



Université du Québec à Rimouski
Institut des sciences de la mer de Rimouski

ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR L'IMPACT DES ACCIDENTS PÉTROLIERS ET DES MÉTHODES D'INTERVENTION UTILISÉES POUR LES SYSTÈMES CÔTIERS NORDIQUES – Étude GENV24

**Étude réalisée dans le cadre de l'évaluation environnementale
stratégique globale sur les hydrocarbures**

Juillet 2015

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.

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Recherche et rédaction

Marjorie Allaire-Verville¹, M. Sc., auxiliaire de recherche

Révision

Émilien Pelletier¹, Ph. D., professeur UQAR/ISMER

Gaëlle Triffault-Bouchet², Ph. D., chef de division, écotoxicologue, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Louis Martel², M. Sc., directeur, écotoxicologue, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

¹ Institut des Sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski

² Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Sommaire

Le présent rapport s'inscrit dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures. Il vise à présenter les impacts des hydrocarbures pétroliers et des méthodes d'intervention sur les écosystèmes côtiers, plusieurs années après un déversement accidentel, à travers des études de cas de déversements en milieu froid. L'objectif est de déterminer, à partir des informations disponibles pour chaque cas, quels sont les impacts à long terme sur l'écosystème, quel est le temps nécessaire pour l'écosystème pour se rétablir et quel sont les effets des méthodes d'intervention sur son rétablissement.

Les cas suivants ont été analysés : l'*Arrow* (Nouvelle-Écosse, 1970), l'*Amoco Cadiz* (France, 1978), l'*Exxon Valdez* (Alaska, 1989), le *Sea Empress* (Royaume-Uni, 1996) et *Chalk Point-Swanson Creek* (Maryland, 2000). Pour chaque cas, un résumé des événements est fourni (lieu, date, cause, type de pétrole déversé, quantité déversée, etc.), ainsi que l'inventaire des méthodes d'intervention utilisées. Sont ensuite présentées les données disponibles dans la littérature concernant la contamination et les impacts résiduels incluent les effets sur les bactéries, les algues, les plantes, les invertébrés, les poissons, les oiseaux, les reptiles et les mammifères ainsi que des informations sur les effets à plus long terme des méthodes d'intervention.

Suite à l'analyse des données répertoriées, il a été possible d'établir les conclusions suivantes et de mettre en évidence des lacunes dans les connaissances :

1) Des effets ont été observés sur la faune et la flore plusieurs années après des déversements d'hydrocarbures pétroliers.

Des effets à long terme ont été observés sur les algues (blanchissement et diminution de la couverture), les plantes (diminution de la couverture et de la croissance), les invertébrés (perturbation de la structure de la communauté d'invertébrés benthiques, variation de l'abondance des taxons, diminution de la croissance et signes de stress cellulaire chez les mollusques bivalves), les poissons (malformations histologiques et génétiques et signes d'exposition à du pétrole résiduel) et les oiseaux (mortalité par mazoutage et signes d'exposition à du pétrole résiduel). De la mortalité a également été observée chez les mammifères. Toutefois, les effets à long terme des déversements d'hydrocarbures chez les oiseaux et les mammifères ont été peu suivis dans les cas présentés.

2) Des espèces fauniques et floristiques peuvent mettre plusieurs années pour se rétablir après un déversement d'hydrocarbures pétroliers.

Des communautés d'algues, de plantes, d'invertébrés et de poissons ont mis parfois jusqu'à plus d'une décennie pour se rétablir. Les effets à long terme sur les mammifères n'ayant pas été étudiés systématiquement, il n'a pas été possible de déterminer leur temps de rétablissement. Toutefois, il a été possible de remarquer que le temps de rétablissement a tendance à être plus long chez les espèces ayant un cycle de vie plus long. L'exposition à du pétrole résiduel semblait également influencer le temps de rétablissement.

3) Les données répertoriées mettent en évidence plusieurs effets qui pourraient être observés à la suite d'un déversement accidentel d'hydrocarbures pétroliers dans un milieu aquatique, au Québec

Le cas de déversement accidentel d'hydrocarbures pétroliers pouvant le plus être associé à un déversement dans le golfe du Saint-Laurent est celui de l'*Exxon Valdez*. À la suite d'un déversement, dépendamment de la nature du pétrole déversé et du type de milieu impacté, les hydrocarbures pourraient persister pendant plus d'une décennie. De plus, les températures froides en hiver vont ralentir le processus de dégradation des hydrocarbures par les microorganismes. Les communautés d'algues, de plantes, d'invertébrés, de poissons, d'oiseaux et de mammifères pourraient prendre plusieurs années pour se rétablir, perturbant ainsi la structure de l'écosystème à long terme. De plus, tout comme l'épaulard en Alaska, la survie et la reproduction d'espèces vulnérables, comme le béluga, pourraient être gravement affectées.

Les conditions observées lors du déversement de l'*Arrow* se rapprochent des conditions de l'estuaire du Saint-Laurent. Toutefois, la présence de glace sur l'estuaire en hiver devrait compliquer les interventions et influencer les effets subséquents en cas de déversement accidentel. Les cas de l'*Amoco Cadiz* et du *Sea Empress* se rapprochent quant à eux des conditions présentes en été dans le golfe du Saint-Laurent.

Le cas de *Chalk Point-Swanson Creek* se rapproche des rivières québécoises au printemps. Les effets observés dans les milieux humides du Maryland après le déversement pourraient être observés dans les milieux humides du Québec, notamment pour les plantes, les invertébrés et les poissons.

4) L'analyse du bénéfice environnemental net après un déversement d'hydrocarbures pétroliers en milieu côtier permettrait de minimiser les impacts des méthodes d'intervention.

Les études effectuées après les déversements de l'*Exxon Valdez* et de l'*Amoco Cadiz* semblaient montrer que le nettoyage par jet à l'eau chaude à haute pression a eu un effet sur l'écosystème et son temps de rétablissement. Ces exemples ont démontré que le choix de la méthode d'intervention utilisée dans un milieu donné influence le rétablissement de l'écosystème de ce milieu. L'approche ABEN permettrait de planifier la réponse au déversement et d'utiliser les méthodes d'intervention qui sont les moins susceptibles d'avoir des effets sur le milieu et permettent le rétablissement des communautés à court ou moyen terme.

5) Le suivi à long terme des espèces impactées après un déversement d'hydrocarbures pétroliers est nécessaire afin d'évaluer tous les impacts et le rétablissement du milieu.

L'observation d'effets sur les organismes plusieurs années après un déversement démontre l'importance d'effectuer un suivi à long terme de la faune et de la flore. Ces suivis produisent des données précieuses pour évaluer l'état des milieux impactés, leur rétablissement et, éventuellement, la nécessité de nouvelles interventions.

6) Plusieurs manques de connaissances ont été identifiés à la suite de l'analyse des cas de déversements d'hydrocarbures pétroliers présentés.

Les effets des déversements accidentels d'hydrocarbures pétroliers, à l'exception du mazoutage, ainsi que ceux des méthodes d'intervention utilisées pour nettoyer les milieux contaminés, ont été peu étudiés pour les oiseaux et les mammifères, en particulier les impacts à long terme des méthodes d'intervention, ainsi que leur effet sur le rétablissement de l'écosystème. Comme ce sont des organismes ayant un cycle de vie long, il est d'autant plus probable, qu'en cas de perturbation, les effets soient présents à long terme et puissent perturber la survie des espèces en cas d'effets sur la reproduction ou le développement.

Des essais de bioremédiation à petite échelle ont été effectués dans la plupart des cas de déversements présentés mais l'efficacité à grande échelle de cette méthode d'intervention est très peu connue. Par ailleurs, considérant les résultats positifs des essais en milieu froid (*Exxon Valdez*), il serait intéressant d'effectuer des essais de bioremédiation à petite échelle afin d'évaluer l'applicabilité de cette méthode au Québec.

Autre aspect noté lors de la recherche préliminaire pour la sélection des cas discutés dans ce rapport, il a été observé que peu d'informations sur les effets résiduels des déversements en eau douce étaient disponibles. Or, comme le comportement du pétrole peut être différent en eau douce par rapport au milieu marin, et que les espèces dulcicoles peuvent avoir une sensibilité différente de celle des espèces marines envers les hydrocarbures, les impacts peuvent être différents.

Table des matières

Liste des tableaux	x
Liste des figures	xi
Liste des abréviations	xii
Glossaire	xiii
1. Introduction.....	1
2. Études de cas.....	3
2.1 Cas en eau marine	3
2.1.1 <i>Arrow</i>	3
2.1.1.1 Réponse au déversement.....	4
2.1.1.2 Contamination résiduelle	4
2.1.1.3 Impacts résiduels.....	7
2.1.1.4 Discussion	12
2.1.2 <i>Amoco Cadiz</i>	13
2.1.2.1 Réponse au déversement.....	16
2.1.2.2 Contamination résiduelle	17
2.1.2.3 Impacts résiduels.....	19
2.1.2.4 Discussion	31
2.1.3 <i>Exxon Valdez</i>	32
2.1.3.1 Réponse au déversement.....	33
2.1.3.2 Contamination résiduelle	36
2.1.3.3 Impacts résiduels.....	40
2.1.3.4 Discussion	63
2.1.4 <i>Sea Empress</i>	65
2.1.4.1 Réponse au déversement.....	66
2.1.4.2 Contamination résiduelle	69
2.1.4.3 Impacts résiduels.....	71
2.1.4.4 Discussion	79
2.2 Cas en eau douce.....	80

2.2.1	<i>Chalk Point-Swanson Creek</i>	80
2.2.1.1	Réponse au déversement	81
2.2.1.2	Contamination résiduelle	82
2.2.1.3	Impacts résiduels	83
2.2.1.4	Discussion	87
2.3	Synthèse des données	88
3.	Discussion	96
3.1	Comment évaluer les impacts dus au pétrole ?	96
3.2	Comment limiter les impacts des méthodes d'intervention ?	98
3.3	Comment établir le rétablissement d'un écosystème ou d'une communauté ?	102
4.	Conclusions	104
4.	Références	108

Liste des tableaux

Tableau 1 Concentrations en hydrocarbures totaux des sédiments de la Black Duck Cove en Nouvelle-Écosse en 1997 et 2000	11
Tableau 2 Espèces d'invertébrés dominantes à la station Pierre Noire dans la baie de Morlaix d'avril 1977 à mars 1985	27
Tableau 3 Statut des ressources impactées par le déversement de l' <i>Exxon Valdez</i> entre 1996 et 2014.....	43
Tableau 4 Méthodes d'invention utilisées lors du déversement du <i>Sea Empress</i> selon le type de substrat.....	68
Tableau 5 Synthèse des études de cas de déversements d'hydrocarbures pétroliers en milieu froid	89
Tableau 6 Limites d'arrêt du nettoyage, d'après Michel et Benggio (1999).....	100

Liste des figures

Figure 1 Baie de Chedabucto en Nouvelle-Écosse et lieu de l'échouement de l'Arrow	3
Figure 2 <i>Zostera marina</i> (Lindman, 1917-1926).....	9
Figure 3 <i>Mya arenaria</i> (Herklots, 1859)	10
Figure 4 Étendue maximale du pétrole à la suite du déversement de l'Amoco Cadiz entre le 17 mars et le 26 avril 1978	15
Figure 5 Composantes structurales de <i>Laminaria digitata</i>	21
Figure 6 <i>Abra alba</i> (Hillewaert, 2005)	28
Figure 7 <i>Pleuronectes platessa</i> (Cada, s.d.)	29
Figure 8 Lieu de l'échouement de l'Exxon Valdez et évolution du pétrole dans le détroit du Prince William et dans le Golfe de l'Alaska entre le 24 mars et le 18 mai 1989	33
Figure 9 Probabilités de retrouver du pétrole sous la surface des sédiments aux sites impactés par le déversement de l'Exxon Valdez.....	38
Figure 10 <i>Fucus gardneri</i> (Mosquin, s.d.)	46
Figure 11 <i>Clupea pallasii</i> (OpenCage, s. d.)	52
Figure 12 <i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (US Fish and Wildlife Service, 2001)	54
Figure 13 <i>Enhydra lutris</i> (US Geological Survey, s. d.).....	60
Figure 14 Étendu du pétrole après le déversement du <i>Sea Empress</i>	66
Figure 15 Site du déversement dans le ruisseau Swanson Creek	81
Figure 16 <i>Spartina alterniflora</i> (US Department of Agriculture, s. d.)	84

Liste des abréviations

ABEN	Analyse du bénéfice environnemental net
ADEC :	<i>Alaskan Department of Environmental Conservation</i>
CAF :	Composés aromatiques fluorescents
Cedre :	Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux
CSEO :	Concentration sans effet observé
CYP1A :	Cytochrome P450 1A
CN-ECOD :	7-éthoxy-coumarin-dééthylase
EC :	Environnement Canada
EROD :	Éthoxyrésorufin O-dééthylase
HAP :	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HPT :	Hydrocarbures pétroliers totaux
IPIECA	<i>International Petroleum Industry Environmental Conservation Association</i>
ISE	Indice de sensibilité environnementale
NOAA :	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
USEPA :	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

Glossaire

Alginate :	Polysaccharides produits par des algues brunes.
Byssus :	Filaments sécrétés par le pied de la moule et lui permettant de s'accrocher au substrat.
Carraghénanes :	Polysaccharides produits par des algues rouges.
7-éthoxy-coumarin-dééthylase :	Enzyme de la famille des oxygénases à fonction mixte (<i>mixed function oxygenase</i>) permettant de transformer un contaminant en une forme excrétable pour l'organisme.
Composés aromatiques fluorescents :	Métabolites fluorescents des hydrocarbures polycycliques aromatiques. Ils sont présents dans la bile des organismes lorsque ces derniers sont exposés à ces contaminants.
Cytochrome P540 1A :	Protéine impliquée dans l'oxydation de plusieurs contaminants comme par exemple les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Elle sert de biomarqueur pour l'exposition d'un organisme à ces contaminants.
Densité API :	Densité des produits pétroliers, exprimé en degrés, calculée à partir de la densité par la formule suivante : $Densité\ API = \frac{141,5}{Densité\ à\ 15\ ^\circ C} - 131,5.$ Cette formule a été développée par l' <i>American Petroleum Institute</i> et le <i>National Institute of Standards and Technology</i> . En général, les pétroles bruts lourds ont une densité API inférieure à 20°, les bruts moyens ont une densité API comprise entre 20 et 30° et les bruts légers ont une densité API supérieure à 30°.
Endofaune :	Faune vivant enfouie dans les sédiments.
Épifaune :	Faune vivant à la surface du sol ou des sédiments.
Épilithique :	Se dit d'une algue poussant à la surface des roches.
Épipélique :	Se dit d'une algue poussant à la surface des sédiments.
Épiphytisme :	Relation où un organisme vit à la surface des plantes, qui lui servent de support, sans pour autant avoir des effets négatifs sur ces dernières.

Éthoxyrésorufin O-dééthylase :	Enzyme dont l'activité est une indication de l'induction du cytochrome P450.
Lame (fronde) :	Organe végétal qui joue le rôle de feuille chez les algues.
Oncogène :	Gène dont l'expression favorise la transformation d'une cellule normale en cellule cancéreuse.
Ovigère :	Organisme possédant des organes externes qui contiennent des œufs ou des corpuscules reproducteurs.
Poissons démersaux :	Poissons vivant au fond de l'eau.
Rapport gonado-somatique :	Rapport du poids des gonades par rapport au poids total de l'organisme.
Spathe :	Feuille située à la base de l'inflorescence et enveloppant complètement ou partiellement cette dernière durant son développement.
Stipe :	Fausse tige des algues reliée aux crampons et à la lame.

1. Introduction

Les déversements accidentels sont une source de contamination de l'environnement par les hydrocarbures pétroliers. Ils peuvent survenir suite à l'échouement d'un pétrolier, à l'éruption d'un puits sous-marin, au bris d'un oléoduc, etc. Après un déversement d'hydrocarbures pétroliers, les responsables ainsi que les autorités gouvernementales concernées vont mettre en place une stratégie d'intervention afin de protéger et de restaurer les ressources impactées (Owen et Sergy, 2008). Plusieurs méthodes d'intervention peuvent être utilisées, chacune possédant ses avantages et ses inconvénients selon le type de milieu et de substrat (Cedre, 2013).

Les déversements d'hydrocarbures en milieu aquatique ont des effets négatifs sur la plupart des organismes qui y vivent : les bactéries, le phytoplancton, le zooplancton, les communautés benthiques, les poissons, les oiseaux et les mammifères présents dans les milieux impactés (Perhar et Arhonditsis, 2014). Les méthodes d'intervention peuvent également avoir un effet sur la faune et la flore, qui s'additionnent aux effets causés par l'exposition aux hydrocarbures pétroliers (Gouhier, 2014). Des effets sont observés immédiatement après le déversement, comme par exemple la mortalité de plusieurs oiseaux par mazoutage après le déversement de l'*Exxon Valdez* en Alaska (Paine et collab., 1996). Des effets sont également observés sur l'écosystème plusieurs années après un déversement d'hydrocarbures pétroliers (Culbertson et collab., 2008 ; Elmgren et collab., 1983 ; Kingston, 2000 ; Seymour et Geyer, 1992).

Le présent rapport s'inscrit dans le cadre de l'évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures. Il vise à présenter les impacts des hydrocarbures pétroliers et des méthodes d'intervention sur les écosystèmes côtiers, plusieurs années après un déversement accidentel, à travers des études de cas de déversements en milieu froid. L'objectif est de déterminer, à partir des informations disponibles pour chaque cas, quels sont les impacts à long terme sur l'écosystème, quel est le temps nécessaire pour l'écosystème pour se rétablir et quels sont les effets des méthodes d'intervention sur son rétablissement. La synthèse des informations permettra de répondre à ces questions et de mettre en évidence les manques de connaissances.

Le rapport se divise en trois parties. La première partie présente les études de cas de déversement, quatre en milieu marin et un en eau douce. Il s'agit des déversements de l'*Arrow* (Nouvelle-Écosse, 1970), de l'*Amoco Cadiz* (France, 1978), de l'*Exxon Valdez* (Alaska, 1989), du *Sea Empress* (Royaume-Uni, 1996) et de *Chalk Point-Swanson Creek* (Maryland, 2000). Les

principales raisons du choix de ces cinq cas sont, d'une part, la relative abondance et l'accessibilité de la documentation scientifique et, d'autre part, la diversité des sites et des écosystèmes touchés par les déversements. Le déversement de pétrole survenu à la suite de l'accident de la plateforme pétrolière *Deep Water Horizon* en 2010 n'a pas été retenu pour l'analyse. Les événements étant relativement récents, les effets à long terme sont actuellement étudiés par les chercheurs et les informations devraient être disponibles dans les prochaines années. Pour chaque cas, un résumé des événements est fourni (lieu, date, cause, type de pétrole déversé, quantité déversée, etc.). Ensuite, l'inventaire et la chronologie des méthodes d'intervention sont présentés. Après, les données disponibles dans la littérature concernant la contamination et les impacts résiduels sont présentés. Les données sur les impacts résiduels incluent les effets sur les bactéries, les algues, les plantes, les invertébrés, les poissons, les oiseaux, les reptiles et les mammifères ainsi que des informations sur les effets à plus long terme des méthodes d'intervention. Par la suite, une synthèse des données est présentée sous la forme d'un tableau. Dans la deuxième partie, les différences et les similitudes entre les cas ainsi que les points soulevés lors de l'analyse des cas sont discutées. La troisième partie présente les conclusions pouvant être faites à la suite de l'analyse des études de cas. Les manques de connaissances identifiés sont également mis en évidence.

2. Études de cas

2.1 Cas en eau marine

2.1.1 *Arrow*

Le 4 février 1970, le pétrolier *Arrow* s'est échoué sur Ceberus Rock dans la baie de Chedabucto en Nouvelle-Écosse, au Canada, déversant 11 millions de litres de *Bunker C* et contaminant environ 300 km de littoral (Lee et collab., 2003). Il s'agit d'un accident survenu en hiver dans un environnement nordique assez similaire à celui de l'estuaire du Saint-Laurent mais généralement sans glace en hiver. Le *Bunker C* (aussi nommé fioul No.6 plus loin dans cette étude) est un pétrole lourd provenant du raffinage du brut avec une densité API comprise entre 11 et 14° (EC, 2001). La figure 1 montre la baie de Chedabucto ainsi que Ceberus Rock, l'endroit de l'échouement (Gilfillan et Vandermeulen, 1978).

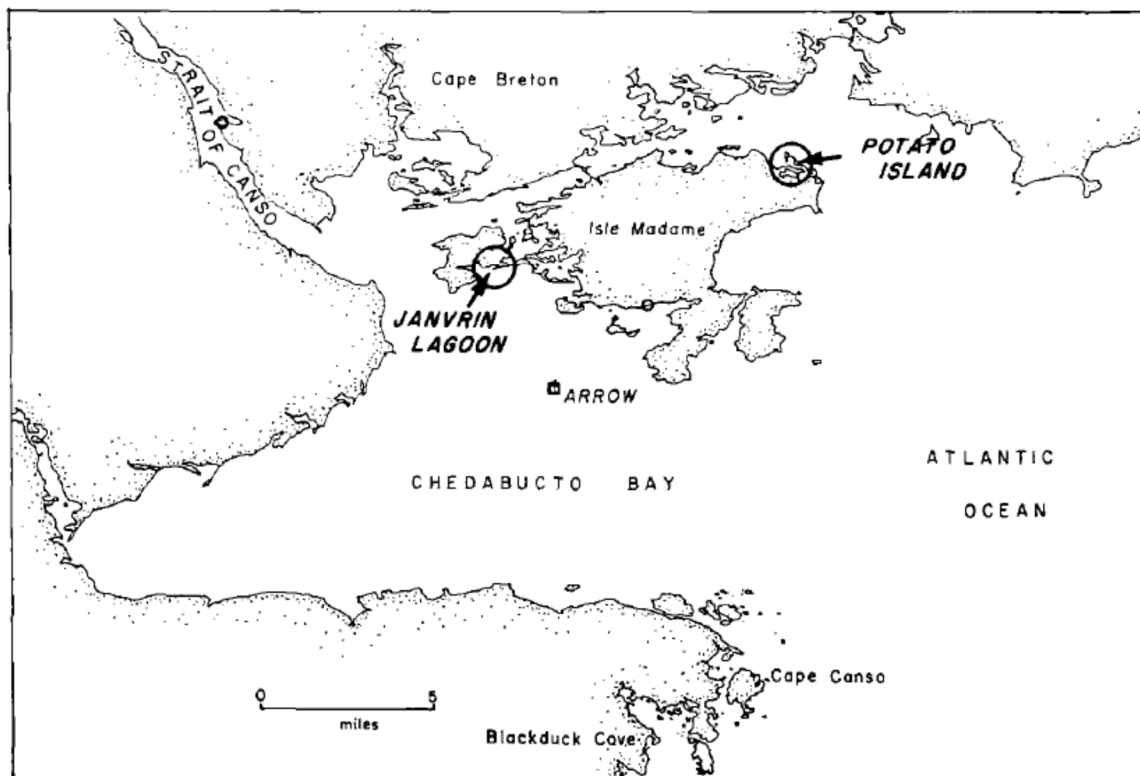


Figure 1 Baie de Chedabucto en Nouvelle-Écosse et lieu de l'échouement de l'Arrow

2.1.1.1 Réponse au déversement

Après le déversement, plusieurs méthodes d'intervention ont été utilisées en mer et sur le littoral. En mer, 10 tonnes de dispersant *Corexit 8666* ont été appliqués sur les nappes de pétrole (NOAA, 1992). Des essais de brûlage en mer ont également eu lieu, mais les résultats peu concluants à cause du froid n'ont pas permis d'utiliser cette technique à plus grande échelle (NOAA, 1992).

À cause des ressources limitées, moins de 50 km de littoral contaminés ont été nettoyés (Lee et collab., 2003). Les plages de sable ont été nettoyées manuellement avec de la mousse de tourbe utilisée comme absorbant, des râtaux et des pelles (Owen, 1972). La mousse de tourbe était moins efficace lorsque le pétrole était altéré ou formait une émulsion (NOAA, 1992). Les plages de sable et de gravier ont été nettoyées par enlèvement mécanique des sédiments contaminés (Owens, 1972). Cette dernière technique a provoqué le recul de la crête de la plage d'Indian Cove de 20 m en un an (Owens, 1972). Notons que la plupart des plages dans la baie de Chedabucto ont été nettoyées naturellement par l'action des vagues pendant les mois suivants le déversement et ce phénomène a été particulièrement important sur les plages fortement exposées aux vagues provenant de l'Atlantique (Owens, 1972). Enfin, les bateaux et les quais contaminés ont été nettoyés à la vapeur (NOAA, 1992). Le pétrole délogé était ensuite absorbé avec de la mousse de tourbe.

2.1.1.2 Contamination résiduelle

A) Dans l'eau

Entre mai 1970 et janvier 1971, les concentrations de *Bunker C* dans l'eau prélevée à dix-huit stations au large des côtes de la Nouvelle-Écosse ont diminuées de 6 à 1,9 µg/L à une profondeur de 2 m et de 6,5 à 1,6 µg/L à une profondeur de 10 m (Levy, 1972). Gordon et Michalik (1971) ont échantillonné de l'eau de surface à sept stations le long des côtes de la Nouvelle-Écosse entre Halifax et la baie de Chedabucto et à quinze stations dans la baie de Chedabucto en avril 1971. Aux sept premières stations, la concentration moyenne du pétrole de l'Arrow était de 1,4 µg/L et aux quinze stations dans la baie, la concentration moyenne était de 1,5 µg/L.

B) Dans les sédiments

Des sédiments ont été échantillonnés à Beach Point, près de Jerseyman Island au nord-est de Ceberus Rock, et à Crichton Island, au nord de Ceberus Rock, pendant vingt-six mois, jusqu'en avril 1972 (Scarratt et Zitco, 1972). À Beach Point, les concentrations en hydrocarbures n'avaient

pas diminuées. En effet, après deux ans, les sédiments de surface contenaient toujours plus de 300 mg/kg de *Bunker C*. À Crichton Island, les concentrations étaient de 5 et de 11 mg/kg.

Cinq ans après le déversement, à six stations de Moussiliers Passage, la concentration de *Bunker C* était comprise entre 30 et 72 100 mg/kg dans les sédiments, entre 5 et 269 mg/L dans l'eau interstitielle et entre 1 et 7 µg/L dans la colonne d'eau (Vandermeulen et Gordon, 1976). Ces résultats ont ainsi montré que cinq ans après le déversement, des concentrations considérables de *Bunker C* altéré étaient encore détectées sur certaines plages de la baie de Chedabucto. Le pétrole résiduel présent dans les sédiments pouvait être relargué progressivement dans l'environnement selon l'intensité des courants, des marées et des vagues. Keizer et collaborateurs (1978) ont également échantillonné des sédiments à Moussilliers Passage dans la baie de Chedabucto. Ils ont mesuré des concentrations de *Bunker C* dans les sédiments intertidaux comprises entre 67 et 1 280 mg/kg en avril 1976 et entre 24 et 821 mg/kg en juin 1977. Ces résultats suggéraient un enlèvement du pétrole dans la zone intertidale supérieure et une accumulation dans la zone intertidale inférieure.

Les sites de Janvrin Lagoon et de Black Duck Cove n'ont pas été nettoyés et ont pu servir de site de référence pour le suivi de la contamination en l'absence de méthode d'intervention. Ainsi, six ans après le déversement, les sédiments du site contaminé de Janvrin Lagoon contenaient entre 87,2 et 3 805,4 mg/kg d'hydrocarbures pétroliers (Gilfillan et Vandermeulen, 1978). Il a été observé que les plages de forte énergie se sont nettoyées par des processus naturels en trois ans alors que les plages de faible énergie, comme la Black Duck Cove et Janvrin Lagoon, contenaient toujours des résidus pétroliers plus de sept ans après le déversement (NOAA, 1992).

Vingt ans après le déversement, en 1990, à Janvrin Lagoon, la concentration d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments était de 0,519 mg/kg (Vandermeulen et Singh, 1994). Onze sites ont été échantillonnés à Black Duck Cove et à la pointe Est de Rabbit Island, vingt-deux ans après le déversement (Wang et collab., 1994). Les concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) dans les sédiments intertidaux étaient comprises entre 200 et 229 000 mg/kg ce qui représente des quantités considérables de pétrole de 100 à 100 000 fois supérieures à un milieu non contaminé. La plupart des n-alcanes avaient disparus et les HAP ciblés et leurs dérivés alkylés étaient fortement dégradés. Le chrysène et les biomarqueurs triterpanes et stéranes étaient toujours présents indiquant une correspondance avec le pétrole de l'*Arrow*. Finalement, Lee et collaborateurs (2003) ont échantillonné des sédiments à Black Duck

Cove à quatre sites en 1993, à cinq sites en septembre 1997 et à trois sites en novembre 2000. En 1993, le composite des sédiments collectés contenait 850 mg/kg de poids sec d'hydrocarbures. Les concentrations d'hydrocarbures totaux, incluant les alcanes, les HAP et les HAP alkylés, variaient entre 0,58 et 12,8 mg/kg en 1997 et entre moins de 0,05 et 2,9 mg/kg en 2000. À Black Duck Cove, de l'irisation était toujours observée à marée basse à la surface de l'eau. Des carottes de sédiments ont confirmées la présence de couches stratifiées de *Bunker C* jusqu'à une profondeur de 10 cm.

Enfin, dans une étude publiée en 1994, Vandermeulen et Singh (1994) ont rapporté une concentration en HAP de de 99,4 mg/kg dans le goudron échoué sur la plage de Janvrin Lagoon, de 0,075 µg/kg dans l'eau prélevée au-dessus du goudron lors de la marée haute et de 0,016 µg/kg dans l'eau interstitielle des sédiments. Les auteurs ont conclu que dans des conditions de faible énergie et dans des sédiments poreux, les hydrocarbures étaient peu relargués et pouvaient persister pendant plusieurs décennies encore. Le *Bunker C*, étant très visqueux et composé en grande partie d'hydrocarbures aromatiques lourds, est persistant dans l'environnement marin.

C) Dans les organismes

Scarratt et Zitco (1972) ont échantillonné des invertébrés benthiques à plusieurs profondeurs entre mars 1970 et avril 1972 à Beach Point et à Crichton Island. En avril 1972, des spécimens du bigorneau *Littorina littorea* prélevés à Beach Point contenaient entre 51 et 112 mg/kg de pétrole *Bunker C* et des spécimens prélevés à Crichton Island 27 mg/kg. Les moules *Modiolus modiolus*, prélevées à Beach Point en juillet 1970, contenaient entre 21 et 39 mg/kg de *Bunker C* et les moules prélevées à Crichton Island, en avril 1972, 41 mg/kg. À Beach Point, les étoiles de mer *Asteria vulgaris* contenait 36 mg/kg d'hydrocarbures en avril 1972 et l'espèce de crabe *Cancer irroratus* contenait 59 mg/kg en octobre 1971. À Crichton Island, les concentrations de *Bunker C* étaient de 21 mg/kg dans les oursins de mer *Strongylocentrotus droebachiensis* en avril 1972, de 100 mg/kg dans les étoiles de mer *Asteria vulgaris* en avril 1972 et de 25 mg/kg dans les crabes *Cancer irrotatus* en février 1971. Les auteurs ont par ailleurs observé que les homards *Homarus americanus* de la baie de Chedabucto n'étaient pas fortement contaminés par les hydrocarbures. En effet, une concentration de 3 mg/kg a été mesurée dans la chair des pinces en juillet 1970. Il a été établi par d'autres études subséquentes que les crustacés n'ont pas tendance à bioaccumuler les hydrocarbures même s'ils peuvent en subir la toxicité.

En 1976, Thomas (1978) a échantillonné des invertébrés benthiques à quatre sites contaminés et à quatre sites de référence et a comparé les concentrations tissulaires de *Bunker C*. Les spécimens de *Littorina littorea* des sites contaminés contenaient en moyenne 12,18 mg/kg de pétrole de l'Arrow ce qui était significativement différent des concentrations mesurées dans les spécimens des sites de référence, 5,33 mg/kg. Dans la même étude, les auteurs rapportent que les concentrations tissulaires de *Mya arenaria*, prélevées aux mêmes sites contaminés, étaient en moyenne de 157,3 mg/kg alors que ces concentrations étaient en moyenne de 60,7 mg/kg aux sites de référence. Ces dernières valeurs n'étaient toutefois pas significativement différentes mais on peut questionner la fiabilité de ces données prenant en compte la difficulté technique que représentait l'analyse des hydrocarbures dans des tissus biologiques à cette époque.

Cinq ans après le déversement, à Moussiliers Passage, les myes *Mya arenaria* contenaient des concentrations moyennes de *Bunker C* de 12,4 mg/kg dans de la partie inférieure de la plage et de 14,2 mg/kg dans sa partie supérieure (Vandermeulen et Gordon, 1976). Les auteurs de cette étude ont montré que les moules *Mytilus edulis* du site de Moussiliers Passage ne contenaient pas de *Bunker C*, cinq ans après le déversement. Gilfillan et Vandermeulen (1978) ont observé que, six ans après le déversement, les myes *Mya arenaria* de Janvrin Lagoon avaient des teneurs en hydrocarbures pétroliers comprises entre 231,1 et 349,5 mg/kg ce qui peut être considéré comme des valeurs très élevées si longtemps après l'accident.

Enfin, une étude a porté sur la présence d'hydrocarbures dans les tissus de plantes et d'algues. Ainsi, la plante *Zostera marina*, cinq ans après le déversement, contenait en moyenne 17,1 mg/kg de *Bunker C* alors que les algues *Fucus* spp. n'en contenaient pas (Vandermeulen et Gordon, 1976).

2.1.1.3 Impacts résiduels

A) Communauté bactérienne

Des échantillons de sédiments ont été prélevés dans la baie de Chedabucto en 1976 afin de dénombrer les bactéries utilisant les hydrocarbures (Stewart, 1978). Seules deux stations avaient des densités bactériennes plus élevées que la normale. La première avait une proportion de 40,5 % de bactéries utilisant les hydrocarbures et la deuxième avait une proportion de 12 %. Trois stations avaient des proportions de 2, 2,4 et 5,5 % alors que les autres avaient des proportions de moins de 1 %. L'identification des bactéries a été effectuée sur quinze échantillons de sédiments.

Les genres *Pseudomonas* (groupe II), *Achromobacter*, *Flavobacter*, *Micrococci*, *Vibrio*, *Brevibacter*, plusieurs *Acinetibacter* ainsi que des champignons ont été identifiées par les auteurs. Cependant, aucune comparaison n'a été effectuée entre les populations bactériennes de sites contaminés et de sites de référence.

B) Algues

La couverture de l'algue brune *Fucus spiralis* a été réduite ou l'algue a complètement disparu du littoral rocheux dans la région de l'Isle Madame entre, mars 1970 et mai 1972, aux endroits où la contamination était la plus sévère (Thomas, 1973). Cette étude n'a pas permis de mettre en évidence un signe de recolonisation de l'algue deux ans après le déversement à deux stations sur trois.

C) Plantes

La plante *Spartina alterniflora* a disparu des endroits fortement contaminés sur le littoral rocheux de la région de l'Isle Madame entre mars 1970 et mai 1972 (Thomas, 1973). Par contre, la plante *Zostera marina* (figure 2) collectée à une station qui contenait du *Bunker C* dans les sédiments ne montrait pas de changement de son abondance, de sa croissance et de sa floraison entre 1970 et 1972. La reprise de la croissance de *Spartina alterniflora* a été variable (Thomas, 1973). Dans certaines zones, il n'y a pas eu de croissance en 1970 alors que dans d'autres zones la croissance des feuilles a été observée en 1970, mais pas en 1971 (Thomas, 1973).



Figure 2 *Zostera marina* (Lindman, 1917-1926)

D) Invertébrés

Le zooplancton

Conover (1971) a analysé le zooplancton de la baie de Chedabucto entre le 28 février et 1 mars 1970, peu après le déversement. Il a estimé qu'environ 10 % du *Bunker C* en suspension dans la baie était associé au zooplancton. Il a également observé que 2 % des fèces du zooplancton était composés de *Bunker C*. Cette absorption du pétrole de l'*Arrow* par le zooplancton ne semblait pas induire d'effets négatifs chez les organismes. Cependant, ce point n'a pas fait l'objet d'étude par la suite et cette hypothèse n'a pas pu être vérifiée.

Les myes

En 1970, des myes communes *Mya arenaria* (figure 3) échantillonnées au site contaminé de Janvrin Lagoon ont été transférées dans de l'eau de mer propre (Thomas, 1973). Elles ont relâché du pétrole pendant un mois après leur transfert. Thomas (1973) a également mis en évidence qu'entre 1970 et 1972, la mortalité des myes de Janvrin Lagoon était élevée, avec des pourcentages compris entre 19,8 et 73,4 %. Six ans après le déversement, des myes communes ont été échantillonnées à six stations à Janvrin Lagoon et à trois stations à Potato Island, un site de

référence (Gilfillan et Vandermeulen, 1978). La structure de la communauté était différente entre les deux sites. En effet, à Janvrin Lagoon, le nombre d'individus jeunes était à peu près égal au nombre d'individus âgés et l'âge médian était de 9,47 ans. À Potato Island, les individus âgés, c'est-à-dire de 9 ans et plus, étaient plus nombreux que les individus plus jeunes et l'âge médian était de 10,11 ans. Les auteurs ont observé un retard de 1 à 2 ans dans la croissance des tissus chez les myes du site contaminé par rapport aux myes du site de référence. Il a également été observé que les myes du site de référence assimilaient le carbone plus rapidement que celles du site contaminé. Ces résultats indiquent que la population de myes du site contaminé subissait un stress continu associé à une exposition au pétrole.



Figure 3 *Mya arenaria* (Herklots, 1859)

En 1976, dans la région de l'Isle Madame, les myes communes collectées à quatre sites contaminés étaient plus courtes et plus légères (moyenne de 2,72 cm et de 3,2 g) que celles collectées à quatre sites de référence (moyenne de 3,36 cm et de 7,3 g) (Thomas, 1978). Néanmoins, la densité des individus était similaire entre les sites contaminés et les sites de référence.

Les communautés benthiques

Les invertébrés benthiques de sept sites dans la région de l'Isle Madame ont été suivis entre mars 1970 et mai 1972 (Thomas, 1973). Sur le littoral rocheux, aucune mortalité significative n'a été observée chez *Balanus balanoides* et la colonisation par les larves s'est effectué en 1970, 1971 et 1972. Les espèces *Littorina saxatilis*, *Littorina littorea* et *Littorina obtusata* étaient abondantes. En 1976, Thomas (1978) a observé la faune et la flore intertidale à quatre sites de référence et à quatre sites contaminés dans la région de l'Isle Madame. Le nombre d'espèces aux sites de référence était plus élevé qu'aux sites contaminés. Sur le littoral rocheux, dix espèces (*Parmelia* sp., *Elachista fucicola*, *Punctaria latifolia*, *Petalonia palmata*, *Polysiphonia lanosa*, *Polysiphonia urceolata*, *Taelia felina*, *Cyathura polita*, *Gammarus angulosus* et *Hydrobia minuta*) étaient présentes uniquement aux sites référence et six espèces (*Xanthoria parietina*, *Verrucaria* sp.,

Gammarus setosus, *Strongylocentrotus droebachiensis*, *Podocerospis* sp. et *Chironomidae*) étaient présentes uniquement aux sites contaminés. Sur le littoral sédimentaire, *Juncus balticus*, *Fucus vesiculosus*, *Haminoea solitaria* et *Macoma baltica* étaient présents uniquement aux sites de référence et *Scoloplos fragilis*, *Lineus ruber* et *Onchidoris aspersa* étaient présents uniquement aux sites contaminés. Les spécimens de *Littorina littorea* étaient plus longs et plus lourds (moyenne de 1,64 cm et de 1,6 g) aux sites contaminés qu'aux sites de référence (moyenne de 1,41 cm et de 1,1 g).

Lee et collaborateurs (2003) ont exposé des organismes en laboratoire à des échantillons de sédiments prélevés dans la Black Duck Cove en 1997 et 2000 afin d'évaluer leur toxicité résiduelle. Les concentrations en hydrocarbures totaux de ces échantillons, mesurées par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse, sont présentées au tableau 1. L'essai de mortalité de l'amphipode *Eohaustorius estuarius* a été réalisé avec des sédiments collectés à cinq sites en 1997 et à 3 sites en 2000. Les organismes étaient exposés pendant 10 jours aux sédiments. En 1997, le taux de survie dans les sédiments des sites 1, 2 et 4 étaient compris entre 14 et 41 %. Ces échantillons étaient considérés comme toxiques puisqu'ils causaient une diminution du taux de survie de 30 % et plus par rapport aux témoins. En 2000, seuls les sédiments du site 1 étaient toxiques avec un pourcentage de survie de 37 %. Ces auteurs ont également exposés l'oursin de mer blanc *Lytechinus pictus* pendant vingt minutes à de l'eau interstitielle pour évaluer l'inhibition de la fertilisation par les résidus de pétrole. Cet essai a été réalisé pour cinq sites en 1997. Aucun des échantillons n'était toxique. Enfin, la crevette *Palaemonetes pugio* a été exposée à des éluats préparés à partir des sédiments collectés à cinq sites en 1997. Aucun des échantillons ne causait une diminution de la survie des embryons, du pourcentage d'éclosion et de la viabilité des larves par rapport aux témoins.

Tableau 1 Concentrations en hydrocarbures totaux des sédiments de la Black Duck Cove en Nouvelle-Écosse en 1997 et 2000

Année	1997					2000		
Site	1	2	3	4	5	1	2	3
Hydrocarbures totaux (mg/kg)	12,8	9,6	0,58	8,2	1,3	2,9	0,29	<0,05

E) Poissons

La plie rouge *Pleuronectes americanus* a été exposée à un composite de sédiment collecté en 1993 pendant 0, 1, 7 et 14 jours (Lee et collab., 2003). Ce sédiment contenait 850 mg/kg d'hydrocarbures. Aucune différence dans les niveaux de protéines microsomaux n'a été observée entre les poissons exposés et les témoins. Les poissons exposés pendant 14 jours avaient des niveaux de cytochrome P450 1A (CYP1A) et de 7-éthoxy-coumarin dééthylase (CN-ECOD) significativement plus élevés que les témoins, démontrant ainsi leur réaction biochimique vis-à-vis le pétrole résiduel présent dans les échantillons de sédiments.

F) Oiseaux

Environ 7 300 oiseaux ont été retrouvés morts sur le littoral suite au déversement de l'*Arrow* en février 1970 (Smith, 1975). Dans la baie de Chedabucto, les espèces les plus touchées étaient l'harelde boréale *Clangula hyemalis*, l'harle huppé *Mergus serrator*, les grèbes et les guillemots (Brown et collab., 1973). À notre connaissance, aucune étude *in situ* n'est disponible sur les effets à long terme de ce déversement sur les oiseaux de la baie de Chedabucto.

2.2.1.4 Discussion

Suite à l'échouement de l'*Arrow* en Nouvelle-Écosse, au Canada, une grande partie du littoral de la baie de Chedabucto a été contaminée par du *Bunker C*. À cause des ressources limitées et des conditions hivernales, la majorité du littoral contaminé n'a pas été nettoyé. Une petite portion du littoral a fait l'objet de méthodes d'intervention plus agressives qui ont eu un impact physique immédiat. En effet, l'enlèvement des sédiments contaminés à certains endroits a modifié la morphologie des plages et a compromis leur équilibre (Owens et Drapeau, 1973).

La concentration de *Bunker C* dans l'eau de la baie de Chedabucto a fortement diminué durant la première année après le déversement. Au niveau des sédiments, certains sites étaient toujours fortement contaminés cinq ans après le déversement et les études ont permis de constater que, sous l'action des vagues et des marées, les hydrocarbures pouvaient être relargués par les sédiments. Ces processus naturels ont permis d'effectuer une grande partie du nettoyage de la zone intertidale. Toutefois, aux sites où l'énergie était plus faible, le pétrole a persisté pendant plus de 20 ans. Par exemple, à Black Duck Cove, de l'irisation était encore observée à la surface de l'eau et, à Janvrin Lagoon, du goudron était présent. Du *Bunker C* a également été détecté dans les tissus de plusieurs organismes. En effet, cinq ans après le déversement, les espèces *Mya arenaria* et *Zostera marina* contenaient toujours du *Bunker C*. Six ans après le déversement, les

tissus de *Littorina littorea*, *Mya arenaria* et *Spartina alterniflora* contenaient également du pétrole de l'Arrow.

D'après les études disponibles, le pétrole n'aurait pas eu d'effet à long terme pour les communautés de bactéries dégradant les hydrocarbures. L'algue brune *Fucus spiralis* a vu sa couverture diminuée et, en 1972, la recolonisation n'avait toujours pas lieu. Chez les plantes, la couverture de *Spartina alterniflora* a beaucoup diminuée et, en 1971, la croissance était toujours altérée. Notons que *Zostera marina* ne semblait pas avoir subi de diminution de son abondance, de sa floraison et de sa croissance. D'après la seule étude disponible, malgré l'ingestion de *Bunker C*, le zooplancton ne semblait pas impacté par le pétrole de l'Arrow. De plus, il semble que les concentrations de pétrole dans l'eau ont diminué rapidement limitant ainsi les effets à long terme sur ces organismes. En revanche, la contamination a causé de la mortalité chez plusieurs invertébrés benthiques en plus d'affecter la structure de la communauté. La croissance des myes était plus faible aux sites contaminée en 1976. Des essais en laboratoire ont été effectués avec des échantillons de sédiments, prélevés au site de Black Duck Cove, en 1997 et 2000, et ont permis d'observer des effets sur *Eohaustorius estuarius*. En 1993, les niveaux de protéines microsomale de la plie *Pleuronectes americanus* n'étaient pas affectés. Cependant, une exposition prolongée aux échantillons de sédiments induisait la production d'enzymes CYP1A et CN-ECOD démontrant ainsi l'exposition au pétrole. Des oiseaux morts ont été retrouvés sur les berges après le déversement, mais, à notre connaissance, aucune étude n'a été effectuée sur les effets à long terme du pétrole de l'Arrow sur les populations d'oiseaux fréquentant la zone contaminée. Les données répertoriées mettent en évidence que les effets à long terme du déversement de l'Arrow ont été plutôt localisés à certains sites à l'abri des processus physique permettant l'enlèvement des hydrocarbures.

2.1.2 Amoco Cadiz

Le 16 mars 1978, le pétrolier libérien *Amoco Cadiz* s'est échoué près de Portsall, dans le Finistère Nord, en France, déversant environ 227 000 tonnes de pétrole et contaminant ainsi 360 km de littoral entre Brest et Saint-Brieuc (Cedre, 2008). Il s'agit d'un accident survenu au printemps dans un milieu tempéré froid assez différent du Saint-Laurent au plan des espèces et des écosystèmes mais relativement proche des conditions estivales du golfe du Saint-Laurent. Le pétrole déversé était un mélange de pétrole brut léger (*Iranian crude* et *Arabian crude*) et de mazout lourd *Bunker*

C (Hann, 1979). La figure 4 montre l'étendue maximale du pétrole pour la période du 17 mars au 26 avril 1978 (Conan et collab., 1982).

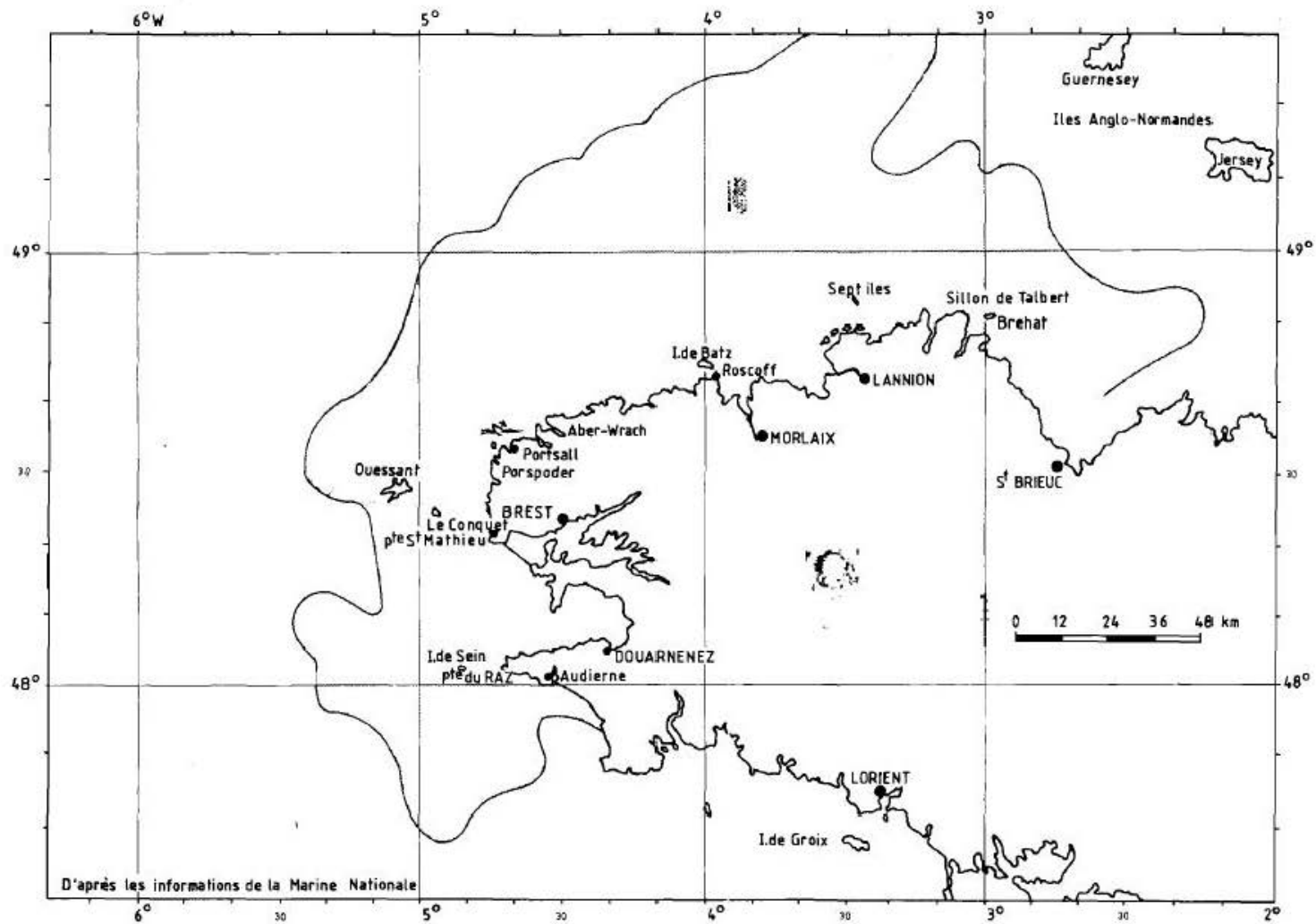


Figure 4 Étendue maximale du pétrole à la suite du déversement de l'Amoco Cadiz entre le 17 mars et le 26 avril 1978

2.1.2.1 Réponse au déversement

En France, le dispositif POLMAR, relatif aux pollutions marines accidentelles, définit les mesures de prévention de la pollution, les mesures de préparation de la lutte et les mesures de lutte (Cedre, 2013). Suite au déversement de l'*Amoco Cadiz*, il a été convenu que la Marine française était responsable de la lutte en mer et que la Sécurité civile était responsable de la lutte à terre (Bellier et Massart, 1979).

Huit jours après l'échouement du navire, la quasi-totalité de la cargaison de pétrole s'était déversée en mer (Bellier et Massart, 1979). Du 17 au 30 mars, les vents ont étendu la nappe de pétrole vers l'est (Marchand, 1981). Les conditions météorologiques difficiles et la nature du pétrole déversé ont rapidement entraîné son émulsification et la formation d'une mousse communément appelée mousse au chocolat (NOAA, 1992). Cela a considérablement compliqué la mise en œuvre et le choix des méthodes d'interventions. En tout, moins de 3000 tonnes de dispersants *BP 1100 X*, *BP 1100 W*, *Finasol OSR 2* et *Finasol OSR 5* ont été utilisées par l'armée française (Bellier et Massart, 1979 ; Bocard et collab., 1979). Des barrages ont été placés dans la Baie de Morlaix, ainsi qu'à l'embouchure des rivières des abers Benoît et Wrach afin de protéger ces zones vulnérables où des huîtres sont cultivées (Bellier et Massart, 1979). Les barrages de l'aber Benoît et de l'aber Wrach se sont brisés rapidement à cause des forts vents et des vagues durant les 2 semaines suivant le déversement, mais l'opération fût un succès dans la Baie de Morlaix. Le 2 avril, les vents ont tourné et ont fait dériver le pétrole vers l'ouest. 500 tonnes de l'agent de précipitation *Nautex*, contenant principalement de la craie, ont été épandues à la surface de l'eau afin de protéger la baie de Brest mais le produit n'était pas efficace sur le pétrole émulsifié (Bocard et collab., 1979).

Lorsque le pétrole a atteint le littoral, des camions de pompage et des écrémeurs ont été utilisés afin d'enlever le pétrole et la mousse de la surface de l'eau (NOAA, 1992). Cependant, les algues ont réduit considérablement l'efficacité des écrémeurs en bloquant les pompes et les tuyaux (NOAA, 1992). Les équipes d'intervention ont alors eu recours à des camions de pompage utilisés par les fermiers pour récolter les fumiers qui se sont avérés efficace pour l'enlèvement du pétrole émulsifié (NOAA, 1992). De l'enlèvement manuel a été effectué à l'aide de pelles et de seaux (Hann, 1979). Le labourage et le hersage des berges ont été utilisés fréquemment pour permettre à la marée et aux vagues de nettoyer naturellement le substrat (Bellier et Massart, 1979). Des

essais ont été réalisés afin d'augmenter la biodégradation naturelle du pétrole en ajoutant des fertilisants et des cultures bactériennes avant le hersage et les galets des plages contaminées ont été poussés en aval du littoral par des camions afin que les marées et les vagues puissent nettoyer les galets et les remonter sur les berges (Bellier et Massart, 1979). Aux marais de l'Île Grande, les opérations ont consisté à enlever le pétrole et la végétation contaminée là où le sol, la tige et les racines étaient recouverts de pétrole (Hann, 1979). Bocard et collaborateurs (1979) rapportent que des briseurs d'émulsion ont été utilisés à Portsall et à Roscoff mais qu'ils sont devenus inefficaces après un mois. Ces auteurs rapportent également que les berges de l'Aber Benoît ont été nettoyées à basse pression avec de l'eau qui poussait le pétrole en aval de la rivière où ce dernier était récolté.

2.1.2.2 Contamination résiduelle

A) Dans l'eau et les sédiments

Dans le premier mois suivant le déversement, les concentrations en hydrocarbures se situaient entre 0,5 et 100 µg/L dans l'eau de mer et entre 10 et 1 100 mg/kg dans les sédiments marins (Marchand et collab., 1981). Les auteurs expliquent que la contamination n'était pas seulement en surface mais était dispersée dans toute la colonne d'eau ce qui a causé la contamination des sédiments. Dans les sédiments côtiers, Marchand et collaborateurs (1981) ont mis en évidence que l'évolution des teneurs en hydrocarbures pétroliers dépendait du type de sédiments ainsi que du niveau d'énergie du littoral. Une équipe canadienne a par ailleurs constaté un enfouissement de la contamination dans les sédiments intertidaux durant les quatre premières semaines après le déversement, notamment aux plages de Treopam près de Portsall, de Crève Saint-Michel près de Lannion, de l'embouchure de l'aber Benoît près de Portsall et du Centre Héliomarin près de Roscoff (Vandermeulen et collab., 1978).

Plusieurs études ont mis en évidence une diminution de la contamination dans les sédiments au cours des années suivant le déversement. Ainsi, Atlas et collaborateurs (1981) ont suivi le devenir du pétrole dans les sédiments intertidaux à 3 stations : une station près de Portsall où le navire s'est échoué, une station dans l'estuaire de l'aber Wrach et une station dans le marais de l'Île Grande. Une diminution exponentielle des teneurs en hydrocarbures aliphatiques de 500 à 90 mg/kg et des teneurs hydrocarbures aromatiques de 630 à 120 mg/kg a été observée durant les 7 premiers mois à la station de l'aber Wrach. En décembre 1978, la teneur en hydrocarbures

aliphatiques et aromatiques à cette station était de 111 et 105 mg/kg respectivement. En revanche, les teneurs en hydrocarbures aux stations de Portsall et d'île Grande ont augmenté entre décembre 1978 et juillet 1979, ce qui suggère un relargage des hydrocarbures enfouis dans les sédiments par l'action des marées, et un déplacement des hydrocarbures vers ces deux stations après 1978. Riaux-Gobin (1985) a étudié l'évolution des concentrations en hydrocarbures dans les sédiments d'une vasière de l'estuaire de Dourduff. Les concentrations en hydrocarbures aliphatiques étaient de 9 000 mg/kg en juillet 1978, de moins de 200 mg/kg en décembre 1978 et d'environ 150 mg/kg de janvier à décembre 1979. Durant l'hiver 1979-1980, les concentrations étaient de 50 mg/kg, ce qui était considéré comme des concentrations similaires à celles d'avant le déversement. Une autre étude a suivi les concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments de la zone intertidale à quatre stations dans l'aber Benoît et à deux stations dans la rivière Odet, le site de référence (Page et collab., 1989). En 1986, les sédiments de surface de l'aber Benoît avaient des teneurs en hydrocarbures totaux comprises entre 377 et 4 510 mg/kg et les sédiments de surface de la rivière Odet avaient des teneurs comprises entre 594 et 661 mg/kg ce qui demeurent considérables compte tenu du temps écoulé. Les auteurs ont conclu que huit ans après le déversement de l'*Amoco Cadiz*, des résidus de pétrole altéré étaient encore présents dans des zones isolées constituées de sédiments meubles. Entre 1978 et 1991, les sédiments des marais de l'île Grande ont été échantillonnés (Mille et collab., 1998). Les niveaux d'hydrocarbures ont grandement diminué durant cette période. Néanmoins, les résultats montrent que treize ans après le déversement, des signes de contamination étaient encore présents à trois des six stations qui avaient été les plus contaminées lors de la catastrophe. En effet, les biomarqueurs stéranes, diastéranes et terpanes étaient inaltérés. Enfin, des échantillons de sédiments ont été récoltés dans les marais de l'île Grande en mars 2001, soit vingt-trois ans après le déversement, et les concentrations en hydrocarbures pétroliers de chaque sédiment ont été comparé une à une à celles des échantillons de pétrole récoltés quelques jours après le déversement (Oudot et Chaillan, 2010). Les auteurs ont observé un taux de biodégradation moyen de 60 %. Les composés qui ont persisté étaient les hydrocarbures saturés et polycycliques aromatiques les plus lourds et les résines.

B) Dans les organismes

La contamination résiduelle en hydrocarbures a aussi été évaluée dans des organismes. Des huîtres *Crassostrea gigas* échantillonnées trois ans après le déversement dans l'aber Benoît

contenaient des hydrocarbures associés au pétrole de l'*Amoco Cadiz* (Gouygou et Michel, 1981). En effet, des hydrocarbures aromatiques polycycliques à 3 et 4 cycles avec leurs dérivés alkylés, des dibenzothiophènes et des naphthobenzothiophènes ont été détectés dans ces huîtres. De plus, les hydrocarbures aromatiques soufrés représentaient près de 70 % du total des hydrocarbures détectés dans les huîtres. Dans la même étude, des huîtres récoltées dans l'Aber Benoît, âgées de trois ans, ont été transférées dans un environnement non contaminé le 20 février 1981. Elles contenaient alors 49,5 mg/kg en poids secs d'hydrocarbures aromatiques totaux. Soixante-neuf jours après leur transfert, les huîtres montraient une contamination résiduelle de 14,2 mg/kg soit 28 % de la contamination initiale. Par extrapolation, les auteurs ont estimé qu'un maximum de quatre mois serait nécessaire pour la décontamination des huîtres, considérant la nature des hydrocarbures et la basse température durant l'essai.

2.1.2.3 Impacts résiduels

Lors d'un colloque tenu à Brest, en France, en novembre 1979, le bilan des conséquences du déversement accidentel des hydrocarbures de l'*Amoco Cadiz* a été fait (Marchand, 1981). Des effets immédiats ont été observés chez plusieurs espèces. Le rétablissement de ces espèces s'est effectué sur une période plus ou moins longue. De plus, les études ont mis en évidence que le pétrole qui a pénétré dans les sédiments avait le potentiel d'être relargué et donc de causer des effets à long terme sur les organismes. Les sections suivantes présentent ces effets.

A) Communauté bactérienne

Le nombre de bactéries dégradant les hydrocarbures a augmenté dans les sédiments du marais de l'Île Grande jusqu'à la fin de 1979 et a diminué par la suite (Mille et collab., 1984). Les auteurs ont observé que cette diminution était liée à la disparition progressive des alcanes. Notons que les hydrocarbures aromatiques polycycliques ne semblaient pas avoir été dégradés. Oudot et collaborateurs (1981) ont échantillonné les sédiments de l'aber Benoît et ont dénombré les bactéries hétérotrophes d'avril à octobre 1979. Le nombre total de bactéries hétérotrophes est resté constant. En revanche, le nombre de bactéries adaptées aux hydrocarbures a atteint un maximum en mai et juillet de la même année. D'autres augmentations de la densité des communautés bactériennes ont été observées dans la zone impactée par le déversement. Ainsi, dans les sédiments vaseux de Dourduff, la population bactérienne est passée de 30×10^6 bactéries/mL de sédiments en octobre 1978 à $0,1 \times 10^6$ bactéries/mL en décembre 1979 (Boucher et collab., 1983). Dans les sables fins de Pierre Noire, en avril 1978, la population

bactérienne a augmenté à 6×10^6 bactéries/mL mais, en 1979, la densité était de $0,25 \times 10^6$ bactéries/mL (Boucher et collab., 1983). Des éclosions bactériennes se sont également produites à Pierre Noire durant l'été 1980 et les automnes 1981 et 1982. Les résultats obtenus aux deux sites montrent que la communauté bactérienne a subi une éclosion après le déversement mais que l'évolution à long terme était différente dans les sédiments vaseux et les sables fins.

B) Algues

Un essai de toxicité a été effectué avec un extrait aqueux du pétrole de l'*Amoco Cadiz* fraîchement déversé avec l'algue unicellulaire *Monochrysis lutheri* (Vandermeulen et collab., 1978). Les algues ont été exposées à cet extrait pendant 2 heures, à des concentrations comprises entre 0,01 et 100 mg/kg. La CL_{50} était de 4,4 mg/L. Des résultats préliminaires ont montrés que la CL_{50} était d'environ 2 mg/L lorsque le pétrole était altéré suite à une exposition à un courant d'air pendant une semaine.

Les effets du pétrole déversé sur les algues ont également été suivis dans le milieu naturel. La chlorophylle *a* a été extraite d'échantillons de sédiments collectés dans une vasière de l'estuaire de Douard de mars 1978 à août 1981 afin de suivre la biomasse du microphytobenthos (Riaux-Gobin, 1985). Le contenu en chlorophylle *a* n'a pas augmenté ni diminué pendant les premiers mois de l'étude. En revanche, une augmentation qui n'était pas due à la variabilité saisonnière a été observée durant l'automne et l'hiver 1978. L'augmentation semblait due à une efflorescence d'*Euglenophyta* et de diatomées. Ont suivi une légère diminution en 1979 et 1980 et une augmentation lente en 1981. Les champs d'algues *Laminaria digitata* et *Chondrus crispus* sont exploitées par l'industrie goémonière qui les utilise pour la production d'alginate et l'extraction de carraghénanes (Kaas, 1980). Suite au déversement de pétrole, ces populations d'algues ont été suivies entre janvier 1979 et mai 1980 aux sites de la pointe de l'Arcouest, le site témoin, de la Roch'zu à Roscoff, de la grève de Trémazan à Portsall et de la presqu'île Saint-Laurent à Porspoder (Kaas, 1980). Ces algues ont des structures dont la croissance varie selon les conditions environnementales. Ainsi, il est possible de mesurer la longueur de la lame et du stipe afin de détecter les effets des hydrocarbures pétroliers. La lame, également appelée la fronde, correspond à l'organe végétal qui joue le rôle de feuille chez les algues. Le stipe correspond à la fausse tige qui relie les crampons s'attachant au substrat à la lame. La figure 5 présente les composantes structurales de *Laminaria digitata* (Kaas, 1980)

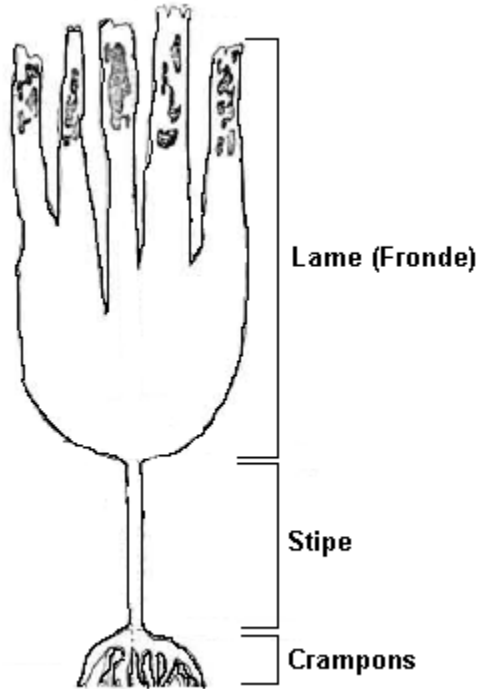


Figure 5 Composantes structurales de *Laminaria digitata*

Pour l'algue *Laminaria digitata*, de façon générale, les lames au site témoin semblaient être les moins longues alors que les lames au site de Porstsall étaient les plus longues. Ainsi, leur croissance était supérieure aux sites contaminés. Par exemple, les *Laminaria digitata* de Roscoff ont montré un taux de croissance d'environ 1 cm/jour en mars et avril 1979, alors que les algues de l'Arcouest ont montré un taux de croissance d'environ 0,6 cm/jour au même moment. Cette différence dans la croissance de la lame a également été observée en mars 1980. La croissance du stipe était également plus grande aux sites contaminés durant l'été 1979. Au niveau de la fertilité, il n'y avait pas de lien entre les sites et le pourcentage d'algues fertiles et, lors d'essais de germination en laboratoire, il a été montré que le potentiel de reproduction des laminaires digitées ayant été exposées au pétrole n'avait pas été atteint. Les laminaires du site de Roscoff ont présenté des teneurs en alginates plus faibles durant la deuxième partie de 1979. Cependant, ces valeurs étaient retournées à des niveaux semblables au site témoin en 1980. Pour l'algue *Chondrus crispus*, comme le site témoin était occupé majoritairement par une autre espèce d'algue rouge, les valeurs de référence qui ont été utilisées pour la comparaison proviennent d'une autre étude antérieure. Il ne semblait pas y avoir de différence en termes de biomasse entre les sites. Par contre, l'exposition au pétrole a augmenté l'activité métabolique des algues jusqu'à

un certain seuil. Une fois ce seuil dépassé, de la dégradation physiologique et une fragilisation des plants ont été observés.

C) Plantes

La végétation des marais a fait l'objet de quelques études : le marais de Le Conquet, qui n'a pas reçu de pétrole et n'a pas été nettoyé, le marais de Cantel, qui a reçu du pétrole mais n'a pas été nettoyé par des méthodes mécaniques et les marais de la région d'Île Grande qui ont reçu du pétrole et qui ont fait l'objet d'un nettoyage intense. Les résultats indiquent que les marais d'Île Grande avaient moins de zone de végétation en 1990 qu'en 1971 alors que la zone de végétation du marais de Cantel a augmenté de 21 % entre 1971 et 1987 (Gilfillan et collab., 1995). Les auteurs pensent que l'enlèvement de la couche supérieure des sédiments lors du nettoyage à l'Île Grande pourrait avoir ralenti le rétablissement des marais.

Une autre étude a montré que les marais de Cantel et d'Île Grande s'étaient rétablis ou étaient en voie de rétablissement huit ans après le déversement (Baca et collab., 1987). En effet, il n'y avait pas de différence dans l'occurrence des espèces et la couverture entre les sites. Notons que le marais de Cantel a été restauré par des processus naturels sur une période de cinq ans, après le déversement. Quant à la restauration complète du marais d'Île Grande, elle a été observée qu'à la fin de l'étude, huit ans après le déversement. Les résultats de l'étude de Baca et collaborateurs (1987) montrent que le nettoyage intense a détruit et compacté les racines des vivaces et a enlevé le substrat retardant ainsi la recolonisation.

D) Invertébrés

De nombreuses études ont été réalisées pour étudier les effets du pétrole déversé sur les invertébrés aquatiques.

Le zooplancton a été échantillonné à un site contaminé dans l'aber Benoît et à un site non contaminé dans la baie de Brest entre mars 1978 et janvier 1979 ainsi qu'au printemps 1979 (Samain et collab., 1980). Les espèces de copépodes *Acartia clausi* et *Temora longicornis* ont été sélectionnées pour l'étude des conditions trophiques du milieu par l'analyse des enzymes digestives amylase et trypsine. En effet, le ratio entre ces deux enzymes chez une espèce varie selon les changements dans son alimentation et donc, dépend des conditions trophiques du milieu. En janvier 1979, pour *Acartia clausi* il n'existait pas de différences significatives entre la baie de Brest et l'aber Benoît. Cependant, des différences étaient observées en mai et en juin 1979. Des

différences ont également été observées chez *Temora longicornis* au printemps entre les deux sites. Ces résultats mettent en évidence une modification des conditions trophiques entre le site contaminé et le site de référence suite au déversement pétrolier. L'hypothèse présentée par les auteurs pour expliquer les différences des conditions trophiques entre les sites est que la concentration ou la composition du phytoplancton a été affectée par le pétrole. Conséquemment, les habitudes alimentaires du zooplancton ont changées aux sites contaminés.

La faune benthique des herbiers de zostères a été échantillonnée à plusieurs reprises en 1977, 1978 et 1979 (Jacobs, 1980). L'indice de diversité est passé de 2,26, en mars 1978, à 1,66, en mai 1978, à la suite du déversement pétrolier. L'indice de diversité ainsi que le nombre d'espèces ont augmenté durant l'été suivant suggérant un rétablissement de la faune benthique des herbiers de zostères.

Den Hartog et Jacobs (1980) ont également étudié les invertébrés présents dans les herbiers de zostère entre 1977 et 1979. Le nombre d'individus et le nombre d'espèces ont diminué après le déversement. D'après leurs résultats, les gastropodes ont été peu affectés. En revanche, chez les amphipodes, vingt-six espèces étaient retrouvées avant le déversement alors que seules cinq espèces étaient encore retrouvées après. Les populations de *Cumacea* spp., de *Tanaidacea* spp. et d'*Echinodermata* spp. semblaient rétablies un an après le déversement. Les effets sur les populations d'*Isopoda* spp. étaient difficilement détectables à cause de leur faible présence avant le déversement.

Le benthos sublittoral a été comparé entre le printemps et l'été 1978 par Cabioch et collaborateurs (1980). Les résultats de cette étude indiquent que, dans la baie de Morlaix, ce sont surtout les amphipodes qui ont été affectés ainsi que les espèces de polychètes *Phyllodoce kosteriensis* et *Terebellides stroemi*, qui n'ont pas été observés durant l'été 1978. Dans la baie de Lannion, une mortalité massive de *Pharus legumen* et d'*Echinocardium cordatum* a été constatée. Cette étude a également permis d'observer que le déversement pétrolier a surtout affecté les communautés des sédiments fins et, dans une moindre mesure, celles des sédiments mixtes.

Une étude réalisée sur les femelles du mollusque *Dentalium vulgare*, collectées après le déversement en 1978, a mis en évidence que le taux de fertilisation des oocytes était très faible (Koster et Van Den Biggelaare, 1980). De plus, les larves collectées en 1977 étaient formées normalement et nageaient de façon rapide et coordonnée près de la surface de l'eau, alors que

les larves collectées en 1978 présentaient des malformations et nageaient en tournant en rond. Les larves collectées en 1979 présentaient par contre une forme normale.

D'autres études ont été effectuées à plus long terme sur les populations d'invertébrés.

Un suivi du méiobenthos a été réalisé à la plage de Brouennou, de Corn ar Gazel et de Kersaint après le déversement. Bodin et Boucher (1983) ont réalisé une première étude jusqu'en novembre 1980. À Brouennou, les teneurs en hydrocarbures se situaient en dessous de 100 mg/kg durant l'année 1980. À Corn ar Gazel, les teneurs en hydrocarbures se situaient entre 50 et 150 mg/kg durant la même année. Les teneurs en hydrocarbures à Kersaint pour l'année 1980 ne sont pas rapportées dans l'étude. À Brouennou, entre août 1979 et novembre 1980, le rapport entre les nématodes et les copépodes se situait entre 11 et 172. Les autres groupes représentaient un faible pourcentage de la méiofaune. À Corn ar Gazel, entre septembre 1978 et juillet 1979, la densité de la méiofaune est passée de 4 697 à 1 666 individus par m². En août 1980, les copépodes harpacticoïdes représentaient 11,5 % de la méiofaune. À Kersaint, entre décembre 1979 et novembre 1980, le rapport entre les nématodes et les copépodes se situait entre 1,1 et 16,9. Les autres groupes représentaient 87 % de la méiofaune en mai 1980. Le suivi de ces trois plages s'est poursuivi jusqu'en 1984 par Bodin (1988). À la plage de Brouennou, en 1981, la densité des nématodes a augmenté alors que la densité des copépodes harpacticoïde a diminué par rapport à 1980. À Corn ar Gazel, en 1981, la méiofaune a recolonisé la plage et les densités étaient retournées à des valeurs similaires à celles du site de référence. À Kersaint, les copépodes représentaient une proportion plus élevée de la méiofaune qu'aux autres sites 25 % à cause de la granulométrie des sédiments. En 1981, la recolonisation de Kersaint par les nématodes et les copépodes a été observée. Cependant, en 1982, la densité de copépodes a diminué alors que la densité des nématodes a continué d'augmenter. Bodin (1991) a étudié la reproduction des copépodes aux mêmes sites entre 1978 et 1984. L'auteur a observé qu'entre la fin de 1978 et la fin de 1979, les hydrocarbures ont induit des effets sur la densité et les capacités de reproduction des copépodes harpacticoïdes. En effet, un délai d'un mois ou plus a souvent été observé dans l'apparition des femelles ovigères et des juvéniles.

Dans une autre étude, la méiofaune a été échantillonnée de mars à octobre 1978 dans la zone intertidale d'une crique au sud de l'Île de Batz et dans la zone sublittorale de Pierre Noire dans la baie de Morlaix (Boucher, 1980). Dans la zone intertidale, la densité de nématodes a décliné de 58 % entre mars et mai 1978. Par contre, en juin et juillet, la densité était similaire à celle mesurée

avant le déversement à cause de l'éclosion annuelle ayant lieu dans les sables intertidaux. En août et en octobre, la densité de nématodes était la plus faible observée jusqu'à ce moment confirmant la diminution générale de la population de nématodes. La densité des copépodes dans la zone intertidale est restée faible durant toute la période de l'étude. Dans la zone sublittorale, il n'a pas été possible d'observer des variations significatives dans la densité des nématodes et des copépodes durant la période de l'étude.

Bodin et collaborateurs ont également suivi les populations de nématodes et de copépodes à la station de Pierre Noire dans la baie de Morlaix entre 1978 et 1982. Ils ont observé que l'abondance des nématodes était plus faible en 1979 et en 1980 qu'avant le déversement. En 1980, leur abondance a augmenté au-dessus des valeurs moyennes de 1972, 1973 et 1974 mais a diminué par la suite. L'abondance des copépodes harpacticoïdes entre 1978 et 1982 n'était pas différente de celle mesurée avant le déversement.

Boucher et collaborateurs (1983) ont étudié le macrobenthos de sables fins de Pierre Noire et des vases sableuses de la rivière Morlaix entre avril 1978 et décembre 1982. À Pierre Noire, à la fin de l'étude, deux espèces d'amphipodes n'étaient toujours pas observées (*Corophim crassicornis* et *Photis longicaudata*) et trois espèces étaient très rares (*Ampelisca tenuicornis*, *Melita gladiosa* et *Melita obtusata*) comparativement à ce qui était observé avant le déversement. Entre avril 1979 et mars 1980, les densités moyennes annuelles du macrobenthos ont atteint 3 650 individus/m² et se sont stabilisées à 4 000 individus/m² entre avril 1980 et mars 1981. Entre juin 1982 et décembre 1982, une augmentation subite du polychète *Polydora antennata* a fait augmenter la densité à plus de 11 900 individus/m². Dans la rivière Morlaix, les populations d'*Ampelisca brevicornis* et *Cheirocratus intermedius* s'étaient entièrement rétablies à la fin de l'étude. Par contre, les espèces *Ampelisca armoricana*, *Ampelisca tenuicornis* et *Ampelisca spinimana* sont restées très rares durant la période de l'étude. Entre août 1979 et juin 1980 la densité moyenne annuelle du macrobenthos était de 2 753 individus/m². La densité a augmenté graduellement pour atteindre 6 700 individus/m² entre août 1982 et décembre 1982. Il y a eu une augmentation modérée du polychète *Polydora antennata* entre juin et août 1982.

Poggiale et Dauvin (2001) ont échantillonné la faune macrobenthique à la station de Pierre Noire dans la baie de Morlaix de 1977 à 1996. L'abondance de la communauté macrobenthique a diminué rapidement en 1978, après le déversement, du fait de la disparition d'*Ampelisca* spp. L'abondance de la communauté macrobenthique est restée faible jusqu'en 1985, sauf durant l'été

1982 où l'abondance de *Polydora pulchra* a fortement augmenté. *Ampelisca armoricana* a disparu de ce site en 1978, après le déversement. Un petit nombre d'individus a colonisé la station en 1981, mais l'abondance est restée faible jusqu'en 1986 pour augmenter de 1987 à 1991 et se stabiliser entre 1991 et 1996. Seuls quelques individus de l'amphipode *Ampelisca sarsi* ont été trouvés en 1978. La recolonisation de cette espèce a débutée en 1987 et a été suivie d'une augmentation de l'abondance jusqu'en 1991. Durant cette période, l'abondance a augmenté de 2 000 à 15 000 individus/m². De 1992 à 1996, l'abondance maximale était en général près de 10 000 individus/m². L'espèce *Ampelisca tenuicornis* a également disparu de la station de Pierre Noire en 1978. Elle a recolonisé la station en 1988. Entre 1991 et 1994, son abondance a augmenté de 2 000 à 20 000 individus/m² puis s'est maintenue jusqu'en 1996.

Dans la baie de Morlaix, à la station de Pierre Noire, des échantillons des communautés des sables fins ont été prélevés entre 1977 et 1985 par Dauvin et Ibanez (1986). Le tableau 2, tiré de Dauvin et Ibanez (1986), présente les dix espèces dominantes au cours des six périodes déterminées par une analyse en composantes principales. On remarque que la communauté a évolué rapidement durant les quatre premières années puis s'est stabilisée par la suite.

Tableau 2 Espèces d'invertébrés dominantes à la station Pierre Noire dans la baie de Morlaix d'avril 1977 à mars 1985

Avril 1977 – Juillet 1978		Août 1978 – Juillet 1979		Août 1979 – avril 1980	
	%		%		%
<i>Ampelisca sarsi</i>	45,3	<i>Paradoneis armata</i>	24,5	<i>Spio filicornis</i>	28,4
<i>Paradoneis armata</i>	16,7	<i>Spio filicornis</i>	21,6	<i>Paradoneis armata</i>	13,1
<i>Spio filicornis</i>	6,0	<i>Chaetozone setosa</i>	9,0	<i>Chaetozone setosa</i>	11,8
<i>Aricidea fragilis</i>	4,5	<i>Heterocirrus alatus</i>	7,2	<i>Abra alba</i>	5,9
<i>Chaetozone setosa</i>	4,1	<i>Aricidea fragilis</i>	6,1	<i>Scoloplos armiger</i>	5,8
<i>Marphysa bellii</i>	4,0	<i>Abra alba</i>	5,6	<i>Marphysa bellii</i>	4,6
<i>Aricidea cerrutii</i>	2,5	<i>Marphysa bellii</i>	4,0	<i>Thyasira flexuosa</i>	4,4
<i>Nephtys hombergii</i>	1,7	<i>Aricidea cerrutii</i>	3,8	<i>Aricidea fragilis</i>	3,7
<i>Hyalinoecia bilineata</i>	1,4	<i>Perioculodes longimanus</i>	2,6	<i>Venus ovata</i>	2,3
<i>Mediomastus fragilis</i>	1,2	<i>Abra prismatica</i>	1,6	<i>Urothoë pulchella</i>	1,8
Mai 1980 – Janvier 1981		Février 1981 – Janvier 1982		Février 1982 – Mars 1985	
	%		%		%
<i>Paradoneis armata</i>	11,6	<i>Ampelisca sarsi</i>	16,2	<i>Ampelisca sarsi</i>	24,6
<i>Spio filicornis</i>	10,7	<i>Paradoneis armata</i>	13,5	<i>Spio filicornis</i>	13,3
<i>Chaetozone setosa</i>	9,8	<i>Chaetozone setosa</i>	8,3	<i>Urothoë pulchella</i>	9,4
<i>Marphysa bellii</i>	9,7	<i>Urothoë pulchella</i>	7,3	<i>Paradoneis armata</i>	8,4
<i>Abra alba</i>	8,4	<i>Marphysa bellii</i>	6,6	<i>Nephtys hombergii</i>	5,9
<i>Ampelisca sarsi</i>	6,6	<i>Spio filicornis</i>	6,5	<i>Scoloplos armiger</i>	3,4
<i>Scoloplos armiger</i>	6,1	<i>Scoloplos armiger</i>	5,5	<i>Marphysa bellii</i>	3,2
<i>Thyasira flexuosa</i>	4,8	<i>Abra alba</i>	3,6	<i>Chaetozone setosa</i>	3,0
<i>Urothoë pulchella</i>	3,6	<i>Aricidea fragilis</i>	3,2	<i>Aricidea fragilis</i>	2,8
<i>Aricidea fragilis</i>	3,3	<i>Nephtys hombergii</i>	2,3	<i>Ampelisca typica</i>	2,6

Enfin, deux autres études ont également suivi la population de macroinvertébrés benthiques entre 1977 et 1996 à la station de Pierre Noire (Dauvin, 1998) et à la station de la rivière Morlaix (Dauvin, 2000). À Pierre Noire, la biomasse a chuté de 70 % en 1978 et est restée faible jusqu'en 1979. En 1980, l'augmentation de l'abondance d'*Abra alba* a fait doubler la biomasse. La biomasse moyenne annuelle des macroinvertébrés benthiques de Pierre Noire est passée de 7,3 g/m² en 1982 à 3,2 g/m² en 1983 puis a augmenté jusqu'à atteindre environ 11 g/m² en 1990. Entre 1990 et 1996, la biomasse moyenne annuelle était entre 9,2 et 11,73 g/m². Les auteurs ont conclu que les populations de macroinvertébrés benthiques du site de Pierre Noire ont eu besoin de quinze ans pour se rétablir. À la station de la rivière de Morlaix, la biomasse annuelle totale des macroinvertébrés benthique a augmenté de 1978 à 1982 et a diminué de 1982 à 1984. De 1985 à 1996, la biomasse était d'environ 8 g/m² ce qui était plus faible que les années précédentes.

Les mollusques bivalves *Abra alba* (figure 6) et *Abra prismatica* ont été suivis dans la baie de Morlaix entre 1977 et 1987 (Dauvin et Gentil, 1989). Il a été montré qu'*Abra alba* était capable de s'adapter aux conditions eutrophes du milieu causées par le pétrole en augmentant son potentiel de reproduction, sa croissance et son abondance. Quant à *Abra prismatica*, elle a montré de faible capacité d'adaptation. En effet, son abondance a peu augmenté et elle a montré une seule période de fraie par année après le déversement comparativement à trois pour *Abra alba*.



Figure 6 *Abra alba* (Hillewaert, 2005)

E) Poissons

Les populations de plies communes *Pleuronectes platessa* (figure 7) ont été suivies après le déversement de l'*Amoco Cadiz*. Un échantillonnage a été effectué entre 1978 et 1980 à l'aber

Benoît et à l'aber Wrach, impactés par le pétrole, ainsi que dans la baie de Douarnenez et aux ports de Loctudy et Ilé Tudy, qui ont servi de sites de référence (Haensly et collab., 1982). L'objectif de cette étude était d'observer les lésions histologiques dans divers tissus. À partir de décembre 1978, le pourcentage de poissons qui présentaient une nécrose des nageoires et de la queue a augmenté et était près de 100 % en février 1980, alors que les poissons récoltés aux sites de référence présentaient rarement de la nécrose. La concentration moyenne de cellules muqueuses dans les branchies des plies communes de l'aber Benoît était significativement plus élevée qu'à l'aber Wrach et qu'aux sites de référence, entre décembre 1978 et février 1980. De même, la concentration moyenne de cellules muqueuses dans les branchies des poissons de l'aber Wrach était plus élevée qu'aux sites de référence en avril 1979 et en février 1980. Par ailleurs, la fréquence de dégénération de la glande gastrique était significativement plus élevée aux sites impactés par le pétrole qu'aux sites de référence et des amas de macrophages étaient retrouvés plus fréquemment dans les foies des poissons de l'aber Benoît.

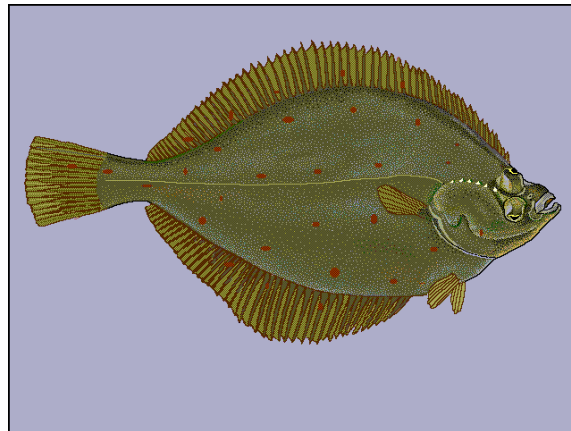


Figure 7 *Pleuronectes platessa* (Cada, s.d.)

Stott et collaborateurs (1983) ont quant à eux observé les lésions histologiques des ovaires chez les mêmes plies. Aux sites de référence, les concentrations de follicules primordiaux et primaires étaient plus élevées en été et plus faible en hiver alors que l'inverse était observé pour les follicules matures. À l'aber Benoît, les mêmes patrons ont été observés mais, les concentrations des différents follicules étaient plus faibles qu'aux sites de référence. À l'aber Wrach, les patrons étaient inversés. En effet, les concentrations de follicules primordiaux et primaires étaient plus élevées en hiver et plus faible en été. De plus, aucun follicule mature n'a été observé en été et en hiver.

Une autre étude s'est intéressée à la reproduction des plies communes (Miossec, 1981 et 1982). Dans cette étude, les rapports gonado-somatiques et le diamètre des ovocytes ont été mesurés chez les poissons entre novembre 1978 et avril 1980 aux abers Benoît et Wrach. Puis, les résultats ont été comparés à ceux de deux autres études : une étude réalisée à l'aber Benoît en 1967 et une étude réalisée dans la baie de Douarnenez en 1977. Durant l'hiver 1978-1979, les rapports gonado-somatiques n'ont pas dépassé 2,6 % (IC = 1,4) dans l'aber Benoît et 6,2 % (IC = 3,3) dans l'aber Wrach et sont faibles comparativement au rapport de 26,3 % mesurés dans la baie de Douarnenez. Durant l'hiver 1979-1980, les rapports gonado-somatiques maximaux étaient plus élevés que l'hiver précédent : 14,5 % (IC = 4,2) à l'aber Benoît et 10,9 % (IC = 2,0) à l'aber Wrach. Cependant, il est mentionné que ces valeurs sont tout de même inférieures au rapport de 26,4 % qui a été mesuré à l'aber Benoît en 1967. Les rapports gonado-somatiques sont restés à peu près similaires dans les hivers subséquents (Miossec, 1982). En effet, durant l'hiver 1980-1981, le rapport maximal était de 10 % (IC = 3,1) à l'aber Benoît et de 14 % (IC = 4,7) à l'aber Wrach et au cours de l'hiver 1981-1982, le rapport maximal était de 9% (IC = 2,0) à l'aber Benoît et de 13% (IC = 5,0) à l'aber Wrach. Le diamètre des ovocytes des plies collectées aux sites contaminés était presque toujours inférieur à 650 µm au cours de l'hiver 1978-1979 alors que chez les plies de la baie de Douarnenez en 1977 et de l'aber Benoît en 1967, le diamètre était compris entre 700 et 800 µm (Miossec, 1982). Au cours de l'hiver 1979-1980, le diamètre des ovocytes aux sites contaminés était de 750 µm. Cependant, il n'est pas possible d'affirmer que les rapports gonado-somatiques et les diamètres mesurés dans cette étude sont significativement différents de ceux mesurés à des sites de référence étant donné que les valeurs de référence proviennent d'études différentes et qu'aucun test statistique n'a été effectué. De ce fait, les différences observées peuvent être dues à la variabilité naturelle et non à l'effet du déversement de pétrole.

D'autres poissons plats ont également été observés par Miossec (1981). De la nécrose des nageoires a été observée fréquemment chez le flet commun *Platichthys flesus* en 1978 mais beaucoup moins en 1979. Sa reproduction ne semblait pas avoir été affectée. Les limandes communes *Limanda limanda* capturées ne présentaient pas de nécroses des nageoires. En revanche, 37,2 % des individus de la sole commune *Solea vulgaris* de l'aber Wrach et 41,1 % des individus de cette espèce de l'aber Benoît présentaient des nageoires nécrosées. Les quelques individus de la sole-pôle *Solea lascaris* et de la petite sole jaune *Buglossidium luteum* récoltés durant l'étude ne présentaient pas de nécrose des nageoires. La capacité de déplacement des poissons d'un site à un autre peut contribuer à biaiser ce type d'observations.

F) Oiseaux

À la suite du déversement, 4 572 oiseaux de trente-trois espèces ont été retrouvés mazoutés (Jones et collab., 1979). Parmi les oiseaux touchés, il y avait une grande proportion de macareux *Fratercula arctica*. Les autres espèces qui ont été mazoutées sont : *Alca torda*, *Uria aalge*, *Phalacrocorax aristotelis*, *Larus* spp., *Phalacrocorax* spp., *Sula bassana*, *Gavia immer* et *Gavia artica* (Jones et collab., 1979 ; Monnat, 1978). Toutefois, Jones et collaborateurs (1979) ont observé que seulement 6 % des 48 carcasses d'oiseaux relâchées entre 7,5 et 30 km au nord de Roscoff ont été retrouvés. Ceci indique que le nombre d'oiseaux morts à la suite du déversement est sous estimé car un certain nombre de carcasses peuvent coulées lors de leur dérive dépendamment des conditions météorologiques. À notre connaissance, aucune étude n'a porté sur les effets du déversement sur les populations d'oiseaux plusieurs années après l'accident de l'Amoco Cadiz.

G) Mammifères

À notre connaissance, aucune étude portant sur les effets à long terme du déversement de l'Amoco Cadiz sur les mammifères n'a été réalisée.

2.1.2.4 Discussion

Les conditions météorologiques ont restreint les capacités d'intervention et il s'est très rapidement formé de la mousse qui n'a pu être contrôlée, même après les applications de dispersants parce que ceux-ci sont généralement peu efficaces contre les émulsions pétrole/eau. Une grande partie du littoral a été contaminée par le pétrole. À l'approche de la saison touristique, les autorités ont effectué le nettoyage des plages rapidement. Ils ont utilisé plusieurs types de méthodes d'intervention, dépendamment du type de milieu, sans nécessairement tenir compte du bénéfice environnemental.

Du pétrole a persisté pendant plusieurs années aux sites de faible énergie et constitués de sédiments meubles. Par exemple, dans les marais, des composés associés au pétrole de l'Amoco Cadiz étaient encore mesurés vingt-trois ans après le déversement. Les constituants du pétrole ont également été assimilés par les organismes. À titre d'exemple, les huîtres qui étaient cultivées dans les endroits contaminés ont bioaccumulé des hydrocarbures. Cependant, la dépuración de ces huîtres a été observée au fur et à mesure que les concentrations d'hydrocarbures dans le milieu ont diminué.

Enfin, le pétrole déversé a eu des effets sur un certain nombre d'organismes, à court et long termes. Ainsi, le déversement a causé des proliférations bactériennes durant la période chaude, pendant quelques années après le déversement. L'évolution à long terme des communautés bactériennes dépendait du site et du type de sédiments. Une étude a mis en évidence que des algues ayant un potentiel commercial ont vu leur activité métabolique, ainsi que leur croissance, augmenter pendant un certain temps. Ceci a été suivi d'une période où les algues étaient fragilisées. Toutefois, leur reproduction ne semblait pas avoir été affectée. Dans les marais, la végétation a pris plus de cinq ans pour se rétablir. Le nettoyage à forte intensité a enlevé la couche supérieure des sédiments et a causé la mortalité de certaines espèces, ce qui a pu retarder le rétablissement dans les zones traitées. Des impacts initiaux ont été observés chez le zooplancton et les invertébrés benthiques. Une diminution de l'abondance et de l'indice de diversité ainsi qu'une altération de l'assemblage des invertébrés ont été observées. Les amphipodes ont été les plus touchés par la contamination. La reproduction des copépodes a été également affectée. À partir de 1996, l'abondance semblait s'être stabilisée mais celles de plusieurs espèces n'étaient pas revenues aux valeurs d'avant le déversement. La faune benthique de la Pierre Noire a été plus fortement impactée que celle de la rivière Morlaix. Cette observation semblait être causée par une plus grande présence d'espèces sensibles aux hydrocarbures à la Pierre Noire que dans la rivière Morlaix. La plie commune *Pleuronectes platessa* a été l'espèce de poisson la plus étudiée après le déversement. De la nécrose des nageoires ainsi que des lésions histologiques dans les branchies, le foie et les ovaires ont été observées. D'autres espèces de poissons ont également subi de la nécrose des nageoires lors d'observations effectuées peu de temps après le déversement. Enfin, les oiseaux ont subi une mortalité massive suite au déversement mais à notre connaissance les effets à plus long terme sur les populations n'ont pas été suivis. Les données répertoriées mettent en évidence que le déversement de l'*Amoco Cadiz* a eu un effet assez important et généralisé. Beaucoup d'espèces ont mis plusieurs années avant de se rétablir.

2.1.3 Exxon Valdez

Le 24 mars 1989, le pétrolier américain *Exxon Valdez* s'est échoué sur le récif Bligh dans le détroit du Prince William en Alaska. Environ 35 800 tonnes de pétrole brut d'Alaska, *Prudhoe Bay*, sont déversées après quelques jours de mauvais temps dans le détroit et quelques milliers de kilomètres de littoral se retrouvent mazoutés (Cedre, 2014). Ce déversement a eu lieu au printemps dans un environnement nordique froid assez similaire à celui du golfe Saint-Laurent. Quoique les espèces marines du Pacifique nord-est soient quelques fois différentes des espèces

de l'Atlantique nord-ouest, la structure des écosystèmes est relativement comparable et les informations scientifiques obtenues de l'accident de l'*Exxon Valdez* peuvent être considérées comme très pertinentes pour le système du Saint-Laurent. Pour cette raison, nous avons particulièrement détaillé les informations disponibles. Le pétrole brut d'Alaska est un brut moyen avec une densité API de 24,8 ° (EC, 2001). La figure 8 montre l'endroit de l'échouement du navire et l'évolution du pétrole dans le détroit du Prince William et dans le Golfe de l'Alaska (Carpenter et collab., 1991).

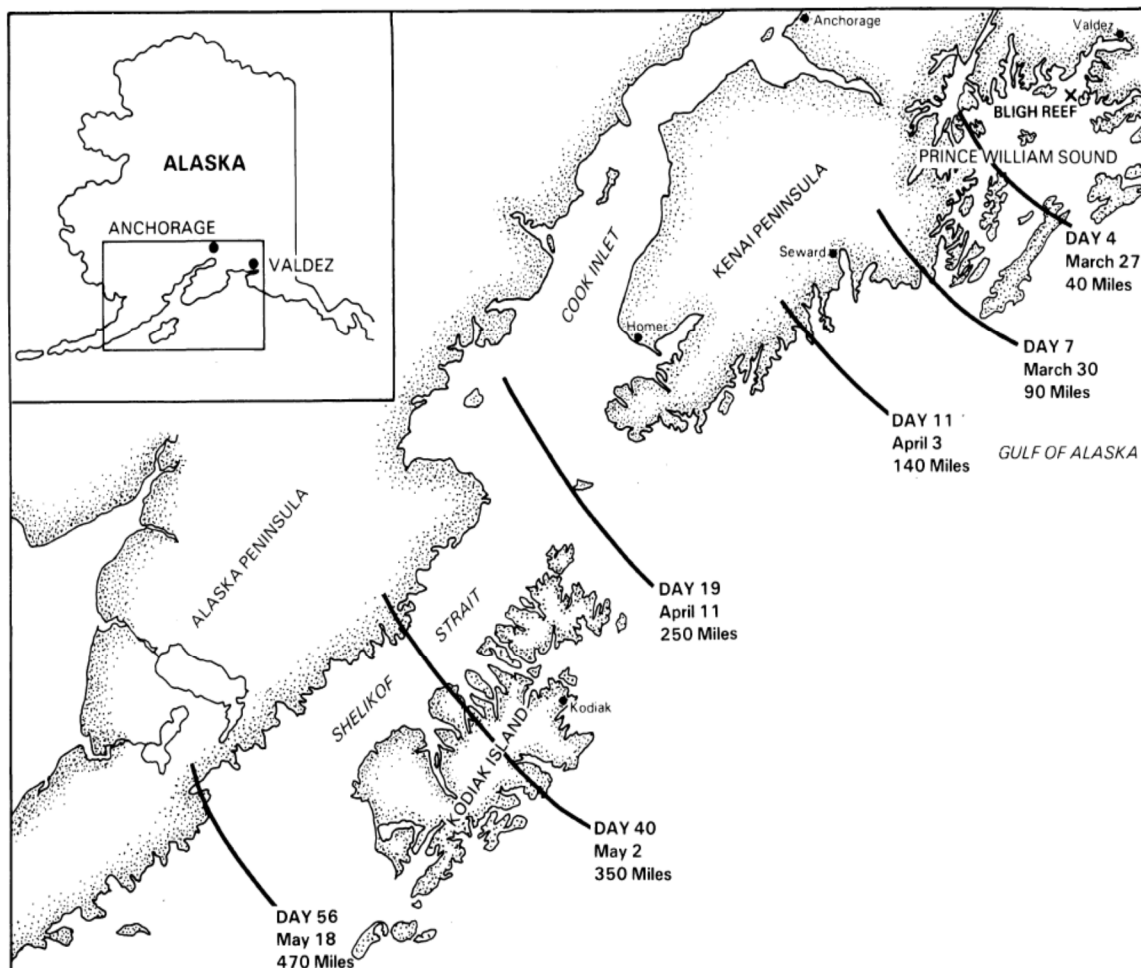


Figure 8 Lieu de l'échouement de l'*Exxon Valdez* et évolution du pétrole dans le détroit du Prince William et dans le Golfe de l'Alaska entre le 24 mars et le 18 mai 1989

2.1.3.1 Réponse au déversement

Dans les jours suivant le déversement, la compagnie *Exxon* a mobilisé le matériel nécessaire pour le confinement et la récupération en mer du pétrole déversé. Des barrages et des estacades ont

été déployés et des écrémeurs ont été utilisés afin de récupérer le pétrole (Noerager et Goodman, 1991). Entre le 24 et 28 mars 1989, du dispersant *Corexit 9527* a été épandu à la surface de l'eau sans grand succès (Shigenaka, 2014). En effet, la majorité du pétrole s'était transformé en mousse par l'action des vents et des vagues et le dispersant s'est avéré inefficace. Le 25 mars, des essais de brûlage *in-situ* ont été effectués. Entre 60 000 et 120 000 litres de pétrole ont été brûlés en pleine mer pendant 45 minutes avec une efficacité de brûlage de 98 % et plus (Allen, 1991). Au vu des résultats, cette technique a été à nouveau utilisée le lendemain. Cependant, les 27 et 28 mars, une tempête a dispersé le pétrole et l'a mélangé avec l'eau. Dans ces conditions, le brûlage *in-situ* ne pouvait plus être envisagé (Shigenaka, 2014).

Lors de la tempête, le pétrole s'est dirigé vers les côtes et des barrages absorbants ont été déployés afin de protéger certaines ressources jugées prioritaires comme par exemple les rivières à saumon (NOAA, 1992). Malgré ces efforts, plus d'une centaine de sites ont été touchés par le pétrole (*Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council*, 2009). C'est alors que les opérations de nettoyage des berges ont commencé. En 1989, 1 068 km des 1 271 km de littoral touché par le pétrole dans le détroit du Prince William et 3 217 km des 3 951 km de littoral touché à l'extérieur du détroit dans le Golfe de l'Alaska ont été nettoyés pendant l'été avec différentes méthodes d'intervention (Shigenaka, 2014). Le nettoyage par jet d'eau chaude à haute pression (*high pressure heated seawater*) et le nettoyage par jet d'eau froide à basse pression ont été majoritairement utilisés (Kelso et Kendziorek, 1991). De l'enlèvement manuel à l'aide de pelles, de sceaux et d'absorbants a été également réalisé à plusieurs endroits (Kelso et Kendziorek, 1991). 200 km de berges dans le détroit du Prince William et 735 km de berges à l'extérieur du détroit n'ont pas nécessité de traitements additionnels après l'été 1989 (Shigenaka, 2014). Par ailleurs, durant cet été, des tests ont été effectués localement avec le dispersant *Corexit 7664* et le nettoyeur de plage *Corexit 9580 M2* pour évaluer leurs effets à court terme sur la faune intertidale (Lees et collab., 1993). Ces produits n'ont pas été utilisés à grande échelle (NOAA, 1992).

Durant l'hiver 1989, les tempêtes ont contribué à l'enlèvement naturel du pétrole. Selon les données récoltées par Michel et collaborateurs (1991) à dix-huit stations de la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), la quantité de pétrole à la surface des sédiments a diminué de 90 % sur le littoral exposé à des vagues de forte énergie, de 70 % sur le littoral exposé sporadiquement à des vagues de forte énergie et de 70 % sur le littoral à l'abri des vagues. Dans la même étude, il a été évalué que la perte de pétrole sous la surface des sédiments, en terme de

poids, entre septembre 1989 et mars 1990 a été de 40 %. Jahns et collaborateurs (1991) ont également observé une diminution de la quantité moyenne de pétrole dans les sédiments de 50 % lors d'un échantillonnage effectué à seize stations durant la même période.

L'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (USEPA), en collaboration avec la compagnie *Exxon*, a conduit des essais de bioremédiation au cours de l'été 1989 afin de déterminer si cette technique pourrait être utilisée en support aux interventions de nettoyage déjà menées (USEPA, 1991). Les essais ont eu lieu à Snug Harbor et à Passage Cove avec plusieurs types de fertilisants : des formulations à libération lente sous forme de briquelette et de granules (*Customblend*), un fertilisant oléophile (*Inipol EAP 22*) et un fertilisant en solution aqueuse. Suite à ces essais, l'USEPA a recommandé à *Exxon* d'utiliser le fertilisant oléophile pour traiter les zones ayant du pétrole en surface seulement et d'utiliser le fertilisant à libération lente en granules en combinaison avec le fertilisant oléophile pour traiter les zones ayant du pétrole à la fois en surface et plus en profondeur (Pritchard et Costa, 1991). Environ 80 kilomètres de côtes ont été traitées avec cette méthode la même année (Pritchard et Costa, 1991). En 1990, un programme de suivi à Knight Island a été mis sur pied par *Exxon*, l'USEPA, l'*Alaskan Department of Environmental Conservation* (ADEC) et l'Université de l'Alaska. Ce programme a permis de montrer que l'addition de fertilisants aux endroits où le pétrole était encore peu dégradé augmentait le taux de biodégradation de 3 à plus de 5 fois par rapport au taux naturel (Bragg et collab., 1993). De plus, les concentrations médianes de bactéries dégradant les hydrocarbures aux sites ayant reçu un traitement de fertilisation étaient de 0,96 à 185,00 x 10⁴ cellules/g de sédiments de surface et de 1,02 à 582,00 x 10⁴ cellules/g de sédiments sous la surface (Lindstrom et collab., 1991). Aux sites n'ayant pas reçu de traitement de fertilisation les concentrations médianes de bactéries dégradant les hydrocarbures étaient de 0,59 à 127,00 x 10⁴ cellules/g de sédiments de surface et de 0,47 à 117,00 x 10⁴ cellules/g de sédiments sous la surface (Lindstrom et collab., 1991). D'autres essais de terrain ont été conduits à Disk Island et à Elrington Island par l'USEPA (USEPA, 1991). Un nombre de 378 des 587 segments de plages traités par d'autres méthodes cette année-là ont également reçu des applications de fertilisants (NOAA, 1992). Aucun effet négatif n'a été observé suite au traitement par bioremédiation des sites de Snug Harbor et Passage Cove (Pritchard et collab., 1991). Les fertilisants n'ont pas causé d'eutrophication, n'étaient pas toxiques pour les espèces marines sensibles, n'ont pas causé de libération de pétrole résiduel non dégradé et ont accéléré le nettoyage d'approximativement deux mois selon les travaux de Pritchard et

collaborateurs (1991). Il s'agit de résultats très positifs mais il s'agit une méthode appliquée sur une zone très limitée du déversement.

2.1.3.2 Contamination résiduelle

A) Dans les sédiments

Malgré la diminution des quantités de pétrole à la suite des processus naturels et des méthodes d'intervention, ce dernier a persisté pendant plusieurs années dans plusieurs sites.

À titre d'exemple, en 1990, la concentration moyenne d'HAP était de 4,979 mg/kg dans les sédiments des herbiers de zostères et de 0,601 mg/kg dans les sédiments des varechs contaminés par le pétrole (Dean et Jewett, 2001). En août 1991, Michel et Hayes (1993) ont observé que des plages dans le détroit du Prince William contenaient encore des quantités appréciables de pétrole sous la surface à certains sites allant jusqu'à 10 000 mg/kg d'hydrocarbures pétroliers totaux. Irvine et collaborateurs (1999) ont évalué, entre 1992 et 1994, la contamination résiduelle à cinq sites recouverts par des blocs rocheux (*boulders*) dans le Golfe de l'Alaska qui avaient reçus un traitement. Il a été estimé qu'entre 16,1 et 25,8 % de l'aire en surface était contaminée par le pétrole. 44 des 75 échantillons de sédiments sous la surface contenaient des traces de pétrole jusqu'à une profondeur maximale de 10 cm en 1994. De plus entre 1994 et 1999, la profondeur de la contamination n'avait pas diminué et le pétrole s'était peu dégradé (Irvine et collab., 2006). D'après ces auteurs, la persistance du pétrole sous la surface a été causée par le recouvrement des sédiments par des blocs rocheux. En effet, les plages de blocs rocheux ont un potentiel de pénétration du pétrole élevé et le recouvrement par les blocs rocheux protège les sédiments fins sous-jacents de l'érosion permettant au pétrole de persister sous la surface (Petersen et collab., 2002). Ceci a donc limité l'élimination naturelle du pétrole des sédiments de la plage par l'action des vagues. La contamination des plages par la mousse formée après le déversement, qui est plus difficilement dégradable, explique également la persistance du pétrole à ces sites.

Plusieurs autres auteurs ont également suivi la persistance du pétrole plus d'une décennie après le déversement. Entre 1990 et 1999, la concentration médiane d'HAP totaux dans les sédiments des sites les plus contaminés du détroit du Prince William était de 0,117 mg/kg (Page et collab., 2002). En 2001, du pétrole a été observé sur 53 des 91 segments de plages sélectionnés dans le cadre de l'étude de Short et collaborateurs (2004). De ces 53 segments, 11 avaient du pétrole seulement en surface, 14 avaient du pétrole seulement sous la surface et 28 avaient du pétrole à

la fois en surface et sous la surface. Les auteurs ont estimé qu'il restait 4,13 hectares de contamination en surface et 7,80 hectares de contamination sous la surface. Entre 2001 et 2005, la surface des plages contaminées par le pétrole a diminué de 3 à 4 % par année (Short et collab., 2007). En 2007, des sédiments sous la surface de vingt-deux sites qui ont été gravement touchés par le pétrole ont été échantillonnés (Boehm et collab., 2008). 92,6 % des échantillons de sédiments contenaient peu ou pas de pétrole. Les concentrations en hydrocarbures extractibles totaux étaient plus élevées dans la zone intertidale supérieure et moyenne. Cette étude a permis de conclure que dix-huit ans après le déversement, le pétrole de l'*Exxon Valdez* avait en grande partie disparu mais que des plaques de résidus persistaient encore sous la surface des sédiments et qu'elles étaient distribuées irrégulièrement sur les plages. Nixon et Michel (2015) ont utilisé des données de terrain déjà publiées sur la présence de pétrole sous la surface des sédiments ainsi que des variables indépendantes afin de prédire les probabilités de retrouver du pétrole sous la surface dans le détroit du Prince William. Les variables indépendantes utilisées pour le calcul sont la quantité de pétrole initiale échouée sur les plages, la géomorphologie des plages et l'exposition des plages aux vents et aux vagues. Les sites ayant une probabilité élevée de contenir du pétrole résiduel sous la surface des sédiments sont localisés dans la partie nord de Knight Island, à Disk Island, à Eleanor Island, à Smith Island ainsi qu'à quelques endroits isolés comme Green Island, la partie sud de Knight Island et d'autres sites plus au sud (figure 9, tirée de Nixon et collab., 2015). Dans l'ensemble de la zone étudiée, une longueur totale de deux kilomètres de plages a une probabilité supérieure à 25 % de contenir du pétrole sous la surface.

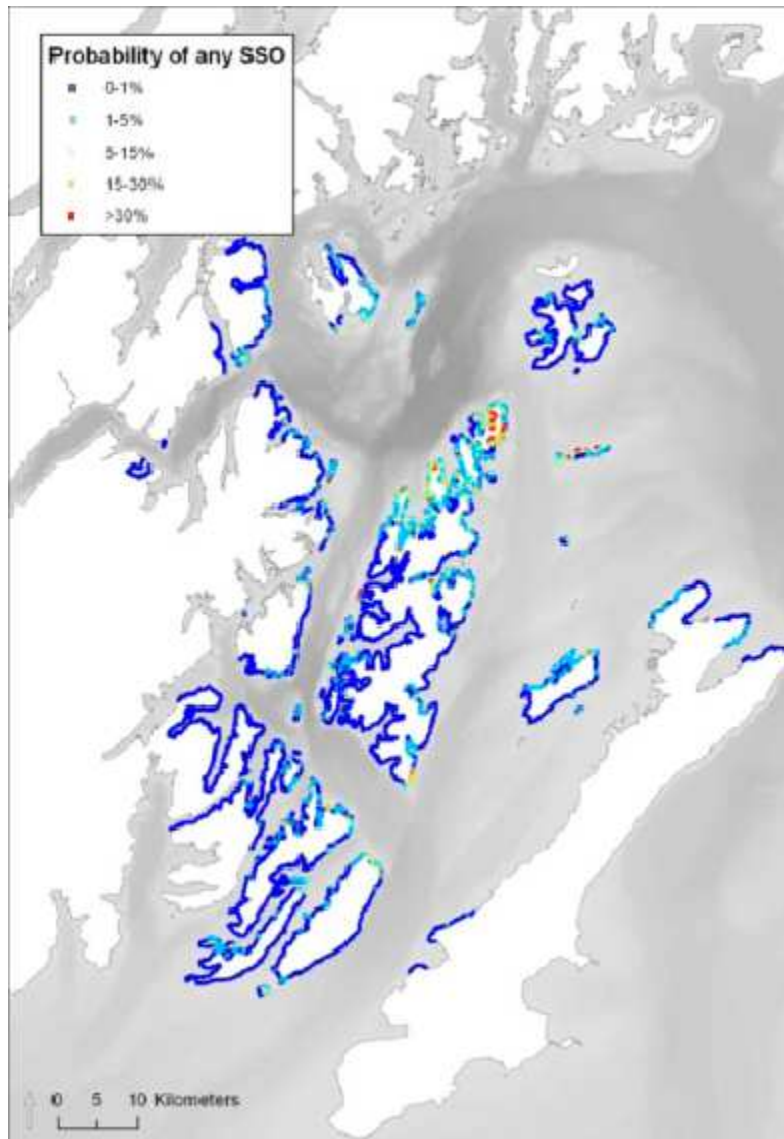


Figure 9 Probabilités de retrouver du pétrole sous la surface des sédiments aux sites impactés par le déversement de l'Exxon Valdez

B) Dans les bivalves

Les bivalves sont souvent utilisés comme bioindicateurs de la contamination des organismes en raison du fait que ce sont des organismes qui bioaccumulent les contaminants dans leurs tissus. Dans le cadre des études réalisées à la suite de l'échouement de l'*Exxon Valdez*, ce fut le cas pour la moule *Mytilus trossuslus* et le bivalve *Protothaca staminea*. À noter que la moule *Mytilus trossuslus* est présente dans l'estuaire du Saint-Laurent et qu'une autre espèce très similaire, *Mytilus edulis*, est très répandue dans toute la partie maritime du Saint-Laurent.

La moule *Mytilus trossulus* a été largement utilisée pour le suivi de la contamination par le pétrole car elle filtre de grandes quantités d'eau et bioaccumule les hydrocarbures dans ses tissus puisqu'elle n'a pas la capacité de les métaboliser. Lorsque la concentration d'hydrocarbures dans le milieu diminue, la moule se dépure et libère alors les hydrocarbures accumulés. Puisque certaines méthodes de nettoyage peuvent être très agressives, certains milieux sensibles, comme les moulières, n'ont pas subi de nettoyage suite à l'échouement de l'*Exxon Valdez*. De ce fait, du pétrole a pu persister dans les moulières. Un échantillonnage, effectué de 1992 à 1995, a révélé que les sédiments de 35 des 83 moulières échantillonnées dans le détroit du Prince William montraient des concentrations moyennes annuelles d'hydrocarbures pétroliers totaux de plus de 7000 mg/kg poids humide, 7 montraient des concentrations comprises entre 5000 et 7000 mg/kg poids humide et 13 montraient des concentrations comprises entre 1000 et 5000 mg/kg poids humide (Carls et collab., 2001). Dans les tissus de ces moules, les concentrations moyennes annuelles d'HAP totaux étaient supérieures à 1 mg/kg poids sec pour 21 moulières, pour au moins une année d'observation. Notons que durant la période de l'étude, les concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux et d'HAP ont diminuées. Toutefois, en 1995, les concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments et les moules de la majorité des sites étaient toujours supérieures aux teneurs de fond indiquant une source chronique de contamination des moules.

Des moules récoltées en 1996 dans trois moulières impactées par le pétrole avaient des concentrations tissulaires d'HAP totaux comprises entre 0,6 et 2,0 mg/kg poids sec alors que les concentrations dans des moules provenant de deux sites de référence étaient comprises entre 0,01 et 0,12 mg/kg poids sec (Thomas et collab., 1999b). Plusieurs études réalisées dans les années subséquentes ont mis en évidence une diminution des concentrations de HAP dans les tissus des moules. Ainsi, la concentration moyenne en HAP totaux de 218 échantillons de moules collectées de 1998 à 2002 dans le détroit du Prince William à des sites impactés par le déversement était de 0,054 mg/kg poids sec (Boehm et collab., 2004). Ces concentrations d'HAP étaient similaires aux concentrations mesurées dans des moules collectées à des sites témoins, n'ayant pas été contaminés par le pétrole. De plus, les moules échantillonnées en 2002 à des sites ayant une contamination élevée en HAP dans les sédiments ne contenaient pas une concentration élevée en HAP dans leurs tissus suggérant ainsi que les résidus de pétrole à ces sites n'était pas biodisponibles pour les moules (Boehm et collab., 2004). En 2004, les niveaux d'HAP dans les tissus des moules du détroit du Prince William et du Golfe de l'Alaska étaient en dessous des niveaux de fond (Reynolds et Braman, 2009). Page et collaborateurs (2005) ont également

observé une diminution des concentrations de HAP totaux dans les tissus des moules entre 1990 et 2002 de 25 % par année.

Carls et collaborateurs (2004a) ont conduit des expériences en 1994 afin de restaurer certaines moulières impactées par le pétrole. Pour ce faire, les moules ont tout d'abord été enlevées et rincées à l'eau de mer. Puis, les sédiments contaminés ont été dragués et remplacés par des sédiments propres. Les moules ont ensuite été replacées sur les sédiments propres. Le suivi s'est effectué pendant cinq ans après la restauration. Les concentrations d'hydrocarbures pétroliers totaux dans les sédiments ont diminué rapidement après la restauration mais ont augmentées légèrement dans les années suivantes. En 1999, les concentrations dans les sédiments des moulières restaurées et non restaurées étaient tout de même supérieures aux concentrations des sites témoins non impactés par le pétrole, déterminées par Carls et collaborateurs (2001). Les concentrations d'HAP dans les tissus des moules tendaient à augmenter après la restauration mais déclinaient par la suite. La restauration ne s'est pas avérée plus efficace que l'atténuation naturelle pour enlever le pétrole des sites contaminés.

Le bivalve *Protothaca staminea* a également été utilisé pour le suivi de la contamination car il a la capacité de bioaccumuler et de libérer les hydrocarbures en fonction de la concentration dans le milieu et il est consommé par la faune et les humains. Les concentrations tissulaires d'HAP ont diminué entre 1990 et 1992, mais des différences significatives entre les sites impactés et non impactés ont été observées jusqu'en 1997 (Shigenaka et collab., 1999). Cette espèce a bioaccumulé les HAP à des concentrations légèrement plus élevées que les concentrations mesurées dans les moules du fait qu'elle vit enterrée dans les sédiments et qu'elle était par conséquent plus exposée au pétrole résiduel que les moules, qui vivent à l'interface eau/sédiments (Shigenaka et collab., 1999).

2.1.3.3 Impacts résiduels

Les effets du déversement de l'*Exxon Valdez* sur les écosystèmes étaient toujours observés en 2014. En effet, l'*Exxon Valdez Oil Spill Trustees Council* considérait que certaines espèces n'étaient pas encore rétablies. Le tableau 3 présente l'évolution du statut des ressources ayant été touchée à la suite du déversement (*Exxon Valdez Oil Spill Trustees Council*, 2014). En 2014, les communautés intertidales, le groupe d'épaulards AB et les sédiments étaient en voie de rétablissement. Par contre, on peut constater que le groupe d'épaulards AT1, les guillemots

marbrés, les guillemots colombins et les harengs du Pacifique n'étaient pas en voie de rétablissement.

Les prochaines sections présentent un portrait des impacts résiduels associés à l'échouement de l'*Exxon Valdez*, observés lors des études de suivi de la faune et de la flore du détroit du Prince William et du Golfe de l'Alaska.

Ressource	Statut en 1996	Statut en 1999	Statut en 2002	Statut en 2006	Statut en 2010	Statut en 2014
Sites archéologiques	En rétablissement	En rétablissement	Rétablis	Rétablis	Rétablis	Rétablis
Pygargues à tête blanche	Rétablis	Rétablis	Rétablis	Rétablis	Rétablis	Rétablis
Garrots d'Islande	ND	ND	ND	ND	En rétablissement	Rétablis
Huîtres de Bachman	Inconnu	En rétablissement	Rétablis	En rétablissement	En rétablissement	Probablement rétablis
Palourdes	Inconnu	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	Rétablies
Oiseaux plongeurs	Inconnu	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Rétablis	Rétablis	Rétablis
Guillemots de Troïl	En rétablissement	En rétablissement	Rétablis	Rétablis	Rétablis	Rétablis
Cormorans	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Rétablis	Rétablis	Rétablis
Truites fardées	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Probablement rétablies	Probablement rétablies
Aires naturelles désignées	Inconnu	Inconnu	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement
Ombles <i>Salvelinus malma</i>	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Rétablies	Rétablies	Rétablies
Phoques communs	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Rétablis	Rétablis	Rétablis
Canards harlequins	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	Rétablis

Communautés intertidales	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement
Tableau 3 Statut des ressources impactées par le déversement de l'Exxon Valdez entre 1996 et 2014						
Ressource	Statut en 1996	Statut en 1999	Statut en 2002	Statut en 2006	Statut en 2010	Statut en 2014
Épaulards AB	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement
Épaulards AT1	ND	ND	ND	ND	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement
Guillemots de Kittlitz	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Guillemots marbrés	Pas en rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	Inconnu	Inconnu	Pas en rétablissement
Moules	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	Rétablies
Harengs du Pacifique	Pas en rétablissement	En rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement
Guillemots colombins	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement	Pas en rétablissement
Saumons roses	En rétablissement	En rétablissement	Rétablis	Rétablis	Rétablis	Rétablis
Loutres de rivière	Inconnu	Rétablies	Rétablies	Rétablies	Rétablies	Rétablies
Sébastes	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Probablement rétablis	Probablement rétablis
Loutres de mer	Pas en rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	Rétablies
Sédiments	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement	En rétablissement

Saumons sockeyes	En rétablissement	En rétablissement	Inconnu	Rétablis	Rétablis	Rétablis
Communautés subtidales	En rétablissement	En rétablissement	Inconnu	Inconnu	Probablement rétablies	Probablement rétablies

A) Communauté bactérienne

Lindstrom et collaborateurs (1991) ont remarqué l'augmentation du nombre de bactéries capables de dégrader les hydrocarbures après la deuxième application de fertilisants *Cumtomblend* et *Inipol EAP 22* à la fin de l'été 1990. Prince et collaborateurs (1993) ont effectué un échantillonnage des sédiments entre septembre 1989 et septembre 1990 suite à l'application de ces fertilisants sur les plages. Ils ont observé une augmentation du nombre de bactéries hétérotrophes et de bactéries capables de dégrader les hydrocarbures de 10 à 100 fois par rapport aux sites de référence. Cet effet du fertilisant n'a cependant duré qu'un à deux mois. Ils ont également observé que les bactéries capables de dégrader les hydrocarbures représentaient entre 10 et 40 % de la population de bactéries hétérotrophes en septembre et en octobre 1989 mais que ces dernières représentaient moins de 1 % à l'été 1990 autant aux sites traités qu'aux sites de référence.

B) Algues

Les études de suivi des impacts à long terme du déversement de l'*Exxon Valdez* sur les algues ont majoritairement portées sur *Fucus gardneri* (figure 10), une algue brune présente dans la zone intertidale. Entre septembre 1989 et mai 1991, Stekoll et Deysher (2000) ont observé les populations de cette algue dans trois habitats, rocheux abrité, à texture grossière et estuarien, du détroit du Prince William, de la région Cook Inlet-Kenai et de la péninsule du Kodiak et de l'Alaska. En général, la biomasse et le pourcentage de couverture ont été réduits dans la plupart des habitats impactés par le pétrole par rapport aux sites de référence. Des différences entre les paramètres mesurés pour décrire la reproduction, la structure de la population et l'épiphytisme ont également été observées entre les sites contaminés et non contaminés par le pétrole. Dans la même période, *Fucus gardneri* et d'autres espèces d'algues ont disparu de façon significative des zones intertidales moyenne et supérieure des habitats rocheux aux sites touchés par le pétrole et nettoyés par jet à haute pression (Stekoll et collab., 1993). Vingt-neuf mois après le déversement, la couverture de *Fucus gardneri* était d'environ 80 % aux sites non impactés et de moins de 1 % aux sites impactés, indépendamment de l'intensité du traitement au jet d'eau, intense et moins intense (De Vogelare et Foster, 1994). Cependant, le nombre de recrues semblaient plus élevé aux sites nettoyés par jet d'eau à faible intensité.



Figure 10 *Fucus gardneri* (Mosquin, s.d.)

Skalski et collaborateurs (2001) ont montré qu'en 1992, la couverture de *Fucus gardneri* était relativement stable et comparable entre les sites impactés non nettoyés ou nettoyés par rinçage à l'eau froide, les sites impactés et nettoyés par jet d'eau chaude à haute pression et les sites non impactés. Néanmoins, en 1994, la hauteur moyenne de la population de *Fucus gardneri* à leur limite supérieure était plus basse de 0,4 m aux sites contaminés par le pétrole par rapport aux sites contrôles (Stekoll et Deysher, 1996). Entre 1991 et 1995, le taux d'implantation des zygotes était toujours plus élevé aux sites non impactés par le pétrole comparativement aux sites impactés dans la zone intertidale supérieure (Van Tamelen et collab., 1997). Dans la zone intertidale inférieure, le taux d'implantation des zygotes aux sites impactés était devenu similaire à celui des sites non impactés en 1993, soit trois ans après le déversement (Van Tamelen et collab., 1997). Driskell et collaborateurs (2001) ont par ailleurs observé, qu'aux sites impactés par le pétrole et les méthodes d'intervention, la couverture de *Fucus gardneri* a augmenté de 1990 à 1993 et a diminué de 1994 à 1995. Les auteurs attribuent ce déclin au fait qu'une seule cohorte de *Fucus gardneri* a colonisé les sites impactés, occupant tout l'espace pendant quelques années, et a décliné de façon synchrone par la suite sans qu'une autre cohorte ne la remplace. Un tremblement de terre ayant eu lieu en 2000 à Knight Island dans le détroit du Prince William a permis d'observer, par estimation du pourcentage de couverture à partir de photographies, le même type de patron de colonisation consécutif à une perturbation majeure de la végétation. Mearns et collaborateurs (2008) ont mesuré le temps nécessaire pour la colonisation de la zone intertidale fraîchement dépouillé de sa végétation par des espèces de *Fucus*. La colonisation de la

zone intertidale moyenne et supérieure par des espèces de *Fucus* a ainsi été complétée en 2003. Cependant, deux sites ont montré une diminution du pourcentage de couverture après 2003 qui a été suivie d'une augmentation en 2006 et 2007. Ainsi, ces patrons de colonisation étaient similaires à ceux observés aux sites contaminés par le pétrole à la suite du déversement de l'*Exxon Valdez* et nettoyé par la suite en 1990. Ces résultats suggèrent que les patrons de colonisation observés après le déversement font partie d'un processus normal de colonisation après une perturbation majeure.

C) Plantes

Lors d'une étude menée en 1991 sur les herbiers de zostères, les paramètres suivants ont été observés à des sites non impactés, des sites impactés non nettoyés ou nettoyés par jet d'eau froide à basse pression et des sites impactés et nettoyés par jet d'eau chaude à haute pression : densité des pousses, poids des pousses, longueur des pousses, biomasse des pousses, biomasse des racines, index d'aire des feuilles, chlorophylle a et b, densité des tiges florissantes, densité des spathes et densité des graines (Houghton et collab., 1992). Les résultats de l'étude suggéraient que le pétrole n'avait pas eu d'effets sur les structures végétatives. Cependant, la densité des tiges florissantes était plus faible en 1990 et en 1991 aux sites impactés et nettoyés par jet d'eau chaude à haute pression et en 1990 aux sites impactés non nettoyés ou nettoyés par jet d'eau froide à basse pression qu'aux sites de référence non impactés. Dean et collaborateurs (1998) ont observé les populations de *Zostera marina* entre 1990 et 1995 dans les herbiers de zostères du détroit du Prince William. La densité des pousses, des pousses en fleurs, des inflorescences et des graines ainsi que la biomasse n'était pas significativement différent entre les sites impactés et les sites de référence à un niveau de confiance de 95 % durant la période de l'étude. Cependant, en 1990, la densité moyenne des pousses, des pousses en fleurs et des inflorescences était significativement plus faible aux sites impactés comparativement aux sites de référence à un niveau de confiance de 90 %. En 1991, ces différences avaient un niveau de confiance inférieur à 90 % et n'étaient pas considérées comme significatives. Ces résultats suggèrent un rétablissement de *Zostera marina* en 1991.

D) Invertébrés

Mollusques

Des moules ont été échantillonnées en 1992 et 1993 afin de déterminer si le pétrole de l'*Exxon Valdez* causait une diminution de la production de byssus, du taux d'alimentation, du contenu en

glycogène et de l'indice de condition de ces organismes (Thomas et collab., 1999a). Aucune différence n'a été détecté entre les moules provenant des sites impactés et les moules provenant des sites de référence pour tous les paramètres et ce même si les moules contenaient entre 0,01 et 6 mg/kg poids sec d'HAP totaux. Les auteurs suggèrent que les moules pourraient développer une tolérance physiologique face à une exposition chronique aux HAP. Cependant, les paramètres observés dans le cadre de l'étude pourraient ne pas être suffisamment sensibles pour évaluer l'impact du pétrole sur les moules. Ainsi, dans une autre étude, Thomas et collaborateurs (1999b) ont observé que, sept ans après le déversement, les moules des sites impactés par le pétrole avaient un temps de survie moyen à l'air libre de 10 à 14 jours, ce qui était significativement plus faible que les moules des sites de référence qui avaient un temps de survie moyen à l'air libre de 13 à 24 jours. L'observation d'une série de biomarqueurs dans les moules et les myes *Mya arenaria* du site impacté Bay of Isles et du site non impacté de Bainbridge, dix ans après le déversement, a mis en évidence des signes de stress physiologique cellulaire chez les bivalves exposés chroniquement au pétrole résiduel (Downs et collab., 2002). Enfin, en 2002, l'ADN des moules était plus endommagé à trois des quatre sites impactés échantillonnés qu'aux sites de référence (Thomas et collab., 2007).

Fukuyama et collaborateurs (2000) ont transplanté, en 1994, des palourdes *Protothaca staminea* provenant de Block Island, un site impacté par le pétrole, à Outside Bay, un site non impacté par le pétrole, et ont transplanté des palourdes d'Outside Bay à Block Island. Deux ans après leur transplantation dans le site d'Outside Bay, les palourdes provenant de Block Island avaient un taux de mortalité plus élevé que celles d'Outside Bay restée sur place ou celles d'Outside Bay transplantées à Block Island. Les palourdes restées à Block Island avaient un pourcentage de mortalité de 46,9 % en 1996, ce qui était également plus faible que les palourdes du site d'Outside Bay restées sur place ou transplantées à Block Island. Cette étude a également mis en évidence que, sept ans après le déversement, la survie et la croissance des moules était toujours affectée par les résidus de pétrole présents dans le milieu. L'étude de Fukuyama et collaborateurs (2014) a indiqué tout de même, qu'en 2000, l'abondance de *Protothaca staminea* aux sites impactés et traités par jet d'eau chaude à haute pression était devenue similaire à celle des sites non impactés. Toutefois, en 2002, l'ADN de *Protothaca staminea* collectés à d'autres sites dans le détroit du Prince Williman était plus endommagé aux trois sites impactés échantillonnés qu'aux sites de référence (Thomas et collab., 2007).

Communauté d'invertébrés benthiques

Quelques études ont porté sur la communauté d'invertébrés benthiques. Dans une étude effectuée seize mois après le déversement, l'abondance des taxons opportunistes *Capitellidae* et *Spionidae* était similaire entre les stations qui étaient sur la trajectoire du pétrole et les stations de référence (Feder et Blanchard, 1998). L'abondance des taxons sensibles *Ampeliscidae* et *Phoxocephalidae* était également similaire entre les deux types de stations. Cependant, Driskell et collaborateurs (1993) ont observé qu'en 1991 et 1992, la diversité de taxons aux sites non impactés par le pétrole était plus élevée qu'aux sites impactés et nettoyés.

Jewett et collaborateurs (1999), dans une étude effectuée entre 1990 et 1995, ont observé que l'abondance et la biomasse de l'épifaune aux sites impactés étaient supérieures à celles des sites de référence, à la fois à des profondeurs comprises entre 6 et 20 m et dans les herbiers de zostères (< 3 m). Cela était causé par la plus grande abondance des bivalves. À des profondeurs comprises entre 6 et 20 m, l'abondance de l'endofaune était plus grande aux sites de référence alors que dans les herbiers de zostères, l'abondance était plus grande aux sites impactés. Les polychètes *Spionidae*, *Maldanidae*, *Nephtyidae*, *Syllidae*, *Amphictenidae*, *Nereidae*, *Opheliidae*, *Sabellidae* et *Sigalionidae* étaient plus abondants aux sites impactés. Et finalement, les amphipodes *Isaeidae* et *Phoxocephalide* étaient plus abondants aux sites de référence. La plupart des différences entre les sites ont persisté jusqu'en 1995 et au-delà. Dean et Jewett (2001) ont observé les impacts du déversement dans les communautés des herbiers de zostères et de varechs jusqu'à dix ans après le déversement. Dans les herbiers de zostères en 1990, les familles de polychètes *Amphictenidae*, *Nereidae*, *Sigalionidae* et *Spionidae* étaient plus abondantes aux sites impactés alors que l'amphipode *Phoxocephalidae* était plus abondant aux sites de référence. Dans les varechs, seules deux familles de polychètes étaient plus abondantes aux sites impactés. Le rétablissement des communautés d'invertébrés benthiques dans les herbiers de zostères a été plus lent que dans les varechs. En effet, 80 % des familles d'invertébrés benthiques impactées dans les herbiers de zostères ne montraient pas de signe de rétablissement en 1995, alors que la plupart des familles dans les varechs s'étaient rétablies en deux ans.

Page et collaborateurs (2002) ont déterminé, à partir d'essais de toxicité effectués avec l'amphipode *Rhepoxynius abronius* et des échantillons de sédiments du détroit du Prince William, la concentration sans effet observé (CSEO) pour cette espèce. Ils ont estimé que le risque associé aux sédiments était négligeable dix ans après le déversement car les résidus de pétrole étaient

majoritairement sous une forme non biodisponible pour le biote (Page et collab., 1999). En effet, entre 1990 et 1999, la concentration médiane d'HAP totaux dans les sédiments des sites les plus contaminés était de 0,117 mg/kg et cette concentration était inférieure à 2,6 mg/kg, la CSEO déterminée pour l'invertébré *Rhepoxynius abronius* (Page et collab., 2002).

Neff et collaborateurs (2006) ont échantillonné des sédiments, de la laitue de mer, des palourdes, des vers, des poissons intertidaux, des moules, des buccins et des bernard l'ermite à dix-sept sites dans le détroit du Prince William afin de déterminer si les HAP étaient biodisponibles pour ces organismes treize ans après le déversement. La concentration moyenne d'HAP totaux dans les tissus des sept taxons collectés aux sites contaminés n'était pas significativement différente de celles des taxons collectés aux sites de référence suggérant ainsi que le pétrole résiduel aux sites contaminés n'était pas biodisponible. De plus, ces résultats suggèrent que la faune se nourrissant des invertébrés dans les sites contaminés n'ingérait pas une dose supérieure d'HAP que celle se nourrissant dans les sites non contaminés.

Quelques études ont cherché à évaluer les impacts des méthodes d'intervention utilisées à la suite du déversement sur les communautés d'invertébrés benthiques.

La *NOAA's Emergency and Response Division* a réalisé entre 1990 et 2000 un échantillonnage de la faune dans le détroit du Prince William (Fukuyama et collab., 2014). Les sites échantillonnés incluaient des sites impactés qui n'avaient subi aucun traitement ou un traitement peu agressif (impactés), impactés qui avaient reçu un traitement au jet d'eau chaude à haute pression (traités) et des sites non impactés par le pétrole (non impactés). L'abondance totale de la faune benthique était plus faible aux sites impactés ainsi qu'aux sites traités en 1990 et 1991 comparativement aux sites non impactés. En 1992, l'abondance de la faune benthique aux sites impactés était similaire à celle des sites non impactés. L'abondance aux sites demeurait plus faible qu'aux autres sites. Les auteurs avancent l'hypothèse que la disparition des sédiments fins lors du nettoyage des berges par jet à haute pression a pu ralentir le rétablissement des communautés.

Houghton et collaborateurs (1991) ont échantillonné trois types de sites: des sites de référence (R) qui n'ont pas reçu de pétrole, des sites impactés (I) qui ont reçu du pétrole mais n'ont pas été nettoyés ou nettoyés avec des méthodes peu agressives comme le nettoyage par jet d'eau froide à basse pression et des sites traités (T) qui ont reçu du pétrole et qui ont été nettoyés avec des méthodes plus agressives comme le nettoyage par jet d'eau chaude à haute pression. D'après les

résultats de cette étude, les effets des traitements par jet d'eau chaude à haute pression effectués en 1989 ont été significatifs pour les communautés d'invertébrés benthiques. Ainsi, en 1991, il n'y avait plus de différences entre les sites de référence (R) et les sites impactés (I) au niveau de l'épifaune (Houghton et collab., 1992). En revanche, l'abondance de l'épifaune aux sites traités (T) demeurait plus faible qu'aux autres sites. De même, le nombre d'organismes et le nombre d'espèces de l'endofaune était plus faible aux sites traités (T) par jet d'eau chaude à haute pression. À ces sites, l'abondance des taxons majeurs (gastropodes, bivalves, polychètes et crustacés) était également plus faible. Houghton et collaborateurs (1992), après avoir analysé les données récoltées de 1989 à 1991, ont conclu que le traitement par jet d'eau chaude à haute pression a : (1) déplacé du pétrole et des sédiments contaminés de la zone intertidale supérieure vers la zone intertidale inférieure ; (2) réduit l'abondance de la flore, de l'épifaune et de l'endofaune ; (3) ralenti le processus de rétablissement des organismes comparativement aux sites non traités ; et, (4) retardé le recrutement des mollusques et de l'endofaune affectant également le rétablissement de la communauté d'invertébrés benthiques. De 1992 à 1994, le rétablissement des sites traités (T) était en cours et il n'existait plus de différences entre les sites de référence (R) et les sites impactés (I) (Houghton et collab., 1997). Toutefois, en 1994, la couverture de *Fucus* spp. a décliné et a subi plusieurs oscillations dans les années suivantes ce qui a également affecté les taxons qui y étaient associés. Les auteurs concluent qu'en 1996, l'épifaune intertidale des littoraux rocheux et isolés n'était pas complètement rétablie. Notons qu'il a été compliqué d'évaluer les impacts du pétrole seul car la majorité des berges avaient été traitées au moins une fois et qu'il existait un nombre limité de zones où des comparaisons entre les effets du pétrole et les effets du pétrole combiné au traitement pouvaient être faites.

E) Poissons

Le hareng du Pacifique

Plusieurs études ont mis en évidence les effets du pétrole déversé sur les harengs du Pacifique *Clupea pallasii* présents dans le détroit du Prince William (figure 11).



Figure 11 *Clupea pallasii* (OpenCage, s. d.)

L'étude de Marty et collaborateurs (1999) a montré que des harengs du Pacifique échantillonné dans le détroit du Prince William à des sites contaminés montraient de la nécrose hépatique multifocale en 1989 mais pas en 1990. La nécrose hépatique observée en 1989 chez les harengs des sites contaminés par le pétrole a probablement été causé par la septicémie hémorragique virale (Marty et collab., 1999). En effet, les auteurs avancent l'hypothèse que l'exposition au pétrole pourrait avoir ajouté un stress supplémentaire aux poissons, qui étaient sur le point de frayer au moment du déversement, et pourrait avoir contribué à l'induction de l'expression du virus de la septicémie hémorragique virale (Marty et collab., 1999). Par ailleurs, McGurk et Brown (1996) ont mis en évidence que les taux quotidiens instantanés de mortalité des larves par rapport à la densité des masses d'œufs chez cette espèce de poisson, en 1989, aux sites touchés par le pétrole, étaient supérieurs à ceux des sites non touchés, suggérant ainsi que l'exposition au pétrole de l'*Exxon Valdez* a également mené à une diminution de la survie et de l'éclosion des embryons dans les mois suivants le déversement. De plus, durant cette période, les larves de harengs provenant de deux sites impactés présentaient plus de malformations morphologiques et d'anomalies cytogénétiques que les larves du site de référence (Hose et collab., 1996).

Un an à deux ans après le déversement, les effets génétiques et les effets sur le développement morphologiques des poissons relié au pétrole n'étaient pas détectables (Hose et collab., 1996). Cependant, l'étude de Kocan et collaborateurs (1996) a montré qu'en 1992, une différence persistait entre les femelles des sites impactés et des sites de référence. En effet, les femelles de Boulder Bay, le site de référence, avaient un indice de condition et un pourcentage de larves normales plus élevé que les femelles de Rocky Bay, où se situaient les deux sites impactés. De plus, le pourcentage total d'éclosion était plus faible aux deux sites impactés. Notons que des différences dans les lésions histologiques ont été observées entre les 3 sites mais elles seraient plutôt dues à la différence d'âge des poissons plutôt qu'à l'exposition au pétrole.

Finalement, une étude effectuée six ans après le déversement n'a détecté aucun trouble de la reproduction chez cette espèce (Johnson et collab., 1997). Le taux de succès d'éclosion, la viabilité des larves et la fertilité n'étaient pas différents entre les harengs du détroit du Prince William et ceux de la région du sud-est de l'Alaska, qui n'était pas contaminée par le pétrole de l'*Exxon Valdez*. Pourtant, quelques années auparavant, en 1993, un effondrement majeur de la population de harengs a été observé et a suscité des inquiétudes face aux effets à long terme du déversement sur cette ressource (*Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council*, 2014). Afin d'étudier les liens entre les deux événements, Carls et collaborateurs (2002) ont effectué une revue de la littérature et ont réinterprété les données publiées par l'industrie pétrolière et le gouvernement américain. Les auteurs ont conclu que 25 à 32 % de la biomasse de harengs du Pacifique a été exposée au pétrole à des niveaux causant des effets biologiques significatifs. Selon ces auteurs, à court terme, le déversement a causé de la mortalité, de la réduction de la croissance et des malformations. À long terme, les effets du déversement étaient plus difficilement quantifiables. Carls et collaborateurs (2002) pensent que l'effondrement de la population en 1993 a probablement été causé par un ensemble de facteurs, dont la grosseur de la population, les maladies et une nutrition non optimale mais, les effets indirects du déversement ne pouvaient pas être éliminés.

Le saumon rose

Malgré les efforts déployés pour protéger les cours d'eau qui servent d'habitat du saumon, ceux-ci ces derniers ont tout de même subi des effets négatifs suite au déversement du pétrole de l'*Exxon Valdez*. En effet, la mortalité des embryons de saumon rose *Oncorhynchus gorbuscha* (figure 12) était plus élevée dans les cours d'eau ayant reçu du pétrole que dans les cours d'eau de référence jusqu'en 1993 (Bue et collab., 1998). Il n'y avait pas de différence significative entre les sites en 1994 et 1995 suggérant que la cause du taux de mortalité élevé s'était considérablement réduite. Cette hypothèse est également soutenue par Murphy et collaborateurs (1999) au vu des résultats obtenus dans leur étude sur le rétablissement des frayères de saumons. La cause des effets observés jusqu'en 1994 pourrait être due à une transmission des dommages génétiques des saumons exposés au pétrole à leur progéniture ou à la persistance du pétrole dans le milieu à un niveau pouvant causer des effets. La première hypothèse a été étudiée par Roy et collaborateurs (1999), lors d'une étude effectuée en laboratoire. Ces auteurs ont observé une fréquence plus élevée des mutations dans le gène *K-ras*, un oncogène, chez les embryons de saumons roses exposés, en laboratoire, pendant 85 jours à

5,7 g de pétrole de l'Exxon Valdez par kg de substrat, comparativement aux embryons non exposés. Cronin et collaborateurs (2002) ont recherché cette mutation chez les poissons du milieu. Pour ce faire, ils ont échantillonné les tissus de saumons en frai dans cinq cours d'eau ayant reçu du pétrole et dans cinq cours d'eau n'en ayant pas reçu. Les mutations n'ont pas été détectées chez les poissons des sites et ceux des sites non impactés. Les mutations observées lors de l'exposition en laboratoire n'ont donc pas été observées chez les poissons du milieu, ce qui peut aisément s'expliquer par des différences dans les modalités d'exposition entre le laboratoire et le milieu.



Figure 12 *Oncorhynchus gorbuscha* (US Fish and Wildlife Service, 2001)

Dans une étude effectuée dix ans après le déversement, Carls et collaborateurs (2004b) ont observé l'induction de l'enzyme CYP1A dans les tissus des alevins du saumon rose dans les cours d'eau où des HAP associés au pétrole de l'Exxon Valdez étaient détectés dans l'eau. L'enzyme CYP1A était induite dans les tissus de la choroïde, l'épithélium des branchies, l'épithélium du pharynx, l'endothélium auriculaire et ventriculaire, la veine cave, l'endothélium des vaisseaux sanguins du foie et des reins, les hépatocytes et les conduits biliaires.

Des œufs de saumon rose ont été incubés en 2003 à des sites où les sédiments contenaient des résidus de pétrole du déversement et à des sites où les sédiments ne contenaient pas de résidus (Brannon et collab., 2007). Les concentrations d'HAP dans les sédiments contenant des résidus étaient comprises entre 0,170 et 23,15 mg/kg alors que les concentrations d'HAP aux sites de référence étaient comprises entre 0,024 et 0,029 mg/kg. Les œufs incubés aux sites impactés et qui présentaient des traces de mousse noire ou d'un film de pétrole avaient des concentrations tissulaires d'HAP comprises entre 0,011 et 0,625 mg/kg. Les œufs incubés aux sites impactés qui ne présentaient pas de trace de mousse noire avaient des concentrations tissulaires d'HAP comprises entre 0,006 et 0,017 mg/kg. Les concentrations tissulaires d'HAP dans les œufs incubés

aux sites de référence étaient comprises entre 0,006 et 0,038 mg/kg. Sauf pour les œufs incubés aux sites impactés et qui présentaient des traces de mousse noire ou d'un film de pétrole, les œufs incubés aux sites impactés contenaient des concentrations d'HAP similaires à celles des œufs incubés aux sites de référence. Ces résultats indiquent que les hydrocarbures pétroliers dissous des résidus n'étaient pas à des concentrations pouvant poser un risque pour les embryons de saumon rose quatorze ans après le déversement.

Finalement, une étude a été menée pendant seize ans sur le retour des populations de saumons roses pour la fraie (Brannon et collab., 2006). Malgré une grande variabilité interannuelle, il n'y avait pas de différence entre le nombre de géniteurs retournant frayer dans leur cours d'eau natal que celui-ci soit impacté ou non.

Autres espèces

Les impacts résiduels du déversement du pétrole de l'*Exxon Valdez* ont également été étudiés chez d'autres espèces de poissons.

Trois biomarqueurs ont été suivis chez les poissons *Hexagrammos octogrammus* et *Pholis laeta* de sept à dix ans après le déversement : les niveaux de CYP1A dans l'endothélium vasculaire du foie, l'activité de l'ethoxy-resorufin O-deethylase (EROD) dans le foie et les niveaux de composés aromatiques fluorescents (CAF) dans la bile (Jewett et collab., 2002). L'analyse de ces biomarqueurs a permis de constater que les poissons habitant les zones touchées par le déversement était probablement exposé à du pétrole résiduel dix ans après le déversement.

Les *Sebastes* spp sont des poissons démersaux, c'est-à-dire qui vivent près du fond. Un échantillonnage de ces poissons a été effectué dans le détroit du Prince William à 8 sites en 1989 et à 4 sites en 1990 et 1991 (Marty et collab., 2003). Les sébastes ayant des CAF dans leur bile étaient plus nombreux aux sites impactés qu'aux sites de référence en 1989 mais pas en 1990 et 1991, ce qui permet de croire que ces poissons n'étaient plus exposés au pétrole un an après le déversement.

Les espèces *Salvelinus malma*, *Limanda aspera* et *Theagra chalcogramma* ont été échantillonnées durant les premières années après le déversement par Sol et collaborateurs (2000). Les résultats de leur étude montraient qu'il y a eu des effets négatifs sur les paramètres de reproduction (17 β -estradiol plasmatique, gonadotrophine-I et rapport gonado-somatique) de *Salvelinus malma* et

Limanda aspera et que ces effets ont duré plus d'une saison de reproduction. Des effets n'ont pas été détectés chez *Theagra chalcogramma*.

Anoplarchus purpurescens est une espèce de poisson vivant dans les crevasses entre les rochers et les galets, sur la partie inférieure de la berge à marée basse, se nourrissant dans la zone intertidale à marée haute (Huggett et collab., 2006). Des poissons de cette espèce ont été échantillonnés en 2004 et 2005 à des sites impactés et à des sites non impactés par le pétrole de l'*Exxon Valdez*. Les biomarqueurs EROD et les CAF ont été analysés, respectivement dans le foie et dans la bile. Il n'y avait pas de différence de l'activité EROD et des concentrations biliaires de CAF entre les poissons des sites impactés et non impactés. Les résultats suggèrent que les poissons des plages qui avaient été touchés par le pétrole n'étaient pas exposés, en 2004 et 2005, à des concentrations d'HAP plus élevées que les poissons des sites de référence. Cela indique également que les HAP provenant des résidus de pétrole enfouis n'étaient pas relargués dans le milieu ou étaient relargués à des concentrations qui ne produisaient pas d'effet détectable chez ces poissons.

F) Oiseaux

Le canard arlequin

L'écologie du canard arlequin *Histrionicus histrionicus* est étroitement associée aux sédiments intertidaux, qui ont été fortement contaminés par les hydrocarbures pétroliers dans certains sites, notamment du fait de son alimentation, essentiellement constituée d'invertébrés benthiques qui ont pu accumuler des hydrocarbures (Iverson et Esler, 2010). D'après Esler et collaborateurs (2002), 7 % des individus présents dans le détroit du Prince William au moment du déversement seraient morts. La présence d'une contamination résiduelle laisse présager une exposition chronique des organismes ayant survécu et des nouvelles générations. Par conséquent, les populations de canards arlequins du détroit du Prince William ont fait l'objet de nombreuses études visant à déterminer l'état de santé de ces organismes suite au déversement d'hydrocarbures pétroliers.

Dans une étude réalisée pendant les hivers 1995-1996, 1996-1997 et 1997-1998, la survie des canards arlequins femelles a été étudiée (Esler et collab., 2000). La survie hivernale estimée était de 76,6 % dans les zones impactées et de 86,6 % dans les zones non impactées. Les auteurs ont

déterminé que les différences entre les sites étaient plutôt dues à la contamination par le pétrole qu'à des différences géographiques. De plus, entre 1996 et 1998, les niveaux de CYP1A étaient plus élevés chez les canards des sites impactés que chez les canards des sites de référence (Trust et collab., 2000). En analysant les données disponibles dans la littérature, Esler et collaborateurs (2002) ont conclu que les canards arlequins n'étaient pas rétablis en 1998 et que l'exposition au pétrole résiduel était la principale contrainte à leur rétablissement. Esler et Iverson (2010) ont également étudié la survie hivernale des canards arlequins femelles durant les hivers 2000-2001, 2001-2002 et 2002-2003. Elle était similaire pour les femelles des sites impactés et des sites non impactés.

Une étude a mis en évidence que les canards arlequins étaient encore exposés aux hydrocarbures plusieurs années après le déversement de l'Exxon Valdez. En effet, les niveaux de CYP1A étaient toujours plus élevés chez les canards arlequins capturés aux sites impactés que ceux capturés aux sites non impactés entre 2005 et 2009 (Esler et collab., 2010). Neff et collaborateurs (2011) ont estimé la probabilité que les canards arlequins de Northern Knight Island soient exposés, après 2001, à des HAP reliés au pétrole de l'Exxon Valdez, par contact avec l'eau contenant des HAP, par contact avec des résidus de pétrole dans les sédiments ou par ingestion de proies contaminées. Pour ce faire, ils ont effectué une revue des données disponibles, entre 2005 et 2008, sur les concentrations d'HAP dans la colonne d'eau, les sédiments et les proies ainsi que sur l'induction de CYP1A dans les tissus de cette espèce. Les auteurs ont estimé que la probabilité que les canards arlequins soient exposés au pétrole selon les trois voies d'exposition était faible. Ils concluent qu'en l'absence d'une preuve de la voie d'exposition, l'induction de CYP1A à elle seule ne permet pas de démontrer une exposition chronique au pétrole.

Dans une étude synthèse, Iverson et Esler (2010) ont utilisé les données d'études effectuées durant les vingt années qui ont suivies le déversement afin de modéliser la dynamique et la structure de la population de canards arlequins. Ils ont utilisé un modèle matriciel de population, qui s'intéresse à la dynamique ainsi qu'à la structure de la population, pour simuler les variations de la population selon différents scénarios de survie en relation avec la contamination, de fertilité et de probabilité de mouvement des individus entre les sites impactés et non impactés. Selon les estimations du modèle, il y a eu une diminution des canards arlequins femelles dans le détroit du Prince William d'environ 5,6 % durant la phase d'exposition aiguë, soit un an après le déversement et une diminution de 24,9 % dans les zones impactées. Le modèle mis en évidence le maintien du

déclin de la population pendant six ans après le déversement. De plus, selon le scénario retenu, la période de rétablissement a été estimée à vingt-quatre ans.

Dans leur étude, Boehm et collaborateurs (1996) ont estimé la dose d'hydrocarbures que les canards harlequins, les huîtriers de Bachman et les loutres pourraient ingérer en se nourrissant que de moules provenant de sites contenant du pétrole résiduel. Pour ce faire, ils ont déterminé la proportion de moules résidant à des sites contenant des résidus de pétrole ainsi que la concentration d'hydrocarbures dans les tissus de ces moules. Les doses calculées étaient de une à trois fois inférieures aux doses produisant des effets subléthaux chez le canard mallard. Les auteurs ont donc conclu qu'en 1993, le risque que posaient les moules des moulières contenant du pétrole résiduel envers la faune s'en nourrissant était très faible.

Le garrot d'Islande

Chez le garrot d'Islande *Bucephala islandica*, les niveaux de CYP1A était plus élevé entre 1996 et 1998 chez les individus vivant dans les zones initialement touchées par le pétrole que ceux des zones non touchées (Trust et collab., 2000). L'activité hépatique EROD entre les sites impactés et non impactés était différentes en 2005 mais pas en 2009 (Esler et collab., 2011).

Les guillemots

Les concentrations de plusieurs biomarqueurs sanguins ont été comparés chez des guillemots colombins *Cephus columba* âgés de 20 à 30 jours, échantillonnés en 1997 et provenant de sites impactés et de sites non impactés (Seiser et collab. 2000). La plupart des concentrations de biomarqueurs n'étaient pas significativement différents entre les individus. Seuls le calcium et le volume moyen des cellules sanguines étaient différents entre les sites. Ces différences ne fournissaient pas de preuves d'un effet négatif du pétrole de l'*Exxon Valdez* sur cette espèce. L'étude de Golet et collaborateurs (2002) a mis en évidence que, dix ans après le déversement, les guillemots colombins des sites impactés par le pétrole avaient une activité CYP1A plus élevée que celle des oiseaux des sites de référence. Les auteurs suggèrent que l'absence de rétablissement de la population pourrait être due à un effet direct, l'exposition au pétrole résiduel, et à un effet indirect, l'impact du pétrole sur une population de poissons importantes pour l'alimentation des guillemots.

En comparant les données pré- et post-déversement, Piatt et Anderson (1996) ont remarqué déclin des populations de guillemots *Uria* spp. et une diminution de leur succès de reproduction.

Les auteurs ont observé que le succès de reproduction est retourné graduellement à des niveaux normaux en 1993. Ils mentionnent également que plusieurs autres facteurs peuvent expliquer ces effets tels qu'une diminution de l'écoulement du courant marin de l'Alaska ou des changements des communautés de poissons. Cependant, les données étaient insuffisantes pour distinguer les effets à long terme du déversement de pétrole et des changements dans l'environnement sur les guillemots.

La communauté aviaire

Les effets du déversement se sont également fait ressentir à l'échelle de la communauté aviaire. Ainsi, dans l'année du déversement, la diversité des espèces d'oiseaux était plus faible qu'un ou deux ans après ce qui indique que le rétablissement était en cours (Wiens et collab., 1996). Suite à un suivi de la densité des oiseaux marins dans le détroit du Prince William en 1989, 1990, 1991, 1993, 1996 et 1998, Irons et collaborateurs (2000) ont mis en évidence que les densités de plusieurs espèces étaient plus faibles dans les zones impactées par le pétrole que dans les zones non impactées. Les cormorans *Phalacrocorax* spp., les guillemots colomblins *Cephus columba*, les guillemots de Troïl *Uria aalge*, les garrots *Bucephala* spp. et les harles *Mergus* spp. ont montré des effets négatifs jusqu'en 1998. Les arlequins plongeurs *Histrionicus histrionicus* ont montré des effets négatifs en 1990 et 1991. Les huîtres de Bachman *Haematopus bachmani* ont montré des effets négatifs en 1990, 1991 et 1998. Les plongeurs *Gavia* spp. ont montré de faibles effets négatifs en 1989 et 1993. Les mouettes tridactyles *Rissa tridactyla* ont montré des effets négatifs en 1989, 1996 et 1998 et un effet positif en 1993. Les macreuses *Melanitta* spp. et les goélands cendrés *Larus canus* n'ont montré aucun effet détectable. Les goélands à ailes grises *Larus glaucescens*, les sternes *Sterna* spp. et les guillemots *Brachyramphus* spp. ont montré des effets positifs. En général, les espèces qui se nourrissent en plongeant ont été affectées négativement alors que celles qui se nourrissent à la surface de l'eau ne l'étaient pas. Les résultats de l'étude montrent que 36 % des espèces suivies n'étaient toujours pas rétablies neuf ans après le déversement.

Une autre étude a suivi le rétablissement des populations d'oiseaux marins entre 1989 et 1998, en hiver et en été (Lance et collab., 2001). Les plongeurs *Gavia* spp., les arlequins plongeurs *Histrionicus histrionicus*, les petits garrots *Bucephala albeola* et les corneilles d'Alaska *Corvus caurinus* ont montré des signes très faibles de rétablissement au terme des neuf années de suivi. Les cormorans *Phalacrocorax* spp., les guillemots de Troïl *Uria aalge*, les guillemots de Brünnich *Uria*

lomvia, les goélands cendrés *Larus canus*, les goélands à ailes grises *Larus glaucescens*, les huîtriers de Bachman *Haematopus bachmani*, les grèbes *Podiceps* spp., les sternes *Sterna* spp., les guillemots colombins *Cephus columba* et les guillemots *Brachyramphus* spp. n'ont pas montré de signes de rétablissement. Les macreuses *Melanitta* spp., les harles *Mergus* spp., les garrots *Bucephala* spp. et les mouettes tridactyles *Rissa trydactyla* ont montré des signes d'effets chroniques qui allaient en augmentant au cours des neuf années de suivi (Lance et collab., 2001).

G) Mammifères

Les loutres

Bodkin et collaborateurs (2012) ont estimé le taux d'exposition des loutres de mer *Enhydra lutris* (figure 13) au pétrole entre 2003 et 2008 à Knight Island. Ils ont estimé que les femelles pouvaient entrer en contact avec du pétrole de 2 à 24 fois par année et que les mâles pouvaient entrer en contact avec du pétrole 2 à 4 fois par année. Les taux d'exposition étaient plus élevés au printemps où la recherche de nourriture est plus intense et les femelles sont accompagnées de leur progéniture. Harwell et collaborateurs (2010) ont évalué le risque écotoxicologique des résidus de pétrole présents sous la surface entre 2001 et 2003 envers une sous-population de loutres de mer à Northern Knight Island, où la mortalité et l'exposition au pétrole ont été les plus élevés en 1989. Les auteurs ont conclu que même les loutres les plus fortement exposées ne recevaient pas une dose d'HAP suffisante pour causer des effets négatifs et donc, que les résidus de pétrole sous la surface ne posaient pas de risque écotoxicologique pour la population de loutres de mer de Northern Knight Island.



Figure 13 *Enhydra lutris* (US Geological Survey, s. d.)

Entre 1993 et 2000, il a eu une augmentation significative du nombre de loutres de mer dans le détroit du Prince William mais pas à Knight Island, une zone gravement touchée par le déversement (Bodkin et collab., 2002 ; Monson et collab., 2011). Dans ce site, les auteurs n'ont observé aucun signe de croissance suggérant que le rétablissement de la population n'était pas complété en 2000. Les auteurs ont suggéré que cela était dû au taux de mortalité et d'émigration élevé chez les loutres des zones impactées fortement impactées.

Partant de l'hypothèse que l'exposition aux hydrocarbures pétroliers des loutres ne devrait pas être homogène dans tout la zone du détroit du Prince William et que, par conséquent, les effets devraient être différents d'une population de loutres à l'autre, Monson et collaborateurs (2011) ont testé différents modèles de population afin d'estimer les effets du déversement sur les loutres de mer du détroit du Prince William vingt ans après le déversement : taille de la population de loutres exposées aux hydrocarbures par rapport à la population globale du détroit du Prince William et perte d'animaux dans cette population exposée depuis le déversement. Ils ont également cherché à identifier le moment où cette population de loutres allait retrouver une dynamique de population normale. Pour ce faire, ils ont divisé la population de loutres en deux sous-populations, une population non affectée et une population affectée, qui sont liées entre elles par l'émigration et l'immigration des individus. Selon les estimations du modèle correspondant le mieux aux données collectées sur le terrain, la population des zones impactées représentait environ 43 % de la population totale du détroit du Prince William en 1990 et représentait environ 20 à 25 % de la population totale en 2009. La population dans ces zones a diminué de 5 % par année ce qui a mené une perte de 900 individus en deux décennies. Le modèle a estimé que la mortalité est demeurée constante entre 1994 et 2009. Le modèle n'a pas permis de montrer que les effets du déversement sur la mortalité avaient disparus avec les années. Toutefois, les auteurs mentionnent que des observations plus récentes ont montré que la population de loutre de mer du détroit du Prince William s'accroissait à un rythme plus élevé que celui prédit par le modèle et donc que la population des zones impactées augmenterait entre 2007 et 2009.

Garshelis et Johnson (2013) ont effectué une analyse critique des données présentées dans les études sur les effets du déversement sur les loutres de mer. Ils ont notamment étudié de près l'abondance des loutres dans des zones relativement petites et fortement impactées, Herring Bay, North Knight Island, et regardé les différences avec un site de référence ou des données pré-

déversement. Ils ont également étudié les variations de population à travers une échelle temporelle ou spatiale plus large et tenter de discerner si les données aberrantes correspondent aux sites fortement impactés par le pétrole. Suite à l'analyse des données, les auteurs concluent qu'il est pratiquement impossible de détecter les effets d'un déversement ayant eu lieu vingt ans auparavant dans une zone abritant moins de cent loutres. D'autres facteurs comme la prédation par les épaulards, les perturbations humaines, etc., peuvent être confondants.

Les loutres de rivière *Lutra canadensis* ont également subi des impacts. Ainsi, les loutres de rivière des sites impactés avaient une masse corporelle moyenne plus faible et des niveaux sanguins d'haptoglobine et d'interleukine-6 plus élevés que les loutres de rivière des sites non-impactés entre 1990 et 1992 (Duffy et collab., 1994). Ces paramètres étaient similaires entre les sites impactés et non impactés en mai et juin 1992 (Duffy et collab., 1994). Selon l'étude de Neff et collaborateurs (2006) les niveaux d'HAP d'origine pétrogénique dans les tissus des organismes intertidaux étaient inférieurs aux niveaux qui ont des effets négatifs sur la santé des loutres de rivière et des huîtres de Bachman.

Les phoques communs

Entre 1990 et 1997, des recensements aériens ont montré un déclin des populations de phoques communs *Phoca vitulina* de 4,6 % par année (Frost et collab., 1999). Cependant, les auteurs mentionnent que les populations étaient en déclin depuis au moins 1984. Il est donc difficile de distinguer les effets du déversement des autres causes qui pourraient être à l'origine de ce déclin.

Les épaulards

Deux groupes d'épaulards *Orcinus orca* ont été suivi avant et après le déversement soit de 1984 à 2005 (Matkin et collab., 2008). Les deux groupes ont été vus nageant dans une nappe de pétrole dans les jours suivant le déversement. Le potentiel de reproduction du groupe AB était plus élevé avant le déversement (1984 à 1988) qu'après (1989 à 2005). Cela est dû à la perte de la moitié des femelles reproductrices et la perte de juvéniles. Dans le groupe AT1, neuf des 22 cétacés sont morts durant l'hiver 1989. Les résultats renforcent l'hypothèse selon laquelle le pétrole serait responsable des morts survenues dans les deux groupes dans les premières années après le déversement.

2.1.3.4 Discussion

Malgré les efforts des autorités pour confiner et récupérer le pétrole de l'*Exxon Valdez* en pleine mer, celui-ci a tout de même mazouté plusieurs milliers de kilomètres de littoral. Le nettoyage par jet d'eau chaude à haute pression et par jet d'eau froide à basse pression ont été les techniques de nettoyage du littoral majoritairement utilisées. Le brûlage in-situ, les dispersants, les nettoyeurs de plages ainsi que la bioremédiation ont été utilisés à l'échelle expérimentale. La plupart de ces méthodes se sont avérées inefficaces ou ne procuraient pas un bénéfice environnemental assez élevé. Seule la bioremédiation a été utilisée à plus grande échelle après que les essais eurent montrés que cette méthodes était sécuritaire et avait une certaine efficacité. En effet, le suivi qui a été effectué après les applications de fertilisants a permis de mieux documenter la relative efficacité de la bioremédiation en milieu froid et d'optimiser les paramètres d'application.

Les opérations de nettoyages ont cessé en 1991 (NOAA, 1992). Toutefois, du pétrole était encore présent à certains sites et il a persisté pendant plus d'une décennie après le déversement, essentiellement dans les zones fortement contaminées en 1989, dans les zones où le littoral était recouvert par des blocs rocheux et dans les zones sensibles qui n'ont pas subi de nettoyage. Les campagnes d'échantillonnage des sédiments effectuées dans les années suivant le déversement de pétrole de l'*Exxon Valdez* ont permis de suivre l'état de la contamination. En effet, dix-huit ans après la catastrophe, la contamination par le pétrole apparaissait dispersée et irrégulière et se situait sous la surface des sédiments. Les bivalves, moules et palourdes ont été de bons indicateurs pour le suivi de la biodisponibilité de cette contamination résiduelle du fait de leur capacité de bioaccumulation des HAP. Les résidus de pétrole était considérés comme non biodisponibles et conséquemment, ne poserait pas de risque pour les organismes qui vivent en contact ou enfouis dans les sédiments ni pour les organismes qui s'en nourrissent.

D'après les études disponibles, il apparaît que la communauté bactérienne présente dans les sédiments n'a pas subi d'impacts à long terme. Les quelques études réalisées sur l'algue *Fucus gardneri* montrent des effets à long terme sur cette espèce. En effet, les oscillations observées dans la couverture de cette algue permettent de croire que le rétablissement, bien qu'en cours, n'était pas complété en 1996. Les observations rapportées par les études sur la plante aquatique *Zostera marina* permettent de constater le rétablissement de cette espèce en 1991. De plus, il ne semble pas y avoir eu d'effet à long terme du pétrole sur cette plante. Les moules présentaient

des temps de survie à l'air libre diminué jusqu'à sept ans après le déversement. L'observation de biomarqueurs chez des moules exposées à du pétrole résiduel dix ans après le déversement a permis de constater qu'elles subissaient un stress physiologique cellulaire. De plus, les dommages à l'ADN de moules échantillonnées à des sites contaminés étaient plus importants que chez les moules des sites non impactés. La survie, la croissance et l'abondance ont également été réduites pendant plus de dix ans chez un autre bivalve *Protothaca staminea*. L'abondance et la diversité des invertébrés benthiques ont également été réduites. Les effets résiduels sur les invertébrés benthiques sont probablement dus à la persistance du pétrole dans les sédiments. En effet, puisque ces organismes sont en permanence en contact avec les sédiments, ils ont continué à y être exposés pendant plusieurs années. Plusieurs études menées sur les poissons ont souligné, que de façon générale, les poissons des zones affectées par le pétrole ont continué d'y être exposés entre dix et quinze ans après le déversement. Ainsi, les effets à court terme observés chez la population de harengs du Pacifique sont une diminution de la survie et de l'éclosion des embryons, des malformations morphologiques et des anomalies cytogénétiques. Notons qu'en 1993, la population de harengs du Pacifique a subi un déclin majeur et que ce déclin n'a pas pu être directement attribué aux effets du déversement à cause d'autres facteurs confondants. En 2014, cette espèce était considérée comme n'étant pas en voie de rétablissement par l'*Exxon Valdez Oil Spill Trustees Council*. Chez les saumons des cours d'eau ayant reçu du pétrole, l'induction de l'enzyme CYP1A, dix ans après le déversement, laisse penser qu'ils étaient exposés à du pétrole résiduel. Les mutations génétiques observées chez la génération ayant été exposée au pétrole en 1989 ne semblaient pas avoir été transmises à la génération suivante. La population des saumons roses a été considérée comme rétablie à partir de 2002. D'autres espèces de poissons ont été suivies après le déversement et des effets à court et moyen termes ont été observés dépendamment de l'espèce. Chez les oiseaux, l'effet le plus souvent observé a été la diminution de la densité des populations. La densité a évolué différemment selon les espèces. La survie hivernale des canards arlequins a été diminuée pendant environ dix ans et, selon les résultats des études disponibles, ils ont été exposés pendant près de vingt-cinq ans à du pétrole résiduel. La population a été déclarée comme rétablie en 2014. Il en est de même pour les garrots d'Islande chez qui des signes d'exposition au pétrole n'ont pas été détectés en 2009. Les guillemots colombine ne sont pas considérés comme en voie de rétablissement et montraient encore des signes d'exposition aux hydrocarbures pétroliers en 1999. Quelques études ont été réalisées sur les mammifères et ont permis de suivre l'évolution de quelques espèces exposées au pétrole. Des

modèles utilisés pour évaluer les effets sur les loutres de mer plus de quinze ans après le déversement ont montré que le risque associé à la contamination résiduelle était faible. Les épaulards ont été vus nageant dans les nappes de pétrole peu après l'accident. Le groupe AB était en voie de rétablissement alors que le groupe AT1 ne montrait pas de signes de rétablissement. Néanmoins, il apparaît difficile de quantifier les effets à long terme du déversement sur les mammifères. À titre d'exemple, comme la population de phoques communs était déjà en déclin avant le déversement, il est difficile de distinguer l'effet de l'exposition au pétrole pour ces mammifères d'autres facteurs environnementaux.

Comme mentionné précédemment, le détroit du Prince William et le golfe du Saint-Laurent présentent de grandes similitudes quant aux conditions climatiques et océanographiques. De plus, un bon nombre d'espèces de bivalves, de poissons, oiseaux et même de mammifères sont les mêmes. Les effets à long terme observés en Alaska chez plusieurs espèces peuvent raisonnablement être prévus pour le golfe du Saint-Laurent.

2.1.4 *Sea Empress*

Le 15 février 1996, le pétrolier libérien *Sea Empress* s'échoue sur les roches de St Ann's Head, dans la baie de Milford Haven, au Royaume-Uni, déversant environ 73 000 tonnes de pétrole brut de la Mer du Nord, le *Forties Blend* (Cedre, 2011), et 360 tonnes de fioul lourd (Harris, 1997). De nouveau, il s'agit d'un accident survenu en hiver dans un milieu tempéré froid assez similaire à celui de l'*Amoco Cadex* survenu de l'autre côté de la Manche pratiquement 20 ans plus tôt. Le *Forties Blend* est un pétrole brut léger ayant une densité API de 40,5° (EC, 2001). Suite au déversement, environ 200 km de littoral ont été contaminés de manière discontinue (Cedre, 2003). La figure 14 présente l'étendue du pétrole après le déversement du *Sea Empress* (Fernley et collab., 2000).

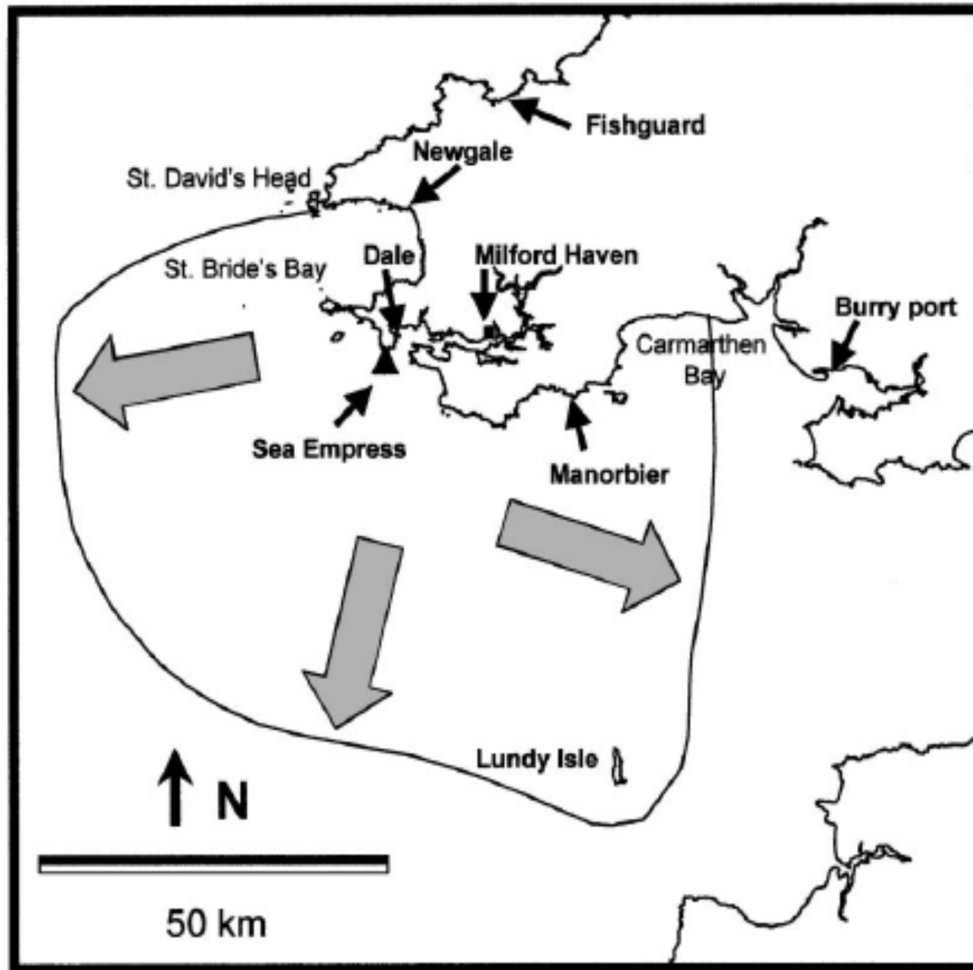


Figure 14 Étendu du pétrole après le déversement du *Sea Empress*

2.1.4.1 Réponse au déversement

Entre le 18 et le 21 février 1996, environ 445 tonnes de dispersants ont été appliquées sur les nappes de pétrole (Lunel et collab., 1997). Lunel et collaborateurs (1997) rapportent que les dispersants *Finasol OSR-51*, *Dasic LTSW*, *Dasic Slickgone NS*, *Dispolene 34S*, *Superdispersant 25*, *Enersperse 1583* et *Corexit 9500* ont été utilisés durant cette période. Aucune application n'a été autorisée dans les zones où la profondeur était inférieure à 20 m (Harris, 1997). Une dernière application de *Corexit 9500* a été effectuée le 25 février sur une nappe de fioul lourd (Harris, 1997). En marge des opérations d'application de dispersants, des bateaux et des écrémeurs ont été utilisés pour récupérer le pétrole en mer (Harris, 1997). Il a été estimé qu'environ 50 % du pétrole déversé a été dispersé naturellement ou chimiquement, que 40 % s'est évaporé, que 3 % a été récupéré en mer et que 7 % a contaminé le littoral (Lunel et collab., 1997).

Dès la première journée de l'échouement, du pétrole a atteint les côtes et la majorité du pétrole ayant contaminé les plages les a atteintes le 27 février (Colcomb et collab., 1997). La majorité du volume de pétrole a été enlevé dans les sites accessibles par les opérations de nettoyage entre le 24 et le 29 février (Colcomb et collab., 1997). Les principales méthodes employées pour effectuer ce nettoyage primaire ont été l'enlèvement manuel, la récupération par des camions de pompage et le nettoyage par jet d'eau à basse pression. Puis, le nettoyage secondaire des berges a été entrepris par diverses méthodes d'intervention, selon le type de substrat, tel que présenté au tableau 4 (Colcomb et collab., 1997). Sur le littoral rocheux, les sites ont été laissés tel quel, les processus physiques et biologiques dégradant le pétrole, sauf lorsque les sites avaient un potentiel touristique élevé. Dans ce cas, le pétrole adhérent aux roches a été enlevé manuellement ou par nettoyage par jet à haute pression et récupération du pétrole par des absorbants. Sur les plages de sable, le pétrole a été raclé, puis le substrat a été hersé afin de promouvoir la dégradation naturelle. L'emploi de dispersant a été autorisé que sur les plages à haut potentiel touristique. Les plages de bloc rocheux ont été nettoyées par les mêmes méthodes d'intervention que le littoral rocheux. Les plages de roches (*cobbles*) ont également été nettoyées à l'aide de ces méthodes. En plus, deux nouvelles techniques ont été utilisées sur ces sites : le *pit washing* et le *surf washing*. Le *pit washing* consiste à creuser une fosse, y déposer les roches, les laver à haute pression avec de l'eau et un dégraissant, à récupérer le pétrole à la surface et à replacer les roches sur la plage. Le *surf washing* consiste à déplacer le substrat vers la ligne des hautes eaux, au centre de la zone intertidale, lorsque la marée est basse, et à laisser l'énergie des vagues et de la marée nettoyer les roches. Cette technique repose sur la floculation du pétrole et des particules fines présentes dans l'eau. Les plages de galets ont été nettoyées principalement par des méthodes manuelles mais également par *surf washing*. Des essais de bioremédiation ont également été effectués sur ces sites. Lorsque possible, les vasières n'ont pas été nettoyées. Si cela était considéré comme nécessaire, les méthodes d'intervention retenues pour ces milieux étaient le lavage à basse pression et l'enlèvement manuel. Les surfaces artificielles, comme par exemples les quais et les installations portuaires, ont été nettoyées par jet d'eau à haute pression ou à la vapeur, en utilisant parfois des dispersants ou des dégraissants.

Tableau 4 Méthodes d'intervention utilisées lors du déversement du *Sea Empress* selon le type de substrat

Méthode d'intervention	Type de substrat						
	Littoral rocheux	Plages de rochers (<i>boulders</i>)	Plages de roches (<i>cobble</i>)	Plages de galets (<i>shingle</i>)	Plages de sables	Vasières	Surfaces artificielles
Creusage de tranchées				X	X	X	
Lessivage (<i>flushing</i>)	X	X	X	X		X	
Raclage					X	X	
Lavage à haute pression	X	X	X				X
Lavage à basse pression						X	
Lavage à la vapeur							X
Dispersant/dégraissant	X	X	X				X
Brossage/Récurage/Essuyage	X	X	X				
Absorbant	X	X					
<i>Surf washing</i>			X	X			
<i>Pit washing</i>			X				
Lavage des pierres				X			
Hersage					X		
Bioremediation				Essai			

2.1.4.2 Contamination résiduelle

A) Dans les sédiments

En mars 1996, un mois après le déversement, les sédiments d'Angle Bay, situé dans la partie moyenne de Milford Haven, contenaient 918 mg/kg d'hydrocarbures totaux et les sédiments de la partie inférieure de Milford Haven, située au nord-est du lieu de déversement, contenaient 658 mg/kg d'hydrocarbures totaux (Nikitik et Robinson, 2003). Ces concentrations étaient significativement plus élevées que celles mesurées en 1993, dans une autre étude. Aux autres sites, situés dans la partie moyenne et supérieure de Milford Haven, il n'y avait pas de différences entre les concentrations après et avant le déversement. En octobre 1996, huit mois après le déversement, cette même étude indique que les sédiments d'Angle Bay contenaient 1 150 mg/kg d'hydrocarbures, concentrations similaires à ce qui avait été mesuré un mois après le déversement. Les autres sites dans Milford Haven avaient des concentrations similaires à celles de 1993. Moore (2006) rapporte que les concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments autour de Milford Haven étaient très élevées en 1996 mais qu'elles étaient similaires aux concentrations d'avant le déversement en 1997, 1998 et 2000. Il rapporte également que des résidus de pétrole étaient retrouvés dans quelques sites, de manière irrégulière, dans les années subséquentes. En effet, des résidus de goudron ont été retrouvés sur les berges jusqu'en 2000 à Dale, des petites quantités de pétrole ont été observées jusqu'en 1999 à Tenby, des plaques d'asphaltes ont été observées à Angle Bay et à Sandy Haven en 2000 et 2004 et, en janvier 2006, des plaques d'asphaltes ont été observés à Pembroke River et des résidus de goudron ont été observés à Kilroom.

Notons également que les sédiments de plusieurs marais ont été échantillonnés en novembre et décembre 1996 (Bell et collab., 1999). Sur les 475 échantillons collectés, 18 % contenaient plus de 0,05 % d'hydrocarbures et 56 % contenaient moins de 0,02 % d'hydrocarbures. Les teneurs les plus élevées étaient de 5,4 et de 4,4 % et étaient mesurées à Martin's Haven, situé au nord-ouest du lieu de déversement.

B) Dans les organismes

La pêche a été interdite immédiatement après le déversement et un suivi a été instauré pour déterminer la contamination des espèces comestibles (Law et collab., 1997). Law et collaborateurs (1997) ont ainsi analysé le contenu en hydrocarbures totaux de la faune durant six

mois après le déversement. Les concentrations d'hydrocarbures totaux dans les foies et les muscles des poissons étaient en général sous les 10 mg/kg. Les homards et les crabes avaient des concentrations d'hydrocarbures totaux jusqu'à 10 mg/kg dans la chair des pinces ou de la queue et d'environ 20 mg/kg dans l'hépatopancréas. Des buccins échantillonnés à Tenby le 25 février 1996 contenaient 40 mg/kg d'hydrocarbures totaux et 3,8 mg/kg de HAP. Des buccins échantillonnés à Carmarthen Bay à peu près au même moment contenaient de 2,6 à 6,5 mg/kg d'hydrocarbures totaux et 0,25 mg/kg d'HAP. Des bivalves échantillonnés à Dale quatre jours après le déversement contenaient des concentrations d'hydrocarbures totaux de 339 et 438 mg/kg. Au début de mars, des moules échantillonnées à Three Rivers contenaient jusqu'à 3 310 mg/kg d'hydrocarbures. Le suivi de la contamination des moules a permis de montrer que les concentrations en hydrocarbures ont augmenté rapidement après le déversement, parfois à plus de 1000 mg/kg et qu'elles ont ensuite diminuées jusqu'à revenir aux concentrations de fond. Law et collaborateurs (1997) indiquent que la contamination des poissons et des crustacés a été faible considérant l'ampleur du déversement mais que la contamination des mollusques bivalves a été plus importante. Six mois après le déversement, les activités de pêche avaient repris mais l'exploitation de bivalves et mollusques demeuraient interdites excepté à Burry Inlet. Toutes les activités de pêche dans Milford Haven étaient également interdites. Edwards et White (1999) rapportent que les dernières interdictions, concernant la récolte de certains mollusques, ont été levées huit mois après le déversement.

Une autre étude a montré que des moules échantillonnées 132 jours après le déversement aux sites contaminés de Dale et de Manorbier avaient des concentrations en HAP totaux comprises entre 130 et 150 mg/kg de poids humide, ce qui était plus élevé qu'aux sites de référence de Fishguard et de Whitsand Bay (Fernley et collab., 2000). Les moules des sites de Newgale et de Burry Port avaient des concentrations en HAP totaux qui n'étaient pas différentes de celles des sites de référence. Dyrinda et collaborateurs (2000) ont également suivi la contamination des moules par les hydrocarbures des sites d'Angle Bay, de Dale et de Tenby ainsi qu'au site de référence d'Oxwich Bay entre 1996 et 1998. Les concentrations en hydrocarbures totaux dans les moules des 3 sites impactés étaient comprises entre 1500 et 2500 mg/kg de poids humide et les concentrations en HAP étaient de 19,55 à 26,2 mg/kg. Ces concentrations ont diminué entre février et octobre 1996 mais demeuraient plus élevées que celles du site de référence. Entre octobre 1996 et mars 1997, les concentrations en hydrocarbures et en HAP ont augmenté aux sites contaminés. Puis, elles ont diminué fortement durant l'été avant d'augmenter légèrement

en octobre 1997. D'après les auteurs, ces augmentations d'hydrocarbures totaux durant la période hivernale sont causées par l'augmentation des HAP d'origine pyrogénique provenant du milieu terrestre et du plus grand besoin de chauffage durant les mois froids et n'auraient donc pas de lien direct avec l'accident pétrolier.

Des spécimens de la patelle commune *Patella vulgata* ont été échantillonnées sept jours, quatre et sept mois après le déversement aux sites de Castlebeach Bay, West Angle Bay, Fesh Water West et Manorbier (Glegg et collab., 1999). Les concentrations totales de naphthalène, d'alkylnaphtalène, de phénanthrène et d'alkylphénanthrène étaient comprises entre 34 et 86 mg/kg sept jours après le déversement, entre 0,38 à 2,3 mg/kg quatre mois après le déversement et inférieures à 0,59 mg/kg sept mois après le déversement, montrant une très nette diminution des HAP légers dans les organismes en quelques mois.

2.1.4.3 Impacts résiduels

A) Algues

Au cours de l'été qui a suivi le déversement, une diminution de la diversité des algues à West Angle Bay et le blanchiment des espèces *Lithophyllum incrustans* et *Phymatolithon purpureum* ont été observés (Moore et collab., 1997a). Malgré l'observation de ces effets, le rétablissement de ces espèces était en cours à la fin de l'été 1996. D'après ces auteurs, le rétablissement rapide des communautés algales pourrait être causé par la diminution de la prédation par des organismes brouteurs ou par la température observée en 1996 qui était favorable à la croissance des algues. Par comparaison aux données disponibles pour octobre 1995, une augmentation de la couverture des algues rouges et brunes encroûtantes a été observée en octobre 1996 (Moore, 1997). Cependant, d'après l'auteur de l'étude, cette augmentation ne semblait pas liée à la contamination par les hydrocarbures. Dans la même étude, une augmentation de l'abondance d'*Enteromorpha* spp. a été observée mais les causes de cette augmentation n'étaient pas claires. Crump et collaborateurs (1999) suggèrent que l'augmentation de l'abondance d'*Enteromorpha* spp. à West Angle Bay a été causée par la mortalité massive des *Patella* spp., qui sont les principaux brouteurs de ces algues. Ces auteurs ont également observé une augmentation de l'abondance de l'algue rouge *Porphyra* spp durant l'été 1996. Un autre échantillonnage des algues a été effectué en août et en septembre 1996 à trois sites ayant reçu du pétrole, Newgale, Popton et West Angle, ainsi qu'à un site non contaminé, Abereidid (Shubert, 1998). La densité des algues

épithématiques était plus élevée aux sites contaminés qu'au site de référence, probablement du fait de l'absence de brouteurs. La diversité était toutefois plus élevée au site de référence. Notons que pour les algues épithématiques, les variations de densité entre les sites ne semblaient pas reliées au degré de contamination par les hydrocarbures.

B) Plantes

Six mois après le déversement, les herbiers de *Zostera angustifolia* ne semblaient pas avoir été affectés par le pétrole, ni par les opérations de nettoyage (Moore et collab., 1997a). À l'automne 1996, Moore (1997) a observé une augmentation de l'abondance de *Fucus vesiculosus* et de *Fucus serratus*, ainsi qu'une augmentation de la couverture de *Verrucaria maura* et de *Verrucaria mucosa* comparativement aux données obtenues avant le déversement. Ces changements n'ont pas pu être attribués au déversement de pétrole. La végétation des marais salés d'Angle Bay, de Martin's Haven, de Pembroke River, de Westfield Pill, de Neyland Beach, de Castle Pill de Sandyhaven et de Crabhall a été observée au cours des automnes 1996 et 1997 (Bell et collab., 1999). Les espèces *Atriplex portulacoides*, *Juncus maritimus*, *Triglochin maritimus* et *Festuca rubra* ont subi des dommages et de la mortalité en 1996. Le rétablissement a été observé en 1997 chez *Juncus maritimus* seulement. Les impacts les plus sévères ont été observés aux marais d'Angle Bay, de Martin's Haven, de Pembroke River, de Neyland Beach et de Castle Pill. Comme il n'y avait pas de données disponibles avant le déversement, il a été difficile de quantifier les dommages causés par le pétrole du *Sea Empress*.

C) Invertébrés

Le plancton

Le suivi du phytoplancton et du zooplancton entre 1970 et 1996 a permis d'évaluer les effets du déversement sur cette communauté (Batten et collab., 1998). L'analyse individuelle des dix taxons les plus importants a permis de constater qu'aucun des taxons, excepté les larves de cirripèdes qui n'ont pas été observées après le déversement, n'a montré de variations dans les niveaux d'abondance après le déversement. L'analyse des graphiques de positionnement multidimensionnel suggère que la communauté de zooplancton du printemps après le déversement était différente de celle d'avant. Toutefois, cette différence ne s'est pas montrée significative après un test statistique. Les graphiques de positionnement multidimensionnel suggèrent également un changement graduel dans la communauté de phyto et de zooplancton entre 1970 et 1996. Afin de tenir compte de ce phénomène, les auteurs ont divisé la série de

données par blocs de cinq ans et ont comparé les données récoltées après 1996 avec chaque bloc. Le nombre de taxons de zooplancton en automne était significativement plus élevé après le déversement que pour tous les blocs de cinq ans avant. Cela a pu être causé par des forts vents à l'automne 1996, ce qui a contribué à remettre en suspension les particules, et à la présence de matière organique, incluant le pétrole, qui peut avoir un effet stimulant pour certains organismes. Les auteurs n'ont pas écarté la possibilité que d'autres facteurs non reliés au déversement puissent expliquer ces résultats. Ces résultats suggèrent que le déversement a eu un effet mineur sur la composition de la communauté plutôt qu'un effet majeur.

Les moules

Des moules *Mytilus edulis* ont été échantillonnées 132 jours après le déversement aux sites contaminés de Dale, de Manorbier, de Newgale et de Burry Port ainsi qu'aux sites de référence Fishguard et Whitsand Bay. La stabilité de la membrane lysosomale de leurs cellules circulantes a été observée à l'aide de la rétention du colorant Rouge neutre (Fernley et collab., 2000). Les valeurs de rétention étaient significativement plus faibles aux sites de Dale et de Manorbier comparativement aux sites de référence, indiquant des dommages importants de ces cellules pouvant réduire la réponse immunitaire de la moule. Dyrinda et collaborateurs (2000) ont également suivi les paramètres immunitaires des moules collectées aux sites contaminés d'Angle Bay, de Dale et de Tenby ainsi qu'au site de référence d'Oxwich Bay entre 1996 et 1998. Les sites d'Angle Bay et de Dale ont fait l'objet de méthodes d'intervention considérées comme non dommageables pour les moules, alors que le site de Tenby a fait l'objet d'un nettoyage intensif par jet d'eau à haute pression et d'application de dispersants. Les résultats de cette étude sont les suivants :

- En mars 1996, le nombre d'hémocytes par mL était plus élevé à Angle Bay et à Tenby qu'au site de référence.
- Le pourcentage de granulocytes éosinophiles était plus élevé au site d'Angle Bay qu'au site de référence en mai et octobre 1996 ainsi qu'en mars 1997.
- Le pourcentage de granulocytes basophiles n'était pas différent entre les sites.
- Les niveaux de libération d'anions superoxydes extracellulaires étaient très élevés en février 1996, mais ont rapidement diminué par la suite.
- Les niveaux de génération d'anions superoxydes intracellulaires étaient faibles en février 1996 et étaient plus faibles qu'au site de référence en mars et avril 1996 et en mars 1997.

- Aux trois sites contaminés, la phagocytose était réduite en mars et avril 1996 par rapport au site de référence. Aucune différence n'était observée en octobre 1996, mais elle était réduite en décembre 1996 à Angle Bay et à Tenby et en mars 1997 à Angle Bay et à Dale.
- Il n'y avait pas de différence dans la stabilité lysosomale des cellules entre février et mai 1996. Ce dernier résultat est en contradiction avec celui de Fernley et collaborateurs (2000), qui avait observé une diminution de la stabilité lysosomale chez des moules collectées au site de Dale, environ 4 mois après le déversement. L'arrêt de la mesure de ce paramètre en mai 1996 par Dyrinda et collaborateurs (2000) pourrait être à l'origine de cette différence. En effet, il est possible que les changements de ce paramètre n'aient été détectables que quelques mois après la contamination et, donc, que Dyrinda et collaborateurs (2000) n'aient pas pu observer de différences. La différence entre les sites utilisés comme référence pourrait également expliquer ces différents résultats.

Ainsi, d'après ces résultats, il apparaît que, de façon générale, les moules des sites d'Angle Bay, de Tenby et, dans une moindre mesure, de Dale, subissaient une plus grande pression de la réponse immunitaire que les moules des sites non contaminés dans les mois qui ont suivi le déversement. Le type de nettoyage ne semble pas avoir affecté la réponse immunitaire des moules. Les différences observées aux sites contaminés par rapport au site de référence étaient plutôt corrélées avec la concentration en hydrocarbures dans les tissus des moules.

Harvey et collaborateurs (1999) ont suivi les niveaux d'adduits à l'ADN dans des spécimens de l'éponge *Halichondria panicea* et de la moule *Mytilus edulis* entre 1996 et 1997. Les organismes ont été collectés aux sites contaminés de West Angle Bay et d'Angle Bay et aux sites de référence de Mumbles Point et de Rhossili Point. Aucun adduit à l'ADN n'a été détecté dans les individus des deux espèces collectés deux et onze mois après le déversement à la fois aux sites de référence et aux sites contaminés.

Enfin, des photographies prises à St. Catherine's Island après l'application de dispersants ont montré une diminution de la couverture de moule de 40 % avant l'application à moins de 20 % à l'automne 1997 (Little et collab., 2000). Ces organismes étant considérés comme résistants à la pollution, leur survie à un site témoin impacté par pétrole du *Sea Empress* semble montrer que l'application de dispersants a eu un effet. Cependant, aucun test statistique n'a été effectué et, de ce fait, il n'est pas possible de confirmer cette hypothèse.

La communauté d'invertébrés benthiques

Des observations effectuées à partir d'août 1996 ont montré que les invertébrés sessiles de St Catherine's Island à Tenby, c'est-à-dire attachés au substrat, n'ont pas été fortement affectés par le déversement (Ryland et De Putron, 1998). Cependant, Moore (2006) rapporte que les espèces *Echinocardium cordatum* et *Acanthocardia echinata* ont été peu observées lors des suivis qui ont lieu après le déversement. En octobre 1996, un bon recrutement et une bonne colonisation de *Semibalanus balanoides* ont été observés (Moore, 1997). Néanmoins, une diminution de la densité d'*Elminius modestus* et une réduction du nombre de *Gibbula umbilicalis*, de *Littorina obtusata*, de *Littorina mariae*, de *Littorina nerotoides* et *Littorina saxalis* ont été observés à certains sites contaminés comparativement à octobre 1995 (Moore, 1997). De plus, l'auteur rapporte une diminution de la densité des juvéniles de *Patella* spp. à Milford Haven. L'auteur a estimé qu'en général, les effets négatifs sur la population de patelles ne devraient pas persister à long terme puisque les adultes ont été faiblement affectés par le déversement. Toutefois, à certains sites de West Angle Bay, la densité de juvéniles et d'adultes a diminué après le déversement (Crump et collab., 2003). Cette population était donc plus à risque de présenter des effets à long terme. En effet, à West Angle Bay, le nombre de patelles est resté faible en 1996 et au début de 1997, jusqu'à l'apparition de juvéniles en juin 1997 (Crump et collab., 2003). En mars 1998, la densité était redevenue similaire à celle d'avant le déversement (Crump et collab., 2003). Crump et collaborateurs (2003) ont également observé qu'entre mars 1996 et mars 1997, la taille moyenne des patelles a augmenté passant de 19,7 mm à 30,1 mm. Cela était probablement dû à la réduction de la compétition pour la nourriture du fait de la mortalité massive des patelles observée après le déversement. Dans les années suivantes, la taille moyenne a diminué à cause de l'augmentation de la population de juvéniles.

La méiofaune a été échantillonnée sur douze plages de sable contaminées à différents degrés, en novembre 1994 et en novembre 1996 (Moore et collab., 1997b). La densité des nématodes et des copépodes aux plages les plus contaminées était sensiblement similaire en 1996 qu'en 1994. Une réduction de l'abondance des ostracodes a été observée aux sites les plus contaminés, mais également à un site non contaminé (Skomer). Une légère augmentation de la diversité des nématodes et des copépodes a été observée dans les zones fortement polluées. Les auteurs ont conclu que neuf mois après le déversement, il n'y avait pas d'effets importants aux sites les plus contaminés et, donc, que la méiofaune ne subissait pas d'impacts majeurs du déversement.

Somerfield et Warwick (1999) ont étudié la macrofaune colonisant le varech. Ils ont constaté que, un mois après le déversement, l'abondance, le nombre d'espèces, la richesse et l'indice de diversité de Shannon de la macrofaune des herbiers de varechs diminuaient en fonction de la distance par rapport au lieu du déversement (la distance exacte n'est pas mentionnée par les auteurs).

Nikitik et Robinson (2003) ont réalisé un échantillonnage de la macrofaune benthique qui a eu lieu dans dix sites de Milford Haven en octobre entre 1996 et 1998 et en septembre 2000, et les données ont été comparées à celles obtenues en 1993, disponibles dans une autre étude. La diversité de la macrofaune benthique au site d'Angle Bay a diminué en 1996 et 1997, mais a augmenté en 1998. Elle a également diminué en 1996 à St. Ann's Head pour ensuite augmenter en 1997. En octobre 1996, le ratio annélides/amphipodes a augmenté dans tous les sites échantillonnés, reflétant la diminution de l'abondance des amphipodes, sauf dans la partie supérieure de Milford Haven. Les genres *Ampelisca* et *Harpinia* et ainsi que la famille des *Isaeidae* ont été les plus affectés. En 1997, les ratios annélides/amphipodes dans la partie moyenne et inférieure de Milford Haven étaient toujours élevés, mais en 1998, le nombre d'espèces d'amphipodes avait retrouvé les niveaux d'avant le déversement. Le ratio annélides/amphipodes à Angle Bay était encore élevé en 1997 et 1998. En 2000, ces ratios ont diminué pour revenir à un niveau correspondant à celui d'un site non pollué.

D) Poissons

Le bar commun

Les bars communs *Dicentrarchus labrax* vont frayer dans le canal de Bristol au large des côtes du Royaume-Uni et, après l'éclosion, les stades post-larvaires retournent dans les baies abritées et les estuaires qui leur servent de nurricerie (Lancaster et collab., 1998). En 1996, un échantillonnage des bars communs nés au cours de l'année a été effectué à douze nurriceries, dans et à l'extérieur de la zone touchée par le déversement, afin de détecter les effets du pétrole sur cette population (Lancaster et collab., 1998). Les auteurs ont observé une abondance plus faible des bars communs nés de l'année et un retard dans l'arrivée des stades post-larvaires dans les nurriceries. Ces résultats leurs ont permis de formuler l'hypothèse que c'est probablement le déversement du *Sea Empress* qui a occasionné ces effets sur les bars communs. Toutefois, les auteurs mentionnent que d'autres facteurs pourraient avoir causé ces impacts. L'échantillonnage a continué en 1997 et en 1998 afin de suivre les patrons de recrutement dans les nurriceries

(Reynolds et collab., 2003). Les auteurs rapportent que les stades post-larvaires ont été capturés plus tôt dans l'année en 1997 et en 1998 qu'en 1996 suggérant ainsi que le retard dans le recrutement observé en 1996 ne persistait pas dans les années suivantes. Selon les résultats de ces deux études, l'abondance plus faible du bar commun dans les nourriceries situées près de la zone de déversement serait due à une survie plus faible des stades post-larvaires lors de leur arrivée dans les nourriceries. Toutefois, le pétrole n'aurait pas eu d'effet sur les œufs et les stades larvaires présents au large dans le canal de Bristol. Le retard dans le recrutement en 1996 aurait été causé par des températures plus faibles et non par la présence du pétrole. Ce retard n'était, en effet, pas limité aux nourriceries situées près de la zone du déversement.

Autres espèces

Soixante jours après le déversement, des spécimens de mordocet *Lipophrys pholis* collectés au site contaminé de West Angle Bay présentaient des niveaux d'adduits à l'ADN plus élevés dans les branchies, le foie et les tissus reproducteurs que les spécimens collectés au site de référence de Mumbles Point (Lyons et collab., 1997). Harvey et collaborateurs (1999) ont suivi les niveaux d'adduits à l'ADN dans les poissons *Lipophrys pholis*, *Limanda limanda* et *Pleuronectes platessa* dans les mois subséquents.

- Les niveaux d'adduits dans les branchies, le foie et les tissus reproducteurs de *Lipophrys pholis* étaient plus élevés aux sites contaminés de West Angle Bay et d'Angle Bay qu'aux sites de référence de Mumbles Point et de Rhossili Point en avril 1996. Onze et dix-sept mois après le déversement, aucun adduit n'a été observé suggérant que, soit les poissons exposés au pétrole sont morts après avril 1996 et que la région a été colonisée par une population non impactée, soit, les adduits ont été réparés par des mécanismes cellulaires. Les effets génétoxique du pétrole du *Sea Empress* ne semblent pas avoir persisté dans le temps pour *Lipophrys pholis*.
- Chez l'espèce *Limanda limanda*, les niveaux d'adduits à l'ADN étaient plus élevés au site contaminé de Milford Haven qu'au site de référence de Cardigan Bay et au site contaminé de Carmarthen Bay en juillet 1996.
- En mai 1996, des spécimens de *Pleuronectes platessa* collectés aux sites contaminés de Turbo Bank et de Freshwater West avaient des niveaux d'adduits à l'ADN plus élevés que les spécimens collectés au site de référence situé en mer à l'extérieur de Carmarthen Bay.

Kirby et collaborateurs (1999) ont mesuré l'activité EROD dans les foies des espèces *Limanda limanda* et *Pleuronectes platessa*. En février 1996, immédiatement après le déversement, à 5 stations, l'activité EROD était comprise entre 247 et 2041 pM/mg pro./min pour *Limanda limanda* et entre 217 et 556 pM/mg pro./min pour *Pleuronectes platessa*. En mai 1996, à 13 stations, l'activité EROD était entre 1 496 et 4 909 pM/mg pro./min pour *Limanda limanda* et entre 404 et 1 032 pM/mg pro./min pour *Pleuronectes platessa*. Les niveaux d'EROD tendent à être plus élevés en mai qu'en février pour les 2 espèces. Aucune corrélation n'a été observée en mai entre le niveau de contamination du site et l'activité EROD. Les auteurs ont conclu que les différences entre les sites étaient probablement dues à d'autres facteurs comme la maturité sexuelle, la taille du poisson et la migration.

E) Oiseaux

Au sud de Pembrokeshire, aux sites de reproduction, Parr et collaborateurs (1997) ont constaté une diminution de 17 % des guillemots et une diminution de 7 % des petits pingouins en 1996, comparativement à 1995. On a compté 4114 macreuses noires *Melanitta negra* mortes à Carmarthen Bay à la fin de mars 1996 (Moore, 1996). Ces oiseaux ont fait l'objet d'un suivi dans la baie de Carmarthen après le déversement entre les hivers 1994-1995 et 2005-2006 aux sites d'Amroth, de Pendine, de Pembrey et de Rhossili (Banks et collab., 2008). Le nombre d'oiseaux de cette espèce était très faible durant les hivers 1996-1997 et 1997-1998 avec 4768 et 2895 individus respectivement. Durant l'hiver 1997-1998, le nombre d'oiseaux observés au site de Rhossili était plus important suggérant un changement dans l'utilisation de l'habitat. Durant l'hiver 1998-1999, le nombre d'oiseaux observés dans Carmarthen Bay était comparable au niveau d'avant le déversement et, dans la majorité des hivers suivants, le nombre de macreuses noires a atteint 15 000 oiseaux, avec un maximum de 24 460 en février 2005.

Dans une autre étude, Armitage et collaborateurs (2000) ont suivi quelques espèces d'oiseaux sur des sites contaminés d'Angle Bay et de Pembroke River et des sites de référence de Carew/Cresswell et de Cleddau River, durant 3 hivers après le déversement. Le nombre d'individus des espèces *Tadorna Tadorna*, *Anas penelope*, *Haematopus ostralegus* et *Tringa totanus* a diminué dans les deux mois suivant le déversement au site d'Angle Bay. Au site de Pembroke River, le nombre d'individus des espèces des espèces *Tadorna Tadorna*, *Anas penelope*, *Haematopus ostralegus* et *Tringa totanus* a diminué dans les deux mois suivant le déversement. Durant cette même période, à Pembroke River, le nombre d'individus de l'espèce *Numerius*

arquata a diminué. Le nombre d'oiseaux s'alimentant aux sites contaminés a également varié durant les hivers suivant le déversement. Le nombre d'individus des espèces *Haemotopus ostralegus* et *Numerius arquata* s'alimentant aux sites contaminés a augmenté entre les hivers 1996-1997 et 1998-1999, alors que le nombre d'individus de ces espèces se nourrissant aux sites de référence est demeuré inchangé ou a diminué. Pour l'espèce *Tringa totanus*, le nombre d'individus s'alimentant aux sites contaminés a continué à augmenter. Le nombre d'*Anas penelope* s'alimentant aux sites de référence et aux sites contaminés a également augmenté entre 1996-1997 et 1998-1999. Il y avait également des différences entre les deux sites contaminés. En effet, le nombre de *Tadorna Tadorna* s'alimentant à Angle Bay a diminué durant la période de l'étude alors qu'il a augmenté à Pembroke entre 1996-1997 et 1997-1998 et diminué entre 1997-1998 et 1998-1999. Les fluctuations dans le nombre d'oiseaux observées aux différents sites pourraient s'expliquer par les changements dans les populations d'organismes dont ils se nourrissent.

F) Mammifères

Aucune mortalité massive n'a été observée après le déversement pour les cétacés, les loutres, les phoques et les chauves-souris *Rhinolophus ferrumequinum* qui fréquentent la zone contaminée par le pétrole du *Sea Empress* (Moore, 1996 ; Moore, 2006).

2.1.4.4 Discussion

Suite au déversement du *Sea Empress*, des dispersants ont été épandus sur les nappes de pétrole en mer. Cela a permis de réduire la quantité de pétrole qui a atteint le littoral. Malgré ces efforts, du pétrole a tout de même touché les plages. Les méthodes d'intervention utilisées pour le nettoyage des milieux littoraux ont été choisies selon le type de substrat ce qui a permis de limiter les dommages suite au nettoyage.

Des concentrations élevées d'hydrocarbures pétroliers ont été mesurées dans les sédiments dans les mois suivant le déversement, mais ont rapidement diminué par la suite. Du pétrole résiduel a été identifié à certains sites jusqu'à dix ans après, sous forme de goudron ou de pavé d'asphalte, mais ces résidus étaient dispersés sur de grandes surfaces. Suite à la contamination, un interdit de pêche a été instauré puis a été progressivement levé quelques mois plus tard. En effet, les études ont montré que les moules et les patelles de certains sites ont été contaminées par les HAP, mais les concentrations ont diminué dans l'année suivant le déversement.

Plusieurs effets du déversement ont été observés sur la faune et la flore et certains de ces effets ont persisté à plus long terme. Certaines espèces d'algues ont été blanchies au contact du pétrole mais cet effet phytotoxique a été de courte durée. L'abondance de l'algue *Enteromorpha* spp. a augmenté à la suite d'une mortalité élevée des invertébrés brouteurs. La couverture des plantes dans les marais impactés a diminué, mais comme aucune donnée avant le déversement n'était disponible, il n'a pas été possible de quantifier les dommages. Des effets mineurs ont été observés sur le nombre de taxons de zooplancton en automne après le déversement mais d'autres facteurs pourraient être en cause. L'abondance de plusieurs espèces d'invertébrés a diminué après le déversement. Ainsi, la population de patelles d'Angle Bay est demeurée peu abondante et la recolonisation a été observée seulement deux ans après l'échouement du *Sea Empress*. Le ratio annélides/copépodes était revenu à des valeurs similaires à celles pré-déversement à la majorité des sites en 1997 et 1998, sauf au site d'Angle Bay qui s'est rétabli en 2000. La réponse immunitaire des moules a été affectée négativement mais aucun effet génétoxique n'a été détecté chez cet organisme. Les effets du déversement sur les bars communs a été difficile à évaluer à cause de plusieurs facteurs confondants. Il semblerait qu'aux sites contaminés, la survie des stades post-larvaires ait diminuée. Une augmentation des niveaux d'adduits à l'ADN a été observée chez d'autres espèces de poissons, mais la durée de cet effet n'était pas claire. La mortalité de plusieurs espèces d'oiseaux a été importante à la suite du déversement. La macreuse noire semble être l'espèce d'oiseaux chez qui les effets se sont fait ressentir à plus long terme. En effet, l'abondance de cette espèce n'est retournée à un niveau similaire à celui d'avant le déversement que le troisième hiver après le déversement. Enfin, aucun effet aigu n'a été observé chez les mammifères et, à notre connaissance, aucune étude n'a été effectuée sur les effets chroniques du pétrole déversé sur ces organismes.

2.2 Cas en eau douce

2.2.1 *Chalk Point-Swanson Creek*

Le 7 avril 2000, le bris d'un pipeline sous terrain se connectant aux installations de production de Chalk Point de la compagnie Potomac Electric Power près d'Aquasco au Maryland aux États-Unis a causé le déversement de 477 000 à 527 000 litres d'un mélange de fioul No. 2 et de fioul No. 6 dans le ruisseau Swanson Creek, dans la rivière Patuxent et ses tributaires situés en aval, contaminant ainsi environ 64 km de littoral (Gundlach et collab., 2003). Ce cas est celui qui se rapproche le mieux de celui des rivières du Québec à la fin du printemps. Le fioul No.2 a une

densité API de 31,9° et le fioul No.6 de 11,3° (EC, 2001). La figure 15 montre l'endroit du déversement dans le ruisseau Swanson Creek ainsi que la rivière Patuxent (Michel et collab., 2008).

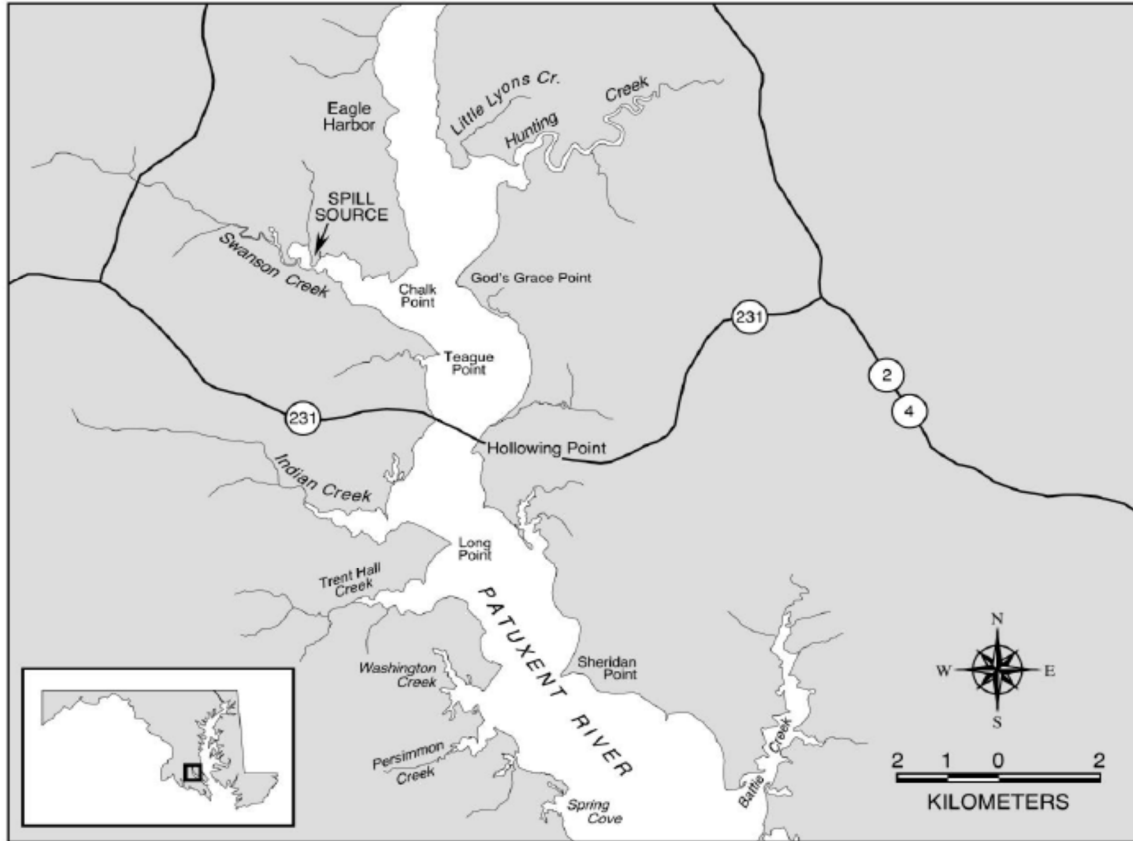


Figure 15 Site du déversement dans le ruisseau Swanson Creek

2.2.1.1 Réponse au déversement

Des barrages ont été installés dans le ruisseau Swanson Creek immédiatement après le déversement mais des vents importants dans la nuit du 8 avril ont réduit leur efficacité et le fioul a pu atteindre la rivière Patuxent (Gundlach et collab., 2003). Gundlach et collaborateurs (2003) mentionnent que deux marécages, désignés W01A et W01B, ont fait l'objet d'un nettoyage intensif et qu'un marécage, désigné W01C, n'a pas été nettoyé et a servi de contrôle. Les marécages ont été nettoyés par rinçage avec un jet d'eau à moyenne pression et le fioul a été récupéré par pompage et à l'aide d'absorbants. Des opérations d'écumage ont eu lieu dans le ruisseau Swanson Creek et des fertilisants ont été appliqués pour faciliter la biodégradation du pétrole (Gundlach et collab., 2003). Ces applications de fertilisant ont commencé le 11 mai et se

sont poursuivies jusqu'en septembre. De la végétation a également été replantée dans les marécages et les activités de plantation ont pris fin le 18 juillet 2000 (Gundlach et collab., 2003). À la fin d'août et en septembre, la zone autour du pipeline a été excavée et les sédiments contaminés ont été remplacés par du sable propre (Gundlach et collab., 2003).

2.2.1.2 Contamination résiduelle

Le 8 avril, les concentrations d'HAP totaux dans les eaux de surface étaient comprises entre 0,76 et 97,92 µg/L (Entrix, 2002). Elles étaient comprises entre 0,09 et 767,82 µg/L le 10 avril (Entrix, 2002). Une semaine après le déversement, de l'eau de surface a été échantillonnée à vingt-six stations (Entrix, 2002). Les échantillons du ruisseau Swanson Creek contenaient entre 9,22 et 16,51 µg/L d'HAP, les échantillons de la rivière Patuxent contenaient moins de 2,80 µg/L d'HAP et les échantillons des autres tributaires contenaient moins de 10,2 µg/L d'HAP.

Sept ans après le déversement, Michel et collaborateurs (2009) ont échantillonné des sédiments à vingt-six sites dans les marécages de la zone contaminée. Les concentrations en HAP étaient comprises entre 0,58 et 2921 mg/kg et variaient fortement entre les sites et selon la profondeur. Les auteurs ont estimé qu'en général, le sol a perdu entre 22 et 76 % de son contenu en HAP initial. La dégradation du pétrole dans les couches plus profondes a été plus faible que dans les couches supérieures. Dans les marécages, la faible disponibilité de l'oxygène et l'inefficacité des processus physiques ont entraîné la persistance de la contamination dans ce milieu.

Peu après le déversement, des HAP étaient également détectés dans les tissus d'organismes aquatiques collectés dans les zones contaminées (Entrix, 2002). Ainsi, une semaine après le déversement, les concentrations en HAP totaux dans les bivalves variaient de moins de 0,01 à 0,59 mg/kg. En mai, juin et août, les concentrations étaient en dessous de 0,002 mg/kg pour tous les échantillons. Dans les crabes, les concentrations d'HAP totaux étaient de moins de 0,01 à 0,75 mg/kg dans vingt-sept échantillons prélevés une semaine après le déversement, entre 0,02 et 0,26 mg/kg dans onze échantillons prélevés 1 mois après le déversement et entre 0,02 et 0,07 mg/kg dans quatorze échantillons prélevés le 24 juin 2000. Les dix-neuf échantillons de poissons prélevés moins d'une semaine après le déversement contenaient moins de 0,1 à 1 mg/kg de HAP totaux. Les onze échantillons de poissons prélevés un mois après le déversement contenaient entre 0,01 et 0,17 mg/kg d'HAP totaux.

2.2.1.3 Impacts résiduels

A) Communauté bactérienne

Mendelssohn et Slocum (2004) ont émis l'hypothèse que la contamination d'un milieu humide par des hydrocarbures pétroliers pourrait soit réduire la décomposition de la matière organique en inhibant l'activité microbienne ou augmenter les taux de décomposition en fournissant une source de carbone supplémentaire. Pour vérifier cette hypothèse, les auteurs ont mesuré les taux de décomposition de la cellulose en août 2002, à huit sites, incluant des sites avec différents degrés de contamination et un site de référence. En moyenne, les taux de décomposition étaient de 7,5 % par jour à la surface et de 6,1 % par jour à 25 cm de profondeur dans les sédiments. Aucune corrélation n'a été observée entre les taux de décomposition de la cellulose et les concentrations des composés du pétrole déversé (hydrocarbures totaux, HAP et carbone organique total). D'après ces résultats, il semblerait que les hydrocarbures pétroliers n'ont pas eu d'effet sur le taux de décomposition de la matière organique par les microorganismes.

B) Plantes

Des plants de *Spartina alterniflora* (figure 16) ont été replantés dans les marécages de Swanson Creek les 13 et 14 mai 2000, sur des sites d'un degré de contamination visuelle allant de faible à élevé (Gundlach et collab., 2003). Le taux de survie était de 100 % à quatre sites et de 54 % à un site le 12 juin de la même année. Dans la même étude, les 3 et 4 août 2000, des quadrats ont été établis afin de suivre l'évolution de la couverture de la végétation qui était de moins de 10 % à ce moment-là. Le 27 juin 2001, la couverture était de 70 à 80 % et le 16 juillet 2002, la couverture était de 90 à 100 %. Les auteurs ont observé que le temps de rétablissement de la végétation a été de deux ans. Ces résultats obtenus sur le terrain ne sont pas en accord avec les projections effectuées par NOAA et collaborateurs (2002). En effet, dans leur rapport final sur l'évaluation environnementale et le plan de restauration du site impacté par le déversement, ces derniers ont estimé, à partir d'une courbe de projection du rétablissement, que neuf à dix ans seraient nécessaires pour le rétablissement complet de la couverture de la végétation.



Figure 16 *Spartina alterniflora* (US Department of Agriculture, s. d.)

Sept ans après le déversement, Michel et collaborateurs (2009) ont observé la population de *Spartina alterniflora* à douze sites de référence et à dix sites contaminés et la population de *Spartina cynosuroides* à douze sites de référence et à quatorze sites contaminés. La densité et la hauteur des tiges de *Spartina alterniflora* aux sites de référence (densité de 223 tiges/m² et hauteur de 1,25 m) étaient plus élevées qu'aux sites contaminés (densité de 141 tiges/m² et hauteur de 1,06 m). Chez *Spartina cynosuroides*, la densité et la hauteur des tiges n'étaient pas significativement différentes entre les sites de référence et les sites contaminés. La biomasse dans le sol de *Spartina alterniflora* était similaire entre les sites de référence et les sites contaminés pour les intervalles de 0-10 cm et de 10-20 cm alors qu'elle était plus élevée aux sites de référence qu'aux sites contaminés pour ces deux intervalles chez *Spartina cynosuroides*.

C) Invertébrés

Llanso et Volstad (2001) ont évalué les impacts du déversement sur la communauté benthique en juin et septembre 2000. Lorsque les mesures prises après le déversement sont comparées à des mesures prises avant le déversement, il n'est pas possible de détecter des effets du déversement sur la communauté d'invertébrés benthiques de la rivière Patuxent. En effet, l'indice de diversité de Shannon et le nombre d'espèces collectées dans la rivière Patuxent en juin 2000 n'étaient pas différents des valeurs obtenues en 1990-1993, mais l'abondance et la biomasse étaient plus faibles en juin 2000 qu'en juin de la période 1990-1993. Par contre, l'indice de diversité de Shannon, le nombre d'espèces, l'abondance et la biomasse des échantillons collectés dans la rivière Patuxent en septembre 2000 n'étaient pas différents de valeurs de la période 1995-1999. Comme aucune donnée antérieure au déversement n'était disponible pour Swanson Creek, les

auteurs ont comparé entre eux les variables de suivi de la communauté benthique de partie inférieure et supérieure de Swanson Creek et de la rivière Patuxent ainsi que du site de référence de Hunting Creek :

- En juin, bien que l'abondance et le nombre de taxons d'invertébrés fussent plus élevés dans la partie supérieure de Swanson Creek, les auteurs ont observé un indice de diversité de Shannon significativement plus faible dans ce secteur en comparaison avec les autres sites. Un indice de diversité de Shannon faible (près de 1 pour la partie supérieure de Swanson Creek) et une abondance élevée suggèrent la présence d'une dominance par un taxon. En effet, deux taxons sont principalement responsables de l'abondance élevée dans la partie supérieure de Swanson Creek : le polychète *Streblospio benedicti* et l'oligochète *Tubificoides* spp. De plus, le nombre moyen d'espèces était d'environ treize pour la partie supérieure de Swanson Creek, d'environ huit pour la partie inférieure et d'environ dix pour la rivière Patuxent et le site de référence. Bien que considéré comme significativement plus élevé dans la partie supérieure de Swanson Creek par les auteurs, le nombre d'espèces semble relativement similaire entre les sites considérant la grande variabilité naturelle de ce paramètre.
- En septembre, l'indice de diversité de Shannon et la biomasse étaient plus faibles dans la partie supérieure de Swanson Creek qu'aux autres sites et le nombre d'espèces et l'abondance étaient plus élevés dans la rivière Patuxent.
- Les bivalves et les crustacés étaient moins présents dans la partie supérieure de Swanson Creek. Les polychètes étaient plus abondants dans cette zone en juin et dans une moindre proportion en septembre. Dans la partie inférieure de Swanson Creek, les polychètes étaient également plus abondants que dans la rivière Patuxent et qu'à Hunting Creek en juin, mais pas en septembre.

Les résultats obtenus par Llanso et Volstad (2001) montrent que la perturbation de la communauté d'invertébrés benthiques était localisée à Swanson Creek et qu'elle était encore perturbée 3 et 6 mois après le déversement.

Des essais de toxicité ont été effectués avec des échantillons de sédiments contaminés provenant des marécages et des échantillons de référence collectés sept ans après le déversement sur l'amphipode *Ampelisca abdita* (Michel et collab., 2009). Les organismes ont été exposés dix jours

à ces échantillons. Dans les échantillons de référence, la survie était supérieure à 98 % et les concentrations en HAP totaux dans les sédiments étaient de 0,78 et 0,82 mg/kg. Pour les sites contaminés, sept échantillons étaient toxiques avec des pourcentages de survie compris entre 0 et 85 % et six échantillons n'étaient pas toxiques avec des pourcentages de survie compris entre 91 et 100 %. Les teneurs en HAP totaux variaient entre 2,18 et 43,9 mg/kg dans les sédiments non toxiques et entre 91,86 et 453,4 mg/kg dans les sédiments toxiques.

D) Poissons

Les résultats obtenus sur le terrain entre le 10 avril et le 10 mai 2000 n'ont pas montré un effet aigu majeur du déversement sur les communautés de poissons de la rivière Patuxent mais ont indiqué un impact localisé dans les marécages de Swanson Creek, qui a été la zone la plus impactée (Entrix, 2002). De plus, il a été observé que les frayères et les larves de bars rayés, de perches et d'aloses étaient en majorité situées en amont du déversement et qu'elles n'avaient donc pas été touchées par la contamination (Entrix, 2002). Une étude a été menée en laboratoire pour évaluer les effets potentiels de ce déversement sur les jeunes stades de poissons. Ainsi, des larves de bars rayés ont été exposées 48 et 96 heures à des dilutions comprises entre 0 et 100 % de l'eau de Swanson Creek, prélevée à un endroit où le pétrole était visible à la surface (Entrix, 2002). Après 48 heures, la survie moyenne des larves était de plus de 99 %. Après 96 heures, la survie a diminué en fonction de la concentration en hydrocarbures et était de 12 % à la dilution 0 %.

À notre connaissance, aucune étude sur les effets du déversement sur les poissons n'a été effectuée plusieurs années après le déversement.

E) Reptiles

Michel et collaborateurs (2001) ont estimé que 122 tortues *Malaclemys terrapin* étaient mortes à la suite du déversement. De plus, le déversement aurait causé une réduction de 10 % dans la survie des nouveau-nés en 2000 (Byrd et collab., 2002). Par la suite, Wood et Hales (2001) ont suivi le taux de succès d'éclosion de ces tortues en avril 2001. Ils n'ont pas observé de différence dans la densité des nids entre les sites contaminés et les sites de référence. Par contre, ils ont observé une plus grande mortalité des embryons et une fréquence d'émergence plus faible au printemps aux sites contaminés. Toutefois, les auteurs ont considéré que ces impacts sur les tortues étaient mineurs.

F) Oiseaux

Selon les informations disponibles sur le site Internet du *Damage Assessment, Remediation and Restoration Program* de la NOAA, 67 oiseaux sont morts entre le 7 avril et le 20 juin 2000 (NOAA, 2001). La mort de trois oiseaux n'aurait pas été provoquée par le pétrole et quatre oiseaux sont décédés sans être mazoutés. Toujours d'après la NOAA, le déversement n'aurait pas eu d'effets sur le succès de reproduction des pygargues à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus* de Cremona Creek, des grands hérons *Ardia herodias* et des balbuzards pêcheurs *Pandion haliaetus* à proximité de la rivière Patuxent. À notre connaissance, aucune étude sur les effets du déversement sur les oiseaux n'a été effectuée au cours des années qui ont suivies le déversement.

G) Mammifères

Environ 90 mammifères ont été retrouvés morts suite au déversement entre le 7 avril et le 20 juin 2000, dont 70 rats musqués, (NOAA, 2001). La mort de 3 loutres de rivière n'aurait pas été provoquée par le pétrole et 13 mammifères sont décédés sans être mazoutés. Puisqu'il est possible que des rats musqués morts n'aient pas été retrouvés par les équipes sur le terrain, Greer et collaborateurs (2005) ont tenté d'estimer le nombre réel de rats musqués morts à la suite du déversement. En multipliant la superficie de la zone contaminée par la densité des rats musqués, ils ont estimé que 315 rats-musqués ont potentiellement été exposés au déversement à Swanson Creek, 32 à Indian Creek et 29 à Trent Hall Creek. Assumant un taux de mortalité de 100 % pour les rats musqués potentiellement exposés, le nombre de rats musqués réellement morts à la suite du déversement serait de 376. Selon l'hypothèse que le rétablissement de la population est linéaire, l'équilibre de la population aurait été rétabli en deux ans.

2.2.1.4 Discussion

À la suite du bris du pipeline de la compagnie Potomac Electric Power, plusieurs sites ont été contaminés dans le ruisseau Swanson Creek. Les marécages impactés par le déversement ont été nettoyés par rinçage à l'eau et le pétrole a été récupéré à l'aide d'absorbants. La zone autour du pipeline, qui était fortement contaminée, a été excavée et sol a été remplacé par du matériel propre.

Dans les premiers mois après le déversement, les concentrations de HAP dans l'eau de surface sont rapidement revenues à des valeurs de l'ordre du µg/L. Les concentrations en HAP dans les sédiments des marécages contaminés étaient fortement variables. Enfin, des HAP ont également été détectés dans les tissus de bivalves, de crabes et de poissons après le déversement, mais les

concentrations ont diminué dans les mois suivants. Il semble que l'absence de processus physiques importants a contribué à la persistance du pétrole dans l'environnement.

Bien que la contamination des milieux humides par les hydrocarbures pétroliers ne semble pas avoir affecté le taux de décomposition de la matière organique, les données sont insuffisantes pour conclure sur les effets sur la communauté bactérienne. Les plantes *Spartina alterniflora* et *Spartina cynosuroides* des marécages contaminés ont vu leur couverture réduite considérablement. Selon une étude, la couverture serait revenue à des niveaux normaux deux ans après le déversement, mais il semble que, sept ans après le déversement, des différences étaient encore visibles entre les sites contaminés et les sites de référence en termes de densité, de hauteur des tiges et de biomasse dans le sol. Une perturbation de l'abondance, de l'indice de diversité de Shannon, du nombre d'espèces et de la biomasse d'invertébrés benthiques a été observée à Swanson Creek, trois et six mois après le déversement, mais pas dans la rivière Patuxent. La zone contaminée ne présentant pas de sites cruciaux pour les poissons, il semble que les effets sur les poissons ont été de faible envergure dans le temps. Enfin, un nombre important de reptiles, d'oiseaux et de mammifères ont été retrouvés morts après le déversement. Cependant, aucune étude ne semble avoir fait le suivi des effets du déversement à plus long terme sur ces organismes.

2.3 Synthèse des données

Le tableau 5 présente une synthèse des informations fournies dans les sections précédentes : type de pétrole déversé, méthodes d'intervention utilisées en mer et sur terre, contamination résiduelle de l'eau, des sédiments et des organismes et impacts résiduels sur les organismes.

Tableau 5 Synthèse des études de cas de déversements d'hydrocarbures pétroliers en milieu froid

Cas de déversement (Type de pétrole)	Méthodes d'intervention	Contamination résiduelle	Impacts résiduels
<p>Arrow – 4 février 1970 (Bunker C)</p>	<p><u>En mer</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispersants • Essai de brûlage <i>in-situ</i> <p><u>Sur terre</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Absorbant (mousse de tourbe) • Ramassage manuel et mécanique • Atténuation naturelle 	<p><u>Dans l'eau</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Concentration de <i>Bunker C</i> dans l'eau a diminuée dans la première année après le déversement <p><u>Dans les sédiments</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Majorité du pétrole enlevé par atténuation naturelle • Persistance du pétrole pendant plus de 20 ans aux sites de faible énergie <p><u>Dans les organismes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Contamination d'espèces de plantes et d'invertébrés jusqu'à 5 ans après le déversement 	<p><u>Communauté bactérienne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Pas d'effet à long terme sur la communauté bactérienne <p><u>Algues</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Pas de recolonisation par <i>Fucus spiralis</i> 2 ans après le déversement <p><u>Plantes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Croissance de <i>Spartina alterniflora</i> toujours affectée 1 an après le déversement mais pas d'effet sur <i>Zostera marina</i> <p><u>Invertébrés</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Effet sur le zooplancton peu documenté • Mortalité d'invertébrés benthiques et perturbation de la structure de la communauté • Croissance des myes encore affectée 6 ans après le déversement <p><u>Poissons</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Signe d'exposition au pétrole chez <i>Pleuronectes americanus</i> 3 ans après le déversement

Cas de déversement (Type de pétrole)	Méthodes d'intervention	Contamination résiduelle	Impacts résiduels
			<p><u>Oiseaux</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Mortalité d'oiseaux immédiatement après le déversement mais pas d'études à long terme
<p><i>Amoco Cadiz – 16 mars 1978 (Iranian crude, Arabian crude et Bunker C)</i></p>	<p><u>En mer</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispersants • Barrages • Agent de précipitation <p><u>Sur terre</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Pompage et écrémage • Ramassage manuel et mécanique • Bioremédiation et bioaugmentation 	<p><u>Dans les sédiments</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Pénétration de la contamination en profondeur • Persistance aux sites de faible énergie et de sédiments meubles • Persistances des composés saturés et polycycliques aromatiques lourds et des résines <p><u>Dans les organismes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Contamination et dépuration des huîtres 	<p><u>Communauté bactérienne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Développement de bactéries dégradant les hydrocarbures durant la période chaude pendant quelques années <p><u>Algues</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Algues commerciales fragilisées mais reproduction non affectée <p><u>Plantes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Végétation des marais a pris 5 ans pour se rétablir ; le nettoyage a ralenti le processus <p><u>Invertébrés</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Diminution de l'abondance et de l'indice de diversité de la faune benthique puis stabilisation en 1996 <p><u>Poissons</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Lésions histologiques et altération des paramètres de reproduction chez le poisson <i>Pleuronectes platessa</i>

Cas de déversement (Type de pétrole)	Méthodes d'intervention	Contamination résiduelle	Impacts résiduels
			<p><u>Oiseaux</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Mortalité immédiate d'oiseaux mais pas de suivi à long terme
<p><i>Exxon Valdez – 24 mars 1989 (Pétrole brut d'Alaska Prudhoe Bay)</i></p>	<p><u>En mer</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Confinement avec des barrages et récupération avec des écrémeurs • Dispersants • Brûlage <i>in-situ</i> <p><u>Sur terre</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Jet d'eau chaude à haute pression • Jet d'eau froide à basse pression • Ramassage manuel • Bioremédiation • Atténuation naturelle • Essais avec un dispersant et un nettoyeur de plage 	<p><u>Dans les sédiments</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Pénétration de la contamination sous la surface des sédiments et persistance pendant plus de 18 ans • Recouvrement des sédiments par des blocs rocheux ou par des colonies de moules qui a contribué à la persistance du pétrole <p><u>Dans les organismes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Mytilus trossulus</i> et <i>Protothaca staminea</i> indicateurs pour le suivi de la contamination et de la biodisponibilité 	<p><u>Communauté bactérienne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Pas d'impacts à long terme sur la communauté bactérienne <p><u>Algues</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la couverture de <i>Fucus gardneri</i>, rétablissement non complété en 1996 <p><u>Plantes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Rétablissement de <i>Zostera marina</i> en 2 ans <p><u>Invertébrés</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Stress physiologique et dommages à l'ADN chez les moules • Diminution de la survie, la croissance et l'abondance de <i>Protothaca staminea</i> pendant plus de 10 ans • Diminution de l'abondance et de la diversité des invertébrés benthiques jusqu'en 1992 <p><u>Poissons</u></p>

Cas de déversement (Type de pétrole)	Méthodes d'intervention	Contamination résiduelle	Impacts résiduels
			<ul style="list-style-type: none"> • Déclin majeur de la population de harengs du Pacifique en 1993 de cause inconnue • Signes d'exposition des saumons roses à du pétrole résiduel entre 10 et 15 ans • Signes d'exposition à du pétrole résiduel chez d'autres espèces de poissons <p><u>Oiseaux</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la densité des oiseaux, signe d'exposition à long terme à du pétrole chez certaines espèces <p><u>Mammifères</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Pas de croissance de la population de loutres de mer pendant plus de 10 ans • Phoques en déclin avant et après le déversement • Diminution du potentiel de reproduction à long terme des épaulards
<p><i>Sea Empress</i> – 15 février 1996 (Pétrole brut de la Mer du Nord Forties)</p>	<p><u>En mer</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Dispersants • Confinement avec des barrages et récupération avec des écrémeurs 	<p><u>Dans les sédiments</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Concentrations d'hydrocarbures élevées dans les mois suivants mais ont diminué par la suite 	<p><u>Algues</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Blanchissement de certaines espèces à court terme

Cas de déversement (Type de pétrole)	Méthodes d'intervention	Contamination résiduelle	Impacts résiduels
	<p><u>Sur terre</u> Primaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Enlèvement manuel • Pompage • Jet d'eau à basse pression <p>Secondaire :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Selon le type de substrat 	<ul style="list-style-type: none"> • Pétrole résiduel trouvé 10 ans après sous forme de goudron ou d'asphalte <p><u>Dans les organismes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Interdit de pêche suite à la contamination progressivement levé • Moules et patelles contaminées par les HAP mais les concentrations ont diminué en 1 an 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de l'abondance d'<i>Enteromorpha</i> spp. <p><u>Plantes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la couverture des plantes dans les marais <p><u>Invertébrés</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Nombre de taxons de zooplancton a diminué en automne 1996 mais pas d'autres changements majeurs détectés • Diminution de l'abondance de plusieurs espèces d'invertébrés • Recolonisation de West Angle Bay par les patelles deux ans après le déversement • Ratio annélides/copépodes rétabli en 1 et 2 ans sauf à Angle Bay en 4 ans • Perturbation de la réponse immunitaire des moules pendant 1 an après le déversement <p><u>Poissons</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Survie des stades post-larvaires de bars communs

Cas de déversement (Type de pétrole)	Méthodes d'intervention	Contamination résiduelle	Impacts résiduels
			<p>diminuée aux sites contaminés</p> <ul style="list-style-type: none"> • Augmentation d'adduits à l'ADN chez d'autres espèces mais durée de l'effet inconnue <p>Oiseaux</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mortalité d'oiseaux après le déversement • Rétablissement de l'abondance de la macreuse noire 3 ans après le déversement <p>Mammifères</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pas de mortalité aigue chez les mammifères • Pas d'étude à long terme
<p><i>Chalk Point Swanson Creek – 7 avril 2000</i> (Fioul No. 2 et Fioul No. 6)</p>	<p>Sur l'eau</p> <ul style="list-style-type: none"> • Confinement avec des barrages et récupération avec des écrémeurs <p>Sur terre</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bioremediation • Revégétalisation • Excavation des sols contaminés à proximité de l'oléoduc 	<p>Dans l'eau</p> <ul style="list-style-type: none"> • Contamination de l'eau par les HAP dans les premières semaines puis retour au µg/L <p>Dans les sédiments</p> <ul style="list-style-type: none"> • Contamination des sédiments des marécages variable • Absence de processus physiques importants dans les marécages qui a 	<p>Communauté bactérienne</p> <ul style="list-style-type: none"> • Données insuffisantes pour conclure sur les effets <p>Plantes</p> <ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la couverture de <i>Spartina alterniflora</i> et <i>Spartina cynosuroides</i> • Rétablissement en terme de couverture deux ans après le déversement, mais encore des différences dans la densité, la hauteur des

Cas de déversement (Type de pétrole)	Méthodes d'intervention	Contamination résiduelle	Impacts résiduels
		<p>contribué à la persistance du pétrole</p> <p><u>Dans les organismes</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Contamination des tissus des bivalves, des crabes et des poissons par les HAP, mais les concentrations ont diminué dans le mois suivant le déversement 	<p>tiges et la biomasse dans le sol 7 ans après</p> <p><u>Invertébrés</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Perturbation de l'abondance, de l'indice de diversité de Shannon, du nombre d'espèces et de la biomasse des invertébrés benthiques dans Swanson Creek 6 mois après le déversement Pas de perturbation des invertébrés benthiques dans la rivière Patuxent <p><u>Poissons</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Effets sur les poissons semblent faibles dans le temps <p><u>Oiseaux, Reptiles et Mammifères</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Mortalité immédiatement après le déversement Pas d'études à long terme

3. Discussion

3.1 Comment évaluer les impacts dus au pétrole ?

Un déversement d'hydrocarbures pétroliers est un évènement imprévu et unique. En ce sens, il ne représente pas une expérience planifiée où les paramètres sont contrôlés. Il existe donc des difficultés méthodologiques inhérentes à l'évaluation et à la quantification des impacts sur les écosystèmes après un déversement accidentel.

La principale difficulté méthodologique rencontrée est d'établir une distinction claire entre la variation naturelle des paramètres physiques, chimiques et biologiques mesurés et l'impact réel de la perturbation sur ces paramètres en fonction du temps. Dans une approche expérimentale dont l'objectif serait de mesurer les effets d'une perturbation donnée, les critères les plus importants à respecter afin de ne pas confondre ces derniers avec la variation naturelle sont la répartition aléatoire et la réplication des traitements (Wiens et Parker, 1995). Or, dans le cas d'un déversement accidentel d'hydrocarbures pétroliers, ces conditions ne sont évidemment pas respectées. En effet, il n'est pas possible d'assumer que les hydrocarbures se répartissent aléatoirement et uniformément dans la zone d'étude (Skalski, 1995). De ce fait, les sites de référence sélectionnés ne sont pas véritablement indépendants des sites contaminés parce qu'ils subissent des stress naturels qui ne sont pas contrôlés par l'observateur. Les sites contaminés qui sont sélectionnés pour fin de comparaison entre eux et avec les sites de référence sont en réalité des pseudoréplicats (pas indépendant l'un de l'autre) car ils sont souvent différents en termes de facteurs naturels et de degré de contamination (Skalski, 1995).

Trois modèles d'études sont majoritairement utilisés afin d'évaluer les impacts d'un déversement d'hydrocarbures pétroliers: le modèle avant-après, le modèle impact-référence et le modèle de la série dans le temps (Wiens et Parker, 1995). Dans le modèle avant-après, les données récoltées après le déversement sont comparées aux données récoltées avant celui-ci si ces dernières sont disponibles. Dans le modèle impact-référence, les données récoltées aux sites impactés sont comparées avec les données récoltées à des sites de référence, après le déversement. Afin de réduire les facteurs confondants reliés à la variabilité des caractéristiques entre les sites, il est possible d'apparier les sites impactés et les sites de référence en fonction de leurs caractéristiques physiques et biologiques. Dans le modèle de la série temporelle, les données sont collectées aux

sites contaminés et aux sites de référence pendant une longue période de temps et l'analyse de la dynamique temporelle permet de montrer les impacts ainsi que le rétablissement subséquent. Chaque déversement étant unique, il est impossible d'appliquer un seul modèle d'étude universel. Les chercheurs adaptent ou combinent les modèles d'études en fonction des objectifs et des contraintes de coûts, de temps, de ressources matérielles et humaines, d'accessibilité aux sites, etc., imposées par la situation.

La détection des impacts dépend également du choix des espèces et des communautés suivies, des types d'habitats échantillonnés et de la sensibilité des paramètres mesurés (Peterson et collab., 2001). Par exemple, lors de l'analyse des populations d'invertébrés benthiques après un déversement, le niveau taxonomique utilisé pour l'identification des invertébrés peut influencer l'interprétation de la réponse et, par conséquent, la détection d'un effet (Peterson et collab., 2001).

Les cas présentés précédemment ont mis en évidence la nécessité d'effectuer une caractérisation exhaustive des sites impactés afin d'avoir une bonne compréhension du devenir du pétrole dans le milieu et fournir des informations pertinentes pour l'évaluation des impacts. Cette caractérisation exhaustive comprend la mesure de la contamination de l'eau, des sédiments et des organismes ainsi que l'évaluation des conditions du milieu (morphologie, granulométrie, exposition aux processus physiques, etc.). Ainsi, dans les cas que nous avons étudiés, il a été possible de faire le suivi de la contamination et du devenir des hydrocarbures après les déversements. Lorsque les concentrations d'hydrocarbures ont été mesurées dans l'eau après les déversements de l'*Arrow* et de *Chalk Point*, il a été possible de constater qu'elles ont diminuées dans les semaines suivant les incidents. De façon générale, la contamination de l'eau par les hydrocarbures après les déversements étudiés a donc été de courte durée. Il n'en était pas ainsi pour les sédiments. Après les déversements, une partie du pétrole échoué sur les littoraux a été enlevé par atténuation naturelle. Ce phénomène a été d'autant plus important aux sites exposés à l'énergie des vagues et des marées. En revanche, aux sites peu exposés, le pétrole avait tendance à persister beaucoup plus longtemps, et ce même après des opérations de nettoyage. En effet, le pétrole a pu pénétrer plus en profondeur dans les sédiments rendant son enlèvement difficile. Les fractions les plus lourdes des hydrocarbures pétroliers sont celles qui persistent le plus longtemps, les fractions légères s'évaporant ou étant dégradées rapidement. Le pétrole a pu également persister sous la forme de goudron et de pavés d'asphalte notamment dans le cas de

l'Arrow. Des organismes aquatiques ont été contaminés à la suite de ces déversements. Les bivalves, de par leur capacité à accumuler et à relarguer les hydrocarbures selon la concentration présente dans le milieu, ont pu servir d'indicateurs de la biodisponibilité de la contamination.

Il apparaît également nécessaire d'effectuer la meilleure caractérisation possible des communautés présentes aux sites impactés. Cela permet d'évaluer les impacts du déversement sur ces communautés, mais également, et surtout, les capacités de récupérer des organismes. Dans les cas présentés, il a été observé que malgré toutes les méthodes d'intervention utilisées afin de nettoyer le littoral et de minimiser les effets sur la faune et la flore, ces derniers ont tout de même subi des impacts dus aux hydrocarbures pétroliers. Ces impacts ont été observés sur les communautés bactériennes, les algues, les plantes, les invertébrés, les poissons, les oiseaux, les reptiles et les mammifères. Les impacts à court terme sont causés par une exposition aiguë au pétrole immédiatement après le déversement ou par les effets immédiats des méthodes d'intervention utilisées lors des opérations de nettoyage. Les effets à long terme sont généralement associés à une exposition chronique au pétrole résiduel et plus spécifiquement aux HAP pétroliers, cependant difficiles à bien distinguer des HAP pyrogéniques souvent présents dans les sites anthropisés.

3.2 Comment limiter les impacts des méthodes d'intervention ?

Dans tous les cas de déversements d'hydrocarbures en eau marine que nous avons étudiés, des dispersants ont été utilisés en plus ou moins grande quantité. Il s'avère que leur efficacité dépendait du type de pétrole déversé et de son degré d'émulsification. Aucune application de dispersant n'a eu lieu lors du déversement en eau douce présenté dans ce document parce que peu de dispersants sont reconnus comme efficaces en eau douce (SL Ross, 2010). Le confinement et la récupération sur l'eau ont également été des techniques utilisées dans presque tout les cas bien qu'elles n'ont parfois permis de récupérer qu'une petite fraction du pétrole déversé. Au niveau des méthodes d'intervention sur terre, les techniques variaient d'un déversement à l'autre. La récupération manuelle et mécanique ainsi que le nettoyage par jet d'eau ont été les plus utilisés. Des essais de bioremédiation ont été effectués après les déversements de l'Amoco Cadiz, de l'Exxon Valdez, du Sea Empress et de Chalk Point. Cette technique n'a pas été appliquée à grande échelle, mais les résultats préliminaires étaient positifs. Néanmoins, tel que précisé dans la section précédente, une partie des impacts à court terme et à long terme semblent avoir été

causés par les méthodes d'intervention utilisées lors des opérations de nettoyage, en particulier un retard dans le rétablissement des communautés.

Les méthodes d'intervention utilisées à la suite d'un déversement pétrolier causent toujours un certain impact sur le milieu naturel, soit directement par la méthode employée ou indirectement par les activités qui y sont associées (Fejes et collab., 2005). De plus, les dommages causés augmentent à mesure que la quantité d'hydrocarbures dans l'environnement diminue (Fejes et collab., 2005). En effet, plus la quantité de pétrole dans l'environnement diminue, plus l'intensité de nettoyage nécessaire pour l'enlever augmente. Il est donc nécessaire de cesser les interventions avant que les dommages causés par ces dernières soient plus élevés que les dommages causés par les hydrocarbures seuls. Michel et Benggio (1999) présentent des limites d'arrêt des méthodes d'intervention à partir des quantités de pétrole présentes sur le littoral. Ces limites d'arrêt sont présentées au tableau 6 (Michel et Benggio, 1999).

Tableau 6 Limites d'arrêt du nettoyage, d'après Michel et Benggio (1999)

Aucun pétrole visible	Limite d'arrêt du nettoyage pour les plages de sable où le nettoyage peut être effectué efficacement sans retarder le rétablissement de l'écosystème.
Aucun pétrole détecté par la vue, l'odeur et le toucher	Des inspections visuelles sont préférables par rapport à des analyses chimiques compte tenu de la variabilité dans la zone, du temps et des coûts d'analyse. Il peut être approprié de conduire un échantillonnage limité pour confirmer que la limite d'arrêt du nettoyage est sécuritaire pour l'utilisation humaine, comme par exemple sur les plages touristiques.
Quantité de pétrole égale ou inférieure aux teneurs de fond	Cette limite d'arrêt du nettoyage est parfois appliquée lorsqu'il y a des teneurs de fond significatives avant le déversement.
Lorsqu'il n'y a plus production d'irrisation qui peuvent affecter les zones sensibles, la faune et les humains	Cette limite d'arrêt du nettoyage est utilisée lorsque de l'irrisation persiste après que les interventions de nettoyage soient devenues inefficaces ou lorsque du nettoyage supplémentaire pourrait endommager les milieux sensibles. Il faut considérer la quantité et la durée de l'irrisation, la distance par rapport aux milieux sensibles, le degré d'énergie des vagues et des marées, ainsi que le degré et la période d'utilisation du milieu pour les activités humaines.
Lorsque le pétrole ne s'enlève plus des surfaces mazoutées par un contact	Cette limite d'arrêt du nettoyage peut s'appliquer pour les substrats solides, par exemple le littoral rocheux, les enrochements et la végétation. L'objectif est de prévenir le mazoutage de la fourrure, des plumes ainsi que des pieds de la faune et des humains à la suite d'un contact avec des surfaces mazoutées. Il faut considérer le degré et la période d'utilisation du milieu.
Enlèvement du pétrole qui permet le rétablissement et la recolonisation du milieu sans causer plus de dommages que l'enlèvement naturel des résidus	Cette limite d'arrêt du nettoyage est appliquée lorsque l'enlèvement supplémentaire de pétrole pourrait résulter en des perturbations excessives du milieu (piétinement des sédiments et des racines des plantes, pénétration du pétrole plus en profondeur dans les sédiments, enlèvement excessif de sédiments, coupe de la végétation) ou une mortalité élevée du biote. Cette limite est également utilisée lorsque l'accessibilité aux sites limite le nettoyage. Il faut également considérer le potentiel d'érosion causé par l'enlèvement excessif des sédiments.

Les limites d'arrêt du nettoyage doivent être choisies avant le début des opérations et selon les contraintes imposées par le milieu. En effet, il faut tenir compte des caractéristiques physiques du milieu et de sa sensibilité. Pour ce faire, la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) a déterminé des indices de sensibilité environnementale (ISE) pour les différents types de milieux (NOAA, s. d.). Ces indices permettent de déterminer les littoraux les plus à risque lors d'un déversement d'hydrocarbures et d'établir une priorité de protection avant même que le pétrole touche les côtes. Ils peuvent également être utilisés par les intervenants lors de la réponse au déversement afin de concevoir une stratégie de nettoyage qui minimise les impacts sur le milieu.

Enfin, l'analyse du bénéfice environnemental net (ABEN) est un processus qui peut être appliqué lors de la réponse à un déversement accidentel d'hydrocarbures pétroliers. Il permet de choisir les méthodes d'intervention qui minimisent les impacts sur l'environnement (IPIECA, 2000). L'objectif est de faire en sorte que les méthodes d'intervention utilisées ne soient pas plus dommageables pour l'écosystème que le déversement de pétrole seul et qu'elles ne retardent pas le rétablissement des ressources. Pour appliquer ce processus, il est important de collecter de l'information sur le pétrole déversé et sur le milieu impacté, déterminer les méthodes d'intervention qui pourraient être utilisées, prédire les impacts sur l'écosystème dans le cas où ces méthodes seraient utilisées et dans le cas où le pétrole serait laissé sur place et, finalement, comparer les avantages et les inconvénients de chaque scénario (IPIECA, 2000). L'approche ABEN a été améliorée au fil des années pour finalement être formalisée dans un guide (Aurand et collab., 2000). Initialement appliquée (Aurand et collab., 2001) aux baies de San Francisco (Californie) et de Galveston (Texas), cette méthode a depuis été transposée dans d'autres sites tels que le fleuve Mississippi (Aurand et collab., 2004), la rivière Kalamazoo (Fitzpatrick et collab., 2013) ou encore l'Arctique (Aurand et Essex 2012). Qui plus est, l'USEPA a décidé d'utiliser l'approche ABEN pour étayer ses décisions dans l'approbation des travaux fait par Enbridge dans la rivière Kalamazoo. Le processus d'élaboration de la méthode est très bien documenté. Notons que cette approche n'a pas été utilisée dans les cas de déversements d'hydrocarbures présentés dans ce rapport.

3.3 Comment établir le rétablissement d'un écosystème ou d'une communauté ?

Il existe plusieurs façons de définir le rétablissement de l'écosystème après un déversement d'hydrocarbures pétroliers. D'une façon générale, le rétablissement est défini comme un retour aux conditions de base. Cependant, cette définition peut être interprétée différemment par les différents intervenants. Par exemple, après le déversement de l'*Exxon Valdez*, la compagnie *Exxon* considérait que le rétablissement de l'écosystème serait complété lorsqu'une communauté faunique et floristique fonctionnant normalement serait présente (Paine et collab., 1996). L'*Exxon Valdez Oil Spill Trustees Council* jugeait quant à lui que l'écosystème serait rétabli lorsque ce dernier serait dans l'état qu'il aurait été si le déversement n'avait pas eu lieu (Paine et collab., 1996).

Paine et collaborateurs (1996) mentionnent que ces interprétations différentes du rétablissement contiennent chacune des lacunes et des difficultés. En effet, la première interprétation considère seulement la fonction de l'écosystème et ne tient pas compte d'autres caractéristiques biologiques importantes comme la diversité des espèces ou la structure d'âge de la communauté. La deuxième interprétation, bien que plus rigoureuse, est difficilement mesurable puisqu'il est impossible de savoir quelles auraient été les caractéristiques de la communauté en l'absence du déversement à cause de la variabilité naturelle.

Comme il peut s'avérer difficile de détecter les effets d'un déversement, il peut également s'avérer difficile de mesurer son rétablissement. De façon générale, dans les cas présentés dans ce rapport, les chercheurs ont évalué la disparition d'un effet sur une espèce ou sur une population de trois façons. La disparition d'un effet pouvait être constatée lorsqu'il n'y avait pas de différence significative dans la mesure de l'effet entre les sites contaminés et entre les sites de référence, entre les effets mesurés avant et après le déversement ou par le test du parallélisme. Skalski et collaborateurs (2001) ont proposé l'hypothèse du parallélisme afin de tenir compte des différences entre les sites contaminés et les sites de référence. Selon cette hypothèse, il n'est pas possible d'assumer, qu'en l'absence du déversement, les paramètres mesurés seraient similaires entre les sites contaminés et les sites de référence. Le rétablissement est donc constaté lorsque les tendances temporelles des paramètres mesurés sont parallèles mais pas nécessairement égales.

Dans les cas qui nous intéressent, il semble que certaines méthodes d'intervention ont pu retarder le rétablissement de certaines espèces et donc avoir des effets à plus long terme. Cependant, il a été difficile de distinguer les effets du pétrole des effets du nettoyage. Le nombre limité de sites mazoutés qui n'ont pas été nettoyés a rendu difficile la comparaison des effets entre les sites. Le traitement par jet d'eau chaude à haute pression a tendance à déplacer du pétrole et des sédiments contaminés vers la zone intertidale inférieure, qui est une zone d'une grande biodiversité et plus sensible. Ce type de nettoyage a également pu contribuer à faire pénétrer le pétrole plus en profondeur dans les sédiments et donc à augmenter sa persistance. Le nettoyage par jet d'eau chaude à haute pression a également réduit l'abondance de la faune et la flore et a donc ralenti le rétablissement des mollusques et de l'endofaune. L'enlèvement mécanique des sédiments contaminés après le déversement de l'Arrow a compromis l'équilibre des plages. À notre connaissance, aucune donnée concernant les effets de l'application de dispersants après les déversements présentés dans ce rapport n'a été rapportée.

Les études de cas présentées dans ce document permettent de constater que des impacts peuvent être observés sur plusieurs années, parfois plus d'une décennie, après un déversement. Le suivi des communautés fauniques et floristiques doit donc se poursuivre tant que des effets sont observés. En effet, le suivi à long terme des impacts après un déversement d'hydrocarbures pétroliers est important. Il permet de documenter les impacts du pétrole sur les différentes espèces, de déterminer si les espèces sont en voie de rétablissement et possiblement de déterminer si les méthodes d'intervention ont été un succès.

4. Conclusions

À partir des cas étudiés et des données disponibles pour chaque cas il est possible d'énoncer les conclusions suivantes :

1) Des effets ont été observés sur la faune et la flore plusieurs années après des déversements d'hydrocarbures pétroliers.

À la suite d'un déversement d'hydrocarbures pétroliers, du blanchissement et une diminution de la couverture des algues ont été observés en milieu marin. Il a également été observé qu'une prolifération de certaines espèces d'algues pouvait avoir lieu dans le cas d'une mortalité massive des organismes brouteurs.

Des plantes ont vu leur couverture diminuée après le déversement. Le pétrole a également eu un effet sur leur croissance.

Chez les invertébrés, dans tous les cas de déversements étudiés, une perturbation de la structure de la communauté d'invertébrés benthiques a été observée. L'abondance et la diversité des taxons ont varié selon leur sensibilité au pétrole. La croissance des mollusques bivalves a également diminué. De plus, chez les bivalves, des signes de stress cellulaire ont été observés.

Des malformations histologiques et génétiques étaient présentes chez certaines espèces de poissons. De plus, des signes d'exposition au pétrole ont été observés jusqu'à plusieurs années après les déversements. Les jeunes stades de développement des poissons semblent être les plus sensibles aux effets des hydrocarbures pétroliers.

Les oiseaux ont souvent subi une mortalité massive par mazoutage, immédiatement après le déversement. De plus, des signes d'exposition à du pétrole résiduel ont été détectés dans le cas de l'*Exxon Valdez*. Pour la plupart des cas étudiés, aucun suivi à long terme n'a été effectué sur les populations aviaires.

Des mortalités ont été observées chez les mammifères marins et terrestres mais les effets à long terme sont encore peu connus car ils sont rarement étudiés.

2) Des espèces fauniques et floristiques peuvent mettre plusieurs années pour se rétablir après des déversements d'hydrocarbures pétroliers.

Dans le cas de l'*Exxon Valdez*, les algues de certaines zones fortement affectées n'étaient toujours pas rétablies sept ans après le déversement. Les plantes ont mis entre un et sept ans, selon les cas, pour rétablir leur couverture. Le temps de rétablissement chez les invertébrés était variable et dépendait de l'espèce. Il variait de quelques mois à plus d'une décennie. Les poissons ont subi des impacts résiduels pour une période allant de quelques années à plus d'une décennie, sauf dans le cas de *Chalk Point-Swanson Creek*, où le pétrole ne semble pas avoir atteint des sites cruciaux pour les poissons. Comme mentionné précédemment, les effets à long terme sur les oiseaux et les mammifères n'ayant pas été étudiés systématiquement, il n'a pas été possible de déterminer leur temps de rétablissement. Toutefois, il est possible de remarquer que le temps de rétablissement a tendance à être plus long chez les espèces ayant un cycle de vie plus long. L'exposition à du pétrole résiduel semblaient également influencer le temps de rétablissement.

3) Les données répertoriées mettent en évidence plusieurs effets qui pourraient être observés à la suite d'un déversement accidentel d'hydrocarbures pétroliers dans un milieu aquatique, au Québec.

Le cas de déversement accidentel d'hydrocarbures pétroliers pouvant le plus être associé à un déversement dans le golfe du Saint-Laurent est celui de l'*Exxon Valdez*. En effet, le déversement a eu lieu dans un milieu nordique froid et plusieurs espèces étudiées sont également présentes dans les milieux aquatiques du Québec, notamment le golfe du Saint-Laurent. Ainsi, les effets à long terme observés en Alaska pourraient être observés dans le cas d'un déversement dans le golfe du Saint-Laurent. Dépendamment de la nature du pétrole déversé et du type de milieu impacté, les hydrocarbures pourraient persister pendant plus d'une décennie. De plus, les températures froides en hiver vont ralentir le processus de dégradation des hydrocarbures par les microorganismes. Néanmoins, les essais à petite échelle effectués en Alaska permettent de penser que l'application de fertilisant en été après un déversement pourrait être considérée comme une méthode d'intervention pertinente dans le contexte québécois. À la suite d'un déversement pétrolier, les communautés d'algues, de plantes, d'invertébrés, de poissons, d'oiseaux et de mammifères pourraient prendre plusieurs années pour se rétablir, perturbant ainsi la structure de l'écosystème à long terme. De plus, tout comme l'épaulard en Alaska, la survie et la reproduction d'espèces vulnérables, comme le béluga, pourraient être gravement affectées.

Les conditions observées lors du déversement de l'*Arrow* se rapprochent des conditions de l'estuaire du Saint-Laurent. Toutefois, la présence de glace sur l'estuaire en hiver devrait compliquer les interventions et influencer les effets subséquents en cas de déversement accidentel. Les cas de l'*Amoco Cadiz* et du *Sea Empress* se rapprochent quant à eux des conditions présentes en été dans le golfe du Saint-Laurent.

Le cas de *Chalk Point-Swanson Creek* se rapproche des rivières québécoises au printemps. Les effets observés dans les milieux humides du Maryland après le déversement pourraient être observés dans les milieux humides du Québec, notamment sur les plantes, les invertébrés et les poissons.

4) L'analyse du bénéfice environnemental net après un déversement d'hydrocarbures pétroliers en milieu côtier permettrait de minimiser les impacts des méthodes d'intervention.

Les études effectuées après le déversement de l'*Exxon Valdez* montrent que le nettoyage par jet à l'eau chaude à haute pression a entraîné du pétrole en profondeur dans les sédiments, a réduit l'abondance de la flore, de l'épifaune et de l'endofaune et a retardé le rétablissement de la communauté d'invertébrés benthiques. Par ailleurs, dans le cas de l'*Amoco Cadiz*, il semblerait que le nettoyage par jet d'eau à forte intensité dans un marais a contribué à l'enlèvement de la couche supérieure des sédiments retardant ainsi le rétablissement des communautés floristiques. Ces exemples démontrent que le choix de la méthode d'intervention utilisée dans un milieu donné influence le rétablissement de l'écosystème de ce milieu. L'approche ABEN permettrait de planifier la réponse au déversement et d'utiliser les méthodes d'intervention qui sont les moins susceptibles d'avoir des effets négatifs sur le milieu et permettent le rétablissement des communautés à court ou moyen terme.

4) Le suivi à long terme des espèces impactées après un déversement d'hydrocarbures pétroliers est nécessaire afin d'évaluer tous les impacts et le rétablissement du milieu.

L'observation d'effets sur les organismes plusieurs années après un déversement démontre l'importance d'effectuer un suivi à long terme de la faune et de la flore. Ces suivis produisent des données précieuses pour évaluer l'état des milieux impactés, leur rétablissement et, éventuellement, la nécessité de nouvelles interventions.

5) Plusieurs lacunes de connaissances ont été identifiées à la suite de l'analyse des cas de déversements d'hydrocarbures pétroliers présentés précédemment.

Les effets aigus (mazoutage et destruction d'habitats) des déversements accidentels d'hydrocarbures pétroliers ainsi que ceux des méthodes d'intervention utilisées pour nettoyer les milieux contaminés, ont été étudiés pour les oiseaux et les mammifères, mais les impacts à long terme des méthodes d'intervention, ainsi que leur effet sur le rétablissement de l'écosystème, restent relativement peu connus. Comme ce sont des organismes ayant un cycle de vie long, il est d'autant plus probable, qu'en cas de perturbation, les effets soient présents à long terme et puissent perturber la survie des espèces en cas d'effets sur la reproduction ou le développement. Les travaux à long terme en cours actuellement dans le golfe du Mexique à la suite de l'accident de la plateforme pétrolière *Deep Water Horizon* en 2010 devraient apporter de nouveaux éléments dans ce dossier, notamment chez les mammifères marins.

Des essais de bioremédiation à petite échelle ont été effectués dans la plupart des cas de déversements présentés mais l'efficacité à grande échelle de cette méthode d'intervention est très peu connue. Par ailleurs, considérant les résultats positifs des essais en milieu froid (*Exxon Valdez*), il serait intéressant d'effectuer des essais de bioremédiation à petite échelle afin d'évaluer l'applicabilité de cette méthode au Québec.

Enfin, lors de la recherche préliminaire pour la sélection des cas discutés dans ce rapport, il a été observé que peu d'informations sur les effets résiduels des déversements en eau douce étaient disponibles. Or, comme le comportement du pétrole peut être différent en eau douce par rapport au milieu marin, et que les espèces dulcicoles peuvent avoir une sensibilité différente de celle des espèces marines envers les hydrocarbures, les impacts peuvent être différents.

4. Références

- Allen, A. A. (1991). Controlled burning of crude oil on water following the grounding of the *Exxon Valdez*. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1991(1)*, 213-216. American Petroleum Institute.
- Armitage, M. J. S., Rehfish, M. M., et Burton, N. H. K. (2000). The impact of the *Sea Empress* oil spill on the abundance and distribution of waterbirds within Milford Haven Year 3 Final Report, Research Report 227. British Trust for Ornithology, Thetford, 126 pages.
- Atlas, R. M., Boehm, P. D., et Calder, J. A. (1981). Chemical and biological weathering of oil, from the *Amoco Cadiz* spillage within the littoral zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 12(5)*, 589-608.
- Aurand, D., et Coelho, G. (2004). Net environmental benefit (ecological risk) assessment : consensus workshop. Environmental tradeoffs associated with oil spill response technologies. Upper Mississippi River, Pools 7 and 19. A report to USCG District 8 and USEPA Region 5, Ecosystem Management & Associates, Inc., Lusby, MD. 20657. Technical Report 04-02, 48 pages.
- Aurand, D., et Essez, L. (2012). Ecological risk assessment: consensus workshop. Environmental tradeoffs associated with oil spill response technologies. Northwest Arctic Alaska. A report to the US Coast Guard, Sector Anchorage, Ecosystem Management & Associates, Inc., Lusby, MD. 20657. Technical Report 12-01, 54 pages.
- Aurand, D., Walko, L., et Pond, L. (2000). Developing consensus ecological risk assessments : environmental protection in oil spill response planning a guidebook. United States Coast Guard, Washington, D. C., 148 pages.
- Aurand, D. V., Coelho, G. M., Pond, R. G., Martin, B., Caplis, J., Kraly, J., Snowby, M., et Walker, A. H. (2001). Results from cooperative ecological risk assessments for oil spill response planning in Galveston Bay, Texas and the San Francisco Bay Area, California. *International Oil Spill Conference Proceedings, 2001(1)*, 167-175.
- Baca, B. J., Lankford, T. E., et Gundlach, E. R. (1987). Recovery of Brittany coastal marshes in the eight years following the *Amoco Cadiz* incident. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1987(1)*, 459-464. American Petroleum Institute.
- Banks, A. N., Sanderson, W. G., Hughes, B., Cranswick, P. A., Smith, L. E., Whitehead, S., Musgrove, A. J., Haycock, B., et Fairney, N. P. (2008). The *Sea Empress* oils spill (Wales, UK) : effects on common scoter *Melanitta negra* in Carmarthen Bay and status ten years later. *Marine Pollution Bulletin, 56(5)*, 895-902.
- Batten, S. D., Allen, R. J. S., et Wotton, C. O. M. (1998). The effects of the *Sea Empress* oil spill on the plankton of the southern Irish Sea. *Marine Pollution Bulletin, 36(10)*, 764-774.

- Bellier, P., et Massart, G. (1979). The *Amoco Cadiz* oil spill cleanup operations-An overview of the organization, control, and evaluation of the cleanup techniques employed. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1979(1)*, 141-146. American Petroleum Institute.
- Bell, S. A., Stevens, P. A., Norris, D. A., Radford, G. L., Gray, A. J., Rossall, M. J., et Wilson, D. (1999). Damage assessment survey of saltmarsh affected by the *Sea Empress* oil spillage. CCW Contract FC 73-01-151, Final Report. Institute of Terrestrial Ecology, 45 pages et annexes.
- Bocard, C., Renault, P., et Croquette, J. (1979). Cleaning products used in operations after the *Amoco Cadiz* disaster. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1979(1)*, 163-167. American Petroleum Institute.
- Bodin, P. (1991). Perturbations in the reproduction cycle of some harpacticoid cepepod species futher to the *Amoco Cadiz* oil spill. *Hydrobiologia, 209(3)*, 245-257.
- Bodin, P. (1988). Results of ecological monitoring of three beaches polluted by the *Amoco Cadiz* oil spill : development of meiofauna from 1978 to 1984. *Marine Ecology Progress Series, 42(2)*, 105-123.
- Bodin, P., et Boucher, D. (1983). Évolution à moyen terme du méiobenthos et des pigments chlorophylliens sur quelques plages polluées par la marée noire de l'*Amoco Cadiz*. *Oceanologica Acta, 6(3)*, 321-332.
- Bodkin, J. L., Ballachey, B. E., Coletti, H. A., Esslinger, G. G., Kloecker, K. A., Rice, S. D., Reed, J. A., et Monson, D. H. (2012). Long-term effects of the *Exxon Valdez* oil spill : sea otter foraging in the intertidal as a pathway of exposure to lingering oil. *Marine Ecology Progress Series, 447*, 273-287.
- Bodkin, J. L., Ballachey, B. E., Dean, T. A., Fukuyama, A. K., Jewett, S. C., MacDonald, L., Monson, D. H., O'Clair, C. E., et VanBlaricom, G. R. (2002). Sea otter populations status and the process of recovery from the 1989 *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Ecology Progress Series, 241*, 237-253.
- Boehm, P.D., Mankiewicz, P. J., Hartung, R., Neff, J. M., Page, D. S., Gilfillan, E. S., O'Reilly, J. E., et Parker, K. R. (1996). Characterization of mussel beds with residual oil and the risk to foraging wildlife 4 years after the *Exxon Valdez* oil spill. *Environmental Toxicology and Chemistry, 15(8)*, 1289-1303.
- Boehm, P. D., Page, D. S., Brown, J. S., Neff, J. M., Bragg, J. R., et Atlas, R. M. (2008). Distribution and weathering of crude oil residues on shorelines 18 years after the *Exxon Valdez* spill. *Environmental Science & Technology, 42(24)*, 9210-9216.
- Boehm, P. D., Page, D. S., Brown, J. S., Neff, J. M., et Burns, W. A. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbon levels in mussels from Prince William Sound, Alaska, USA, document the return to baseline conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry, 23(12)*, 2916-2929.

- Boucher, G. (1980). Impact of *Amoco Cadiz* oil spill on intertidal and sublittoral meiofauna. *Marine Pollution Bulletin*, 11(4), 95-101.
- Boucher, G., Cabioch, L., Chamroux, S., et Dauvin, J. C. (1983). Veille écologiques des côtes bretonne, Étude du macrobenthos, de la méiofaune et des bactéries en baie de Morlaix. Rapport d'exécution des contrats d'études CNEXO et CNRS no. 81/6587 et no. 82/2606. CEOBM, Roscoff, 57 pages.
- Bragg, J. R., Prince, R. C., Harner, E. J., et Atlas, R. M. (1993). Bioremediation effectiveness following the *Exxon Valdez* spill. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1993*(1), 435-447. American Petroleum Institute.
- Brannon, E. L., Collins, K. M., Cronin, M. A., Moulton, L. L., Parker, K. R., et Wilson, W. (2007). Risk of weathered residual *Exxon Valdez* oil to pink salmon embryos in Prince William Sound. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(4), 780-786.
- Brannon, E. L., Maki, A. W., Moulton, L. L., et Parker, K. R. (2006). Results from a sixteen study on the effects of oiling from the *Exxon Valdez* on adult pink salmon returns. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8), 892-899.
- Brown, R. G. B., Gillespie, D. I., Lock, A. R., Pearce, P. A., et Watson, G. H. (1973). Bird mortality from oil slicks off eastern Canada, February-April 1970. *Canadian Field-Naturalist*, 87, 225-237.
- Bue, B. G., Sharr, S., et Seeb, J. E. (1998). Evidence of damage to pink salmon populations inhabiting Prince William Sound, Alaska, two generations after the *Exxon Valdez* oil spill. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127(1), 35-43.
- Byrd, H., English, E., Greer, R., Hinkelday, H., Kicklighter, W., Meade, N., Michel, J., Tomasi, T., et Wood, R. (2002). Estimate of total injury to diamondback terrapins from the Chalk Point oil spill, [en ligne]. Damage Assessment, Remediation, and Restoration Program, http://www.darrp.noaa.gov/northeast/chalk_point/pdf/cpar2036.pdf (page consultée le 15 avril 2015).
- Cabioch, L., Dauvin, J. C., Mora Bermudez, J., et Rodriguez Babio, C. (1980). Effets de la marée noire de l'*Amoco Cadiz* sur le benthos sublittoral du nord de la Bretagne. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1-4), 192-208.
- Cada, R. (s.d.). Pleuronectes platessa, [dessin]. http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Pleuronectes_platessa.gif (page consultée le 26 mai 2015).
- Carls, M. G., Babcock, M. M., Harris, P. M., Irvine, G. V., Cusick, J. A., et Rice, S. D. (2001). Persistence of oiling in mussel beds after the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Environmental Research*, 51(2), 167-190.

- Carls, M. G., Harris, P. M., et Rice, S. D. (2004a). Restoration of oiled mussel beds in Prince William Sound, Alaska. *Marine Environmental Research*, 57(5), 359-376.
- Carls, M. G., Marty, G. D., et Hose, J. E. (2002). Synthesis of the toxicological impacts of the *Exxon Valdez* oil spill on Pacific herring (*Clupea pallasii*) in Prince William Sound, Alaska, U.S.A. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(1), 153-172.
- Carls, M. G., Rice, S. D., Marty, G. D., et Naydan, D. K. (2004b). Pink salmon spawning habitat is recovering a decade after the *Exxon Valdez* oil spill. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(4), 834-844.
- Carpenter, A. D., Dragnich, R. G., et Smith, M. T. (1991). Marine operation and logistics during the Exxon Valdez spill cleanup. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1991*(1), 205-211. American Petroleum Institute.
- Centre de documentation, de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux (Cedre) (2008). *Amoco Cadiz*, [en ligne]. <http://wwz.cedre.fr/Nos-ressources/Accidents/Accidents/Amoco-Cadiz> (page consultée le 25 mai 2015).
- Centre de documentation, de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux (Cedre) (2013). Cadre législatif, [en ligne]. <http://www.cedre.fr/fr/lutte/orga/cadre-legislatif.php> (page consultée le 25 mai 2015).
- Centre de documentation, de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux (Cedre) (2003). Comportement du pétrole et étendue de la pollution, [en ligne]. <http://wwz.cedre.fr/Nos-ressources/Accidents/Accidents/Sea-Empress/Comportement-du-petrole-et-etendue-de-la-pollution> (page consultée le 8 avril 2015).
- Centre de documentation, de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux (Cedre) (2014). Exxon Valdez, [en ligne]. <http://wwz.cedre.fr/Nos-ressources/Accidents/Accidents/Exxon-Valdez> (page consultée le 25 mai 2015).
- Centre de documentation, de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (Cedre) (2013). Oiled shoreline cleanup manual. Preparedness for oil-polluted shoreline cleanup and oiled wildlife interventions (POSOW), 61 pages. Cedre (Centre de documentation, de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux) (2011). *Sea Empress*, [en ligne]. <http://wwz.cedre.fr/Nos-ressources/Accidents/Accidents/Sea-Empress> (page consultée le 8 avril 2015).
- Colcomb, K., Bedborough, D., Lunel, T., Swannell, R., Wood, P., Rusin, J., Shimwell, S., Lee, K., Davies, B., et Harries, D. (1997). Shoreline cleanup and waste disposal issues during the *Sea Empress* incident. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1997*(1), 195-203. American Petroleum Institute.

- Conan, G., Dunnet, G. M., et Crisp, D. J. (1982). The long-term effects of the *Amoco Cadiz* oil spill [and discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 297(1087), 323-333.
- Conover, R. J. (1971). Some relations between zooplankton and *Bunker C* oil in Chedabucto Bay following the wreck of the tanker *Arrow*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28(9), 1327-1330.
- Cronin, M. A., Wickliffe, J. K., Dunina, Y., et Baker, R. J. (2002). K-ras oncogene DNA sequence in pink salmon in streams impacted by the *Exxon Valdez* oil spill : No evidence of oil-induced heritable mutations. *Ecotoxicology*, 11(4), 233-241.
- Crump, R. G., Morley, H. S., et Williams, A. D. (1999). West Angle Bay, a case study. Littoral monitoring of permanent quadrats before and after the *Sea Empress* oil spill. *Field Studies*, 9, 497-511.
- Crump, R. G., William, A. D., et Crothers, J. H. (2003). West Angle Bay : a case study, the fate of limpets. *Field Studies*, 10, 579-599.
- Culbertson, J. B., Valiela, I., Olsen, Y. S., et Reddy, C. M. (2008). Effect of field exposure to 38-years-old residual petroleum hydrocarbons on growth, condition index, and filtration rate of the ribbed mussel, *Geukensia demissa*. *Environmental Pollution*, 154(2), 312-319.
- Dauvin, J. C. (1998). The fine sand *Abra Alba* community of the Bay of Morlaix twenty years after the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 36(9), 660-676.
- Dauvin, J. C. (2000). The muddy fine sand *Abra alba-Melinna palmata* community of the Bay of Morlaix twenty years after the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 40(6), 528-536.
- Dauvin, J. C., et Gentil, F. (1989). Long-term changes in populations of subtidal bivalves (*Abra albra* and *A. prismatica*) from the Bay of Morlaix (Western English Channel). *Marine Biology*, 103(1), 63-73.
- Dauvin, J. C., et Ibanez, F. (1986). Variations à long-terme (1977-1985) du peuplement des sables fins de la Pierre Noire (baie de Morlaix, Manche occidentale) : analyse statistique de l'évolution structurale. *Hydrobiologia*, 142, 171-186.
- Dean, T. A., et Jewett, S. C. (2001). Habitat-specific recovery of shallow subtidal communities following the *Exxon Valdez* oil spill. *Ecological Applications*, 11(5), 1456-1471.
- Dean, T. A., Stekoll, M. S., Jewett, S. C., Smith, R. O., et Hose, J. E. (1998). Eelgrass (*Zostera marina* L.) in Prince William Sound, Alaska : Effects of the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 36(3), 201-210.

- Den Hartog, C., et Jacobs, R. P. W. M. (1980). Effects of the *Amoco Cadiz* oil spill on an eelgrass community at Roscoff (France) with special reference to the mobile benthic fauna. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1-4), 182-191.
- De Vogelaere, A. P., et Foster, M. S. (1994). Damage and recovery in intertidal *Fucus gardneri* assemblages following the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Ecology Progress Series*, 106(3), 263-271.
- Downs, C. A., Shigenaka, G., Fauth, J. E., Robinson, C. E., et Huang, A. (2002). Cellular and physiological assessment of bivalves after chronic exposure to spilled *Exxon Valdez* crude oil using a novel molecular diagnostic biotechnology. *Environmental Science & Technology*, 36(13), 2987-2993.
- Diskell, W. B., Fukuyama, A. K., Houghton, J. P., Lees, D. C., Shigenaka, G., et Mearns, A. J. (1993). Impacts on intertidal infauna : *Exxon Valdez* oil spill and cleanup. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1993(1), 355-361. American Petroleum Institute.
- Driskell, W. B., Ruesink, J. L., Lees, D. C., Houghton, J. P., et Lindstrom, S. C. (2001). Long-term signal of disturbance : *Fucus gardneri* after the *Exxon Valdez* oil spill. *Ecological Applications*, 11(3), 815-827.
- Duffy, L. K., Bowyer, R. T., Testa, J. W., et Faro, J. B. (1994). Evidence for recovery of body mass and haptoglobin values of river otters following the *Exxon Valdez* oil spill. *Journal of Wildlife Diseases*, 30(3), 421-425.
- Dyrynda, E. A., Law, R. J., Dyrynda, P. E. J., Kelly, C. A., Pipe, R. K., et Ratcliffe, N. A. (2000). Changes in immune parameters of natural mussel *Mytilus edulis* populations following a major oil spill (*Sea Empress*, Wales, UK). *Marine Ecology Progress Series*, 206, 155-170.
- Edwards, R., et White, I. (1999). The *Sea Empress* oil spill: environmental impact and recovery. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1999(1), 97-102. American Petroleum Institute.
- Elmgren, R., Hansson, S., Larsson, U., Sundelin, B., et Boehm, P. D. (1983). The *Tsesis* oil spill : acute and long-term impact on the benthos. *Marine Biology*, 73(1), 51-65.
- Entrix (2002). Summary of NRDA-related surveys initiated during the emergency phase of the Swanson Creek oil spill. Préparé pour Swanson Creek NRDA Council, 32 pages.
- Environnement Canada (EC) (2001). Propriété d'hydrocarbures, Base de données sur les déversements, [en ligne]. http://www.etc-cte.ec.gc.ca/databases/OilProperties/oil_prop_f.html.
- Esler, D., Ballachey, B. E., Trust, K. A., Iverson, S. A., Reed, J. A., Miles, A. K., Henderson, J. D., Woodin, B. R., Stegeman, J. J., McAdie, M., Mulcahy, D. M., et Wilson, B. W. (2011).

Cytochrome P4501A biomarkers indication of the timeline chronic exposure of Barrow's godeneyes to residual *Exxon Valdez* oil. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 609-614.

Esler, D., Bowman, T. D., Trust, K. A., Ballachey, B. E., Dean, T. A., Jewett, S. C., et O'Clair, C. E. (2002). Harlequin duck population recovery following the *Exxon Valdez* oil spill : progress, process and constraints. *Marine Ecology Progress Series*, 241, 271-286.

Esler, D., et Iverson, S. A. (2010). Female harlequin duck winter survival 11 to 14 years after the *Exxon Valdez* oil spill. *Journal of Wildlife Management*, 74(3), 471-478.

Esler, D., Schmutz, J A., Jarvis, R. L., et Mulcahy, D. M. (2000). Winter survival of adult female harlequin ducks in relation to history of contamination by the *Exxon Valdez* oil spill. *Journal of Wildlife Management*, 64, 839-847.

Esler, D., Trust, K. A., Ballachey, B. E., Iverson, S. A., Lewis, T. L., Rozzolo, D. J., Mulcahy, D. M., Miles, A. K., Woodin, B., Stegeman, J. J., Henderson, J. D., et Wilson, B. (2010). Cytochrome P4501A biomarker indication of oil exposure in harlequin ducks up to 20 years after the *Exxon Valdez* oil spill. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(5), 1138-1145.

Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council (2009). 2009 Status Report. *Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council*, Anchorage, 37 pages.

Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council (2014). Exxon Valdez oil spill restoration plan. 2014 update, Injured resources and services, *Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council*, Anchorage, 44 pages.

Feder, H. M., et Blanchard, A. (1998). The deep benthos of Prince William Sound, Alaska, 16 months after the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 36(2), 118-130.

Fejes, J., Lindgren, C., et Arbjörk, C. (2005). How clean is clean – Proposed methods for determining endpoints and evaluating results of oil spill clean up operations. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 2005(1), 925-930. American Petroleum Institute.

Fernley, P. W., Moore, M. N., Lowe, D. M., Donkin, P., et Evans, S. (2000). Impact of the *Sea Empress* oil spill on lysosomal stability in mussel blood cells. *Marine Environmental Research*, 50(1), 451-455.

Fitzpatrick, M., Tebeau, P. A., Hansen, K. A. (2013). Development of bottom oil recovery systemes – Final project report. Technical report for USCG Research and Development Center, 33 pages et annexes.

Frost, K. J., Lowry, L. F., et Ver Hoef, J. M. (1999). Monitoring the trend of harbor seals in Prince William Sound, Alaska, after the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Mammal Science*, 15(2), 494-506.

- Fukuyama, A. K., Shigenaka, G., et Coats, D. A. (2014). Status of intertidal infaunal communities following the *Exxon Valdez* oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1-2), 56-69.
- Fukuyama, A. K., Shigenaka, G., et Hoff, R. Z. (2000). Effects of residual *Exxon Valdez* oil on intertidal *Protothaca staminea* : Mortality, growth, and bioaccumulation of hydrocarbons in transplanted clams. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11), 1042-1050.
- Garshelis, D. L., et Johnson, C. B. (2013). Prolonged recovery of sea otters from the *Exxon Valdez* oil spill ? A re-examination of the evidence. *Marine Pollution Bulletin*, 71(1), 7-19.
- Gilfillan, E. S., Maher, N. P., Krejsa, C. M., Lanphear, M. E., Ball, C. D., Meltzer, J. B., et Page, D. S. (1995). Use of remote sensing to document changes in marsh vegetation following the *Amoco Cadiz* oil spill (Brittany, France, 1978). *Marine Pollution Bulletin*, 30(12), 780-787.
- Gilfillan, E. S., et Vandermeulen, J. H. (1978). Alterations in growth and physiology of soft-shell clams, *Mya arenaria*, chronically oiled with *Bunker C* from Chedabucto Bay, Nova Scotia, 1970-76. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35(5), 630-636.
- Glegg, G. A., Hickman, L., et Rowland, S. J. (1999). Contamination of limpets (*Patella vulgata*) following the *Sea Empress* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 38(2), 119-125.
- Golet, G. H., Seiser, P. E., McGuire, A. D., Roby, D. D., Fischer, J. B., Kuletz, K. J., Irons, D. B., Dean, T. A., Jewett, S. C., et Newman, S. H. (2002). Long-term direct and indirect effects of the *Exxon Valdez* oil spill on pigeon guillemots in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 241, 287-304.
- Gordon Jr., D. C., et Michalik, P. A. (1971). Concentration of *Bunker C* fuel oil in the waters of Chedabucto Bay, April 1971. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28(12), 1912-1914.
- Gouhier, V. (2014). Résilience des écosystèmes après un déversement d'hydrocarbures. Essai présenté dans le cadre de la maîtrise professionnelle en biogéosciences de l'environnement. Québec, Université Laval, 99 pages.
- Gouygou, J. P., et Michel, P. (1981). Trois ans après l'*Amoco Cadiz* : Hydrocarbures persistants dans les huîtres et cinétique d'épuration. Institut scientifique et technique des pêches maritimes, Laboratoire micropolluants organiques, Contrat CNEXO No. 80/6317, Nantes, 20 pages et annexes.
- Greer, R., Michel, J., McGowan, P., et Meade, N. (2005), Injury to muskrats (*Ondatra zibethicus*) from Chalk Point oil spill, Patuxent River, Maryland. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 2005(1), 787-791. American Petroleum Institute.

- Gundlach, E. R., Baca, B., et Barry, D. C. (2003). Emergency marsh restoration as part of response to the Swanson Creek (Maryland) oil spill. *International Oil Spill Conference Proceedings, 2003(1)*, 135-143. American Petroleum Institute.
- Haensly, W. E., Neff, J. M., Sharp, J. R., Morris, A. C., Bedgood, M. F., et Boem, P. D. (1982). Histopathology of *Pleuronectes platessa* L. from Aber Wrac'h and Aber Benoit, Brittany, France : long-term effects of the Amoco Cadiz crude oil spill. *Journal of Fish Diseases, 5(5)*, 365-391.
- Hann Jr, R. W. (1979). Unit operations, unit processes and level of resource requirements for the cleanup of the oil spill from the supertanker Amoco Cadiz. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1979(1)*, 147-161. American Petroleum Institute.
- Harris, C. (1997). The *Sea Empress* incident : overview and response at sea. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1997(1)*, 177-184. American Petroleum Institute.
- Harvey, J. S., Lyons, B. P., Page, T.S., Stewart, C., et Parry, J. M. (1999). An assessment of the genotoxic impact of the *Sea Empress* oil spill by the measurement of DNA adduct levels in selected invertebrate and vertebrate species. *Mutation Research, 441(1)*, 103-114.
- Harwell, M. A., Gentile, J. H., Johnson, C. B., Garshelis, D. L., et Parker, K. R. (2010). A quantitative ecological risk assessment of the toxicological risks from the *Exxon Valdez* subsurface oil residues to sea otters at Northern Knight Island, Prince William Sound, Alaska. *Human and Ecological Risk Assessment, 16(4)*, 727-761.
- Herklots, J. A. (1859). *Mya arenaria*, with animal, [dessin]. http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Mya_arenaria_met_dier_vertikaal.jpg (page consultée le 26 mai 2015).
- Hillewaert, H. (2005). White furrow shell taken with AxioCam (Zeiss) camera mounted on a Zeiss Stemi C-2000 binocular microscope, Bivalve sampled on the Belgian Continental Shelf in 1997, [photographie]. http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Abra_alba.jpg (page consultée le 26 mai 2015).
- Hose, J. E., McGurk, M. D., Marty, G. D., Hinton, D. E., Brown, E. D., et Baker, T. T. (1996). Sublethal effects of the *Exxon Valdez* oil spill on herring embryos and larvae : morphological, cytogenetic, and histopathological assessments, 1989-1991. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53(10)*, 2355-2365.
- Houghton, J. P., Driskell, W. B., Lees, D. C., et Mearns, A. J. (1991). Impacts of the *Exxon Valdez* spill and subsequent cleanup on intertidal biota - 1years later. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1991(1)*, 467-475. American Petroleum Institute.
- Houghton, J. P., Fukuyama, A. K., Lees, D. C., Teas, H., Cumberland, H. L., Harper, P. M., Ebert, T. A., et Driskell, W. B. (1992). Evaluation of the 1991 condition of Prince William Sound

shorelines following the *Exxon Valdez* oil spill and subsequent shoreline treatment, Volume II 1991 Biological Monitoring Survey. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 67, Hazardous Materials Response and Assessment Division, Rockville, 238 pages.

Houghton, J. P., Gilmour, R. H., Lees, D. C., Driskell, W. B., Lindstrom, S. C., et Mearns, A. (1997). Prince William Sound intertidal biota seven years later : has it recovered ?. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1997*(1), 679-686. American Petroleum Institute.

Huggett, R. J., Neff, J. M., Stegeman, J. J., Woodin, B., Parker, K. R., et Brown, J. S. (2006). Biomarkers of PAH exposure in an intertidal fish species from Prince William Sound, Alaska : 2004-2005. *Environmental Science & Technology, 40*(20), 6513-6517.

International Petroleum Industry Environmental Conservation Association (IPIECA) (2000). Choosing spill response options to minimize damage, Net environmental benefit analysis. IPIECA Report Series, Volume Ten, London, 21 pages.

Irons, D. B., Kendall, S. J., Erickson, W. P., MacDonald, L. L., et Lance, B. K. (2000). Nine years after the *Exxon Valdez* oil spill : effects on marine bird population in Prince William Sound, Alaska. *The Condor, 102*(4), 723-737.

Irvine, G. V., Mann, D. H., et Short, J. W. (1999). Multi-year persistence of oil mousse on high energy beaches distant from the *Exxon Valdez* spill origin. *Marine Pollution Bulletin, 38*(7), 572-584.

Irvine, G. V., Mann, D. H., et Short, J. W. (2006). Persistence of 10-year old Exxon Valdez oil on Gulf of Alaska beaches : The importance of boulder-armoring. *Marine Pollution Bulletin, 52*(9), 1011-1022.

Iverson, S. A., et Esler, D. (2010). Harlequin duck population injury and recovery dynamics following the 1989 *Exxon Valdez* oil spill. *Ecological Applications, 20*(7), 1993-2006.

Jacobs, R. P. W. M. (1980). Effects of the *Amoco Cadiz* oil spill on the seagrass community at Roscoff with special reference to the benthic infauna. *Marine Ecology Progress Series, 2*(3), 207-212.

Jahns, H. O., Bragg, J. R., Dash, L. C., et Owens, E. H. (1991). Natural cleaning of shorelines following the Exxon Valdez spill. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1991*(1), 167-176. American Petroleum Institute.

Jewett, S. C., Dean, T. A., Smith, R. O., et Blanchard, A. (1999). *Exxon Valdez* oil spill : impacts and recovery in the soft-bottom benthic community in and adjacent to eelgrass beds. *Marine Ecology Progress Series, 185*, 59-83.

Jewett, S. C., Dean, T. A., Woodin, B. R., Hoberg, M. K., et Stegeman, J. J. (2002). Exposure to hydrocarbons 10 years after the *Exxon Valdez* oil spill : evidence from cytochrome P4501A

- expression and biliary FACs in nearshore demersal fishes. *Marine Environmental Research*, 54(1), 21-48.
- Johnson, S. W., Carls, M. G., Stone, R. P., Brodersen, C. C., et Rice, S. D. (1997). Reproductive success of Pacific herring, *Clupea pallasii*, in Prince William Sound, Alaska, six years after the *Exxon Valdez* oil spill. *Fishery Bulletin*, 95(4), 748-761.
- Jones, P. H., Monnat, J. Y., et Stowe, T. J. (1979). Birds oiled during the *Amoco Cadiz* incident-an interim report. *Marine Pollution Bulletin*, 9(11), 307-310.
- Kaas, R. (1980). Les conséquences de l'échouement de l'*Amoco Cadiz* sur les peuplements algaux exploitables. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 44(2), 157-194.
- Keizer, P. D., Ahern, T. P., Dale, J., et Vandermeulen, J. H. (1978). Residues of *Bunker C* oil in Chedabucto Bay, Nova Scotia, 6 years after the *Arrow* spill. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35(5), 528-535.
- Kelso, D. D., et Kendziorek, M. (1991). Alaska's response to the *Exxon Valdez* oil spill. *Environmental Science & Technology*, 25(1), 16-23.
- Kingston, P. F. (2002). Long-term environmental impact of oil spill. *Spill Science & Technology Bulletin*, 7(1-2), 53-61.
- Kirby, M. F., Neall, P., et Tylor, T. (1999). EROD activity measured in flatfish from the area of the *Sea Empress* oil spill. *Chemosphere*, 38(12), 2929-2949.
- Kocan, R. M., Marty, G. D., Okihiro, M. S., Brown, E. D., et Baker, T. T. (1996). Reproductive success and histopathology of individuals Prince William Sound Pacific herring 3 years after the *Exxon Valdez* oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(10), 2388-2393.
- Koster, A. S. J., et Van Den Biggelaare, J. A. M. (1980). Abnormal development of *Dentalium* due to the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 11(6), 166-169.
- Lancaster, J. E., Pawson, M. G., Pickett, G. D., & Jennings, S. (1998). The impact of the *Sea Empress* oil spill on seabass recruitment. *Marine Pollution Bulletin*, 36(9), 667-688.
- Lance, B. K., Irons, D. B., Kendall, S. J., et McDonald, L. L. (2001). An evaluation of marine bird population trends following the *Exxon Valdez* oil spill, Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 42(4), 298-309.
- Law, R. J., Kelly, C. A., Graham, K. L., Woodhead, R. J., Dyrinda, P. E. J., et Dyrinda, E. A. (1997). Hydrocarbons and PAH in fish and shellfish from southwest Wales following the *Sea Empress* oil spill in 1996. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1997(1), 205-211. American Petroleum Institute.

- Lee, K., Prince, R. C., Greer, C. W., Doe, K. G., Wilson, J. E. H., Cobanli, S. E., Wohlgeschaffen, G. D., Alroumis, D., King, T., et Tremblay, G. H. (2003). Composition and toxicity of residual *Bunker C* fuel oil in intertidal sediments after 30 years. *Spill Science & Technology Bulletin*, 8(2), 187-199.
- Lees, D. C., Houghton, J. P., et Driskell, W. B. (1993). Effects of shoreline treatment methods on intertidal biota in Prince William Sound. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1993(1), 345-354. American Petroleum Institute.
- Levy, E. M. (1972). Evidence for the recovery of the waters off the east coast of Nova Scotia from the effects of a major oil spill. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1(2), 144-148.
- Lindman, C. A. M. (1917-1926). *Zostera marina* L. [reproduction d'une peinture]. http://commons.wikimedia.org/wiki/File:491_Zostera_marina.jpg (page consultée le 26 mai 2015).
- Lindstrom, J. E., Prince, R. C., Clark, J. C. Grossman, M. J., Yeager, T. R., Braddock, J. F., et Brown, E. J. (1991). Microbial populations and hydrocarbons biodegradation potentials in fertilized shoreline sediments affected by the T/V *Exxon Valdez* oil spill. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(9), 2514-2522.
- Little, A., Moore, J., et Dyrinda, P. (2000). Ecological impacts of shoreline clean-up during the Sea Empress oil spill. Report to the Countryside for Wales from Cordah Limited (Wales) : Annette Little, Swavesey and the University of Swansea. Report No. OPRU/31/98, 122 pages et annexes.
- Llanso, R. J., et Volstad, J. (2001). Patuxent River oil spill : assessment of impacts on benthos. Préparé pour Swanson Creek Natural Resource Damage Assessment Trustee Council, Columbia, 28 pages et annexes.
- Lunel, T., Rusin, J., Bailey, N., Halliwell, C., et Davies, L. (1997). The net environmental benefit of a successful dispersant operation at the *Sea Empress* incident. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1997(1), 185-194. American Petroleum Institute.
- Lyons, B. P., Harvey, J. S., et Parry, J. M. (1997). An initial assessment of the genotoxic impact of the *Sea Empress* oil spill by the measurement of DNA adduct levels in the intertidal teleost *Lipophrys pholis*. *Mutation Research*, 390(3), 263-268.
- Marchand, M. (1981). Amoco Cadiz Bilan du colloque sur les conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures. Publication du CNEXO, Rapport scientifiques et techniques No. 44. Centre océanologique de Bretagne, Brest, 98 pages.
- Marchand, M., Monfort, J. P., et Cortes-Rubio, A. (1981). Distribution of hydrocarbons in water and marine sediments after the *Amoco Cadiz* and *Ixtoc-I* oil spill. *Centre océanologique de Bretagne*, p. 487-509.

- Marty, G. D., Hoffmann, A., Okihiro, M. S., Hepler, K., et Hanes, D. (2003). Retrospective analysis : bile hydrocarbons and histopathology of demersal rockfish in Prince William Sound, Alaska, after the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Environmental Research*, 56(5), 569-584.
- Marty, G. D., Okihiro, M. S., Brown, E. D., Hanes, D., et Hinton, D. E. (1999). Histopathology of adult Pacific herring in Prince William Sound, Alaska, after the *Exxon Valdez* oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(3), 419-426.
- Matkin, C. O., Saulitis, E. L., Ellis, G. M., Olesiuk, P., et Rice, S. D. (2008). Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus Orca* following the *Exxon Valdez* oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 356, 269-281.
- McGurk, M. D., et Brown, E. D. (1996). Egg-larval mortality of Pacific herring in Prince William Sound, Alaska, after the *Exxon Valdez* oil spill. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(10), 2343-2354.
- Mearns, A., Shigenaka, G., et Whitney, J. (2008). Colonisation of a virgin shoreline in Prince William Sound, 2000 to 2007, compared to recovery of oiled and cleaned shorelines. *International Oil Spill Conference Proceedings, 2008(1)*, 743-747. American Petroleum Institute.
- Mendelssohn, I. A., et Slocum, M. G. (2004). Relationship between soil cellulose decomposition and oil contamination after an oil spill at Swanson Creek, Maryland. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3), 359-370.
- Michel, J., et Benggio, B. (1999). Guidelines for selecting appropriate cleanup endpoints at oil spills. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1999(1)*, 591-595.
- Michel, J., Greer, R., Hoffman, M., McGowan, P., et Wood, R. (2001). Acute mortality of diamondback terrapins from the Chalk Point oil spill, [en ligne]. Damage Assessment, Remediation, and Restoration Program, http://www.darrp.noaa.gov/northeast/chalk_point/pdf/cpar2036.pdf (page consultée le 15 avril 2015).
- Michel, J., et Hayes, M. O. (1993). Persistence and weathering of *Exxon Valdez* oil in the intertidal zone – 3.5 years later. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1993(1)*, 279-286. American Petroleum Institute.
- Michel, J., Hayes, M. O., Sexton, W. J., Gibeaut, J.C., et Henry, C. (1991). Trend in natural removal of the *Exxon Valdez* oil spill in Prince William Sound from September 1989 to May 1990. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1991(1)*, 181-187. American Petroleum Institute.
- Michel, J., Nixon, Z., Dahlin, J., Betenbaugh, D., White, M., Burton, D., et Turley, S. (2008). Monitoring of recovery of marshes impacted by the Chalk Point oil spill. Rapport soumis à

l'Office of Response and Restoration, National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, 68 pages et annexes.

- Michel, J., Nixon, Z., Dahlin, J., Betenbaugh, D., White, M., Burton, D., et Turley, S. (2009). Recovery of interior brackish marshes seven years after the chalk point oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 58(7), 995-1006.
- Mille, G., Chen, Y. Y., Giusti, G., et Dou, H. (1984). Évolution des hydrocarbures, des peuplements bactériens et microphytiques dans les sédiments des marais maritimes de l'Île Grande pollués par l'Amoco Cadiz : 1. Évolution des hydrocarbures et des bactéries. *Marine Environmental Research*, 11(3), 213-232.
- Mille, G., Munoz, D., Jacquot, F., Rivet, L., et Bertrand, J. C. (1998). The Amoco Cadiz oil spill : evolution of petroleum hydrocarbons in the Ile Grande salt marshes (Brittany) after a 13-year period. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47(5), 547-559.
- Miossec, L. (1982). Altération de l'ovogenèse des plies *Pleuronectes platessa* L. capturées dans les abers Wrac'h et Benoit, depuis la pollution de l'Amoco Cadiz. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 46(3), 195-207.
- Miossec, L. (1981). Impacts de la pollution pétrolière due à L'Amoco Cadiz sur la biologie des poissons plats de l'Aber Benoît et de l'Aber Wrac'h. Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 143 pages et annexes.
- Monnat, J. Y. (1978). Effet du pétrole de l'Amoco Cadiz sur les oiseaux de mer-Bilan provisoire. Publications du C. N. E. X. O. Série actes de colloques, 1978(6), 35-142. Journée spéciale Amoco Cadiz, Brest, France.
- Monson, D. H., Doak, D. F., Ballachey, B. E., et Bodkin, J. L. (2011). Could residual oil from the Exxon Valdez spill create a long-term population "sink" for sea otters in Alaska ?. *Ecological Applications*, 21(8), 2917-2932.
- Moore, J. (1996). Environmental Studies on the Sea Empress oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 33(5), 386-387.
- Moore, J. (1997). Rocky shore transect monitoring in Milford Haven, October 1996 impacts of the Sea Empress oil spill. A report to the Countryside Council for Wales from OPRU, Report No. OPRU/12/97, Neyland, Pembrokeshire, 90 pages.
- Moore, J. (2006). State of the marine environment in SW Wales 10 years after the Sea Empress oil spill. A report for the Countryside Council for Wales, Marine Monitoring Report No. 21, 24 pages.
- Moore, J., Evans, S., Bullimore, B., Hodges, J., Crump, R., Cremona, J., Bunker, F., Rostron, D., Little, A., Chamberlain, Y., Dyrinda, P., et Worley, A. (1997a). Sea Empress spill : Impacts on

- marine and coastal habitats. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1997(1)*, 213-216. American Petroleum Institute.
- Moore, J., Harries, D., et Ware, F. (1997b). The impact of the *Sea Empress* oil spill on the sandy shore meiofauna of south west Wales. CCW *Sea Empress* Report No. 230, 79 pages.
- Mosquin, D. (s. d.). *Fucus gardneri* Silva, [photographie]. http://www.botanicalgarden.ubc.ca/potd/2005/08/fucus_gardneri.php (page consultée le 26 mai 2015).
- Murphy, M. L., Heintz, R. A., Short, J. W., Larsen, M. L., et Rice, S. D. (1999). Recovery of pink salmon spawning areas after the *Exxon Valdez* oil spill. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128(5), 909-918.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (s. d.). Environmental Sensivity Index (ESI) Maps, [en ligne]. Office of response and restoration, <http://response.restoration.noaa.gov/maps-and-spatial-data/environmental-sensitivity-index-esi-maps.html> (page consultée le 2 juin 2015).
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (2001). Case Documents : Chalk Point, [en ligne]. Damage Assessment, Remediation, and Restoration Program, http://www.darrp.noaa.gov/northeast/chalk_point/admin.html (page consultée le 15 avril 2015).
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (1992). Oil spill case histories 1967-1991, Summaries of significant U.S. and international oil spills. Hazardous Materials Response and Assessment Division, Seattle, 210 pages.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Maryland Department of Natural Resources, Maryland Department of the Environment, et U. S. Fish and Wildlife Service (2002). Final restoration plan and environmental assessment for the April 7, 2000 oil spill at Chalk Point on the Patuxent River, Maryland, 79 pages.
- Neff, J. M., Bence, A. E., Parker, K. R., Page, D. S., Brown, J. S., et Boehm, P. D. (2006). Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons from buried shoreline oil residues thirteen years after the *Exxon Valdez* oil spill : A multispecies assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(4), 947-961.
- Neff, J. M., Page, D. S., et Boehm, P. D. (2011). Exposure of sea otters and harlequins ducks in Prince William Sound, Alaska, USA, to shoreline oil residues 20 years after the *Exxon Valdez* oil spill. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(3), 659-672.
- Nikitik, C. C. S., et Robinson, A. W. (2003). Patterns in benthic populations in the Milford Haven waterway following the *Sea Empress* oil spill with special reference to amphipodes. *Marine Pollution Bulletin*, 46(9), 1125-1141.

- Nixon, Z., et Michel, J. (2015). Predictive modeling of subsurface shoreline oil encounter probability from the *Exxon Valdez* oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Environmental Science & Technology*, 49(7), 4354-4361.
- Noerager, J. A., et Goodman, R. H. (1991). Oil tracking, containment, and recovery during the *Exxon Valdez* response. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1991(1)*, 193-203. American Petroleum Institute.
- OpenCage (s. d.). *Clupea pallasii* by OpenCage, [photographie]. http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Clupea_pallasii_by_OpenCage.jpg (page consulté le 26 mai 2015).
- Oudot, J., et Chaillan, F. (2010). Pyrolysis of asphaltenes and biomarkers for the fingerprinting of the *Amoco-Cadiz* oil spill after 23 years. *Comptes Rendus Chimie*, 13(5), 548-552.
- Oudot, J., Fusey, P., Van Praet, M., Feral, J. P., et Gaill, F. (1981). Hydrocarbons weathering in seashore invertebrates and sediments over a two-year period following the *Amoco Cadiz* oil spill : Influence of microbial metabolism. *Environmental Pollution Series A*, 26(2), 93-110.
- Owens, E. H. (1972). The cleaning of gravel beaches polluted by oil. *Coastal Engineering Proceedings*, 1(3), 2549-2556. International Conference on Coastal Engineering.
- Owens, E. H., et Drapeau, G. (1973). Changes in beach profiles at Chedabucto Bay, Nova Scotia, following large-scale removal of sediments. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 10(8), 1226-1232.
- Owens, E. H., et Sergy, G. A. (2014). The shoreline response decision-making process. *International Oil Spill Conference Proceedings, 2014(1)*, 443-450. American Petroleum Institute.
- Page, D. S., Boehm, P. D., Brown, J. S., Neff, J. M., Burns, W. A., et Bence, A. E. (2005). Mussels document loss of bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and the return to baseline conditions for oiled shorelines in Prince William Sound, Alaska. *Marine Environmental Research*, 60(4), 422-436.
- Page, D. S., Boehm, P. D., Stubblefield, W. A., Parker, K. R., Gilfillan, E. S., Neff, J. M., et Maki, A. W. (2002). Hydrocarbon composition and toxicity of sediments following the *Exxon Valdez* oil spill in Prince William Sound, Alaska, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(7), 1438-1450.
- Page, D. S., Foster, J. C., Fickett, P. M., et Gilfillan, E. S. (1989). Long-term weathering of *Amoco Cadiz* oil in soft intertidal sediments. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1989(1)*, 401-405. American Petroleum Institute.

- Page, D. S., Gilfillan, E. S., Neff, J. M., Stoker, S. W., Boehm, P. D., et Little, A. D. (1999). 1998 shoreline conditions in the *Exxon Valdez* oil spill zone in Prince William Sound. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1999(1)*, 119-126. American Petroleum Institute.
- Paine, R. T., Ruesink, J. L., Sun, A., Soulanille, E. L., Wonham, M. J., Harley, C. D. G., Brumbaugh, D. R., et Secord, D. L. (1996). Trouble on oiled waters : lessons from the *Exxon Valdez* oil spill. *Annual Review of Ecology and Systematics, 27*, 197-235.
- Parr, S. J., Haycock, R. J., & Smith, M. E. (1997). The impact of the *Sea Empress* oil spill on birds of the Pembrokeshire coast and islands. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1997(1)*, 217-225. American Petroleum Institute.
- Perhar, G., et Arhonditis, G. B. (2014). Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations : A review of the current state of knowledge. *Journal of Great Lakes Research, 40(S3)*, 56-72.
- Petersen, J., Michel, J., Zengel, S., White, M., Lord, C., et Plank, C. (2002). Environmental sensitivity index guidelines version 3.0, NOAA Technical Memorandum NOS OR&R 11. National Oceanic and Atmospheric Administration, Office of Response and Restoration, Seattle, 89 pages et annexes.
- Peterson, C. H., McDonald, L. L., Green, R. H., et Erickson, W. P. (2001). Sampling design begets conclusions : the statistical basis for detection of injury to and recovery of shoreline communities after the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Ecology Progress Series, 210*, 255-283.
- Piatt, J. F., et Anderson, P. (1996). Response of common murrelets to the *Exxon Valdez* oil spill and long-term changes in the Gulf of Alaska marine ecosystem. *American Fisheries Society Symposium, 18*, 720-737.
- Poggiale, J. C., et Dauvin, J. C. (2001). Long-term dynamics of three benthic *Ampelisca* (Crustacea-Amphipoda) populations from the Bay of Morlaix (western English Channel) related to their disappearance after the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Ecology Progress Series, 214*, 201-209.
- Prince, R. C., Bare, R. E., George, G. N., Haith, C. E., Grossman, M. J., Lute, J. R., Elmendorf, D. L., Minak-Bernero, V., Senius, J. D., Keim, L. G., Chianelli, R. R., Hinton, S. M., et Teal, A. R. (1993). The effect of bioremediation on the microbial populations of oiled beaches in Prince William Sound, Alaska. *International Oil Spill Conference Proceedings, 1993(1)*, 469-475. American Petroleum Institute.
- Pritchard, P. H., et Costa, C. F. (1991). EPA's Alaska oil spill bioremediation project. *Environmental Science & Technology, 25(3)*, 372-379.
- Reynolds, J. H., et Braman, N. (2009). Using the tolerance intervals to assess recovery of mussel beds impacted by the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Pollution Bulletin, 58(10)*, 1496-1504.

- Reynolds, W. J., Lancaster, J. E., et Pawson, M. G. (2003). Patterns of spawning and recruitment of sea bass to Bristol Channel nurseries in relation to the 1996 *Sea Empress* oil spill. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 83(5), 1163-1170.
- Riaux-Gobin, C. (1985). Long-term changes in microphytobenthos in a Brittany estuary after the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Ecology Progress Series*, 24, 51-56.
- Roy, N. K., Stabile, J., Seeb., J. E., Habicht, C., et Wirgin, I. (1999). High frequency of K-ras mutations in pink salmon embryos experimentally exposed to *Exxon Valdez* oil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(7), 1521-1528.
- Ryland, J. S., et De Putron, S. (1998). An appraisal of the effects of the *Sea Empress* oil spillage on sensitive sessile marine invertebrate communities. Final Report to the *Sea Empress* Environmental Evaluation Committee, 86 pages.
- Samain, J. F., Moal, J., Coum, A., Le Coz, J.R., et Daniel, J. Y. (1980). Effects of the *Amoco Cadiz* oil spill on zooplankton, A new possibility of ecophysiological survey. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1-4), 225-235.
- Scarratt, D. J., et Zitko, V. (1972). *Bunker C* oil in sediments and benthic animals from shallow depths in Chedabucto Bay, N. S. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29(9), 1347-1350.
- Seiser, P. E., Duffy, L. K., McGuire, A. D., Roby, D. D., Golet, G. H., et Litzow, M. A. (2000). Comparison of pigeon guillemot, *Cephus columba*, blood parameters from oiled and unoiled areas of Alaska eight years after the Exxon Valdez oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 40(2), 152-164.
- Seymour, R. J., et Geyer, R. A. (1992). Fates and effects of oil spill. *Annual Review of Energy and the Environment*, 17(1), 261-283.
- Shigenaka, G. (2014). Twenty-Five Years After the *Exxon Valdez* Oil Spill : NOAA's Scientific Support, Monitoring, and Research. NOAA Office of Response and Restoration, Seattle, 78 pages.
- Shigenaka, G., Coats, D. A., Fukuyama, A. K., et Roberts, P. O. (1999). Effects and trends in littleneck clams (*Protothaca staminea*) impacted by the Exxon Valdez oil spill. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1999(1), 349-356. American Petroleum Institute.
- Short, J. W., Irvine, G. V., Mann, D. H., Maselko, J. M., Pella, J. J., Lindeberg, M. R., Payne, J. R., Driskell, W. B., et Rice, S. D. (2007). Slightly weathered Exxon Valdez oil persists in Gulf of Alaska beach sediments after 16 years. *Environmental Science & Technology*, 41(4), 1245-1250.

- Short, J. W., Lindeberg, M. R., Harris, P. M., Maselko, J. M., Pella, J. J., et Rice, S. D. (2004). Estimate of oil persisting on the beaches of Prince William Sound 12 years after the *Exxon Valdez* oil spill. *Environmental Science & Technology*, 38(1), 19-25.
- Shubert, L. E. (1998). Epipelagic and epilithic microalgal distribution, density and relative abundance at coastal habitats in Wales after the *Sea Empress* oil spill. Final Report to the Countryside Council of Wales, The Natural History Museum, London, 18 pages et annexes.
- Skalski, J. R. (1995). Statistical considerations in the design and analysis of environmental damage assessment studies. *Journal of Environmental Management*, 43(1), 67-85.
- Skalski, J. R., Coats, D. A., et Fukuyama, A. K. (2001). Criteria for oil spill recovery : A case study of the intertidal community of Prince William Sound, Alaska, following the *Exxon Valdez* oil spill. *Environmental Management*, 28(1), 9-18.
- SL Ross (2010). Litterature review of chemical oil spill dispersants and herders in fresh and brackish waters. Prepared for U. S. Department of the Interior Minerals Management Service. SL Ross Environmental Research, Ottawa, ON, 60 pages.
- Smith, D. C. (1975). Rehabilitating oiled aquatic birds. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1975(1), 241-247. American Petroleum Institute.
- Sol, S. Y., Johnson, L. L., Horness, B. H., et Collier, T. K. (2000). Relationship between oil exposure and reproductive parameters in fish collected following the *Exxon Valdez* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 40(12), 1139-1147.
- Somerfield, P. J., et Warwick, R. M. (1999). Appraisal of environmental impact and recovery using *Laminaria* holdfast faunas. *Sea Empress* Contract No. FC 73-02-68, Final Report, 19 pages et annexes.
- Stekoll, M. S., et Deysher, L. (1996). Recolonization and restoration of upper intertidal *Fucus gardneri* (Fucales, Phaeophyta) following the *Exxon Valdez* oil spill. *Hydrobiologia*, 326(1), 311-316.
- Stekoll, M. S., et Deysher, L. (2000). Response of the dominant alga *Fucus gardneri* (Silva) (Phaeophyceae) to the *Exxon Valdez* oil spill and clean-up. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11), 1028-1041.
- Stekoll, M. S., Deysher, L., et Dean, T. A. (1993). Seaweeds and the *Exxon Valdez* oil spill. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 1993(1), 135-140. American Petroleum Institute.
- Stewart, J. E. (1978). Distribution and abundance of hydrocarbon-utilizing bacteria in sediments of Chedabucto Bay, Nova Scotia, in 1976. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35(5), 581-584.

- Stott, G. G., Haensley, W. E., Neff, J. M., et Sharp, J. R. (1983). Histopathologic survey of ovaries of plaice, *Pleuronectes platessa* L., from Aber Wrac'h and Aber Benoit, Brittany, France : long-term effects of the *Amoco Cadiz* crude oil spill. *Journal of Fish Diseases*, 6(5), 429-437.
- Thomas, M. L. H. (1978). Comparison of oiled and unoled intertidal communities in Chedabucto Bay, Nova Scotia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35(5), 707-716.
- Thomas, M. L. H. (1973). Effects of *Bunker C* oil on intertidal and lagoonal biota in Chedabucto Bay, Nova Scotia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 30(1), 83-90.
- Thomas, R. E., Brodersen, C., Carls, M. G., Babcock, M., et Rice, S. D. (1999a) Lack of physiological responses to hydrocarbon accumulation by *Mytilus trossulus* after 3-4 years chronic exposure to spilled *Exxon Valdez* crude oil in Prince William Sound. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C : Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, 122(1), 153-163.
- Thomas, R. E., Harris, P. M., et Rice, S. D. (1999b) Survival in air of *Mytilus trossulus* following long-term exposure to spilled *Exxon Valdez* crude oil in Prince William sound. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C : Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*, 122(1), 147-152.
- Thomas, R. E., Lindeberg, M., Harris, P. M., et Rice, S. D. (2007). Induction of DNA strand breaks in the mussel (*Mytilus trossulus*) and clam (*Protathaca staminea*) following chronic field exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons from the *Exxon Valdez* spill. *Marine Pollution Bulletin*, 54(6), 726-732.
- Trust, K. A., Esler, D., Woodin, B. R., et Stegeman, J. J. (2000). Cytochrome P450 1A induction in sea ducks inhabiting nearshore areas of Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 40(5), 397-403.
- United State Department of Agriculture (s. d.). Image of a clump of *Spartina alterniflora*, [photographie]. http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Spartina_alterniflora.jpg (page consultée le 26 mai 2015).
- United State Environmental Protection Agency (USEPA) (1991). Alaska oil spill bioremediation project. Science Advisory Board Draft Report, Section 1 through 6. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Gulf Breeze, 250 pages.
- United States Fish and Wildlife Service (2001). Drawing of a pink salmon, [dessin]. http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Pink_salmon_FWS.jpg (page consultée le 26 mai 2015).
- United States Geological Survey (s. d.). Sea otter, [photographie]. http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Sea_otter_2.jpg?uselang=fr (page consultée le 26 mai 2015).

- Vandermeulen, J. H., Buckley, D. E., Levy, E. M., Long, B., McLaren, P. & Wells, P. G. (1978). Immediate impact of *Amoco Cadiz* environmental oiling : oil behavior and burial, and biological aspects. Publications du C. N. E. X. O. Série actes de colloques, 1978(6), 159-174. Journée spéciale *Amoco Cadiz*, Brest, France.
- Vandermeulen, J. H., et Gordon Jr., D. C. (1976). Reentry of 5-years-old stranded *Bunker C* fuel oil from a low-energy beach into the water, sediments, and biota of Chedabucto Bay, Nova Scotia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33(9), 2002-2010.
- Vandermeulen, J. H., et Singh, J. G. (1994). *ARROW* oil spill, 1970-90 : Persistence of 20-yr weathered *Bunker C* fuel oil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(4), 845-855.
- Van Tamelen, P. G., Stekoll, M. S., et Deysher, L. (1997). Recovery processes of the brown alga *Fucus gardneri* following the *Exxon Valdez* oil spill : settlement and recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, 160, 265-277.
- Wang, Z., Fingas, M., et Sergy, G. (1994). Study of 22-years-old *Arrow* oil samples using biomarkers compounds by GC/MS. *Environmental Science & Technology*, 28(9), 1733-1746.
- Wiens, J. A., Crist, T. O., Day, R. H., Murphy, S. M., et Hayward, G. D. (1996). Effects of the *Exxon Valdez* oil spill on marine bird communities in Prince William Sound, Alaska. *Ecological Applications*, 6(3), 828-841.
- Wiens, J. A., et Parker, K. R. (1995). Analyzing the effects of accidental environmental impacts : approaches and assumptions. *Ecological Application*, 5(4), 1069-1083.
- Wood, R. C., et Hales, L. S. (2001). Comparison of northern diamondback terrapin (*Malaclemys terrapin terrapin*) hatching succes among variably oiled nesting sites along the Patuxent River following the Chalk Point oil spill pf April 7, 2000, Final Report, 16 pages.