

Schloss IR, Archambault P, Beauchesne D, Cusson M, Ferreyra G, Levasseur M, Pelletier É, St-Louis R et Tremblay R. 2017. Impacts potentiels cumulés des facteurs de stress liés aux activités humaines sur l'écosystème marin du Saint-Laurent. Dans : Archambault P, et al. éd. Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent : enjeux sociaux, économiques et environnementaux. Notre Golfe, Rimouski, p. 132-165.

LES HYDROCARBURES DANS LE GOLFE DU SAINT-LAURENT

Enjeux sociaux, économiques et environnementaux

© Notre Golfe, 2017

ISBN : 978-2-9817103-0-7

Citation du document :

Archambault P, Schloss IR, Grant C, Plante S (2017) Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent - Enjeux sociaux, économiques et environnementaux. Notre Golfe, Rimouski, Qc, Canada, 324 p.

Photo de couverture, mise en page graphique et recherche iconographiques :

Carole Petetin - carolepetetin.com

Le centre administratif de Notre Golfe se situe à l'Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, Canada.

Le réseau intersectoriel Notre Golfe est appuyé par le programme Appui aux réseaux d'innovation du Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies.

Fonds de recherche
sur la nature
et les technologies
Québec 

Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent

Enjeux sociaux, économiques et environnementaux

SOUS LA DIRECTION DE

Philippe Archambault

Irene R. Schloss

Cindy Grant

Steve Plante





CHAPITRE 4

Impacts potentiels cumulés des facteurs de stress liés aux activités humaines sur l'écosystème marin du Saint-Laurent

- PAR** Irene R. Schloss
Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski
Instituto Antártico Argentino, Buenos Aires, Argentina
- Philippe Archambault**
Département de biologie, Université Laval
- David Beuchesne**
Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski
- Mathieu Cusson**
Département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi
- Gustavo Ferreyra**
Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski
- Maurice Levasseur**
Département de biologie, Université Laval
- Émilien Pelletier**
Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski
- Richard St-Louis**
Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski
- Réjean Tremblay**
Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski

Photo :
Pixabay



Photo *Botryllus schlosseri* :
Deryk Tolman / FlickrR

FAITS MARQUANTS

- Les activités humaines qui découlent de l'occupation des rives du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent constituent des facteurs de stress pour les organismes marins.
- Les effets sur l'environnement et les organismes des interactions entre ces stressseurs (p. ex., hypoxie, acidification, polluants organiques, espèces aquatiques envahissantes) et de la présence des hydrocarbures sont largement inconnus.
- La complexité de ces interactions, combinée à la variabilité naturelle, fait en sorte que les effets résiduels et cumulés d'un éventuel déversement seront difficiles à détecter.
- La variabilité naturelle des environnements susceptibles de subir des déversements d'hydrocarbures est telle qu'elle limite l'extrapolation des résultats issus d'expériences en laboratoire au milieu naturel.

Les activités humaines modifient l'environnement naturel, perturbant par le fait même les organismes qui y habitent. Dans l'écosystème marin du golfe du Saint-Laurent, les diverses perturbations affectent les écosystèmes à différents degrés. Pour certains d'entre eux, les effets sont mal connus ou simplement inconnus. De plus, plusieurs perturbations peuvent affecter simultanément une composante de l'écosystème ou un système en entier. Les effets cumulés sont encore moins connus. Dans ce chapitre, nous synthétisons les connaissances actuelles sur les facteurs de stress liés aux activités humaines, puis essayons de déterminer leurs interactions et leurs effets cumulés sur l'écosystème du Saint-Laurent.

INTRODUCTION

Les rives de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent hébergent 80% de la population du Québec et une grande partie de celle des provinces atlantiques, soit Terre-Neuve-et-Labrador, la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et l'Île-du-Prince-Édouard. Pour les habitants de ces provinces, au-delà d'un écosystème unique, le Saint-Laurent représente un cadre de vie, une ressource économique et un lieu de récréation. Par conséquent, ce dernier est une pierre angulaire pour les activités de la région. Dans ce chapitre, nous évaluons comment certaines activités humaines, aux échelles régionales et globales, affectent l'écosystème marin du Saint-Laurent. Nous considérons ici qu'une **activité humaine** est un processus par lequel l'humain modifie des éléments du milieu naturel, tandis qu'un **facteur de stress** est un processus intrinsèque ou extrinsèque qui peut perturber les organismes et les obliger à ajuster leur physiologie ou leur comportement pour y répondre (Killen *et al.*, 2013), ce qui peut pousser un écosystème au-delà de ses limites de tolérance. La liste des facteurs de stress que nous présentons ici est loin d'être exhaustive. Il faut toutefois noter que, bien que nous reconnaissons l'impact sur les écosystèmes des activités extractives comme la pêche et l'aquaculture, nous ne les analyserons pas dans le présent chapitre.

Les eaux et les organismes de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent sont exposés de façon chronique aux impacts des activités humaines. Ces activités imposent des stress environnementaux, dont l'hypoxie, l'acidification ainsi que la présence d'espèces envahissantes, de polluants ou d'hydrocarbures (figure 4.1). Individuellement, ces facteurs de stress peuvent fortement influencer les milieux naturels. Lorsqu'ils sont considérés en combinaisons, ces derniers peuvent également interagir entre eux. On parlera ici d'effets cumulés, qui peuvent être additifs, multiplicatifs ou atténuants (Beauchesne *et al.*, 2016), si l'effet de leur combinaison peut être exprimé comme la somme, le produit ou le résultat des processus de compensation des effets de chacun d'eux isolément. Ces synergies entre stressseurs environnementaux sont toutefois difficiles à prédire, de telle sorte qu'elles sont typiquement ignorées en faveur d'approches individuelles, secteur par secteur.

Nous commencerons par synthétiser les connaissances actuelles sur les stressseurs environnementaux liés aux activités humaines, pour par la suite établir leurs interactions et leurs effets cumulés sur l'écosystème du Saint-Laurent. /

Nous considérons ici qu'une activité humaine est un processus par lequel l'humain modifie des éléments du milieu naturel, tandis qu'un facteur de stress est un processus intrinsèque ou extrinsèque qui peut perturber les organismes et les obliger à ajuster leur physiologie ou leur comportement pour y répondre [...].

Figure 4.1

Représentation schématique des activités anthropiques et quelques-uns des stress environnementaux qui dérivent d'elles (qui sont traitées dans le présent chapitre) susceptibles d'affecter les services et le fonctionnement de l'écosystème du Saint-Laurent. Le changement climatique, issu des activités humaines, aura également des effets sur ces stress.

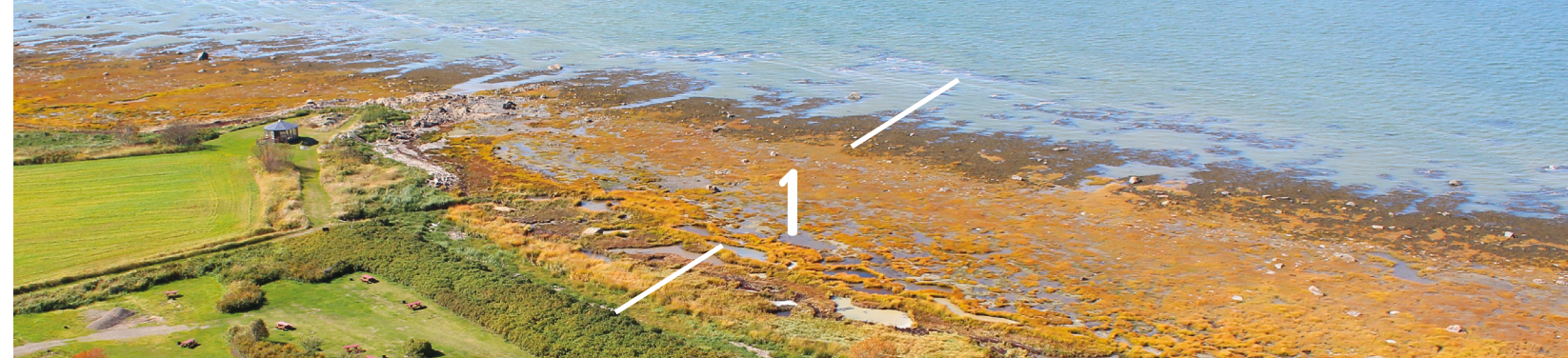
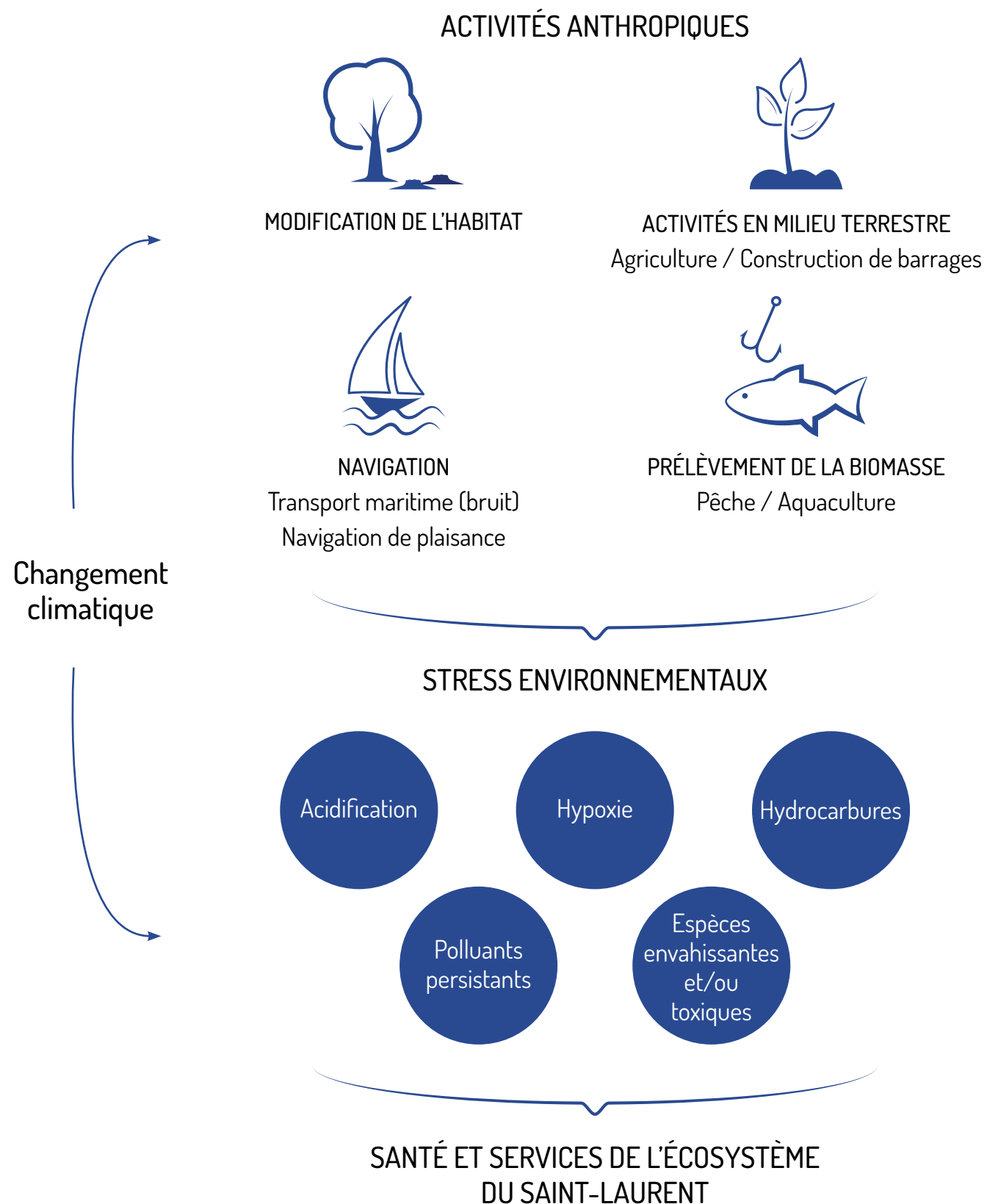


Photo : S. Weissenberger



L'HYPOXIE

Dans les environnements aquatiques, il y a hypoxie quand la concentration de l'oxygène dissous est assez faible pour causer du stress et même la mort de certains organismes (Gilbert *et al.*, 2007). L'hypoxie se définit par une

[...] il y a hypoxie quand la concentration de l'oxygène dissous est assez faible pour causer du stress et même la mort de certains organismes

- Gilbert *et al.*, 2007

gamme de valeurs allant de 0,28 milligrammes d'oxygène par litre (mg O₂•L⁻¹) ou 3,7% de saturation (%sat) (Kamykowski et Zentara, 1990) à 4 mg O₂•L⁻¹ ou 54,2% sat (Paerl, 2006), mais la majorité des études se réfère à un seuil de 2 mg O₂•L⁻¹ équivalant à 27,1% sat (Turner *et al.*,

2005). Les phénomènes hypoxiques sont principalement observés dans les estuaires et dans les régions côtières, où la stratification verticale de la colonne d'eau limite les échanges entre les eaux profondes et celles de surface, mieux oxygénées (Diaz et Rosenberg, 2011). Les conditions d'hypoxie résultent de la combinaison entre une faible ventilation (qui apporte l'oxygène provenant de l'atmosphère ou bien par advection d'eaux pauvres en oxygène) et la respiration, essentiellement de la part des microorganismes marins (Karstensen *et al.*, 2008). Dans l'estuaire du Saint-Laurent, des eaux à concentrations hypoxiques sont observées depuis les années 1980. Contrairement à plusieurs endroits du monde où il s'agit d'un problème saisonnier, l'hypoxie est un pro-

blème chronique dans les eaux profondes de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. En effet, les eaux de fond (> 300 m; Bour-gault *et al.*, 2012) d'une partie de l'estuaire maritime du Saint-Laurent sont en état de conditions hypoxiques persistantes, avec des concentrations en oxygène dissous inférieures à 62,5 micromoles d'oxygène par litre (µmol O₂•L⁻¹) ou 2 mg O₂•L⁻¹ (Gilbert *et al.*, 2005). Cette hypoxie d'origine naturelle est accentuée par l'eutrophisation et par les apports anthropiques de phosphore et de nitrate (Gilbert *et al.*, 2005). Ce phénomène peut être expliqué partiellement par une augmentation de la proportion relative d'eau chaude et pauvre en oxygène du Gulf Stream entrant dans le golfe et l'estuaire maritime par rapport aux eaux froides à haute teneur en oxygène du courant du Labrador (Gilbert *et al.*, 2007). Des études de modélisation montrent également que l'apport en nutriments a un fort impact négatif sur les concentrations en oxygène dissous dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent (Lavoie *et al.*, 2015). L'augmentation de la respiration bactérienne associée à une hausse de la température de près de 2°C par rapport aux années 1930 a probablement aussi contribué à la demande accrue en oxygène (Genovesi *et al.*, 2011).

D'un autre côté, les faibles concentrations en oxygène dissous observées dans le nord-est du golfe du Saint-Laurent doivent leur origine à des eaux provenant

de l'Atlantique Nord (Bourgault *et al.*, 2012; Lefort *et al.*, 2012; Bourgault et Cyr, 2015). Même si, dans les eaux du golfe, les concentrations ne sont pas hypoxiques (voir Bourgault *et al.*, chapitre 2), la circulation des eaux profondes dans le système hydrographique du Saint-Laurent assure une connectivité entre les masses d'eau. Un changement dans les concentrations en oxygène dissous dans les eaux de la couche profonde à l'embouchure du chenal Laurentien, à la bordure du plateau continental, se répercute ainsi forcément sur les concentrations en oxygène dans l'estuaire maritime.

L'hypoxie peut générer des réponses physiologiques et comportementales donnant lieu à des effets négatifs tels qu'une croissance réduite, la perte de la capacité de reproduction, la mortalité, la réduction de la biodiversité et la perte de production secondaire (Wu, 2002). L'hypoxie altère les taux et les mécanismes de recyclage de la matière organique et des métaux (Andersson *et al.*, 2008; Middenburg et Levin, 2009), influençant ainsi la dynamique de la pompe biologique à dioxyde de carbone (CO₂). Ce processus permet la séquestration du carbone atmosphérique, un des principaux gaz responsables de l'effet de serre, dans le fond des océans. Chez plusieurs espèces de poissons et de crustacés, les stades larvaires sont moins tolérants à l'hypoxie que chez les adultes (Miller *et al.*, 2002). En particulier, les poissons dont les larves

ont un taux de croissance élevé sont plus sensibles aux conditions hypoxiques, spécialement quand celles-ci commutent de la respiration par diffusion à la respiration par les branchies (Davenport, 1983). Les femelles en âge de reproduction souffrent plus des limitations en oxygène en raison des exigences métaboliques accrues lors du développement des gonades. La croissance des poissons est aussi affectée par la baisse en oxygène dissous. Ainsi, le taux de croissance de la morue, une des espèces commerciales du Saint-Laurent, diminue lorsque le niveau de saturation en oxygène est inférieur à 70% (Chabot et Dutil, 1999). Les eaux du fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent ont présentement une teneur en oxygène trop faible pour leur développement. Ainsi, une expansion de l'hypoxie pourrait ajouter des barrières à la dispersion des organismes (Pörtner et Farrell, 2008). Bien que certaines espèces aient une haute tolérance à l'hypoxie, par exemple le flétan du Groenland et la crevette nordique, qui détiennent un intérêt commercial important (Ait Youcef *et al.*, 2013), des études récentes ont démontré qu'une hausse du niveau d'hypoxie actuel aura un impact significatif sur leur métabolisme, leur croissance et leur survie (Dupont-Prinet, 2013a, 2013b; Mejri *et al.*, 2012). Le loup tacheté (Anarhichas minor), une espèce en péril, se comporte de façon similaire à la morue lorsqu'il est exposé à l'hypoxie. Des données obtenues au laboratoire montrent que son seuil léthal est autour de 16 à 21 % sat et que sa crois-

sance diminue lorsque l'oxygène dissous baisse sous 65 % de saturation. Le rétablissement de cette espèce pourrait être compromis par l'hypoxie à la tête des chenaux (Jetté *et al.*, 2011; Simpson *et al.*, 2013). Il a également été démontré qu'une diminution de la teneur en oxygène dissous dans les océans modifie les communautés animales en diminuant la présence des espèces plus vulnérables (Lévesque *et al.*, 2010; Moritz *et al.*, 2013).

Les réponses écologiques et biochimiques à la diminution en oxygène dissous peuvent être rapides, par exemple la mortalité observée dans les herbiers marins et chez les animaux benthiques. Les effets de l'hypoxie chez ces derniers ainsi que leur tolérance aux conditions de faible concentration en oxygène dissous varient selon l'espèce et selon la taille; les plus petits avec un ratio surface/volume élevé favorisant des échanges avec leur environnement sont plus tolérants (Levin, 2003). Les animaux benthiques sessiles ou à faible pouvoir de déplacement ne peuvent pas se trouver rapidement un nouvel habitat en réponse aux conditions hypoxiques. Selon leur intensité, leur fréquence et leur durée, les événements hypoxiques peuvent ainsi être létaux pour les organismes benthiques. Dans les eaux profondes du Saint-Laurent, la structure de la communauté macrobenthique n'est pas la même dans le golfe, où les eaux sont bien oxygénées, par rapport à l'estuaire moyen, où les eaux sont hypoxiques (Belley *et al.*, 2010). Dans l'estuaire, la communauté est dominée par des groupes d'espèces tolérant les faibles concentrations en oxygène dissous, comme les ophiures (Belley *et al.*, 2010). En général, dans les zones hypoxiques, la macrofaune benthique est dominée par les dépositivores de surface (qui mangent la matière organique des sédiments), qui tolèrent mieux cette condition que les suspensivores (qui mangent la matière organique suspendue dans la colonne d'eau).



Photo *Ophiopholis aculeata*: Benjamin Davidson / FlickrR

L'effet de l'hypoxie sur les communautés benthiques n'est pas toujours réversible (Levin *et al.*, 2009; Dale *et al.*, 2010). La réponse des organismes à la récupération des conditions normales en oxygène dissous peut prendre plusieurs années, voire plusieurs décennies. Elle peut causer des états d'équilibre alternatifs, c'est-à-dire différents de ceux des communautés originales (Contamin et Ellison, 2009; Levin *et al.*, 2009).

L'hypoxie et ses effets sur les organismes sont étudiés activement par des chercheurs de Pêches et Océans Canada (MPO) ainsi que par des chercheurs universitaires du Québec, du Réseau stratégique du CRSNG pour des océans canadiens en santé (en anglais, *Canadian Healthy Oceans Network* ou CHONe) (voir Snelgrove *et al.*, 2012) et du reste du Canada (p. ex., D'Amours, 1993; Chabot et Dutil, 1999; Ait Youcef *et al.*, 2013). /

[...] la pompe biologique à dioxyde de carbone (CO₂)
[...] permet la séquestration du carbone
atmosphérique [...] dans le fond des océans.

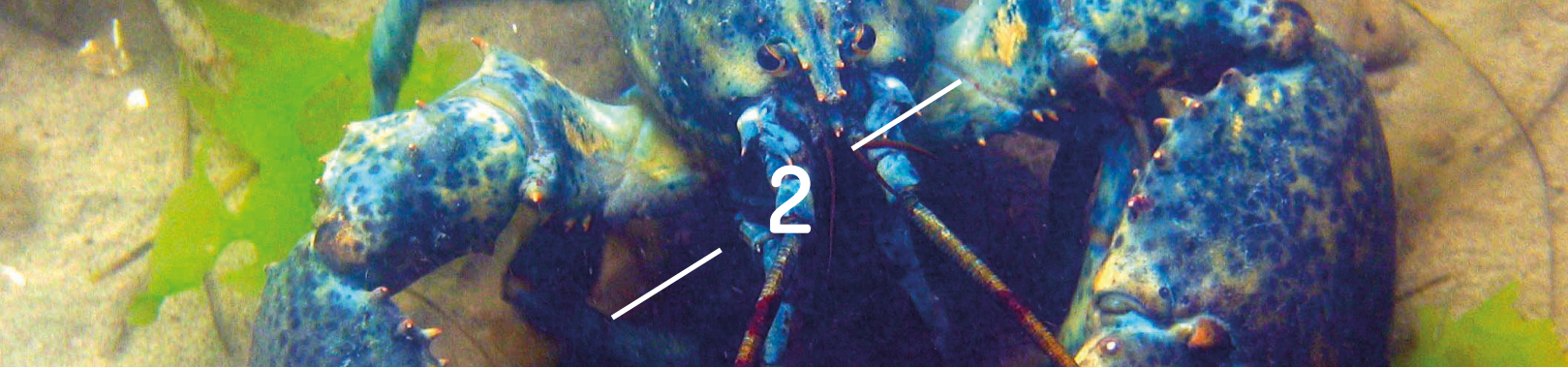


Photo : P. Archambault

L'ACIDIFICATION

La dissolution de gaz atmosphériques comme l'oxygène et le CO₂ dans les eaux océaniques est un processus naturel qui dépend des conditions physiques (température et pression) et des mécanismes chimiques (équilibre acido-basique) et biologiques (photosynthèse et respiration). Selon les équilibres chimiques qui régissent la partition du CO₂ dissous, ce dernier se combinera avec l'eau pour produire d'autres composants chimiques, comme l'ion bicarbonate (HCO₃⁻). Par conséquent, à la dissolution du CO₂, des ions (H⁺) sont générés. La concentration des H⁺ détermine l'acidité de l'eau, qui est mesurée par le potentiel hydrogène (pH). Les organismes marins sont adaptés à des valeurs stables de pH de l'océan depuis des milliers d'années, car l'eau de mer se comporte comme un système tampon. Or, la capacité de l'océan à contrôler la concentration des H⁺ a tout de même une limite. Depuis la révolution industrielle, les océans ont absorbé une partie de

l'excès de CO₂ (autour de 30%) produit par la combustion des carburants fossiles et des autres activités humaines, à raison de 1 à 3 Gt de carbone par an (Battle *et al.*, 2000) à travers des processus physiques, chimiques et biologiques (Sabine *et al.*, 2004).

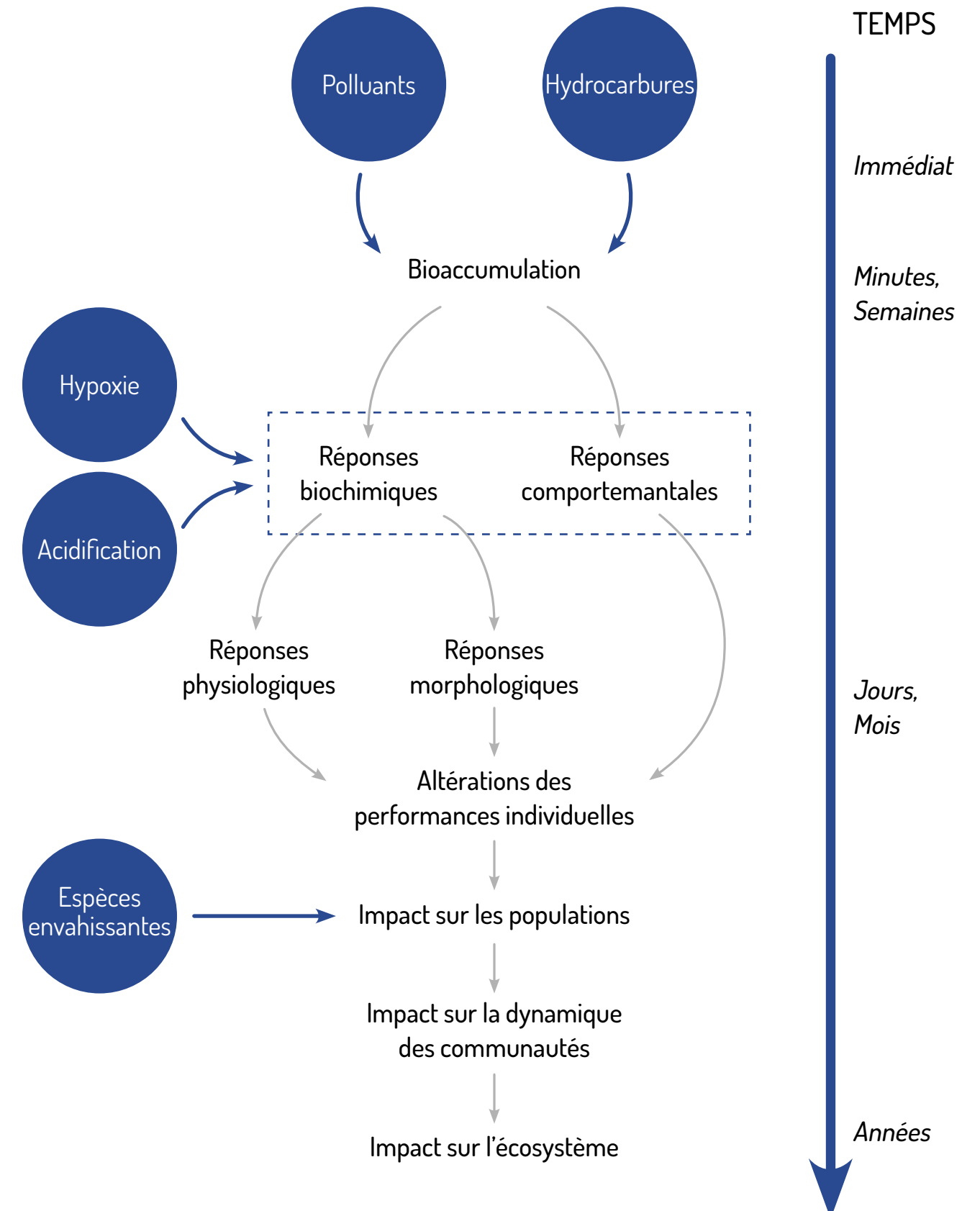
Bien que cette absorption aide à diminuer la concentration de CO₂ dans l'atmosphère, celle-ci a engendré une

augmentation d'acidité de l'eau. En fait, le pH des eaux de surface des océans a déjà diminué de 0,12 unité, la plus grande diminution depuis plusieurs millions d'années (Caldeira et Wickett, 2005). L'acidification des océans représente un problème pour toutes les espèces qui produisent des squelettes ou des coquilles en carbonate de calcium (CaCO₃), par exemple les coccolithophores, les ptéropodes (qui servent de nourriture aux poissons, dont les saumons), les mollusques, les coraux et les crustacés. Ces espèces font partie intégrante de nombreux réseaux trophiques dont la stabilité pourrait être également compromise si certaines espèces voient leurs caractéristiques biologiques affectées par l'acidification (Harley *et al.*, 2006). Les effets sont particulièrement importants chez les larves de mollusque qui produisent une coquille d'aragonite, par exemple la moule, car à faible pH l'aragonite est plus soluble que les coquilles de calcite produites par les adultes (Bechman *et al.*, 2011). Les conséquences négatives de la diminution du pH pourraient ne pas se limiter aux organismes calcifiants puisque la majorité des processus physiologiques cellulaires est sensible au pH (Fabry *et al.*, 2008). D'autres espèces exploitées commercialement au Québec comme le homard ou les moules pourraient se voir également affectées (figure 4.2). Or, les effets varient d'une espèce à l'autre, mais également au sein d'une même espèce, selon son bagage génétique, son cycle de vie, ses mécanismes de préadaptation et

Bien que l'absorption de CO₂ par l'eau de mer aide à diminuer la concentration de CO₂ dans l'atmosphère, celle-ci a engendré une augmentation d'acidité de l'eau.

Figure 4.2

Échelles temporelles des perturbations anthropiques et de leurs différents effets sur les organismes et les écosystèmes.



l'effet synergétique de facteurs environnementaux (Doney *et al.*, 2009). La sensibilité des écosystèmes marins à l'acidification demeure donc un sujet intensément débattu (Halloran *et al.*, 2008; Ridgwell *et al.*, 2009).

Les recherches sur l'acidification dans le Saint-Laurent sont à leurs débuts. Une compilation récente des mesures de pH effectuées depuis les années 1930 dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent par Mucci et ses collaborateurs (2011) démontre que les eaux de surface se sont déjà légèrement acidifiées et qu'en profondeur, le pH a diminué de 0,2 à 0,3 unité. Ces réductions de pH sont associées à la diminution progressive de la teneur en oxygène dissous qui alimente le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent et à une augmentation de la concentration de CO₂ métabolique issu de la dégradation de la matière organique. L'ampleur de l'acidification actuelle en profondeur est du même ordre que celle qui est prévue pour les océans d'ici la fin du siècle. Les eaux profondes de l'estuaire sont maintenant fortement sous-saturées en aragonite et à l'équilibre avec la calcite, deux minéraux qui forment les coquilles et les exosquelettes de nombreux organismes marins (Mucci *et al.*, 2011). Bien que les eaux fortement acidifiées se retrouvent généralement à plus de 150 m dans le

Saint-Laurent, les eaux intermédiaires montrent déjà un pH de 0,1 unité inférieur à celui mesuré dans les années 1930 (Mucci *et al.*, 2011). Ces eaux intermédiaires acidifiées atteignent la surface dans les zones du Saint-Laurent caractérisées par des remontées d'eau ou par un mélange vertical intense (Gratton *et al.*, 1988). De plus, à la tête du chenal Laurentien viennent s'ajouter les eaux acides du fjord du Saguenay (Benke et Cushing, 2005). La région située à la tête du chenal Laurentien, près de la rive nord entre les villages de Tadoussac et des Escoumins, est ainsi la plus touchée. Or, l'origine des eaux de surface (0 à 150 m) dans cette région est complexe et constituée de contributions variables des eaux de l'estuaire fluvial, du fjord du Saguenay et des remontées d'eaux profondes hypoxiques de l'estuaire maritime. En résumé, la diminution du pH observée dans l'écosystème du Saint-Laurent est plus importante que celle prédite par les modèles basés sur l'augmentation dans les concentrations de CO₂ atmosphérique d'ici la fin du siècle en raison de la présence de processus locaux tels que les apports d'eau douce, la respiration dans la colonne d'eau et les changements hydrologiques. L'influence des diminutions prévues de pH sur les organismes marins du Saint-Laurent fait présentement l'objet de plusieurs études sur le terrain et en conditions contrôlées. /



Illustration : Harryarts / Freepik

LES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS

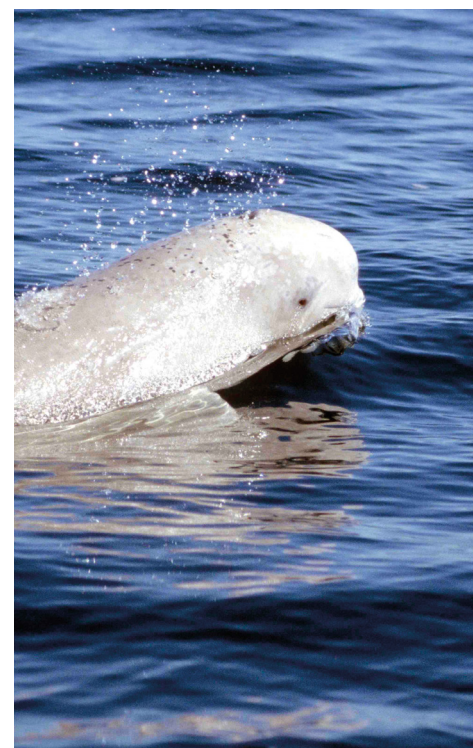
Les polluants organiques persistants (POP) sont « des composés chimiques à base de carbone ou des groupes de composés d'origine anthropique (liée à l'activité humaine) inertes du point de vue biologique ou chimique »¹. C'est cette inertie ainsi que leurs propriétés lipophiles qui leur permettent de persister sans être dégradés et de s'accumuler dans les tissus des organismes vivants à des échelles de temps très courtes (figure 4.2). Parmi ces composés se trouvent les pesticides

organochlorés (DDT et autres), les biphényles polychlorés (BPC, pour l'expression en anglais) et les dioxines. Les effets sur la santé humaine à la suite de l'exposition aux POP sont variés : la nausée, les troubles d'apprentissage, le cancer et même la mort, dans des cas extrêmes. Le Canada est un des 151 pays à avoir signé en 2001 la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants², qui interdit l'emploi d'un certain nombre de substances

chimiques considérées comme très polluantes et qui a engagé les membres signataires à réduire et à éliminer les niveaux de POP présents chez les êtres humains et dans l'environnement.

Les études sur les impacts des POP chez les animaux marins du Saint-Laurent couvrent les effets de plusieurs familles de molécules de ce groupe. Dans l'estuaire du Saint-Laurent, le béluga (*Delphinapterus leucas*) est considéré comme une espèce sentinelle de la présence de POP bioaccumulables. Dans une revue des données de contamination dans les tissus des bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent, plusieurs auteurs concluent que la contamination dépend de facteurs biologiques comme le sexe et l'âge des animaux, ainsi que des facteurs physiques et temporels comme la période durant laquelle ils ont été exposés aux POP (Lebeuf, 2009). Pour les substances réglementées, il a été montré que les concentrations dans le gras du béluga étaient soit décroissantes, soit stagnantes au cours des années 2000. Néanmoins, pour d'autres substances émergentes telles que les polybromodiphényles éthers, les concentrations doubleraient tous les deux ou trois ans durant la même période (Lebeuf, 2009). Ces composés sont introduits dans le milieu marin

Photo : Ansgar Walk / Wikimedia



¹ www.encyclopediecanadienne.ca/fr/article/polluants-organiques-persistants-pop

² www.pops.int/documents/convtext/convtext_fr.pdf

[...] il est connu que le système immunitaire des animaux contaminés est affecté par certains POP, rendant ces espèces plus susceptibles de contracter des infections par les bactéries ou les virus [...]

par les rejets d'eaux usées et par les dépôts atmosphériques. Certains ont tendance à se dégrader en molécules plus toxiques et bioaccumulables (Lebeuf, 2009). Selon la structure chimique du produit initial ou du produit de dégradation, il peut y avoir un risque délétère pour le système endocrinien des poissons et des mammifères marins ainsi que pour les groupes de consommateurs humains, notamment les collectivités des Premières Nations établies dans les régions côtières. Même si, à des concentrations faibles, les effets sur les organismes ne sont pas létaux, il est connu que le système immunitaire des animaux contaminés est affecté par certains POP, rendant ces espèces plus susceptibles de contracter des infections par les bactéries ou les virus, infections qui



peuvent avoir des conséquences majeures (Bassim *et al.*, 2014).

Les interactions entre la présence de POP et d'autres perturbations du milieu marin peuvent se traduire par une bioaccumulation accrue. Par exemple, l'hypoxie fait en sorte que les organismes ont à filtrer plus d'eau pour atteindre les niveaux adéquats en oxygène. Les taux accrus de filtration feront passer plus de polluants (les POP, mais aussi les métaux, les hydrocarbures, etc.) par les branchies. Ces polluants seront ensuite accumulés dans les organismes en plus grande proportion et pourront se transmettre au reste de la chaîne trophique, voire amplifier leurs concentrations, par exemple dans le cas des concentrations de mercure chez les polychètes (Miron, 1994). /

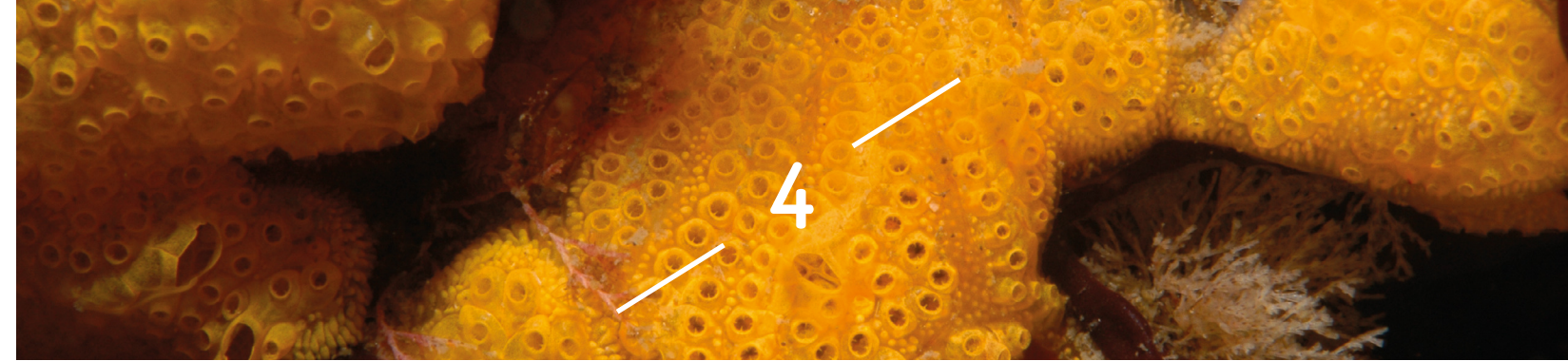


Photo *Botrylloides violaceus* :
U.S. Geological Survey -
Dann Blackwood (USGS) /
Wikimedia

LES ESPÈCES AQUATIQUES ENVAHISSANTES

[La présence d'espèces exotiques] implique une menace potentielle pour la biodiversité [...], pour la pêche et l'aquaculture ainsi que pour la santé humaine.

Les espèces aquatiques exotiques (EAE) sont des organismes aquatiques exogènes qui sont introduits volontairement ou accidentellement dans un milieu où ils étaient absents et où les conditions permettent leur prolifération (Simard *et al.*, 2005). Dans leur nouvel environnement, ces espèces peuvent soit ne pas avoir d'impacts sur l'écosystème, soit lui nuire en accaparant une part des ressources essentielles aux espèces endogènes, en devenant des prédateurs efficaces ou en introduisant des organismes pathogènes (Colautti *et al.*, 2006). Leur présence implique une menace potentielle pour la biodiversité des écosystèmes envahis, pour la pêche et l'aquaculture ainsi que pour la santé humaine. Elles deviennent alors un problème social et économique pour les régions affectées qui a rarement été directement quantifié (Hayder, 2014).

Les EAE ont des effets sur les relations à l'intérieur du réseau trophique, ce qui peut avoir des conséquences sur l'ensemble de l'écosystème. Souvent, les espèces envahissantes ont des taux de reproduction élevés et n'ont pas ou peu de prédateurs

naturels. L'installation d'une espèce envahissante et les modifications du milieu qu'elle engendre peuvent faciliter l'établissement d'autres espèces envahissantes pour qui les nouvelles caractéristiques de l'habitat perturbé correspondent mieux à leurs besoins.

Les EAE peuvent réduire la productivité de certaines espèces exploitées commercialement. Un exemple est l'exploitation des huîtres, dont la productivité s'est vue considérablement réduite à cause d'un parasite appelé MSX introduit à l'île du Cap-Breton. Ce dernier s'est ensuite propagé à l'Île-du-Prince-Édouard par les eaux de ballast des navires (Bureson et Ford, 2004; Transport Canada, 2010). Un autre exemple est l'effet des tuniciers, appelés ainsi car ils possèdent une « tunique » produite par l'épiderme et recouverte d'une cuticule. Selon leur stade de développement, ils peuvent alterner entre la nage libre et des formes sessiles. Ce sont des espèces exogènes qui profitent des installations mytilicoles pour s'installer et pour nuire aux activités aquacoles (Ramsay *et al.*, 2008).

Le MPO a recensé au moins 25 espèces qui se sont installées depuis 1994 dans le golfe du Saint-Laurent³ (MPO, 2012). Chez

³ www.dfo-mpo.gc.ca/oceans/publications/soto-rceo/2012/index-fra.html



Photo *Carcinus maenas* : CSIRO / Wikimedia

certaines espèces, les activités humaines ont facilité leur invasion. Par exemple, les tuniciers nécessitent un substrat pour se fixer. Les substrats artificiels liés à la mytiliculture auraient facilité l'établissement des tuniciers envahissants dans le sud du golfe (Locke *et al.*, 2007). Cette industrie est ainsi une des plus compromises par la présence de ces espèces envahissantes. Une liste non exhaustive des espèces envahissantes plus importantes dans le golfe inclut l'ascidie plissée (*Styela clava*), l'ascidie jaune (*Ciona intestinalis*), le botrylloïde violet (*Botrylloides violaceus*), le botrylle étoilé (*Botryllus schlosseri*), l'algue verte appelée doigt noir (*Codium fragile*), la caprelle (*Caprella mutica*) et le crabe vert (*Carcinus maenas*). Ce dernier est un prédateur qui peut causer des dommages sur les autres populations de crabes, mais également sur les herbiers de zostères et sur d'autres habitats importants pour les mollusques et crustacés ainsi que pour les juvéniles de poisson et de homard améri-

cain (*Homarus americanus*). Il a été démontré également que les caprelles peuvent profiter de la filtration des moules pour s'alimenter de microalgues au détriment de celles-ci (Turcotte, 2010). Parmi les organismes envahissants du plancton, certaines espèces de dinoflagellés peuvent produire des toxines (Roy *et al.*, 2012) qui peuvent s'accumuler dans les tissus des mollusques et des crustacés et ainsi affecter la santé humaine.

La majorité des espèces exotiques auraient leur origine dans les eaux de ballast des navires commerciaux qui arrivent d'autres régions du Canada ou d'ailleurs dans le monde (Casas-Monroy *et al.*, 2011). Le taux d'invasion a néanmoins diminué depuis la réglementation canadienne selon laquelle les navires océaniques qui entrent dans les eaux canadiennes doivent échanger leurs eaux de ballast à 200 milles marins des eaux territoriales. D'autres mesures de gestion sont en marche pour diminuer le transfert des espèces envahissantes lors du transport des stocks entre deux plans d'eau ou lors du transport des stocks de pêche aux usines de transformation : l'obligation de nettoyage des bateaux et leur équipement, l'interdiction de rejeter les appâts vivants et de vider les viviers ainsi que l'éducation permettant de sensibiliser le public au problème de la propagation des EAE par la navigation de plaisance⁴.

Le taux d'invasion a néanmoins diminué depuis la réglementation canadienne selon laquelle les navires océaniques qui entrent dans les eaux canadiennes doivent échanger leurs eaux de ballast à 200 milles marins des eaux territoriales.

⁴ www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/tp-tp14609-2-lois-reglements-maritimes-617.htm



Photo : Pixabay

L'IMPACT DES HYDROCARBURES SUR L'ÉCOSYSTÈME

Le chapitre précédent (Cusson *et al.*, 2017, cet ouvrage) traite des effets des hydrocarbures sur les écosystèmes marins, sur les communautés de divers habitats marins et sur la physiologie des organismes qui les composent. Les nombreux habitats marins du Saint-Laurent sont évidemment assujettis à des stress similaires, probablement même amplifiés dans certains cas par la nature subarctique de son environnement. La revue de documentation scientifique sur les impacts environnementaux du développement des hydrocarbures au Québec publiée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC, 2014) a établi que les connaissances sont insuffisantes ou absentes quant aux effets d'une potentielle exploitation des hydrocarbures. Ce document montre que le niveau de connaissances est plus élevé dans la région des basses-terres du Saint-Laurent qu'ailleurs au Québec. En particulier, les connaissances permettant une évaluation des impacts environnementaux potentiels des hydrocarbures pour l'estuaire du Saint-Laurent, l'île d'Anticosti, la Gaspésie et le Bas-Saint-Laurent sont particulièrement faibles.

Néanmoins, certains effets sont attendus dans un scénario d'exploitation pétrolière et gazière au Québec. Le document classe les effets selon :

- 1) les émissions atmosphériques ;

- 2) les impacts sur l'eau, les sols et les sédiments ;
- 3) les impacts sur la faune, les habitats et les écosystèmes.

D'abord, concernant les effets liés aux émissions atmosphériques, il y aurait entre autres une augmentation substantielle du bilan carbone annuel québécois, des émissions potentielles de méthane vers l'atmosphère à la suite de la fermeture de puits de gaz naturel et d'autres effets associés à la technique de fracturation hydraulique. Une augmentation de la quantité d'oxyde d'azote dans l'atmosphère, un précurseur de smog et de pluies acides, serait observable.

Quant aux impacts sur l'eau, les sols et les sédiments, les effets comprennent, par exemple, la contamination des eaux de surface par les effluents des usines de traitement des eaux usées ou des usines de traitement spécialisées. Cette contamination serait due à l'efficacité partielle du traitement des sels et d'autres substances rejetées dans l'environnement. De plus, il y aurait une contamination de l'eau autour des installations marines à la suite du rejet des effluents de traitement et une contamination des sédiments marins par des hydrocarbures dans un rayon de 5 à 10 km autour du puits de forage (Bakke *et al.*, 2013).

Les déversements de pétrole brut et autres hydrocarbures lourds ont des impacts très

sévères, tant sur le volet économique (p. ex., le tourisme et la pêche) que sur le volet environnemental (les organismes et l'écosystème) (Peterson *et al.*, 2003). Advenant le cas d'un déversement majeur lors des phases d'exploration ou d'exploitation à Old Harry, aux Îles-de-la-Madeleine, il existe une possibilité de contamination généralisée (par l'un ou l'autre type de pétrole) dans tout le secteur est du golfe du Saint-Laurent (voir Bourgault *et al.*, chapitre 2). Les écosystèmes seraient affectés de façon négative, mais l'ampleur des effets n'a jamais été évaluée quantitativement. De tels effets dépendront de la nature du pétrole pompé, de la période de l'année, des endroits touchés et des espèces qui y sont présentes. D'après des études menées dans la mer du Nord, c'est la contamination chronique de l'eau liée aux plateformes de forage qui peut avoir le plus d'impact sur la biodiversité (Vella, 2013; Cusson *et al.*, 2017, cet ouvrage). Ainsi, les entreprises exploitant les plateformes de forage au large de la Norvège doivent caractériser l'impact de leurs activités sur la faune benthique en utilisant entre autres l'indice BIOSTRESS (Ugland *et al.*, 2008). Cet indice montre que les assemblages benthiques peuvent être modifiés à partir d'une concentration en hydrocarbures totaux de 50 mg/kg (sédiment sec).

Les effets combinés d'un déversement et de son nettoyage dans un environnement subarctique sont cependant bien documentés depuis l'accident de l'Exxon Valdez (mars 1989) sur les côtes de l'Alaska et grâce aux multiples travaux gouvernementaux et universitaires qui ont suivi (Peterson *et al.*, 2003; Harwell et

Gentile, 2006; Brannon *et al.*, 2012; Balachey *et al.*, 2014; Shigenaka, 2014). Plus de 25 ans après l'accident, l'organisme Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council (EVOSTC, 2015) a conclu que, même si le déversement et le nettoyage ont causé des effets écologiques très significatifs pour des mois et des années, la variabilité naturelle et la présence de multiples autres stressés anthropiques non associés au déversement font en sorte que la détection d'effets résiduels potentiels est maintenant très difficile à établir.

Les connaissances ne sont pas suffisantes pour déterminer ce qui arriverait lors d'un éventuel déversement d'hydrocarbures dans l'écosystème du Saint-Laurent. Dans le cas du golfe, l'évaluation du risque doit considérer la période de couverture de glace. De 1968 à 2015, la couverture de glace maximale du golfe a atteint une moyenne de 40 % de la surface, avec un minimum record de 11.64 % en 2010 (Environnement et changement climatique Canada, 2016). Le couvert de glace est un facteur non négligeable pour la dispersion du pétrole lors d'un déversement accidentel. Il agit comme une barrière à l'évaporation et à la dégradation photochimique du pétrole. Selon la stabilité et la durée du couvert de glace, le pétrole percolera dans la glace pour y être emprisonné. À la débâcle, le mouvement des morceaux de glace dépend fortement de la direction des vents dominants. La glace contaminée pourrait se déplacer en longeant la rive sud de l'estuaire ou bien jusqu'au sud du Nouveau-Brunswick, et ainsi disperser le pétrole sur une grande superficie et sans possibilité d'intervention (voir Bourgault *et al.* chapitre 2).

LA BIODÉGRADATION DES HYDROCARBURES DANS LE SAINT-LAURENT

Même si la température est un facteur limitant à l'action microbienne, la biodégradation du pétrole brut léger ou moyen

par les communautés microbiennes naturelles demeure possible, même à basse température et en présence de glace (Siron

et al., 1993; McGenity *et al.*, 2012). Cependant, la biodégradation du mazout lourd et du bitume est considérée comme très lente dans les eaux froides, comme celles de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Cela est dû à la forte viscosité de ces produits et à la formation d'émulsions et de résidus très réfractaires à l'attaque bactérienne (NAS, 2016). Plusieurs années seraient nécessaires pour biodégrader des composés pétroliers lourds dans les sédiments du système hydrographique du Saint-Laurent. Le seul cas bien documenté quant à la persistance du mazout lourd dans les eaux froides de l'Atlantique Nord est associé au naufrage du pétrolier *Arrow* (février 1970) le long des côtes de la Nouvelle-Écosse, lequel a engendré un déversement de 10 000 tonnes de mazout lourd de classe Bunker C (Owens *et al.*, 1993, 2008; Owens, 2010; Lee *et al.*, 2015). Les études successives ont montré une



Photo Naufrage du pétrolier Arrow : National Archives

grande persistance de ce mazout dans une partie de la baie de Chedabouctou, près de Black Duck Cove, et une forte érosion des secteurs ayant été nettoyés mécaniquement (Owens, 2010). Après 35 ans, la baie de Chedabouctou n'était plus considérée comme étant contaminée aux hydrocarbures, mais les résidus fortement dégradés du mazout sont toujours présents sous une épaisse couche de sédiments et de végétation. La remise en circulation de ce pétrole reste possible à la suite d'une forte érosion de la côte (Lee *et al.*, 2015).

LES IMPACTS SUR LES MARAIS DU SAINT-LAURENT

Les marais salés du Saint-Laurent, peuplements dominés par la spartine à feuilles alternes (*Spartina alterniflora*) et la zostère marine (*Zostera marina*), constituent des milieux hautement productifs (MPO, 2009). Ils sont également le refuge pour plusieurs espèces animales, aussi bien terrestres que marines. Les risques de dommages à l'écosystème d'une baie ou d'une embouchure de rivière à la suite d'un accident pétrolier y seraient donc importants, quelle que soit la saison de l'accident (figure 4.3). La vitesse de récupération d'un herbier côtier sera plus lente le long des côtes du Saint-Laurent à cause de la période hivernale et de la basse température en été.

Concernant la biodiversité des marais côtiers ayant subi un impact lié à un accident pétrolier, plusieurs études menées dans le golfe du Mexique (Lin et Mendelssohn, 2012; McCall et Pennings,

2012; Able *et al.*, 2014; Fleeger *et al.*, 2015) et dans le détroit du Prince-William en Alaska (Peterson *et al.*, 2012) ont montré l'accroissement de l'abondance de certaines espèces plus tolérantes aux effets toxiques des résidus pétroliers au détriment des espèces sensibles. /



Figure 4.3 Illustration de l'impact du pétrole sur un marais côtier. (Lin et Mendelssohn, 2012.)



Photo : É. Pelletier

LES INTERACTIONS ENTRE LES PERTURBATIONS D'ORIGINE HUMAINE

Les réductions de pH sont associées à la diminution progressive de la teneur en oxygène dissous qui alimente le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. Les effets simultanés de l'hypoxie et de l'acidification ont été démontrés pour les stades juvéniles de bivalves d'importance économique de l'Atlantique Nord (Gobler *et al.*, 2014). En effet, la survie est diminuée, tandis que la métamorphose et la croissance sont inhibées de façon additive. Par contre, pour les stades larvaires, l'effet conjoint de ces deux stressseurs est plus important que l'addition des effets des deux perturbations séparément. De plus, la respiration bactérienne est un processus qui, à la fois, consomme l'oxygène dissous (augmentant alors l'**hypoxie**, soit le déficit de ce gaz) et libère du CO₂ métabolique issu de la dégradation de la matière organique (ce qui favorise l'**acidification** de l'eau). Ces perturbations sont alors intimement liées, et tout ce qui favorisera l'activité bactérienne contribuera à ces deux processus.

Des expériences menées dans le golfe du Mexique ont montré que l'abondance des bactéries était 10 fois plus élevée dans des sédiments contaminés avec du pétrole que dans des sédiments propres (Kostka *et al.*, 2011). Il n'existe pas d'études équivalentes pour le Saint-Laurent. Toutefois, l'augmentation de l'activité bactérienne liée à la dégradation du pétrole serait sus-

ceptible d'aggraver les impacts (tableau 4.1) dans un environnement qui est déjà relativement appauvri en oxygène dissous comme l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

Une étude (Coelho *et al.*, 2012) a montré que l'acidification agissant en même temps que la pollution par le pétrole altérerait significativement la composition taxonomique des bactéries, entre autres en réduisant l'abondance des desulfobactérales (traduction de *desulfobacterium*), un groupe de bactéries impliqué dans la dégradation des hydrocarbures. L'acidification peut également interagir avec la toxicité des métaux (Roberts *et al.*, 2013). Cette toxicité est liée non pas à la spéciation des métaux en milieu acide, mais aux effets additifs de ces deux perturbations sur la physiologie des organismes benthiques.

D'autres effets synergiques pourraient être observés dans les eaux côtières marines hypoxiques en présence de dérivés du pétrole. Dasgupta et ses collaborateurs (2015) ont déterminé que l'hypoxie augmente la mortalité des larves de poisson en présence des HAP produits lors des déversements de pétrole.

Les métaux présents dans les sédiments le sont souvent sous forme d'oxydes. Ces composés pourraient être libérés dans

Tableau 4.1

Interactions entre les impacts des activités humaines considérées dans ce chapitre et leurs effets sur différents environnements dans l'écosystème du golfe du Saint-Laurent.

| | Intertidal et subtidal peu profond (<10 m) | Eaux de surface (0-5 m) | Couches de surface hivernale (0-75 m) et estivale (0-40 m) | Couche intermédiaire froide estivale (40 - 150 m) | Couche profonde hivernale (+75 m) et estivale (+150 m) | Chenaux profonds |
|--|--|-------------------------|--|---|--|------------------|
| Acidification | - | - | ? | ? | ? | ↗ |
| Apports d'eau douce | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | - |
| Contaminants | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | - |
| Éléments nutritifs /déchets organiques | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ? |
| Espèces envahissantes | ↗ | ↗ | ↗ | ? | ? | ↗ |
| Hypoxie | - | - | - | - | - | ↗ |
| Hydrocarbures | - | - | - | - | - | ? |
| Plastiques | ↗ | ↗ | ↗? | ↗? | ↗? | ↗? |
| Changements climatiques | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ |
| TOTAL | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ | ↗ |

Légende :

Sensibilité aux facteurs de stress

- Aucun effet
- Faible
- Moyen
- Élevé
- Très élevé

Évolution temporelle

- Aucun changement
- ↗ Augmentation
- ↘ Diminution
- ? Effet inconnu



Photo :
É. Pelletier

l'eau sous des conditions d'anoxie à la suite d'un déversement. Une fois dans l'eau, ces métaux pourraient être accumulés par les organismes et causer des effets négatifs sur leur valeur adaptative (*fitness*).

Les effets cumulatifs de l'hypoxie, de l'acidification et de la contamination par le pétrole devraient être plus marqués autour des plateformes de forage. En ces lieux, les forages rejettent dans l'environnement des dizaines de composés nécessaires à la bonne performance de la tête de forage (Breuer *et al.*, 2004). Dans la mer du Nord, depuis le début de l'exploitation des champs pétrolifères, plus de 12 000 000 m³ de déchets de forage ont été rejetés en mer. Parmi les composés se trouvent des tensioactifs, des huiles synthétiques et des inhibiteurs de corrosion. Selon la nature des couches géologiques forées, les rejets de forage peuvent présenter une radioactivité accrue en raison du radium contenu dans le pétrole (Woodall *et al.*, 2003).

Rares sont les études qui traitent simultanément tous les effets de stress ou de perturbations (Lyons *et al.*, 2015). Cependant, des expériences sur les effets potentiels de perturbations multiples sur les communautés macrobenthiques ont été effectuées dans les habitats intertidaux rocheux et dans les herbiers de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Les résultats de ces études ont montré que la présence d'un couvert de macroalgues est très importante pour la résistance et la résilience des communautés de milieux rocheux lors de perturbations (Joseph et Cusson, 2015; Cimon et Cusson, données non publiées). En présence de perturbations doubles (absence de canopée algale et ajout de nutriments), la richesse était presque trois fois moindre que sans perturbations, tandis qu'en ajoutant une troisième perturbation (réduction de brouetteurs), les effets étaient affaiblis, montrant un effet antagoniste (pas uniquement additif) entre les perturbations. Dans un herbier de zostères, les effets des perturbations (réduction de brouetteurs ou des plants, ombrage et ajout de nutriments) divergent et peuvent être temporaires ou antagonistes sur la diversité ou sur la croissance des plants (Cimon et Cusson, données non publiées). La diversité génétique des assemblages peut aider à maintenir la biomasse lors de perturbations conjuguées (baisse de brouetteurs et ajout de nutriments) (Duffy *et al.*, 2015). Il est facile d'imaginer que les communautés côtières du Saint-Laurent soient davantage affectées dans leur capacité à maintenir ou à récupérer leur diversité ou leur biomasse, si les perturbations liées en partie aux activités humaines s'y additionnent (p. ex., pollution persistante, espèces envahissantes et déversement d'hydrocarbures).

D'autre part, le risque d'invasion par des espèces non natives augmente avec le transport maritime. D'ailleurs, la probabilité d'une augmentation de la présence d'espèces nocives ou toxiques accroît également (Roy *et al.*, 2012). Il est à prévoir

que la circulation de navires augmentera, advenant le cas d'une exploitation pétrolière dans le golfe du Saint-Laurent (Shields, 2016), tant autour des plateformes de forage que dans les ports. Les ports du Québec verront leurs activités augmenter, comme le prévoit la Stratégie maritime du Québec⁵. En effet, le Québec et des ports d'eau profonde de la côte est du Canada deviendront les principaux pôles logistiques des activités d'import-export avec l'Europe, l'Amérique du Nord et l'Asie en raison de l'Accord éco-

nomique et commercial global (AECG) entre le Canada et l'Union européenne, de l'Accord de libre-échange nord-américain (ALENA), de l'agrandissement des écluses du canal de Panama, de l'ouverture du passage du Nord-Ouest, qui reliera l'Atlantique au Pacifique, et de la hausse du tourisme de croisière.

L'augmentation des activités de navigation suppose des risques supplémentaires de bruit, d'accidents, d'arrivage de propagules et d'autres invasions biologiques, etc.

LES INTERACTIONS AVEC LE RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE

La solubilité de l'oxygène gazeux (O₂) diminue avec la température. Le réchauffement des eaux de surface implique donc une diminution de la quantité d'oxygène qu'elles peuvent contenir. Ce réchauffement conduit également à une augmentation de la stabilité (ou stratification) de la colonne d'eau, qui devient plus difficile à mélanger, réduisant ainsi la capacité du mélange vertical à oxygéner les eaux profondes. Ce processus a un impact tant dans les eaux de l'Atlantique Nord, qui nourrissent les eaux du golfe, que dans le golfe même.

Quant à l'acidification, selon le scénario le plus probable publié par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), le pH diminuera de 0,3 à 0,4 unité d'ici la fin du siècle. Cela représente une augmentation de plus de 100 % de la concentration en ions H⁺ (Orr *et al.*, 2005), résultant de l'augmentation des concentrations atmosphériques de CO₂ anthropique, de sorte que le pH (une mesure d'acidité) de l'océan atteindrait un niveau encore jamais enregistré depuis plus de 20 millions d'années. Il existe

cependant des évidences croissantes indiquant que les flux du CO₂ entre l'atmosphère et l'océan pourraient être sensiblement réduits en raison de la sursaturation de ce gaz dans la couche de mélange de surface (Raven, 2005). Cette sursaturation du CO₂ dans cette couche est associée à l'augmentation de la stratification et à la réduction du mélange vertical provoquées par l'augmentation globale de la température.

De nombreux impacts indirects demeurent à déterminer, tout comme les effets combinés (synergiques, additifs et cumulatifs) des hydrocarbures, dans un scénario d'augmentation de l'acidification, de l'hypoxie et des changements climatiques (tableau 4.1).



⁵ <http://plq.org/pdf/strategie-maritime.pdf>

QUELQUES CONSIDÉRATIONS ÉCOLOGIQUES

Pour développer des outils prédictifs des conséquences des perturbations anthropiques sur les communautés biologiques et sur le fonctionnement des écosystèmes marins, il faut d'abord reconnaître la grande complexité des systèmes naturels (p. ex., Schmitz, 2010). Il est connu que, dans les réseaux alimentaires complexes, tels que ceux retrouvés dans le Saint-Laurent, la réponse des divers compartiments de l'écosystème aux perturbations anthropiques est moins prédictible et non linéaire (Thébault et Loreau, 2006). D'après l'hypothèse de la perturbation intermédiaire, un niveau modéré de perturbations optimiserait la diversité en favorisant la coexistence entre les espèces colonisatrices et compétitrices (Grime, 1973; Connell, 1978). Connell (1978) avance qu'à faible fréquence/intensité de perturbations, les compétiteurs les mieux adaptés du milieu vont vaincre les espèces aux capacités de compétition moindre. Le résultat est l'apparition d'un système à l'équilibre, mais moins diversifié. À l'opposé, des perturbations avec une fréquence et/ou une intensité élevée laisseraient plusieurs espaces sans espèces et favoriseraient plus particulièrement les espèces colonisatrices, c'est-à-dire celles qui ont un taux de croissance intrinsèquement supérieur et une capacité de dispersion élevée. Par exemple, une étude récente (Moritz *et al.*, 2015) suggère que l'effet d'une perturbation – des engins de pêche mobiles – dans le golfe du Saint-Laurent au cours des 20 dernières années aurait atteint un seuil critique dès le premier passage des engins. Comme le démontrent plusieurs autres études (Kaiser *et al.*, 1998; Collie *et al.*, 2000; Pitcher *et al.*, 2009; Lévesque *et al.*, 2012), cet impact pourrait être irréversible par le retrait des espèces vulnérables et structurantes, lesquelles fournissent un habitat tridimensionnel. Les communautés benthiques dans le golfe du Saint-Laurent auraient donc atteint un nouvel état à

l'équilibre où les engins de pêche mobiles produiraient peu d'impacts notables (Moritz *et al.*, 2015).

Les études écologiques sur les impacts des perturbations anthropiques sur les écosystèmes du Saint-Laurent sont très rares. Dès que la sensibilité aux perturbations est spécifique aux espèces, une façon de simuler expérimentalement ces impacts est le retrait (disparition) d'espèces. Lors d'une expérience en laboratoire simulant les communautés benthiques des marelles du Saint-Laurent, Harvey *et al.* (2013) ont montré que le retrait de certaines espèces peut avoir des effets très importants sur le fonctionnement du réseau alimentaire. Dans cette étude, la réponse du système dépendait de l'identité des groupes fonctionnels des organismes benthiques et de leur disparition. De plus, une autre étude expérimentale (Séguin *et al.*, 2014) a montré que, dans des systèmes avec des organismes de plusieurs niveaux trophiques (multitrophiques), l'impact était plus majeur quand, en simulant des perturbations, l'extinction des espèces suivait un ordre séquentiel que si l'extinction des espèces était aléatoire. Dans cette même étude, les auteurs ont trouvé que la taille de l'animal considéré conjointement avec sa position trophique était un bon prédicteur de l'effet de la disparition de l'espèce. Cette étude conclut qu'il est impératif de développer des indices de perturbation et de réponse des écosystèmes pour quantifier les impacts anthropiques.

Des expériences contrôlées en laboratoire permettent de caractériser la sensibilité d'une ou de plusieurs espèces aux stress environnementaux afin d'établir un lien entre une cause (un ou deux stressseurs, en général) et un effet observé, notamment dans la nature. L'interprétation de ces efforts en laboratoire peut être compliquée en vue de la complexité des écosystèmes naturels. Particulièrement, en

ce qui concerne l'exposition au pétrole, les expériences sont effectuées dans des conditions environnementales optimales, y compris la température optimale, la salinité, la disponibilité de l'oxygène, l'absence de prédateurs et la compétition minimisée. Cependant, les environnements qui sont le plus à risque de déversements d'hydrocarbures en mer, par exemple les estuaires côtiers, sont couramment des habitats très dynamiques et variables qui font l'objet de fluctuations périodiques et aléatoires (la température, la salinité, le vent, l'hypoxie et la disponibilité des nutriments), d'où la difficulté

d'extrapoler les résultats du laboratoire au milieu naturel. Des expériences avec des systèmes simulés tels que les mésocosmes, qui contiennent de grands volumes d'eau (> 1000 L), reconstituant les fluctuations naturelles dans certaines variables seraient une première solution. Ces systèmes permettraient d'étudier les impacts des hydrocarbures à différentes échelles, de la physiologie des différents organismes à leurs impacts sur toute la communauté planctonique. Ils permettent également de déterminer les interactions de la communauté biologique (compétition, prédation) et les cascades trophiques. /



Photo de benthocosmes à la station Aquicole de l'ISMER - Pointe-au-Père :
P. Archambault

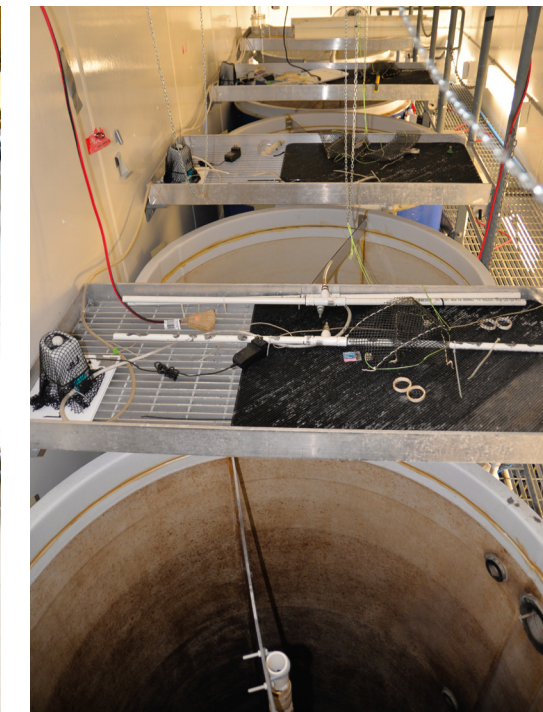


Photo de grands mésocosmes marins à la station Aquicole de l'ISMER - Pointe-au-Père :
É. Pelletier

CONCLUSION

En guise de conclusion, nous reprenons les propos de Whitehead (2013), qui souligne que le défi pour les chercheurs et les gestionnaires des ressources naturelles est d'embrasser la complexité inhérente aux interactions entre les contaminants et d'autres stressés naturels, puis d'adopter et d'appliquer les paradigmes résultant des dernières découvertes en physiologie

écologique. Ainsi, l'unicité, la fragilité, la complexité et les conditions hivernales retrouvées dans le Saint-Laurent accentuent l'importance pour les gestionnaires de considérer les effets des perturbations multiples sur les communautés biologiques. Cela permettra d'identifier, de caractériser et de résoudre des problèmes écotoxicologiques qui en découlent. /

Photo :
É. Pelletier



BIBLIOGRAPHIE

- Able, K.W., López-Duarte, P. C., Fodrie, F. J. et al. 2014. Fish assemblages in Louisiana salt marshes: Effects of the Macondo oil spill. *Estuaries and Coasts*, Online October 2014. DOI 10.1007/s12237-014-9890-6
- Ait Youcef, W., Lambert, Y., Audet, C. 2013. Spatial distribution of Greenland halibut *Reinhardtius hippoglossoides* in relation to abundance and hypoxia in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Fisheries Oceanography*, 22: 41-60
- Andersson, J.H., Woulds, C., Schwartz, M., et al. 2008. Short-term fate of phytodetritus in sediments across the Arabian Sea Oxygen Minimum Zone. *Biogeosciences*, 43-53
- Bakke, T., Klungsøyr, J., Sanni, S. 2013. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research*, 92, 154-169. doi: 10.1016/j.marenvres.2013.09.012
- Ballachey, B.E., Bodkin, J. L., Esler, D., Ricer, S. D. 2014. Lessons from the 1989 Exxon Valdez oil spill: A biological perspective. In: Alford, J. B., Peterson, M. S. and C. C. Green (eds.) *Impacts of Oil Spill Disasters on Marine Habitats and Fisheries in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 181-197.
- Brannon, E.L., Collins, K., Cronin, M.A., Moulton, L.L., Maki, A.L., Parker, K.R. 2012. Review of the Exxon Valdez spill effects on pink salmon in Prince William Sound, Alaska. *Reviews in Fisheries Science*, 20: 20-60.
- Bassim, S., Genard, B., Gauthier-Clerc, S., Moraga, D., Tremblay, R. 2014. Ontogeny of bivalve immunity: assessing the potential of next-generation sequencing techniques. *Reviews in Aquaculture*, 6:1-21
- Battle, M., Bender, M. L., Tans, P. P., et al. 2000. Global carbon sinks and their variability inferred from atmospheric O₂ and δ¹³C, *Science*, 287: 2467-2470
- Beauchesne, D., Grant, C., Gravel, D., Archambault, P. (2016) L'évaluation des impacts cumulés dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent : vers une planification stratégique de l'utilisation et de l'exploitation des ressources. *Naturaliste Canadien*, 140: 1-9.
- Bechmann, R.K., Taban, I.C., Westerlund, S., et al. 2011. Effects of ocean acidification on early life stages of shrimp (*Pandalus borealis*) and mussel (*Mytilus edulis*). *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A* 74: 424-438. doi:10.1080/15287394.2011.550460
- Belley, R., Archambault, P., Sundby, B., Gilbert, F., Gagnon, J-M. 2010. Effects of hypoxia on benthic macrofauna and bioturbation in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada. *Continental Shelf Research* 30: 1302-1313.

- Benke, A.C., Cushing, C.E., eds. 2005. Rivers of North America.: Elsevier Academic Press, Burlington, Massachusetts 934 p.
- Bourgault, D., Cyr, F. 2015. Hypoxia in the St. Lawrence Estuary: How a coding error led to the belief that «physics control spatial patterns», PLoS ONE 10(9)
- Bourgault, D., Cyr, F., Dumont, D., Carter, A. 2014. Numerical simulations of the spread of floating passive tracer released at the Old Harry prospect, Environmental Research Letters, 9, 054001.
- Bourgault, D., Cyr, F., Galbraith, P.S., Pelletier, E. 2012. Relative importance of pelagic and sediment respiration in causing hypoxia in a deep estuary. Journal of Geophysical Research, 117: C08033.
- Bourgault, D., Galbraith, P., Dumont, D., Hydrographie du golfe du Saint-Laurent. Dans: Archambault, P, Schloss IR, Plante, D. Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent: enjeux sociaux, économiques et environnementaux.
- Breuer, E., Stevenson, A.G., Howe, J.A., Carroll, J., Shimmield, G.B. 2004. Drill cutting accumulations in the Northern and Central North Sea: a review of environmental interactions and chemical fate. Marine Pollution Bulletin. 48, 12–25.
- Burreson, E.M., Ford, S.E. 2004. A review of recent information on the Haplosporidia, with special reference to Haplosporidium nelsoni (MSX disease). Aquatic Living Resources 17:499-517
- Caldeira K., Wickett M. E.. Ocean model predictions of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean, Journal of Geophysical Research , 2005, vol. 110 pg. C09S04 doi:10.1029/JC002671.
- Casas-Monroy, O., Roy, S., Rochon, A. 2011. Ballast sediment-mediated transport of non-indigenous species of dinoflagellates on the East Coast of Canada. Aquatic Invasions 6(3): 231-248.
- Chabot, D., Dutil, J.-D. 1999. Reduced growth of Atlantic cod in non-lethal hypoxic conditions. Journal of Fishery Biology 55: 472–491.
- Coelho, F.J., Cleary, D.F., Rocha, R.J., et al. 2012. Unraveling the interactive effects of climate change and oil contamination on laboratory-simulated estuarine benthic communities. Global Change Biology 21:1871-86.
- Colautti, R.I., Grigorovich, I.A., MacIsaac, H.J. 2006. Propagule pressure: a null model for biological invasions. Biological Invasions, 8, 1023-1037.
- Collie, J. S., Hall, S. J., Kaiser, M. J., Poiner, I. R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. Journal of Animal Ecology, 69: 785–798.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science, 199:1302-1310.
- Contamin, R., Ellison, A. M. 2009. Indicators of regime shifts in ecological systems: what do we need to know and when do we need to know it? Ecological Applications 19(3): 799- 816.
- Cusson, M., Archambault, P., Lemarchand, K., Verreault, J., Pelletier, É. Toxicité des hydrocarbures et impacts des déversements sur les organismes marins et leur environnement. Dans: Archambault, P, Schloss IR, Plante, D. Les hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent: enjeux sociaux, économiques et environnementaux.
- Dale, V.H., Kling, C.L., Meyer, J.L. et al. 2010. Hypoxia in the northern Gulf of Mexico. Springer Environmental Management and Services. Springer Science, New York.
- D'Amours, D. 1993. The distribution of cod (*Gadus morhua*) in relation to temperature and oxygen level in the Gulf of St. Lawrence. Fisheries and Oceanography 2:24–29.
- Dasgupta, S., Huang, S.J., McElroy, A.E. 2015. Hypoxia Enhances the Toxicity of Corexit EC9500A and Chemically Dispersed Southern Louisiana Sweet Crude Oil (MC-242) to Sheepshead Minnow (*Cyprinodon variegatus*) Larvae PLoS One 10(6): e0128939.
- Davenport, J., 1983. Oxygen and the developing eggs and larvae of the lumpfish, *Cyclopterus lumpus*. Marine Biological Association of the United Kingdom 63: 633-640.
- Diaz, R. J., Rosenberg, R., 2011. Introduction to environmental and economic consequences of hypoxia. International Journal of Water Resources Development 27: 71-82.
- Doney S., Fabry, V., Feely, R., Kleypas, J. 2009. Ocean acidification: the other CO2 problem. Annual Review of Marine Science 1: 169-192.
- Duffy, J.E., Reynolds, P.L., Bostrom, C., Coyer, J.A., Cusson, M., Donadi, S. et al. 2015. Biodiversity mediates top–down control in eelgrass ecosystems: a global comparative-experimental approach. Ecology Letters, 18, 696–705.
- Dupont-Prinet, A., Pillet, M., Chabot, D., Hansen, T., Tremblay, R., Audet, C. 2013a. Northern shrimp (*Pandalus borealis*) oxygen consumption and metabolic enzyme activities are severely constrained by hypoxia in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 448:298-307
- Dupont-Prinet, A., Vagner, M., Chabot, D., Audet, C. 2013b. Impact of hypoxia on the metabolism of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 70:461-469.
- Environnement et changement climatique Canada. 2016. Couverture maximale de glace pour le Golfe du Saint-Laurent. <https://www.ec.gc.ca/glaces-ice/?lang=Fr&n=62910372-1>

- Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council (EVOSTC). 2015. Status of Injured Resources and Services. Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council. <http://www.evostc.state.ak.us/index.cfm?FA=status.injured>.
- Fabry, V.J., Seibel, B.A., Feely, R.A., Orr, J.C. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Sciences* 65:414–432
- Fleeger, J.W., Carman, K., Riggio, M. R. et al. 2015. Recovery of salt marsh benthic microalgae and meiofauna following the Deepwater Horizon oil spill linked to recovery of *Spartina alterniflora*. *Marine Ecology Progress Series*, 536:39-54.
- Genovesi L., de Vernal A., Thibodeau B., Hillaire-Marcel C., Mucci A. and Gilbert D., (2011). Recent changes in bottom water oxygenation and temperature in the Gulf of St. Lawrence: micropaleontological and geochemical evidence. *Limnology and Oceanography*, 56(4), 1319-1329.
- Gilbert, D., Chabot, D., Archambault, P., Rondeau, B., Hébert, S. 2007. Appauvrissement en oxygène dans les eaux profondes du Saint-Laurent marin: Causes possibles et impacts écologiques. *Naturaliste Canadien* 131:67-75.
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A., Tremblay, G.-H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnology and Oceanography*, Vol.50, pg.1654-1666.
- Gobler, C.J., DePasquale, E.L., Griffith, A.W., Baumann, H. 2014. Hypoxia and Acidification Have Additive and Synergistic Negative Effects on the Growth, Survival, and Metamorphosis of Early Life Stage Bivalves. *PLoS ONE* 9(1): e83648. doi: 10.1371/journal.pone.0083648
- Gratton, Y., Mertz, G., Gagné, J.A. 1988. Satellite observations of tidal upwelling and mixing in the St. Lawrence Estuary. *Journal of Geophysical Research* 93(C6): 6947-6954.
- Grime, J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242, 344–347.
- Halloran, P.R., Hall, I.R., Colmenero-Hidalgo, E. R., Rickaby, E.M. 2008. Evidence for multi-species coccolith volume change over the past two centuries: Understanding a potential ocean acidification response. *Biogeosciences*, 5: 1651–1655
- Harley, C. D. G., Randall Hughes, A., Hultgren, K.M. et al. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* 9: 228-241.
- Harvey E., A. Séguin, C. Nozais, P. Archambault, D. Gravel, 2013. Identity effects dominate the impacts of multiple species extinctions on the functioning of complex food webs. *Ecology* 94: 169-179.
- Harwell, M.A., Gentile, J.H. 2006. Ecological significance of residual exposures and effects from the Exxon Valdez oil spill. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2: 204-246.
- Hayder, S. 2014. Répercussions socio-économiques de la présence de la carpe asiatique dans le bassin des Grands Lacs. DFO/2014-1919, 75 p.
- Jetté, M., Chabot, D., Le François, N., and Garant, D. 2011. Determination of the lethal dissolved oxygen threshold in spotted wolffish (*Anarhichas minor*) of Quebec origin according to two methods: the LC50 and PO2crit. In: *Aquaculture CanadaOM 2010 and Cold Harvest TM 2010. Proceedings of the Contributed Papers of the 27th Annual General Meeting of the Aquaculture Association of Canada*, St. John's, Newfoundland and Labrador May 16-19, 2010. Benfey T, Reid GK, eds. pp. 48-50. *Aquac. Assoc. Can. Spec. Publi.* 17.
- Joseph L, Cusson M. 2015. Resistance of benthic intertidal communities to multiple stresses. *Marine Ecology Progress Series* 534: 49–64
- Kaiser, M. J., Edwards, D. B., Armstrong, P. J., Radford, K., Lough, N. E. L., Flatt, R. P., Jones, H. D. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 353–361.
- Kamykowski, D., Zentara, S.-J. 1990. Hypoxia in the world ocean as recorded in the historical data set. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 37: 1861-1874.
- Karstensen J, Stramma L, Visbeck M. 2008. Oxygen minimum zones in the eastern tropical Atlantic and Pacific oceans. *Progress in Oceanography* 77:331–350. doi: 10.1016/j.pocean.2007.05.009
- Killen S.S., Marras, S., Metcalfe, N.B., McKenzie, D.J., Domenici, P. 2013. Environmental stressors alter relationships between physiology and behaviour. *Trends in Ecology and Evolution* 28:651-658. DOI: 10.1016/j.tree.2013.05.005.
- Kostka, J.E., Prakash, O., Overholt, W.A. 2011. Hydrocarbon-degrading bacteria and the bacterial community response in Gulf of Mexico beach sands impacted by the Deepwater Horizon oil spill. *Appl Environ Microbiol* 77: 7962–7974
- Lavoie, D., Starr, M., Chassé, J. et al. 2015. The Gulf of St. Lawrence biogeochemical model: a tool to study the evolution of hypoxic conditions and other habitat changes. *ICES CM* 2015/R:14
- Lefort, S., Gratton, Y., Mucci, A., Dadou, I., and Gilbert, D., (2012). Hypoxia in the Lower St. Lawrence Estuary: How physics controls spatial patterns. *J. Geophys. Res.-Oceans*, 117, C07018, doi:10.1029/2011JC007751.
- Lebeuf, M. 2009. Contamination of the St. Lawrence Beluga by persistent organic pollutants: *Journal of Water Sciences*, 22(2): 199-233.
- Lee, K. (chair), Boufadel, M., Chen, B., Foght, J., Hodson, P., Swanson, S., Venosa, A. 2015. Expert Panel Report on the Behaviour and Environmental Impacts of Crude Oil Released into Aqueous Environments. Royal Society of Canada, Ottawa, ON. 450 p.

- Lévesque, M., Savard, L., Moritz, C., Archambault, P. 2012. Assessment of the potential impacts of northern shrimp (*Pandalus borealis*) trawl fishing on benthic habitats in the Estuary and northern Gulf of St. Lawrence. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2012/094. ii + 31 pp.
- Levin, L. A. 2003. Oxygen minimum zone benthos: Adaptation and community response to hypoxia. *Oceanography and Marine Biology*, Vol 41. 41:1-45.
- Levin, L. A., Ekau, W., Gooday, A. J et al. 2009. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. *Biogeosciences* 6: 2063-2098.
- Lin, Q., Mendelssohn, I.A. 2012. Impacts and recovery of the Deepwater Horizon oil spill on vegetation structure and function of coastal salt marshes in the Northern Gulf of Mexico. *Environmental Science & Technology* 46: 3737-3743.
- Locke, A., Hanson J.M., Ellis, K.M., Thompson, J., Rochette, R. 2007. Invasion of the southern Gulf of St. Lawrence by the clubbed tunicate (*Styela clava* Herdman): Potential mechanisms for invasions of Prince Edward Island estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342: 69-77.
- Lyons, D., Benedetti-Cecchi, Frid, C.L.J., Vinebrooke, R. 2015. Modifiers of impacts on marine ecosystems: disturbance regimes, multiple stressors and receiving environments. *Marine ecosystems: human impacts on biodiversity, functioning and services*, 2nd edition. Ed: T. P. Crowe, C. L. J. Frid. Cambridge, Cambridge University Press.
- McCall B.D., Pennings, S. C. 2012. Disturbance and recovery of salt marsh arthropod communities following BP Deepwater Horizon oil spill. *PLoS ONE* 7(3): e32735. doi:10.1371/journal.pone.0032735
- McGenity, T.J., Folwell, B.D., McKew, B.A., Sanni, G.O. 2012. Marine crude-oil biodegradation: a central role for interspecies interactions. *Aquatic Biosystems* 8: 10.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, MDDLCC 2014. Revue de littérature sur les impacts environnementaux du développement des hydrocarbures au Québec. <https://hydrocarbures.gouv.qc.ca/documents/Chantier-environnement.pdf>
- Ministère de Pêches et Océans, MPO. 2009. La zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique ? Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.
- Ministère de Pêches et Océans, MPO. 2012. Rapport sur l'état des océans. <http://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/346702.pdf>
- Mejri, S., Tremblay, R., Lambert, Y., Audet, C. 2012. Influence of different levels of dissolved oxygen on the success of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) egg hatching and embryonic development. *Marine Biology* 159:1693-1701
- Middelburg J.J., Levin, L.A. 2009. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences*, 6 1273-1293
- Miller, D.C., Poucher, S.L., Coiro, L. 2002. Determination of lethal dissolved oxygen levels for selected marine and estuarine fishes, crustaceans, and a bivalve. *Marine Biology* 140:287-296
- Miron, G. 1994. Dispersion and prospecting behaviour of the polychaete *Nereis virens* (Sars) as function of density *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 145: 65-77
- Moritz, C., Lévesque, M., Gravel, G. et al. 2013. Predicting habitat suitability of epibenthic communities in the Gulf of St. Lawrence (Canada). *Journal of Sea Research* 78:75-84
- Moritz, C., Gravel, D., Savard, L., McKindsey, C.W., Brêthes, J.-C., Archambault, P. 2015. No more detectable fishing effect on Northern Gulf of St Lawrence benthic invertebrates. *ICES Journal of Marine Science*, 72 : 2457-2466. doi:10.1093/icesjms/fsv124
- Mucci, A., Starr, M., Gilbert, D. Sundby, B. 2011. Acidification of Lower St. Lawrence Estuary bottom waters. *Atmosphere-Ocean* 49: 206-213.
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine (NAS) 2016. Spills of Diluted Bitumen from Pipelines: A Comparative Study of Environmental Fate, Effects, and Response. The National Academies Press, Washington, DC, 180 p.
- Orr, J. C., Fabry, V.J., Aumont, O. et al. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437: 681-686.
- Owens, E.H., Sergy, G.A., McGuire, B.E., Humphrey B. 1993. The 1970 Arrow soil spill – What remains on the shoreline 22 years later? Proceedings of the 16th Arctic and Marine Oil Spill Programme (AMOP) Technical Seminar. Environment Canada, Ottawa, ON, p. 1149-1167.
- Owens, E.H., Prince, R.C., Taylor, R.B. 2008. Natural attenuation of heavy oil on a coarse sediment beach: results from Black Duck Cove, Nova Scotia, Canada over 35 years following the Arrow oil spill. *Environment Canada*, Calgary, p. 841.
- Owens, E.H. 2010. Shoreline response and long-term oil behaviour studies following the 1970 "Arrow" spill in Chedabucto Bay, NS. Proceedings of the 33rd Arctic and Marine Oil spill Programme (AMOP) Technical Seminar. Environment Canada, Ottawa, ON.
- Paerl, H. W. 2006. Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: Interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering* 26: 40-54.

- Pitcher, C. R., Burridge, C. Y., Wassenberg, T. J., Hill, B. J., and Poiner, I. R. 2009. A large scale BACI experiment to test the effects of prawn trawling on seabed biota in a closed area of the Great Barrier Reef Marine Park, Australia. *Fisheries Research*, 99: 168–183.
- Peterson, C. H., Anderson, S.S., Cherr, G.N. et al. 2012. A tale of two spills: novel science and policy implications of an emerging new oil spill model. *Bioscience* 62: 461-469.
- Peterson, C. H., Rice, S. D., Short, J. W. et al. 2003. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science* 302: 2082-6.
- Pörtner, H.O., Farrell, A.P. 2008. Physiology and climate change *Science*, 322: 690–692
- Ramsay, A., Davidson, J., Landry, T., Arsénault, G. 2008. Process of invasiveness among exotic tunicates in Prince Edward Island, Canada. *Biological Invasions* 10:1311-1316
- Raven, J. 2005. The Royal Society. Policy Document 12/05 :1-57.
- Ridgwell, A, Schmidt, D.N., Turley, C. et al. 2009. From laboratory manipulations to Earth system models: Scaling calcification impacts of ocean acidification. *Biogeosciences* 6: 2611-2623.
- Roberts, D. A., Birchenough, S. N., Lewis, C., Sanders, M. B., Bolam, T., Sheahan, D. 2013. Ocean acidification increases the toxicity of contaminated sediments. *Global Change Biology* 19 (2), 340–351
- Roy, S., Parenteau, M., Casas-Monroy, O., Rochon, A. 2012. Coastal ship traffic: a significant introduction vector for potentially harmful species of dinoflagellates in eastern Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 627–644
- Sabine, C.L., Feely, R.A., Gruber, N. et al. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science* 305:367–371.
- Séguin, A., Harvey, É., Archambault, P., Nozais, C. & Gravel, D. 2014. Body size as a predictor of species loss effect on ecosystem functioning. *Scientific Reports* 4, 4616.
- Shield, A. 2016. <http://www.ledevoir.com/environnement/actualites-sur-l-environnement/466653/vers-une-hausse-du-transport-d-energies-fossiles-sur-le-fleuve-saint-laurent>.
- Shigenaka, G. 2014. Twenty-Five Years After the Exxon Valdez Oil Spill: NOAA's Scientific Support, Monitoring, and Research. Seattle: NOAA Office of Response and Restoration. http://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/Exxon_Valdez_25YearsAfter_508_0.pdf
- Schmitz, O.J. (2010) *Resolving Ecosystem Complexity*. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- Simard, N., McKindsey, C.W., Archambault, P., Cyr C. 2005. Découverte d'espèces marines envahissantes aux Îles-de-la-Madeleine. *Naturaliste Canadien* 129:62-64.
- Simpson, M.R., Chabot, D., Hedges, K., Simon, J., Miri, C.M., and Mello, L.G.S. 2013. An update on the biology, population status, distribution, and landings of wolffish (*Anarhichus denticulatus*, *A. minor*, and *A. lupus*) in the Canadian Atlantic and Arctic Oceans. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/089. v + 82 p.
- Siron, R., Pelletier, É., Delille, D., Roy, S. 1993. Fate and effects of dispersed crude oil under-ice seawater using simulating-cascade mesocosms. *Marine Environmental Research*, 35:273-302.
- Snelgrove, P.V.R., Archambault, P., Juniper, S.K. et al. 2012. The Canadian Healthy Oceans Network (CHONe): An academic-government partnership to develop scientific guidelines in support of conservation and sustainable usage of Canada's marine biodiversity. *Fisheries* 37:296-304.
- Thébaud E., Loreau M. 2006. The relationship between biodiversity and ecosystem functioning in food webs. *Ecology Research*. 21: 17–25.
- Transport Canada. 2010. 2. Lois et règlements maritimes. <http://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/tp-tp14609-2-lois-reglements-maritimes-617.htm>
- Turcotte, C. 2010. La caprelle japonaise *Caprella mutica* et son impact sur l'élevage de moules *Mytilus* spp. : un cas de cleptoparasitisme? M.Sc., Université du Québec à Rimouski, Rimouski, QC, Canada.
- Turner, R. E., Rabalais, N. N., Swenson, E. M., Kasprzak, M., Romaine, T. 2005. Summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico and its prediction from 1978 to 1995. *Marine Environmental Research* 59: 65-77.
- Ugland, K.I., Bjørgesæter, A., Bakke, T., Fredheim, B., Gray, J.S. 2008. Assessment of environmental stress with a biological index based on opportunistic species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366(1–2): 169–174.
- Vella, H. 2013. North Sea data reveals extent of oil and gas pollution. <http://www.offshore-technology.com/features/feature-north-sea-data-extent-oil-gaspollution/>.
- Whitehead A. 2013. Interactions between oil-spill pollutants and natural stressors can compound ecotoxicological effects. *Integrative and Comparative Biology* 53:635-647.
- Woodall, D.W., Rabalais, N.N., Gambrell, R.P., DeLaune, R.D. 2003. Comparing methods and sediment contaminant indicators for determining produced water fate in a Louisiana estuary. *Marine Pollution Bulletin* 46(6): 731-740.
- Wu, R.S.S. 2002. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. *Marine Pollution Bulletin* 45:35–45.