYDROCARBURES
DANS L'ESTUAIRE MARITIME ET LE GOLFE DU SAINT-
LAURENT PAR LES COMMUNAUTÉS BACTÉRIENNES
INDIGÈNES.**



Rapport GENV32 préparé pour le MDDELCC par:

Karine Lemarchand, PhD, Professeure-chercheure en bactériologie marine
Isabelle Desbiens, MSc, Auxiliaire de recherche

Institut des Sciences de la mer de Rimouski, UQAR, 310 allée des Ursulines, Rimouski, Qc, G5L3A1

Tél : 418-4-723-1986 ext 1259

Fax: 418-724-1842

Courriel: Karine_lemarchand@uqar.ca

Avertissement

Le présent document a été réalisé pour le compte du gouvernement du Québec dans le cadre des évaluations environnementales stratégiques sur les hydrocarbures. L'auteur est responsable du choix et de la présentation des faits. Les opinions exprimées dans ce document sont celles de l'auteur et n'engagent aucunement le gouvernement du Québec.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé.....	5
1. La biodégradation des hydrocarbures en milieux estuarien et marin froids.....	6
1.1. Biodégradation et biodégradabilité.....	6
1.2. Hydrocarbures et impacts biologiques.....	6
1.3. Facteurs influençant le devenir des hydrocarbures en milieu estuarien et marin : cas des milieux froids.....	9
1.3.1. <i>Nature et caractéristiques des hydrocarbures</i>	9
1.3.2. <i>Origine du pétrole introduit dans les milieux aquatiques</i>	10
1.4. Les communautés microbiennes : grandes responsables de la biodégradation des hydrocarbures pétroliers	11
1.5. Facteurs limitant la biodégradation microbienne des hydrocarbures en milieu froid : cas des milieux estuariens et marins.....	13
2. Potentiel de dégradation des hydrocarbures pétroliers dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (EGSL)	19
2.1. Caractéristiques de l'EGSL.....	19
2.2. Les hydrocarbures dans l'EGSL.....	21
2.2.1. <i>Sources et devenir physico-chimique des hydrocarbures dans l'EGSL</i>	21
2.2.2. <i>État des connaissances sur la biodégradation des hydrocarbures dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent</i>	23
3. Conclusions et Perspectives.....	26
Références.....	26

Figures et tableaux

Figure 1 : Processus influençant le devenir des hydrocarbures pétroliers en milieu marin (GENIVAR 2011)	9
Figure 2 : Sources principales d'hydrocarbures dans les océans en 2001(GENIVAR 2011)	10
Figure 3 : Communauté microbienne impliquée dans la dégradation des hydrocarbures pétroliers	11
Figure 4 : Évolution temporelle de la composition d'un déversement pétrolier et changements associés dans l'abondance des microorganismes clés (Head et al. 2006)	12
Figure 5: Taux de croissance bactériens en fonction de la température et du type bactérien.....	16
Figure 6 : Les tronçons du Saint-Laurent (source : Gouvernement du Québec)	19
Figure 7 : Courants et circulation dans l'EGSL (source: Ministère Pêches et Océans Canada)	20
Figure 8 : Stratification et circulation des eaux du Saint-Laurent (Levasseur 1996)	21
Figure 9: Bassins géologiques à potentiel pétrolifère au Québec (GENIVAR 2011)	22
Tableau 1 : Les composants du pétrole brut (AAM 2011)	7
Tableau 2 : Facteurs affectant la biodégradation des hydrocarbures pétroliers.....	14
Tableau 3 : Exemples de travaux traitant de la biodégradation microbienne des hydrocarbures en milieu froid.....	18
Tableau 4 : Études traitant des hydrocarbures pétroliers dans le fleuve et le golfe du Saint-Laurent.....	24

Résumé

L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (EGSL) constituent un écosystème riche et diversifié supportant un grand nombre de services écosystémiques d'importance pour la société. L'intensification du transport maritime et les récents développements de l'exploration et de l'exploitation pétrolière dans l'EGSL, rendent cet écosystème de plus en plus vulnérable à une contamination par les hydrocarbures pétroliers. La remédiation naturelle des hydrocarbures dans les milieux aquatiques est dépendante de l'action combinée de différents facteurs abiotiques et biotiques. Il est aujourd'hui clairement reconnu que la biodégradation microbienne par les communautés hétérotrophes indigènes, plus précisément par les microorganismes hydrocarbonoclastes aptes à utiliser les hydrocarbures comme source de carbone, représente la voie principale d'élimination des hydrocarbures dans l'environnement. En raison de sa localisation géographique en milieu froid subarctique, de son hydrodynamisme, de sa taille et du fort potentiel commercial de la voie maritime du Saint-Laurent, l'EGSL est un écosystème à part des autres systèmes estuariens et sa résilience face à un déversement d'hydrocarbures est très difficile à évaluer de façon précise.

L'objectif de cette revue est de dresser un état des connaissances actuelles quant à la capacité de biodégradation naturelle des hydrocarbures pétroliers par l'une des composantes biologiques les moins connues de l'EGSL, et pourtant primordiale pour la remédiation des hydrocarbures; la communauté microbienne indigène. La première partie du document sera consacrée à caractériser les facteurs limitants la dégradation abiotique et la biodégradation microbienne des hydrocarbures dans les milieux froids, tandis que la seconde partie du document traitera plus spécifiquement de l'état actuel des connaissances quant à la capacité de biodégradation dans l'EGSL.

Si les conditions physico-chimiques et climatiques prévalant dans l'EGSL sont relativement bien connues, il n'en va pas de même de la diversité microbiologique présente dans cet écosystème. Il n'existe actuellement que très peu de données concernant l'abondance, la diversité et l'évolution saisonnière des communautés bactériennes indigènes de l'EGSL et encore moins en ce qui a trait à la présence de microorganismes hydrocarbonoclastes au sein de ces communautés. Cette absence de données microbiologiques rend difficile l'estimation des potentialités de remédiation intrinsèques de l'EGSL et de sa résilience face à un éventuel déversement d'hydrocarbures pétroliers.

1. La biodégradation des hydrocarbures en milieux estuarien et marin froids

1.1. Biodégradation et biodégradabilité

La biodégradation, aussi appelée dégradation biologique, est la décomposition d'un produit organique complexe en molécules plus simples par l'action de microorganismes. D'un point de vue chimique, la biodégradation se traduit par un processus de simplification progressive de la structure d'un composé organique par l'action d'enzymes. Cette dégradation enzymatique permet la minéralisation du carbone organique par les microorganismes et la production de métabolites de plus faibles poids moléculaires.

La voie principale de biodégradation des contaminants dans l'environnement est la respiration aérobie par les microorganismes hétérotrophes. En absence d'oxygène, des mécanismes anoxygènes peuvent être mis en place, mais la dégradation est alors beaucoup moins efficace. La biodégradation désigne donc **le processus de dégradation moléculaire de substances organiques par l'action enzymatique de microorganismes aérobies ou anaérobies**. Ce mécanisme joue un rôle important pour la dégradation des polluants organiques d'origine anthropique, tels que les hydrocarbures pétroliers, car le carbone contenu dans leur structure moléculaire peut servir de source de nourriture pour les microorganismes indigènes.

Le degré de biodégradabilité des hydrocarbures dans un milieu donné est un paramètre incontournable pour prédire l'impact environnemental d'un déversement. Un produit sera dit biodégradable s'il peut être décomposé (digéré) naturellement par les organismes indigènes (généralement des microorganismes – bactéries et champignons).

Dans les milieux estuariens et marins, la biodégradabilité des hydrocarbures dépend:

1. de la complexité du composé à dégrader,
2. des conditions environnementales prévalant dans le milieu impacté
3. de la présence d'une communauté microbienne possédant les caractéristiques génétiques nécessaires à la production d'enzymes adaptées à la dégradation des hydrocarbures.

1.2. Hydrocarbures et impacts biologiques

Le pétrole brut est un mélange complexe de différents composés (Tableau 1) et variable selon le type de gisement et se caractérise par des compositions en hydrocarbures différentes selon les gisements (AAM 2011).

Parmi les différents constituants chimiques rentrant dans la composition du pétrole brut, on retrouve des éléments comme le soufre, l'azote et l'oxygène, ainsi que certains métaux, dont le nickel, le vanadium, le cuivre, l'aluminium et le chrome. La concentration totale en métaux est généralement plus élevée dans les produits pétroliers lourds que dans les distillats et pétroles bruts légers (Meyer et al. 2007). Cette composition chimique globale du pétrole brut, comme celle des produits pétroliers raffinés dérivés, varie également en fonction des méthodes de distillation, de craquage et de mélange employées pour leur exploitation ou leur production.

Tableau 1 : Les composants du pétrole brut (AAM 2011)

Composés volatils	Composés de faible poids moléculaire, comme le propane ou le méthane, qui se présentent normalement à l'état gazeux ou qui s'évaporent très rapidement à température ambiante. La plupart des composés toxiques font partie de cette catégorie.	
Hydrocarbures saturés	Composés formés d'atomes de carbone et d'hydrogène reliés uniquement par une liaison simple. Les hydrocarbures saturés peuvent s'unir en des chaînes linéaires ou ramifiées d'environ 25 atomes de carbone ou moins. Facilement biodégradables, bien que leur biodégradabilité diminue avec la longueur de la chaîne.	
Hydrocarbures Aromatiques	<p>Mono-aromatiques BETX : Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylène</p> <ul style="list-style-type: none"> • Volatils et facilement biodégradables, même lorsque des chaînes latérales y sont fixées, • Toxiques pour les organismes aquatiques. 	<p>Polycycliques (HAPs)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les HAPs de faible poids moléculaire (1 à 3 cycles) représentent 90% des hydrocarbures aromatiques dans le pétrole brut, • Composés présentant des cycles multiples, • Les composés aromatiques présentant 4 cycles ou plus résistent davantage à la biodégradation, • Sensibles à la photo-oxydation, • 16 HAPs sont considérés comme polluants prioritaires par l'USEPA (United States Environmental Protection Agency), • Souvent sous-produits de la combustion de substances carbonées telles que l'essence, le charbon, le bois, le tabac, • Peuvent représenter jusqu'à 60% du pétrole brut.
Résines	Composés polaires, responsables des qualités adhésives du pétrole	
Asphaltènes	Composés polaires, responsables de la viscosité et de la densité élevée du pétrole	

La proportion relative des différents éléments constituant le pétrole brut déterminera les caractéristiques physiques du pétrole, sa toxicité, son devenir et son comportement dans l'environnement ainsi que sa biodégradabilité par les microorganismes indigènes. À ceci s'ajoutent les conditions physico-chimiques propres des milieux estuariens et marins (température, salinité, etc.) qui, en modifiant les propriétés physiques du pétrole, mais aussi en régulant le métabolisme bactérien, jouent un rôle majeur dans le devenir des hydrocarbures en milieu naturel (voir paragraphe 1.3).

La toxicité des hydrocarbures pétroliers pour les organismes aquatiques est directement reliée à leur composition chimique. Par exemple, les hydrocarbures aromatiques de faibles poids moléculaires, tels que les mono-aromatiques et les aromatiques polycycliques (HAPs) à 2 cycles, présentent une toxicité élevée pour les organismes aquatiques. Toutefois, leur grande solubilité et leur importante volatilité font qu'ils ne persistent que quelques heures ou quelques jours après un déversement en milieu aquatique (Dupuis & Ucan-Marin 2015). À l'inverse, les constituants de poids moléculaire plus élevé, tels que les HAPs à 3 cycles benzéniques et plus, sont beaucoup moins solubles et volatiles. De ce fait malgré leur toxicité moindre, leur impact sur les communautés biologiques indigènes s'effectue sur un plus long terme.

Les conséquences biologiques de l'introduction d'hydrocarbures pétroliers dans les environnements marins et estuariens seront donc dépendantes de plusieurs facteurs combinés, incluant la nature des hydrocarbures, les conditions environnementales, l'aspect chronique ou aigu de la contamination, la quantité déversée, le type de substrat et la sensibilité des organismes du milieu atteint.

Plusieurs modèles mathématiques ont été développés afin de prédire le mouvement et le devenir physico-chimique d'une nappe de pétrole suite à un déversement d'hydrocarbures. Un exemple récent appliqué au golfe du Saint-Laurent est le modèle développé par Bourgault et collaborateurs au niveau du Site Old Harry (Bourgault et al. 2014). Dans la majorité des cas, ces modèles ne tiennent pas compte de la biodégradabilité microbienne et omettent donc un facteur important d'élimination naturelle des hydrocarbures.

Quelques modèles prédictifs tentent d'intégrer les processus physico-chimiques avec les mécanismes biologiques (Gin et al. 2001). Un tel modèle est en développement par l'équipe de D. Dumont et I. Schloss à l'Institut des sciences de la mer de Rimouski (ISMER) pour l'étude du Golfe de San Jorge (Argentine) (I. Schloss, comm. pers.). L'établissement de ce type de modèle nécessite une très bonne connaissance des environnements étudiés et requiert de disposer de données de terrain fiables concernant la diversité et le métabolisme des microorganismes indigènes. Bien que le modèle développé par l'ISMER puisse à plus long terme être transposé à l'étude de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (EGSL), les conditions physico-chimiques et biologiques de l'EGSL sont très différentes de celles rencontrées dans le Golfe de San Jorge (milieu tempéré soumis à une contamination chronique par les hydrocarbures). Le modèle devra donc être entièrement paramétré pour refléter les conditions prévalant dans l'EGSL à partir de données de monitoring. Actuellement, trop peu de données sont disponibles dans l'EGSL concernant, l'abondance, le métabolisme et la présence de bactéries hydrocarbonoclastes (adaptées à la décomposition des hydrocarbures) au sein des communautés microbiennes indigènes pour pouvoir développer un modèle prédictif de dégradation des hydrocarbures fiable et robuste dans cet écosystème.

1.3. Facteurs influençant le devenir des hydrocarbures en milieu estuarien et marin : cas des milieux froids

Suite à l'introduction d'hydrocarbures pétroliers dans les milieux aquatiques, divers mécanismes contribuent à la décontamination naturelle. Parmi ceux-ci, on retrouve des mécanismes abiotiques (évaporation, dissolution, dispersion, photo-oxydation) et biotiques (biodégradation microbienne) (Figure 1) (Margesin & Schinner 1999). L'action combinée de ses différents mécanismes régule l'efficacité de la décontamination et détermine la capacité de remédiation du milieu.

La capacité de remédiation est également dépendante de différents paramètres propres 1) au pétrole introduit et 2) aux conditions physico-chimiques et biologiques du milieu récepteur.

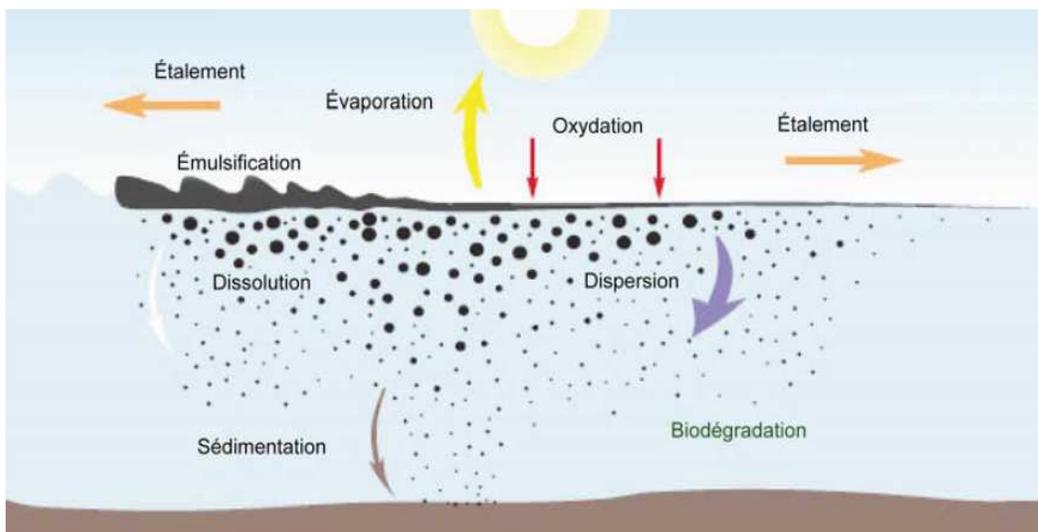


Figure 1 : Processus influençant le devenir des hydrocarbures pétroliers en milieu marin (GENIVAR 2011)

1.3.1. Nature et caractéristiques des hydrocarbures

Les hydrocarbures conventionnels et non conventionnels sont de même type. La différence entre un pétrole conventionnel et un pétrole non-conventionnel tient à la méthode employée pour son extraction. Classiquement, l'industrie pétrolière exploite les roches-réservoirs les plus perméables, au sein desquelles les hydrocarbures sont concentrés, en y forant des puits. Ces techniques sont dites "conventionnelles" et, par extension, les hydrocarbures ainsi extraits sont appelés "hydrocarbures conventionnels". L'autre part des hydrocarbures produits dans la roche-mère se retrouve dans des structures très peu perméables dans lesquelles les hydrocarbures sont disséminés. Ils ont longtemps été considérés comme inexploitable jusqu'à la mise en œuvre de technologies spécifiques, dites "non conventionnelles" et, par extension, les hydrocarbures ainsi extraits sont appelés "hydrocarbures non conventionnels". Les hydrocarbures non conventionnels incluent également les pétroles issus de l'exploitation des sables bitumineux, pétroles lourds et extra-lourds mais dans ces derniers cas, c'est la qualité du pétrole, très visqueux, qui ne permet pas une exploitation "conventionnelle".

La disponibilité du pétrole et sa propension à être efficacement éliminé des milieux estuariens et marins dépendent en premier lieu de la nature même de ce pétrole. Parmi les paramètres à considérer, on retrouve l'hydrophobicité (propension à repousser l'eau) des constituants, la densité API (American Petroleum Institute), la teneur en soufre et en eau, les points d'éclair et d'écoulement, la viscosité, les tensions superficielles, l'adhérence, l'évaporation, la formation d'émulsions et enfin, la distribution des points d'ébullition simulés (Dupuis & Ucan-Marin 2015). La densité des hydrocarbures pétroliers est une caractéristique physique importante qui est généralement utilisée pour catégoriser les différents types de pétrole brut : léger, moyen, lourd et extra-lourd. La plupart des pétroles bruts conventionnels ont une densité API de plus de 10° et sont donc susceptibles de flotter à la surface des eaux marines (API > 6° = flottabilité en eau de mer) (Dupuis & Ucan-Marin 2015).

Afin de pouvoir déterminer la capacité de remédiation du pétrole dans les environnements estuariens et marins, il est essentiel de connaître la nature exacte du pétrole à remédier, celle-ci étant un paramètre incontournable, tant pour les mécanismes de remédiation abiotiques que pour la biodégradation microbienne.

1.3.2. Origine du pétrole introduit dans les milieux aquatiques

L'origine des hydrocarbures pétroliers déversés dans l'environnement peut être naturelle ou anthropique.

Une grande partie du pétrole brut de la planète est emprisonné depuis des milliers d'années dans des gisements souterrains. Ponctuellement ou chroniquement, ces gisements présentent des résurgences (cas du Golfe du Mexique – USA- et du Golfe de San Jorge – Argentine-) qui libèrent du pétrole dans les milieux marins sus-jacents.

À ces rejets naturels, s'ajoutent les apports anthropiques de pétrole dans les milieux marins via l'exploitation humaine des gisements, le transport des hydrocarbures par voie maritime ou terrestre, et même leur simple utilisation comme carburants ou produits dérivés (Figure 2) (AAM 2011).

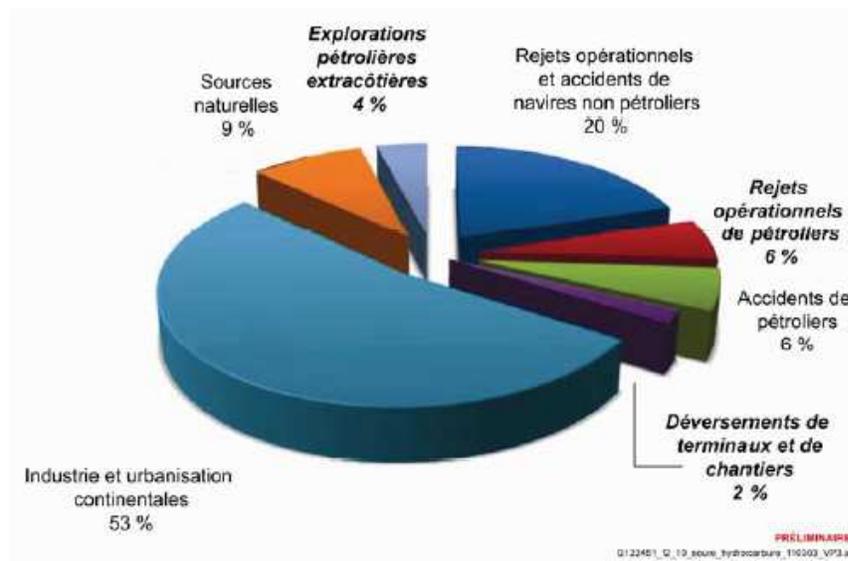


Figure 2 : Sources principales d'hydrocarbures dans les océans en 2001(GENIVAR 2011)

1.4. Les communautés microbiennes : grandes responsables de la biodégradation des hydrocarbures pétroliers

De nombreux microorganismes ont la capacité de métaboliser les polluants organiques (hydrocarbures, pesticides, solvants, matières plastiques) pour les transformer en constituants cellulaires (Margesin & Schinner 1999, Dash et al. 2013). Les microorganismes, qui ont la faculté de métaboliser les hydrocarbures pétroliers sont essentiellement des bactéries et des champignons et sont les acteurs principaux de la biodégradation environnementale (Leahy 1990).

Aucun microorganisme ne peut à lui seul dégrader tous les composants du pétrole brut, ou des carburants raffinés, qui sont déversés dans l'environnement. Certaines bactéries peuvent dégrader plusieurs hydrocarbures ou toute une classe d'hydrocarbures, (AAM 2011) mais les dizaines de milliers de composés différents qui forment le pétrole ne sont biodégradables que par l'action combinée de l'ensemble des membres d'une communauté microbienne complexe (Head et al. 2006) (Figure 3).

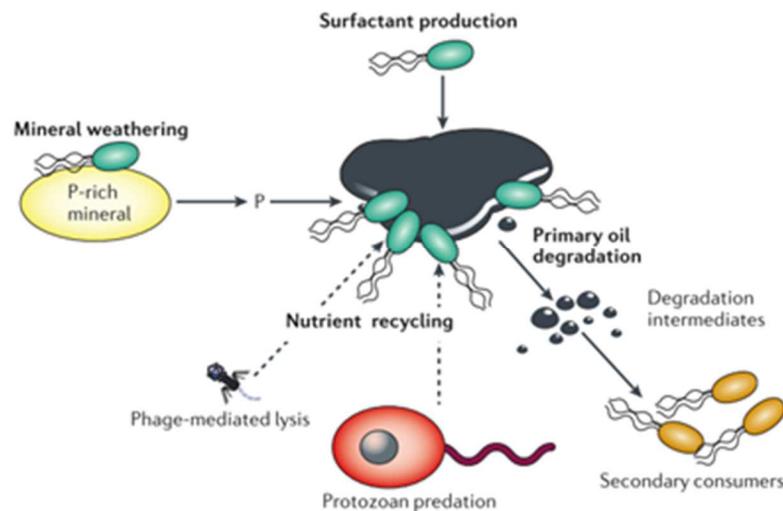


Figure 3 : Communauté microbienne impliquée dans la dégradation des hydrocarbures pétroliers (Head et al. 2006)

La biodégradation des hydrocarbures pétroliers implique plusieurs composants biologiques qui agissent de concert. Les bactéries dégradant le pétrole sont indiquées en vert. Les flèches pleines indiquent les flux de matières et les flèches en pointillés indiquent les interactions directes entre organismes (ex. prédation)

Les communautés bactériennes sont étonnamment peu variables de par le monde (Wietz et al. 2010). La fraction de la communauté microbienne totale représentée par les bactéries utilisant les hydrocarbures comme source de carbone est cependant fortement variable, avec des fréquences allant de 6% à 82% pour les champignons du sol, de 0,13% à 50% pour les bactéries du sol, et de **0,003% à 100% pour les bactéries marines** dépendamment des conditions du milieu (Leahy 1990, Dash et al. 2013). Les microorganismes dégradants les hydrocarbures sont communément appelés hydrocarbonoclastes. Ils représentent moins de 0,1% de la communauté microbienne indigène en milieu non pollué, mais peuvent représenter près de 100% dans les milieux pollués par des déversements d'hydrocarbures, que ces déversements soient d'origine naturelle ou anthropique (Atlas 1981, Yakimov et al. 2003, Yang et al. 2009). Parmi ces microorganismes, se distinguent les organismes dégradateurs

d'hydrocarbures obligatoires pour lesquels la présence d'hydrocarbures est obligatoire à leur survie et des organismes dégradateurs opportunistes capables d'utiliser les hydrocarbures comme source de carbone parmi d'autres sources possibles.

Dans les milieux marins soumis à des apports chroniques d'hydrocarbures (ex. Golfe du Mexique), de nombreux microorganismes hydrocarbonoclastes composent la communauté microbienne indigène (AAM 2011). Cette communauté, dite **adaptée** à la dégradation des hydrocarbures, présentera une réponse très rapide vis-à-vis d'un déversement d'hydrocarbures, et une grande efficacité de biodégradation. À l'inverse, dans un milieu non impacté ou peu impacté, un déversement pétrolier entrainera en premier lieu une modification de la communauté microbienne indigène par la sélection et la croissance des microorganismes hydrocarbonoclastes. Une fois la nouvelle communauté en place, la biodégradation pourra s'effectuer. L'initiation de la biodégradation lors d'un déversement accidentel sera donc plus rapide en milieu impacté qu'en milieu sain (Ortmann & Lu 2015).

Généralement, un apport d'hydrocarbures en milieu naturel est rapidement suivi par l'apparition de microorganismes hydrocarbonoclastes à fort potentiel oxydant (ex. *Alcanivorax*, *Cycloclasticus*, *Thalassolituus*, et *Oleibacter* sp.) au sein de la communauté microbienne indigène (Haritash & Kaushik 2009, Chronopoulou et al. 2014). Les espèces bactériennes adaptées à l'utilisation des hydrocarbures seront les plus compétitives dans le milieu durant la période de contamination et deviendront donc majoritaires dans la communauté, ceci au détriment des autres bactéries présentes (Margesin & Schinner 1999, Yakimov et al. 2003). Toutes les espèces bactériennes ne présentant pas un taux similaire de dégradation des hydrocarbures, la biodégradation des différents composés entraîne une variation des sources de carbone disponibles dans le milieu au fur et à mesure du processus de biodégradation (Head et al. 2006, Coulon et al. 2007, Dubinsky et al. 2013). Cette évolution constante des sources de carbone disponibles entraîne elle aussi une modification de la diversité au sein de la communauté microbienne indigène au cours du temps (Figure 4).

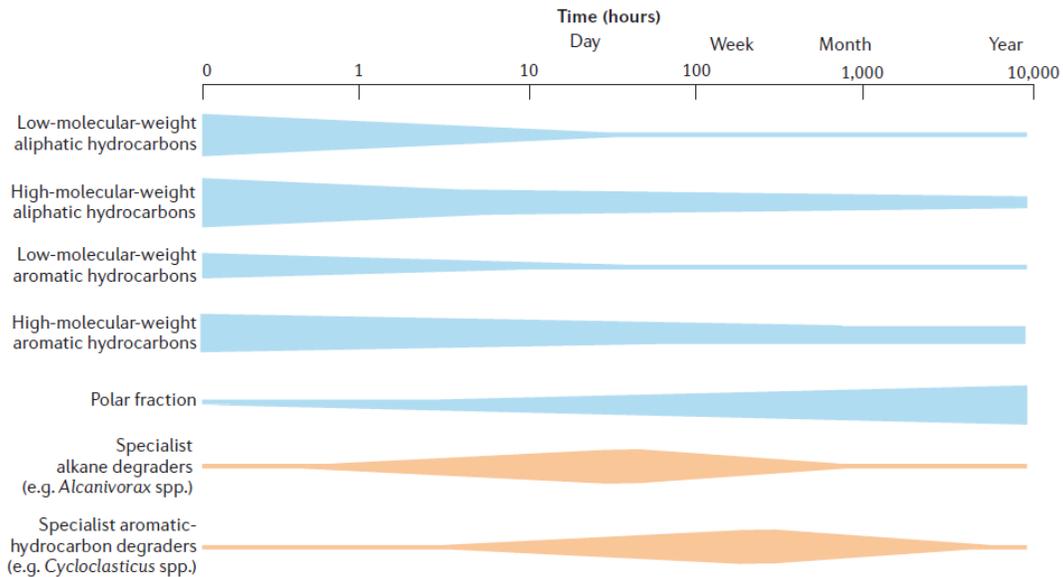


Figure 4 : Évolution temporelle de la composition d'un déversement pétrolier et changements associés dans l'abondance des microorganismes clés (Head et al. 2006)

L'exposition antérieure d'une communauté microbienne aux hydrocarbures constitue un facteur important dans la détermination du potentiel de bioremédiation d'un écosystème. Ce phénomène connu sous le nom d'adaptation des communautés peut se traduire par :

1. la dominance d'espèces hydrocarbonoclastes dans la communauté microbienne indigène,
2. l'induction d'enzymes spécifiques à la dégradation des hydrocarbures,
3. l'apparition de modifications génétiques aboutissant à de nouvelles capacités métaboliques au sein de la communauté microbienne indigène.

À ce titre, une méthode prometteuse, efficace, économique, et moins dommageable pour l'environnement que plusieurs approches physiques et chimiques de décontamination est la bioremédiation des hydrocarbures pétroliers par **biostimulation** (Coulon et al. 2007, Yang et al. 2009). Cette méthode vise à stimuler la capacité de biodégradation microbienne naturelle des milieux impactés en introduisant des nutriments essentiels à la croissance des membres de la communauté, et à utiliser le potentiel métabolique de microorganismes hydrocarbonoclastes possédant les propriétés génétiques nécessaires à la dégradation des hydrocarbures. Il est cependant important de connaître la communauté initialement présente dans le milieu pour cibler adéquatement les nutriments nécessaires à la croissance des bactéries aptes à la dégradation des hydrocarbures (Head et al. 2006).

1.5. Facteurs limitant la biodégradation microbienne des hydrocarbures en milieu froid : cas des milieux estuariens et marins

Comme mentionné précédemment, les hydrocarbures pétroliers peuvent être dégradés par différents mécanismes abiotiques. Toutefois, la respiration aérobie par les microorganismes indigènes est la voie principale d'élimination des hydrocarbures dans l'environnement. Les communautés bactériennes estuariennes et marines sont soumises aux conditions environnementales prévalant dans les milieux dans lesquelles elles évoluent. Des conditions environnementales défavorables à la croissance bactérienne, et par conséquent à la métabolisation des hydrocarbures, représentent donc le principal obstacle à la biodégradation *in situ* (Juhasz & Naidu 2000, Coulon et al. 2007, Dash et al. 2013).

En conditions favorables à la croissance, le métabolisme bactérien sera élevé et une forte croissance microbienne pourra être observée. Les hydrocarbures constituant une source importante de carbone pour les microorganismes, la biodégradation sera efficace et rapide. À l'inverse, en conditions de croissance défavorables, le métabolisme global de la communauté sera réduit et donc, la biodégradation des hydrocarbures sera moins efficace.

Plusieurs facteurs environnementaux peuvent affecter, positivement ou négativement, le métabolisme bactérien (Tableau 2).

**Tableau 2 : Facteurs affectant la biodégradation des hydrocarbures pétroliers
(Oliveira et al. 2015)**

Facteurs	Rôle dans la décomposition des hydrocarbures pétroliers
Biodisponibilité	La composition et la concentration en hydrocarbures affectent le taux et l'efficacité de la biodégradation microbienne
Température	Affecte le comportement physicochimique des hydrocarbures (la viscosité, la diffusion, la solubilité). Affecte la physiologie et la diversité des microorganismes indigènes
pH	Inhibe l'activité microbienne en régulant le métabolisme microbien
Nutriments	Limite la disponibilité des substances nutritives (N, P, K, Fe). Affecte la croissance microbienne et par conséquent les taux de biodégradation.
Oxygène	Bien que la biodégradation des hydrocarbures puisse s'effectuer en conditions anaérobies et aérobies, la biodégradation aérobie présente un rendement beaucoup plus élevé. Une réduction de la concentration en oxygène entraîne donc une réduction de l'efficacité de la biodégradation
Salinité	Les variations de salinité modifient la structure et la diversité des communautés microbiennes indigènes en sélectionnant pour des espèces halophiles ou halotolérantes. Ceci peut avoir un effet indirect sur la biodégradation des hydrocarbures dans les milieux de transition comme les milieux estuariens en ajoutant un facteur de sélection supplémentaire sur les communautés indigènes.
Matière organique	La présence de matière organique entraîne une séquestration des hydrocarbures, diminuant ainsi leur disponibilité pour la biodégradation microbienne
Diversité de la communauté microbienne indigène	La présence de bactéries hydrocarbonoclastes au sein de la communauté bactérienne indigène favorisera une réponse rapide et efficace lors de l'introduction d'hydrocarbures pétroliers dans le milieu. Une communauté "adaptée" présentera donc une efficacité de dégradation des hydrocarbures supérieure à celle d'une communauté "non-adaptée"

Lors d'un déversement en milieu salé froid, le pétrole tend à se répandre et à former un film en surface. Sous l'action du vent et des vagues, une émulsion d'eau et d'huile peut se former. La dispersion des hydrocarbures dans la colonne d'eau sous la forme d'émulsion augmente la surface de contact avec le milieu de contact et par conséquent l'accès aux microbes responsables de la dégradation microbienne de ces hydrocarbures (Leahy 1990). À ce stade, la **composition chimique** du pétrole joue un rôle important. En effet, les molécules simples, tels les composés saturés, seront dégradées préférentiellement suivies par les composés aromatiques légers, les composés aromatiques de hauts poids moléculaires et finalement les composés polaires (Leahy 1990).

La présence de **matière particulaire** va interférer avec la biodégradation des hydrocarbures pétroliers en affectant leur structure propre via des mécanismes d'absorption et d'adsorption. Cette complexation peut aboutir à rendre les hydrocarbures liés réfractaires à la biodégradation microbienne. (Leahy 1990).

L'**oxygène** est important pour le métabolisme des organismes et il peut devenir limitant en milieu froid (Yang et al. 2009). L'étape initiale dans le catabolisme des hydrocarbures aliphatiques ou aromatiques par les bactéries et les champignons est l'induction de l'oxydation de l'hydrocarbure par l'oxygénase, pour laquelle la présence d'oxygène est nécessaire. Des conditions limitantes en oxygène n'existent normalement pas dans les niveaux supérieurs de la colonne d'eau (Leahy 1990, Juhasz & Naidu 2000). Cependant, des zones hypoxiques peuvent apparaître dans les eaux profondes (ex. zone hypoxique du chenal Laurentien) et limiter les capacités de biodégradation. La dégradation des hydrocarbures pétroliers est beaucoup plus efficace en conditions oxiques qu'en anoxie (Widdel & Rabus 2001).

La **salinité** de l'eau influence la biodégradation des hydrocarbures pétroliers. La solubilité des alcanes et des HAPs diminue avec la salinité du milieu, d'où une diminution de la biodisponibilité pour la biodégradation (Dupuis & Ucan-Marin 2015). Le taux de dégradation pour les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques atteint son maximum pour des concentrations de NaCl allant de 0 à 0,171M et diminue lorsque la salinité augmente (Haritash & Kaushik 2009).

Les **nutriments** peuvent influencer la biodégradation de composants pétroliers à divers niveaux. La biodégradation d'hydrocarbures aromatiques semble être sensible au pH. L'azote (N) n'affecte pas le pH directement, cependant un apport en ammonium (NH_4^+) conduit à une acidification progressive qui s'accompagne de l'inhibition de la dégradation des composés aromatiques, principalement des HAPs (Margesin & Schinner 1999). De plus, un apport d'hydrocarbures pétroliers contenant une faible concentration en nutriments et une forte concentration en carbone en milieu aquatique produit souvent des ratios carbone/azote et carbone/phosphore élevés. Ces conditions sont globalement défavorables à la croissance microbienne. La disponibilité de l'azote et du phosphore dans le milieu récepteur est donc un élément limitant de la biodégradation des hydrocarbures (Leahy 1990).

La **température** joue un rôle essentiel dans la biodégradation des hydrocarbures en affectant non seulement la nature physico-chimique de ceux-ci, mais aussi en modifiant le taux métabolique et la diversité des microorganismes indigènes. À faible température, la viscosité des huiles augmente et la volatilisation des composés toxiques (comme les alcanes courts) est réduite ce qui limite la biodégradation microbienne (Leahy 1990, Head et al. 2006). Les modifications chimiques du pétrole causées lors des premières étapes de la biodégradation entraînent elles aussi une augmentation de la viscosité et de la densité du mélange résiduel nécessitant l'action d'une communauté microbienne complexe pour poursuivre plus en avant le

processus de biodégradation (Brakstad & Bonaunet 2006, Head et al. 2006, Coulon et al. 2007).

S'il est clair que les conditions environnementales prévalant en milieu froid vont directement affecter les caractéristiques intrinsèques des hydrocarbures pétroliers, le même constat peut être fait en ce qui concerne leur biodégradabilité par les communautés microbiennes indigènes de ces milieux.

Généralement, le taux de biodégradation des hydrocarbures décroît avec la température en raison, entre autres, de la diminution de l'activité enzymatique des microorganismes présents. Le métabolisme des hydrocarbures atteint généralement son maximum à des températures de l'ordre de 30 à 40°C (Leahy 1990). En deçà de ces températures, l'efficacité de la biodégradation microbienne est limitée. Ces observations suggèrent que la capacité intrinsèque de biodégradation des hydrocarbures en milieu froid sera inférieure à celle observée dans les milieux tempérés.

En effet, le taux de croissance des communautés microbiennes indigènes des milieux froids est globalement plus faible que celui des communautés microbiennes des milieux tempérés. Ceci représente une limitation importante à la capacité de biodégradation des hydrocarbures dans les environnements froids, tels que l'EGSL, en particulier en conditions hivernales (Deppe et al. 2005). Dans ces milieux froids, les communautés bactériennes indigènes sont essentiellement composées de microorganismes psychrophiles et psychrotrophes adaptés à la vie à des températures inférieures allant de 0°C à 30°C. Ils sont très largement répandus dans les milieux polaires et subpolaires, tels que l'EGSL.

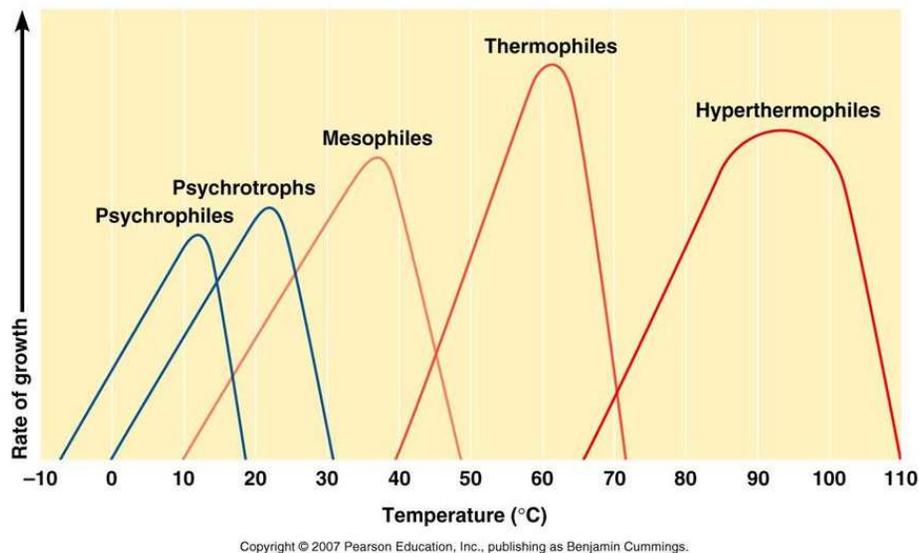


Figure 5: Taux de croissance bactériens en fonction de la température et du type bactérien.

Les microorganismes **psychrophiles** se développent bien à 0°C, ont un optimum de température inférieur ou égal à 15°C et ne peuvent survivre à des températures supérieures à 20°C. Ils sont abondants dans les milieux polaires et dans les milieux océaniques. Beaucoup de bactéries psychrophiles font partie des genres *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter* et *Alcaligenes* (Prescott et al. 1995). Plusieurs microorganismes marins peuvent également survivre à 0°C même si leur optimum de température varie entre 20°C et 30°C. Ces organismes

sont classés comme **psychrotrophes**, ou psychrophiles facultatifs, et constituent une part non négligeable des communautés bactériennes estuariennes et marines. De plus, certains microorganismes, tels que *Thalassolituus*, *Cycloclasticus* et *Roseobacter* peuvent être **thermo-versatiles** et s'adapter à des variations de température allant de 4°C à 20°C (Prescott et al. 1995, Coulon et al. 2007).

Les microorganismes psychrophiles et psychrotrophes jouent un rôle significatif dans la biodégradation des hydrocarbures en milieux froids, car les températures ambiantes coïncident avec leurs températures de croissance maximales (Margesin & Schinner 1999).

La biodégradation microbienne des hydrocarbures a été rapportée dans une variété d'écosystèmes froids terrestres et marins, allant de sols arctiques et antarctiques, aux milieux marins polaires et subpolaires (Siron et al. 1995, Margesin & Schinner 1999). Dans ces milieux, caractérisés par une forte saisonnalité, la période hivernale est une période critique pour la biodégradation des hydrocarbures, celle-ci étant fortement réduite en présence de glace. À titre d'exemple, une température avoisinant 0°C apparaît comme le seuil minimal de température permettant une biodégradation significative des hydrocarbures pétroliers (Siron et al. 1995). Une étude réalisée en 2009 en Mer du Nord a démontré l'effet important de la saisonnalité des milieux froids, en mettant en évidence des taux de biodégradation 4 fois supérieurs en été (18 °C) qu'en hiver (4°C) (Yang et al. 2009). Cette variation s'explique essentiellement par une réduction du métabolisme bactérien en conditions hivernales. En effet, à faible température, le taux de croissance bactérien est réduit de même que la production des enzymes extracellulaires responsables de la biodégradation des hydrocarbures (Yang et al. 2009).

Plusieurs études sont disponibles dans la littérature concernant la biodégradation des hydrocarbures pétroliers par les communautés bactériennes indigènes des milieux froids (Tableau 3). Cependant, la plupart de ces études portent sur des milieux ayant déjà un fort passé de contamination anthropique par les hydrocarbures ou sur des milieux présentant des résurgences naturelles laissant pénétrer les hydrocarbures dans l'environnement de façon chronique, ce qui n'est pas le contexte retrouvé dans l'EGSL. De plus, les conditions environnementales et la diversité des microorganismes indigènes des milieux froids sont moins bien connues que celles rencontrées en milieux tempérés. Il est donc difficile d'extrapoler les résultats de biodégradation obtenus dans des milieux estuariens tempérés à des écosystèmes froids, tels que l'EGSL, sans avoir une meilleure connaissance de la diversité et du métabolisme des microorganismes présents dans la colonne d'eau de l'EGSL.

Tableau 3 : Exemples de travaux traitant de la biodégradation microbienne des hydrocarbures en milieu froid.

Les études en laboratoires mentionnées dans ce tableau concernent essentiellement des analyses écotoxicologiques réalisées en conditions contrôlées de laboratoire et donc peu représentatives des capacités réelles de biodégradation des hydrocarbures dans les milieux étudiés

Zone géographique	Milieu étudié	Type d'étude	Références
Norvège	Eau	Laboratoire	(Brakstad & Bonaunet 2006)
Norvège	Eau	<i>in situ</i>	(Brakstad & Lodeng 2005)
Arctique	Eau	<i>in situ</i>	(Brakstad et al. 2008)
Norvège	Eau	<i>in situ</i> + laboratoire	(Chronopoulou et al. 2014)
Angleterre	Eau	laboratoire	(Coulon et al. 2007)
Canada	Eau	laboratoire	(Delille & Siron 1993)
Antarctique	Eau	laboratoire	(Delille et al. 2009)
Norvège	Eau	laboratoire	(Deppe et al. 2005)
Angleterre	Eau	laboratoire	(McKew et al. 2007)
Antarctique	Eau	<i>in situ</i>	(Nichols et al. 2005)
Antarctique	Eau	laboratoire	(Prabakaran et al. 2007)
Arctique	Eau	laboratoire	(Rodríguez-Blanco et al. 2013)
Canada	Eau	laboratoire	(Siron et al. 1995)
Antarctique	Eau	laboratoire	(Yakimov et al. 2003)
Norvège	Eau + Glace	laboratoire	(Brandvik & Faksness 2009)
Antarctique	Glacé	<i>in situ</i>	(Delille et al. 1997)
Alaska	Littoral	Déversement	(Bragg et al. 1994)
Alaska	Littoral	Déversement + laboratoire	(Pritchard et al. 1992)
Arctique	Littoral	<i>in situ</i>	(Røberg et al. 2011)
Antarctique	Sédiment	<i>in situ</i>	(Delille et al. 2002)
Arctique	Sédiment	laboratoire	(Lin et al. 2009)
Antarctique	Sol	Déversement	(Aislabie et al. 2000)
Antarctique	Sol	<i>in situ</i>	(Delille et al. 2003)
Antarctique	Sol	<i>in situ</i>	(Delille et al. 2004a)
Antarctique	Sol	<i>in situ</i>	(Delille et al. 2004b)
Antarctique	Sol	<i>in situ</i>	(Delille et al. 2007)
Antarctique	Sol	Déversement + laboratoire	(Ruberto et al. 2006)
Canada	Sol	laboratoire	(Juck et al. 2000)
Canada	Sol	Déversement + laboratoire	(Whyte et al. 2001)
Antarctique	Sol	laboratoire	(Coulon et al. 2005)

2. Potentiel de dégradation des hydrocarbures pétroliers dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent (EGSL)

2.1. Caractéristiques de l'EGSL

L'EGSL est un écosystème complexe, situé en milieu subarctique. Cet écosystème présente des caractéristiques physico-chimiques et biologiques qui en font un écosystème à part des autres écosystèmes généralement étudiés en relation avec la biodégradation des hydrocarbures (ex. Golfe du Mexique, Antarctique, ...)

Débutant sa course à partir des Grands Lacs, la circulation estuarienne en deux couches s'établit à la hauteur de l'île d'Orléans, là où l'eau douce du fleuve se mélange à l'eau salée de l'océan. L'eau de surface du Saint-Laurent devient de plus en plus salée à mesure qu'on avance vers l'aval et elle acquiert ses caractéristiques marines à la tête du chenal Laurentien (à la hauteur de Tadoussac). L'estuaire maritime du Saint-Laurent s'écoule ensuite sur près de 250 km avant de s'élargir à la hauteur de Pointe-des-Monts pour devenir le golfe du Saint-Laurent (Figure 6).

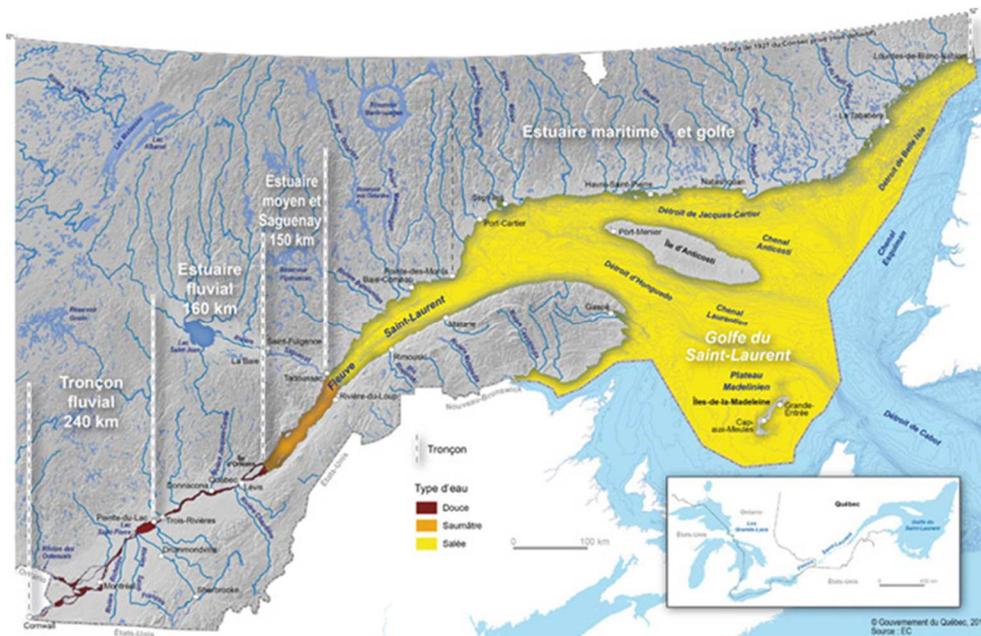


Figure 6 : Les tronçons du Saint-Laurent (source : Gouvernement du Québec)

L'influence des marées et des vents est prédominante dans le régime des courants de surface du golfe du Saint-Laurent. Elle régit la circulation des courants superficiels, en particulier dans les secteurs côtiers. La principale caractéristique du débit sortant du Saint-Laurent est un courant côtier (courant de Gaspé) relativement étroit et fort le long du littoral nord de la péninsule gaspésienne qui disperse l'eau du fleuve dans les portions nord-ouest et sud du golfe du Saint-Laurent (Figure 7).

Dans la partie nord du golfe, de nombreux secteurs sont caractérisés par des remontées d'eaux froides. Ces secteurs sont généralement associés à une productivité biologique élevée en raison de la forte teneur des eaux en nutriments. La circulation globale de l'EGSL se veut plutôt

cyclonique. Les eaux qui entrent en profondeur par le détroit de Belle Isle suivent la Basse-Côte-Nord et circulent par le détroit de Jacques-Cartier et autour de l'île d'Anticosti pour atteindre la partie nord-ouest du golfe quelques mois plus tard, et, finalement, en sortir par la partie ouest du détroit du Cabot après environ un an de résidence (GENIVAR 2011).

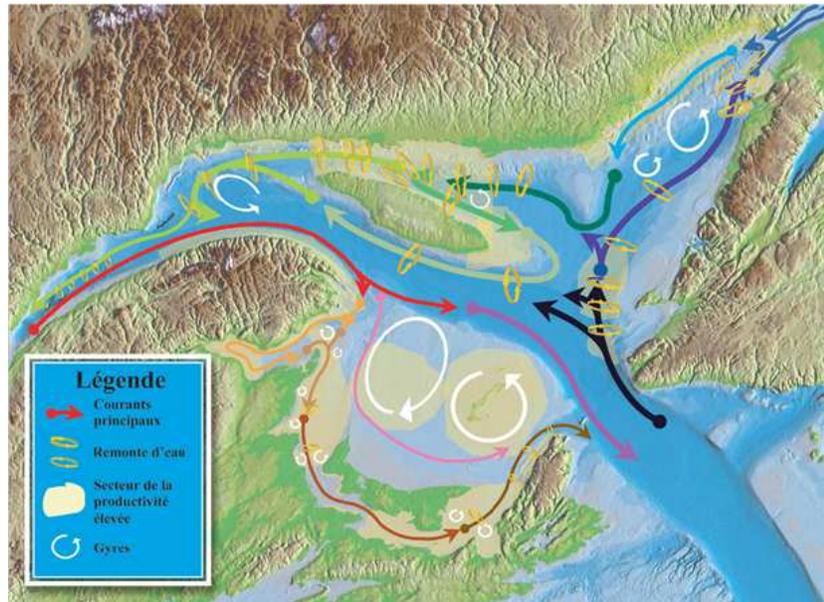


Figure 7 : Courants et circulation dans l'EGSL (source: Ministère Pêches et Océans Canada)

L'EGSL est annuellement soumis à des conditions climatiques très variables, en raison de la forte saisonnalité de la région. La température annuelle moyenne de l'air est de 2,7°C et présente de fortes variations entre le mois le plus froid (janvier; -11,5°C) et le plus chaud (juillet; 16,8°C). Les précipitations totales varient entre 800 et 1200 mm/an et peuvent atteindre jusqu'à 1600 mm/an dans le détroit de Belle Isle et à la pointe est de la Gaspésie. **En hiver, la température de l'eau de surface oscille entre -2 et +5°C, alors qu'elle varie entre 10 et 20°C durant la période estivale.** Les températures les plus chaudes sont enregistrées dans la partie sud-ouest du golfe du Saint-Laurent, alors que les plus froides sont associées aux secteurs de remontées d'eau le long du littoral nord-côtier. Le golfe du Saint-Laurent est un milieu très dynamique dans lequel l'effet des vents, la circulation des masses d'eau et la propagation des ondes de marée se combinent pour modifier profondément les échanges locaux entre la couche d'eau de surface et les couches intermédiaires et profondes (Saucier et al. 2003). Ceci se traduit par une circulation et une stratification caractéristiques (Figure 8). Ce milieu est aussi soumis à des vagues dont la hauteur moyenne varie entre 0,5 m et 2 m. Il arrive même que des ouragans ou tempêtes tropicales traversent le golfe du Saint-Laurent, dont les plus intenses ont généré des vents atteignant 95 nœuds (176 km/h), des ondes de tempêtes et des vagues de plus de 4 m de hauteur. (GENIVAR 2011).

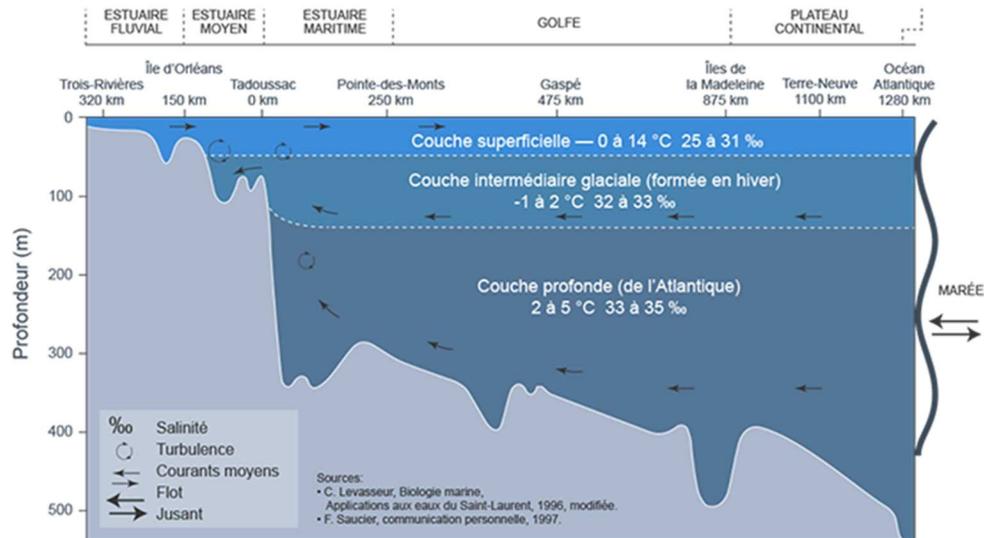


Figure 8 : Stratification et circulation des eaux du Saint-Laurent (Levasseur 1996)

Une importante caractéristique de ce système, influençant la capacité potentielle de biodégradation des hydrocarbures par les communautés microbiennes indigènes, est la présence d'un couvert de glace hivernal de taille variable selon les années. L'englacement du golfe du Saint-Laurent débute généralement à la mi-décembre le long des côtes du Québec, alors que les côtes insulaires d'Anticosti et des Îles-de-la-Madeleine s'englacent plus tardivement. La limite d'englacement recouvre entièrement la côte ouest de Terre-Neuve à partir de la mi-février. La dislocation du couvert de glace débute vers la mi-mars, mais perdure au large jusqu'à la deuxième semaine d'avril (GENIVAR 2011). La présence d'un tel couvert de glace peut significativement modifier le devenir des hydrocarbures dans l'environnement en période hivernale en modifiant la biodisponibilité des hydrocarbures pour la biodégradation microbienne.

2.2. Les hydrocarbures dans l'EGSL

2.2.1. Sources et devenir physico-chimique des hydrocarbures dans l'EGSL

Le fleuve Saint-Laurent est une voie maritime importante donnant accès à l'océan Atlantique et aux Grands Lacs. Cette voie maritime est de plus en plus utilisée pour le transport, l'importation et l'exportation de marchandises, parmi lesquelles les composés pétroliers occupent une place de plus en plus importante. Selon les sources disponibles, le pétrole transitant par la voie maritime du Saint-Laurent représenterait près de 90 millions de barils de pétrole annuellement. Au cours des vingt dernières années, la production de pétrole canadien a connu un essor important et d'ici 2030, la production de l'industrie pétrolière canadienne pourrait atteindre 6,44 millions de barils par jour (une augmentation de 85 % par rapport au niveau de 2013), dont la majeure partie en provenance de l'industrie des sables bitumineux de l'Ouest canadien (4,8 millions de barils par jour) (Fondation David Suzuki et al. 2015).

Différents projets d'exploration et d'exploitation pétrolière sont actuellement en cours, ou en prévision, dans la partie nord du golfe du Saint-Laurent, en particulier dans le bassin d'Anticosti et le bassin de Madeleine où se trouve le gisement "Old Harry" (Figure 9).

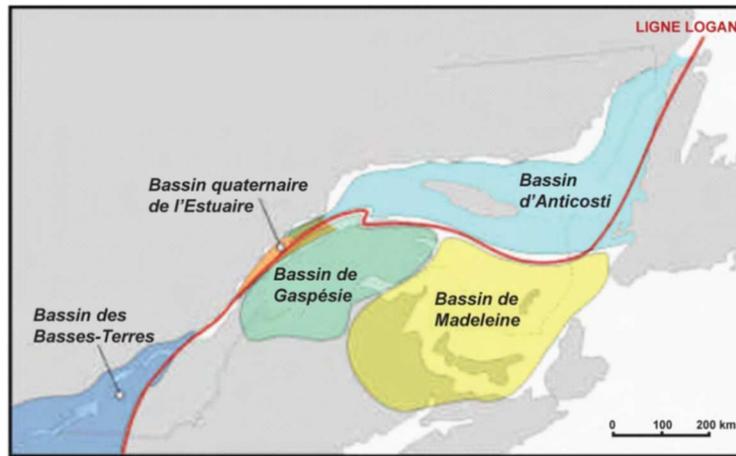


Figure 9: Bassins géologiques à potentiel pétrolière au Québec (GENIVAR 2011)

Les risques associés au transport maritime d'hydrocarbures sont nombreux et diffèrent en fonction du mode de transport utilisé (oléoduc, navire pétrolier), des activités et infrastructures considérées (stations de pompage, terminaux maritimes, etc.) et de l'intensité du transport. La prévalence d'accidents ou de dommages cumulatifs est donc très variable et difficilement quantifiable. Les déversements accidentels comptent parmi les principaux risques associés au transport maritime, à l'exploitation et au transport des hydrocarbures. La gestion d'un déversement se fera en fonction de son ampleur ainsi que du comportement de la nappe de pétrole.

D'un point de vue physico-chimique, les vents contribuent au déplacement par entraînement d'une nappe de pétrole, en affectant la couche de surface de l'eau sur quelques centimètres d'épaisseur. Quant aux courants de marée, ils contribuent à l'étalement et à la diffusion de la nappe de pétrole, par un phénomène appelé excursion tidale. Une marée montante pourra transporter une nappe de pétrole vers l'amont. La même nappe sera transportée en sens inverse durant le jusant. De ce fait, les courants de marée ne contribuent pas directement au déplacement de la nappe après un cycle de marée, mais plutôt à son étalement et à sa diffusion. Les courants résiduels à la marée dans l'estuaire maritime adoptent une trajectoire parallèle aux rives nord et sud et leur potentiel de transport de la nappe de pétrole est plus grand puisqu'ils agissent sur des périodes de temps beaucoup plus longues (10 jours) comparées à celle des courants de marée (5 heures) ou de l'action des vents (24 heures) (AECOM Tecult Inc. 2010).

La dérive et la récupération d'une nappe de pétrole dans l'EGSL seront essentiellement influencées par l'action des vagues, des vents et des courants, mais seront, en conditions hivernales, largement dépendantes de la présence du couvert de glace. En effet, en présence de glace, les composés pétroliers peuvent se retrouver emprisonnés ou encore percoler à travers la glace formée. La nappe de pétrole demeurera ensuite en grande partie sous le couvert de glace et dérivera avec elle sous l'action des vents et des courants. Elle aura ainsi tendance à moins se répandre, mais sera aussi plus difficile à récupérer par des moyens physiques (AECOM Tecult

Inc. 2010). D'un point de vue biologique, un déversement d'hydrocarbures dans l'EGSL serait dommageable pour plusieurs espèces terrestres et marines indigènes et les effets pourraient perdurer pendant plusieurs années.

La capacité et la rapidité des communautés microbiennes indigènes à dégrader les hydrocarbures pétroliers dépendent essentiellement de l'adaptation de ces communautés à la présence d'hydrocarbures dans le milieu et de la présence de bactéries hydrocarbonoclastes. Selon les données obtenues dans la littérature, l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent, bien que régulièrement soumis à des expositions aiguës d'hydrocarbures ne peuvent être comparés des milieux tels que le golfe du Mexique chroniquement soumis à l'impact d'hydrocarbures. De ce fait, les communautés microbiennes indigènes présentes dans le système Saint-Laurent ne sont pas naturellement "adaptées" à la dégradation des hydrocarbures et leur réponse en cas de déversement serait donc retardée par une phase de sélection et de croissance des bactéries les plus aptes à dégrader les hydrocarbures au sein de la communauté microbienne en place.

2.2.2. État des connaissances sur la biodégradation des hydrocarbures dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent

Plusieurs études ont été réalisées au cours de 40 dernières années quant à l'effet d'une contamination par des hydrocarbures pétroliers dans le système Saint-Laurent (Tableau 4).

Parmi les études recensées, on peut distinguer:

- des études écotoxicologiques réalisées en laboratoire visant à caractériser l'effet toxique des hydrocarbures sur différents organismes aquatiques
- des études en conditions contrôlées (mésocosmes expérimentaux mimant les conditions environnementales) visant à étudier l'effet de l'introduction d'hydrocarbures sur les communautés biologiques de l'EGSL
- des études exploratoires visant à déterminer les sources d'hydrocarbures dans le système Saint-Laurent
- seulement 3 études *in situ* en conditions réelles visant à étudier le potentiel de bioremédiation des hydrocarbures dans le milieu. Ces études ciblent uniquement le tronçon fluvial du Saint-Laurent et ne concernent pas l'EGSL (études essentiellement axées sur la phytoremédiation en zones côtières)

Bien que ces études apportent des données essentielles pour la compréhension des risques associés à un déversement d'hydrocarbures dans l'EGSL, elles sont insuffisantes pour déterminer de façon fiable la capacité potentielle de biodégradation des hydrocarbures pétroliers dans la voie maritime du Saint-Laurent.

Tableau 4 : Études traitant des hydrocarbures pétroliers dans le fleuve et le golfe du Saint-Laurent

Type de milieu	Organismes cibles	Composés étudiés	Type d'étude	Références
		Déversement pétrolier	Modèle de risque	(Pelletier 1988)
	Organismes marins	Hydrocarbures pétroliers	Revue de littérature	(Dupuis & Ucan-Marín 2015)
Eau		Hydrocarbures pétroliers	Analyse en laboratoire	(Levy & Walton 1973)
Eau		Hydrocarbures, Composés Chlorés	Analyse en laboratoire	(Cauchois & Khalil 1974)
Eau	Bactéries	Hydrocarbures pétroliers	Expérience en mésocosmes	(Delille & Siron 1993)
Eau		Hydrocarbures	Analyse en laboratoire	(Keizer et al. 1977)
Eau	Organismes marins	Contaminants organiques persistants, Métaux lourds	Analyse en laboratoire	(Muir et al. 1992)
Eau	Bactéries	Hydrocarbures	Expériences en mésocosmes et analyse en laboratoire	(Padrós et al. 1999)
Eau	Bactéries Phytoplancton	Hydrocarbures pétroliers	Expériences en mésocosme	(Sargian et al. 2005)
Eau	Bactéries	Hydrocarbures pétroliers	Expériences en mésocosme	(Siron et al. 1995)
Eau	Bactéries, microalgues	Hydrocarbures pétroliers	Expériences en mésocosme	(Siron et al. 1996)
Eau + Sédiment		Hydrocarbures pétroliers	Déversement	(Siron et al. 1991)
Eau douce + Sédiment	Bactéries, plantes	Hydrocarbures pétroliers	Expérience <i>in situ</i> (bioremédiation et phytoremédiation)	(Garcia-Blanco et al. 2001)
Eau douce + Sédiment	Bactéries, plantes	Hydrocarbures pétroliers	Expérience <i>in situ</i> (bioremédiation et phytoremédiation)	(Venosa et al. 2002)
Environnement marin arctique		Contaminants organiques persistants	Revue de littérature	(Macdonald & Bewers 1996)
Fond marin			Évaluation des ressources pétrolières	(Lavoie et al. 2009)
Fond marin		Hydrocarbures	Évaluation des ressources pétrolières	(Pinet et al. 2008)
Marécage	Plantes	HAPs	Expérience <i>in situ</i> (phytoremédiation)	(Johnson et al. 2004)
Sédiment		HAPs	Analyse en laboratoire	(Brion & Pelletier 2005)
Sédiment		Composés aromatiques	Analyse en laboratoire	(Hargrave & Phillips 1975)
Sédiment		Matière organique d'origine terrestre	Analyse en laboratoire	(Pocklington 1976)
Sédiment		HAPs	Analyse en laboratoire	(Stark et al. 2003)
Sédiment en zone intertidale (eau douce)		Hydrocarbures pétroliers	Analyse en laboratoire	(Rogers & Savard 1999)
Sédiment et MPS		HAPs	Analyse en laboratoire	(White et al. 1998)

La capacité de biodégradation des hydrocarbures pétroliers par les communautés microbiennes indigènes de l'EGSL, n'a que très peu été étudiée dans le passé et **il n'existe aucune donnée concernant l'état actuel des communautés microbiennes dans l'EGSL.**

Les recherches portant sur les bactéries dans le système Saint-Laurent sont souvent d'ordre sanitaire, c'est-à-dire orientées sur la recherche de bactéries anthropiques nuisibles (ex. les coliformes fécaux). Ces études ne cherchent pas à caractériser la capacité de biodégradation des hydrocarbures par les communautés bactériennes indigènes, mais plutôt à caractériser le potentiel toxique des hydrocarbures vis-à-vis de bactéries d'intérêt (Hébert 2002, AECOM Tecscult Inc. 2010, Groupe de travail Suivi de l'état du Saint-Laurent. 2014). Les seules études s'intéressant à la question de la biodégradation microbienne des hydrocarbures dans l'EGSL ont été réalisées par l'équipe du Professeur Pelletier durant les années 1990 à l'ISMER. Ces travaux ont permis de mettre en évidence l'apparition de bactéries hydrocarbonoclastes au sein de la communauté bactérienne du Saint-Laurent suite à l'addition de pétrole dans des mésocosmes expérimentaux. Elles ont également démontré une stimulation du taux de croissance des bactéries hétérotrophes ainsi qu'une corrélation positive entre le nombre de bactéries cultivables aptes à dégrader les hydrocarbures et la quantité de pétrole et de dispersants (Delille & Siron 1993, Siron et al. 1993, Siron et al. 1996).

La totalité de ces études repose sur la mise en évidence de bactéries hydrocarbonoclastes cultivable en conditions de laboratoire. L'utilisation de ces méthodes de culture bactérienne constitue une limite importante pour estimer les capacités de résilience de l'EGSL suite à un déversement d'hydrocarbures pétroliers. En effet, ces méthodes reposent sur la culture de souches bactériennes capables de croître en conditions de laboratoire (très éloignées des conditions naturelles) sur des milieux de culture synthétiques sélectifs. Il est aujourd'hui clairement reconnu par la communauté scientifique que **moins de 1% des bactéries indigènes des milieux marins et estuariens sont aptes à croître sur des milieux de culture synthétiques en laboratoire.** Le dénombrement des bactéries marines par l'emploi de méthodes de culture sous-estime donc grandement le nombre et la diversité des bactéries hydrocarbonoclastes potentiellement présentes dans l'EGSL. De plus, tel que mentionné auparavant, les microorganismes hydrocarbonoclastes représentent moins de 0,1% de la communauté microbienne en milieu sain, mais peuvent représenter près de 100% dans les milieux contaminés par des hydrocarbures (Atlas 1981, Yakimov et al. 2003, Yang et al. 2009). L'utilisation de méthodes de culture sélectives ne permet pas d'avoir une vision globale de la présence de ces microorganismes à l'échelle de l'EGSL.

Bien que les études menées par l'équipe du Professeur Pelletier dans les années 90 confirment la présence de bactéries hydrocarbonoclastes de type *Pseudomonas* spp. et *Vibrio* spp.) dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent et ce même en période hivernale (Delille & Siron 1993), elles sont nettement insuffisantes pour quantifier le potentiel de biodégradation réel de cet écosystème. La microbiologie environnementale a connu un essor incroyable au cours des 20 dernières années avec le développement de nouvelles méthodes d'analyse (méthodes moléculaires, analyses métagénomiques basées sur l'ADN total de communautés complexes, etc..) permettant d'étudier l'ensemble de la communauté microbienne en s'affranchissant de la nécessité de cultiver les microorganismes. Malheureusement, aucune étude de ce type n'a été réalisée jusqu'à aujourd'hui dans l'EGSL. Si quelques monitorages, réalisés par le Ministère des Pêches et Océans Canada, ont permis de caractériser ponctuellement l'abondance bactérienne totale des eaux de surface, aucune donnée n'est actuellement disponible pour l'ensemble de la colonne d'eau. De plus, il n'existe aucune donnée concernant la diversité des espèces bactériennes présentes dans l'EGSL et encore moins, concernant la présence de bactéries hydrocarbonoclastes au sein de la communauté microbienne indigène de l'EGSL.

3. Conclusions et Perspectives

La biodégradation des hydrocarbures dans l'EGSL est dépendante de nombreux facteurs regroupant des processus abiotiques et biotiques. Si les conditions physico-chimiques et climatiques prévalant dans l'EGSL sont relativement bien connues, il n'en va pas de même en ce qui concerne la diversité microbiologique de cet écosystème. Il n'existe actuellement que très peu de données concernant l'abondance, la diversité et l'évolution saisonnière des communautés bactériennes indigènes de l'EGSL. Encore moins de données sont disponibles concernant la présence de microorganismes hydrocarbonoclastes au sein de ces communautés. Cette absence de données microbiologiques rend difficile l'estimation des potentialités de remédiation intrinsèques de l'EGSL et de sa résilience face à un éventuel déversement d'hydrocarbures pétroliers.

Bien qu'une étude portant sur les prédictions du comportement d'une nappe d'hydrocarbures dans l'EGSL ait récemment été publiée par une équipe de l'ISMER (Bourgault et al. 2014), celle-ci ne tient pas compte de la biodégradation de la nappe de pétrole par les microorganismes indigènes. La biodégradation microbienne étant la principale voie de dégradation des hydrocarbures dans les milieux marins, ne pas la considérer dans les études de risque constitue un écueil important quant à la capacité de gestion d'un éventuel déversement pétrolier dans l'EGSL.

En conclusion, le manque d'information actuel sur les communautés microbiennes indigènes de l'EGSL fait qu'il est impossible d'évaluer de façon fiable la capacité de résilience de l'EGSL face à un déversement d'hydrocarbures. Il est donc nécessaire d'étudier plus en avant la diversité et la réponse des communautés microbiennes indigènes de l'EGSL face à l'introduction d'hydrocarbures pétroliers.

Références

- AAM (2011) FAQ: Microbes & oil spills. ASM FAQs
- AECOM Tecslut Inc. (2010) EES de la mise en valeur des hydrocarbures dans le bassin de l'estuaire maritime et du nord-ouest du golfe du Saint-Laurent - Rapport préliminaire en appui aux consultations - Juillet 2010.
- Aislabie J, Foght J, Saul D (2000) Aromatic hydrocarbon-degrading bacteria from soil near Scott Base, Antarctica. *Polar Biol* 23:183-188
- Atlas RM (1981) Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. *Microbiological Reviews* 45:180-209
- Bourgault D, Cyr F, Dumont D, Carter A (2014) Numerical simulations of the spread of floating passive tracer released at the Old Harry prospect. *Environmental Research Letters* 9:1-14
- Bragg JR, Prince RC, Harner EJ, Atlas RM (1994) Effectiveness of bioremediation for the Exxon Valdez oil spill. *Nature* 368:413-418
- Brakstad OG, Bonaunet K (2006) Biodegradation of petroleum hydrocarbons in seawater at low temperatures (0-5 degrees C) and bacterial communities associated with degradation. *Biodegradation* 17:71-82
- Brakstad OG, Lodeng AG (2005) Microbial diversity during biodegradation of crude oil in seawater from the North Sea. *Microb Ecol* 49:94-103
- Brakstad OG, Nonstad I, Faksness LG, Brandvik PJ (2008) Responses of microbial communities in Arctic sea ice after contamination by crude petroleum oil. *Microb Ecol* 55:540-552
- Brandvik PJ, Faksness L-G (2009) Weathering processes in Arctic oil spills: Meso-scale experiments with different ice conditions. *Cold Regions Science and Technology* 55:160-166
- Brion D, Pelletier É (2005) Modelling PAHs adsorption and sequestration in freshwater and marine sediments. *Chemosphere* 61:867-876
- Cauchois D, Khalil M (1974) Matière organique dissoute dans l'estuaire maritime du St-Laurent - comparaison et choix des méthodes. *JOURNAL FISHERIES RESEARCH BOARD OF CANADA VOL. 31. NO. 2.*
- Chronopoulou PM, Sanni GO, Silas-Olu DI, van der Meer JR, Timmis KN, Brussaard CP, McGenity TJ (2014) Generalist hydrocarbon-degrading bacterial communities in the oil-polluted water column of the North Sea. *Microb Biotechnol*
- Coulon F, McKew BA, Osborn AM, McGenity TJ, Timmis KN (2007) Effects of temperature and biostimulation on oil-degrading microbial communities in temperate estuarine waters. *Environmental Microbiology* 9:177-186
- Coulon F, Pelletier E, Gourhant L, Delille D (2005) Effects of nutrient and temperature on degradation of petroleum hydrocarbons in contaminated sub-Antarctic soil. *Chemosphere* 58:1439-1448
- Dash HR, Mangwani N, Chakraborty J, Kumari S, Das S (2013) Marine bacteria: potential candidates for enhanced bioremediation. *Appl Microbiol Biotechnol* 97:561-571
- Delille D, Bassères A, Dessommes A (1997) Seasonal Variation of Bacteria in Sea Ice Contaminated by Diesel Fuel and Dispersed Crude Oil. *Microbial Ecology* 33:97-105
- Delille D, Coulon F, Pelletier E (2004a) Biostimulation of Natural Microbial Assemblages in Oil-Amended Vegetated and Desert Sub-Antarctic Soils. *Microbial Ecology* 47:407-415
- Delille D, Coulon F, Pelletier E (2004b) Effects of temperature warming during a bioremediation study of natural and nutrient-amended hydrocarbon-contaminated sub-Antarctic soils. *Cold Regions Science and Technology* 40:61-70

- Delille D, Delille B, Pelletier E (2002) Effectiveness of Bioremediation of Crude Oil Contaminated Subantarctic Intertidal Sediment: The Microbial Response. *Microbial Ecology* 44:118-126
- Delille D, Pelletier E, Coulon F (2007) The influence of temperature on bacterial assemblages during bioremediation of a diesel fuel contaminated subAntarctic soil. *Cold Regions Science and Technology* 48:74-83
- Delille D, Pelletier E, Delille B, Coulon F (2003) Effect of nutrient enrichments on the bacterial assemblage of Antarctic soils contaminated by diesel or crude oil. *Polar Record* 39:309-318
- Delille D, Pelletier E, Rodriguez-Blanco A, Ghiglione J-F (2009) Effects of nutrient and temperature on degradation of petroleum hydrocarbons in sub-Antarctic coastal seawater. *Polar Biol* 32:1521-1528
- Delille D, Siron R (1993) Effect of dispersed oil on heterotrophic bacterial communities in cold marine waters. *Microb Ecol* 25:263-273
- Deppe U, Richnow HH, Michaelis W, Antranikian G (2005) Degradation of crude oil by an arctic microbial consortium. *Extremophiles* 9:461-470
- Dubinsky EA, Conrad ME, Chakraborty R, Bill M, Borglin SE, Hollibaugh JT, Mason OU, M. Piceno Y, Reid FC, Stringfellow WT, Tom LM, Hazen TC, Andersen GL (2013) Succession of Hydrocarbon-Degrading Bacteria in the Aftermath of the Deepwater Horizon Oil Spill in the Gulf of Mexico. *Environmental Science & Technology* 47:10860-10867
- Dupuis A, Ucan-Marin F (2015) A literature review on the aquatic toxicology of petroleum oil: An overview of oil properties and effects to aquatic biota. DFO Can Sci Advis Sec Res Doc 2015/007 vi + 52 p
- Fondation David Suzuki, Société pour la nature et les parcs (SNAP), WWF-Canada. (2015) Le Saint-Laurent, artère pétrolière? Cartographie des risques et des impacts potentiels de la multiplication des projets de transport de pétrole sur les écosystèmes et l'économie du Saint-Laurent.
- Garcia-Blanco S, Moteleb M, Suidan MT, Venosa AD, Lee K, King DW (2001) Restoration of an Oil-Contaminated St. Lawrence River Shoreline: Bioremediation and Phytoremediation. *International Oil Spill Conference Proceedings 2001*:303-308
- GENIVAR (2011) Évaluation environnementale stratégique sur la mise en valeur des hydrocarbures dans les bassins d'Anticosti, de Madeleine et de la baie des Chaleurs. Rapport préliminaire de GENIVAR inc. au ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 544 p. et annexes. RAPPORT D'ÉTUDE VERSION PRÉLIMINAIRE
- Gin KY, Huda MK, Lim WK, Tkalich P (2001) An oil spill-food chain interaction model for coastal waters. *Mar Pollut Bull* 42:590-597
- Hargrave BT, Phillips GA (1975) Estimates of oil in aquatic sediments by fluorescence spectroscopy. *Environmental Pollution* (1970) 8:193-215
- Haritash AK, Kaushik CP (2009) Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *J Hazard Mater* 169:1-15
- Head IM, Jones DM, Roling WFM (2006) Marine microorganisms make a meal of oil. *Nat Rev Micro* 4:173-182
- Johnson BT, Petty JD, Huckins JN, Lee K, Gauthier J (2004) Hazard assessment of a simulated oil spill on intertidal areas of the St. Lawrence River with SPMD-TOX. *Environmental Toxicology* 19:329-335
- Juck D, Charles T, Whyte LG, Greer CW (2000) Polyphasic microbial community analysis of petroleum hydrocarbon-contaminated soils from two northern Canadian communities. *FEMS Microbiol Ecol* 33:241-249

- Juhasz AL, Naidu R (2000) Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation* 45:57-88
- Keizer PD, Jr. DCG, Dale J (1977) Hydrocarbons in Eastern Canadian Marine Waters Determined by Fluorescence Spectroscopy and Gas-Liquid Chromatography. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34:347-353
- Lavoie D, Pinet N, Dietrich J, Hannigan P, Castonguay S, Hamblin AP, Giles P (2009) Petroleum resource assessment, Paleozoic successions of the St. Lawrence Platform and Appalachians of eastern Canada. Geological Survey of Canada, Open File 6174, 273 pages.
- Leahy JGC, R R. (1990) Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. *MICROBIOLOGICAL REVIEWS* 54:305-315
- Levasseur C (1996) *Biologie marine : applications aux eaux du Saint-Laurent.*
- Levy EM, Walton A (1973) Dispersed and Particulate Petroleum Residues in the Gulf of St. Lawrence. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 30:261-267
- Lin X, Yang B, Shen J, Du N (2009) Biodegradation of crude oil by an Arctic psychrotrophic bacterium *Pseudoalteromonas* sp. P29. *Curr Microbiol* 59:341-345
- Macdonald RW, Bowers JM (1996) Contaminants in the arctic marine environment: priorities for protection. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 53:537-563
- Margesin R, Schinner F (1999) Biological decontamination of oil spills in cold environments. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 74:381-389
- McKew BA, Coulon F, Yakimov MM, Denaro R, Genovese M, Smith CJ, Osborn AM, Timmis KN, McGenity TJ (2007) Efficacy of intervention strategies for bioremediation of crude oil in marine systems and effects on indigenous hydrocarbonoclastic bacteria. *Environ Microbiol* 9:1562-1571
- Meyer RF, Attanasi ED, Freeman PA (2007) Heavy oil and natural bitumen resources in geological basins of the world: U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-1084.
- Muir DCG, Wagemann R, Hargrave BT, Thomas DJ, Peakall DB, Norstrom RJ (1992) Arctic marine ecosystem contamination. *Science of The Total Environment* 122:75-134
- Nichols CM, Lardiere SG, Bowman JP, Nichols PD, J AEG, Guezennec J (2005) Chemical characterization of exopolysaccharides from Antarctic marine bacteria. *Microb Ecol* 49:578-589
- Oliveira V, Gomes NC, Almeida A, Silva AM, Silva H, Cunha A (2015) Microbe-assisted phytoremediation of hydrocarbons in estuarine environments. *Microb Ecol* 69:1-12
- Ortmann AC, Lu Y (2015) Initial community and environment determine the response of bacterial communities to dispersant and oil contamination. *Marine Pollution Bulletin* 90:106-114
- Padrós J, Pelletier É, Siron R, Delille D (1999) Fate of a new silicone-based oil-treating agent and its effects on marine microbial communities. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:819-827
- Pelletier É (1988) Oil Spill in the St. Lawrence Estuary: A Preliminary Approach to a Risk Estimation Model. In: El-Sabh MI, Murty TS (eds) *Natural and Man-Made Hazards.* Springer Netherlands
- Pinet N, Duchesne M, Lavoie D, Bolduc A, Long B (2008) Surface and subsurface signatures of gas seepage in the St. Lawrence Estuary (Canada): Significance to hydrocarbon exploration. *Marine and Petroleum Geology* 25:271-288
- Pocklington R (1976) Terrigenous Organic Matter in Surface Sediments from the Gulf of St. Lawrence. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33:93-97
- Prabagaran SR, Manorama R, Delille D, Shivaji S (2007) Predominance of *Roseobacter*, *Sulfitobacter*, *Glaciecola* and *Psychrobacter* in seawater collected off Ushuaia, Argentina, Sub-Antarctica. *FEMS Microbiol Ecol* 59:342-355

- Prescott, Harley, Klein (1995) *Microbiologie*. De Boeck-Université
- Pritchard PH, Mueller JG, Rogers JC, Kremer FV, Glaser JA (1992) Oil spill bioremediation: experiences, lessons and results from the Exxon Valdez oil spill in Alaska. *Biodegradation* 3:315-335
- Røberg S, Østerhus J, Landfald B (2011) Dynamics of bacterial community exposed to hydrocarbons and oleophilic fertilizer in high-Arctic intertidal beach. *Polar Biol* 34:1455-1465
- Rodríguez-Blanco A, Duval A, Pelletier E, Delille D, Ghiglione J-F (2013) Effects of temperature and fertilization on the structure of total versus active bacterial communities from sub-Antarctic seawater exposed to crude oil and diesel fuel. 2013
- Rogers KM, Savard MM (1999) Detection of petroleum contamination in river sediments from Quebec City region using GC-IRMS. *Organic Geochemistry* 30:1559-1569
- Ruberto LAM, Vazquez SC, Curtosi A, Mestre MC, Pelletier E, Mac Cormack WP (2006) Phenanthrene Biodegradation in Soils Using an Antarctic Bacterial Consortium. *Bioremediation Journal* 10:191-201
- Sargian P, Mostajir B, Chatila K, Ferreyra GA, Pelletier É, Demers S (2005) Non-synergistic effects of water-soluble crude oil and enhanced ultraviolet-B radiation on a natural plankton assemblage. *Marine Ecology Progress Series* 294:63-77
- Saucier FJ, Roy F, Gilbert D, Pellerin P, Ritchie H (2003) Modeling the formation and circulation processes of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 108:n/a-n/a
- Siron R, Pelletier É, Brochu C (1991) Suivi d'une contamination pétrolière accidentelle dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent: Le cas de l'Île-aux-Grues. *Water Poll Res J Canada*; 1991 26:61-86
- Siron R, Pelletier É, Brochu C (1995) Environmental factors influencing the biodegradation of petroleum hydrocarbons in cold seawater. *Arch Environ Contam Toxicol* 28:406-416
- Siron R, Pelletier E, Delille D, Roy S (1993) Fate and effects of dispersed crude oil under icy conditions simulated in mesocosms. *Marine Environmental Research* 35:273-302
- Siron R, Pelletier É, Roy S (1996) Effects of dispersed and adsorbed crude oil on microalgal and bacterial communities of cold seawater. *Ecotoxicology* 5:229-251
- Stark A, Abrajano Jr T, Hellou J, Metcalf-Smith JL (2003) Molecular and isotopic characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon distribution and sources at the international segment of the St. Lawrence River. *Organic Geochemistry* 34:225-237
- Venosa AD, Lee K, Suidan MT, Garcia-Blanco S, Cobanli S, Moteleb M, Haines JR, Tremblay G, Hazelwood M (2002) Bioremediation and Biorecovery of a Crude Oil-Contaminated Freshwater Wetland on the St. Lawrence River. *Bioremediation Journal* 6:261-281
- White PA, Rasmussen JB, Blaise C (1998) Genotoxic substances in the St. Lawrence system I: Industrial genotoxins sorbed to particulate matter in the St. Lawrence, St. Maurice, and Saguenay rivers, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:286-303
- Whyte LG, Goalen B, Hawari J, Labbé D, Greer CW, Nahir M (2001) Bioremediation treatability assessment of hydrocarbon-contaminated soils from Eureka, Nunavut. *Cold Regions Science and Technology* 32:121-132
- Widdel F, Rabus R (2001) Anaerobic biodegradation of saturated and aromatic hydrocarbons. *Current Opinion in Biotechnology* 12:259-276
- Wietz M, Gram L, Jørgensen B, Schramm A (2010) Latitudinal patterns in the abundance of major marine bacterioplankton groups. *Aquatic Microbial Ecology* 61:179-189
- Yakimov MM, Giuliano L, Gentile G, Crisafi E, Chernikova TN, Abraham WR, Lunsdorf H, Timmis KN, Golyshin PN (2003) *Oleispira antarctica* gen. nov., sp. nov., a novel hydrocarbonoclastic marine bacterium isolated from Antarctic coastal sea water. *Int J Syst Evol Microbiol* 53:779-785

#GENV32

Yang S-Z, Jin H-J, Wei Z, He R-X, Ji Y-J, Li X-M, Yu S-P (2009) Bioremediation of Oil Spills in Cold Environments: A Review. *Pedosphere* 19:371-381