

Appauvrissement en oxygène dans les eaux profondes du Saint-Laurent marin

CAUSES POSSIBLES ET IMPACTS ÉCOLOGIQUES

Denis Gilbert, Denis Chabot, Philippe Archambault,
Bernard Rondeau et Serge Hébert

Résumé

Depuis les années 1930, les concentrations d'oxygène ont baissé de moitié dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, à 300 m de profondeur. Un accroissement de la proportion d'eau chaude et pauvre en oxygène du *Gulf Stream*, au détriment de la proportion d'eau froide et bien oxygénée du courant du Labrador, expliquerait entre la moitié et les deux tiers de la baisse. Parmi les autres facteurs naturels et anthropiques susceptibles d'expliquer le reste de la baisse d'oxygène, les plus probables impliquent un flux accru de matières organiques des eaux de surface vers les fonds marins, où leur décomposition augmente la consommation d'oxygène. Nous montrons notamment une faible tendance à la hausse des nitrates à Lauzon, depuis 1990. Certaines espèces d'animaux marins comme le turbot, la crevette nordique et les polychètes *Myriochele* et *Ampharete* sont très abondantes dans les zones les plus pauvres en oxygène de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, tandis que d'autres espèces comme la morue en sont absentes. Le seuil de tolérance aux faibles teneurs d'oxygène varie donc d'une espèce à l'autre. Nous devons améliorer nos connaissances à cet égard afin de mieux comprendre les conséquences de l'appauvrissement en oxygène sur la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème.

Introduction

L'estuaire maritime du Saint-Laurent (EMSL) est le lieu de rencontre des eaux marines provenant de l'océan Atlantique avec les eaux douces s'écoulant des bassins versants des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (figure 1). Les changements de propriétés physico-chimiques observés dans les eaux situées au large de Rimouski doivent donc être interprétés en fonction des phénomènes naturels et anthropiques ayant pu affecter le milieu océanique ainsi que le milieu continental. Selon les travaux de Gilbert *et al.* (2005), les eaux profondes (295 m et plus) de l'EMSL se sont réchauffées de près de 2 °C depuis les années 1930 pendant que la concentration d'oxygène a diminué de moitié (figure 2). Comment expliquer ces changements et quels en sont les impacts? Voilà des questions auxquelles nous apportons quelques éléments de réponse dans cet article où nous soulevons en plus de nouvelles interrogations.

Courant du Labrador et *Gulf Stream*

Aux profondeurs supérieures à 150 m, les eaux des chenaux profonds du golfe du Saint-Laurent sont le résultat d'un mélange en proportions variées d'eaux froides et

riches en oxygène arrivant du courant du Labrador avec des eaux chaudes et pauvres en oxygène venant de la partie centrale de l'Atlantique nord, qui sont transportées par le *Gulf Stream* (figure 1). Plus la proportion d'eaux du courant du Labrador augmente, plus la température de l'eau est froide et plus la concentration en oxygène est élevée. À l'inverse, plus la proportion d'eaux du *Gulf Stream* augmente, plus la température de l'eau est chaude et plus la concentration en oxygène est faible. Ce mélange de masses d'eau pénètre par l'embouchure du chenal Laurentien au rebord du plateau continental (figure 1). Ensuite, ces eaux profondes accomplissent un périple de quelques années vers l'intérieur du continent (Gilbert, 2004), qui les amène à la tête des trois chenaux Laurentien, Anticosti et Esquiman (figure 1). Au fur et à mesure que les eaux profondes progressent vers la tête de chaque chenal, l'oxygène qu'elles contiennent est progressivement consommé par la décomposition bactérienne de la matière organique qui sédimente à partir de la couche de surface, ainsi que par la respiration des organismes marins. Les plus faibles concentrations en oxygène dissous se trouvent donc à la tête de chaque chenal, là où les eaux sont les plus âgées (figure 3).

En tenant compte des températures et des salinités des masses d'eau du courant du Labrador et de l'Atlantique nord central, Gilbert *et al.* (2005) ont pu calculer que les eaux profondes de l'EMSL échantillonnées durant les années 1930 (Dugal, 1934, Université Laval, 1934, 1936) étaient caractérisées par un mélange approximatif de 72 % d'eau du courant du Labrador et de 28 % d'eau de l'Atlantique nord central. À partir du milieu des années 1980, leurs

Denis Gilbert, Denis Chabot et Philippe Archambault sont chercheurs à l'Institut Maurice-Lamontagne de Pêches et Océans Canada, à Mont-Joli. Leurs domaines de recherche respectifs portent sur le climat océanique, les sciences halieutiques et la faune benthique.

Bernard Rondeau est spécialiste en géochimie fluviale à la Direction générale des Sciences et Technologies d'Environnement Canada, à Montréal.

Serge Hébert est spécialiste de la qualité de l'eau à la Direction du suivi de l'environnement du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, à Québec.

*On peut joindre Denis Gilbert à l'adresse suivante:
gilbertd@dfo-mpo.gc.ca*

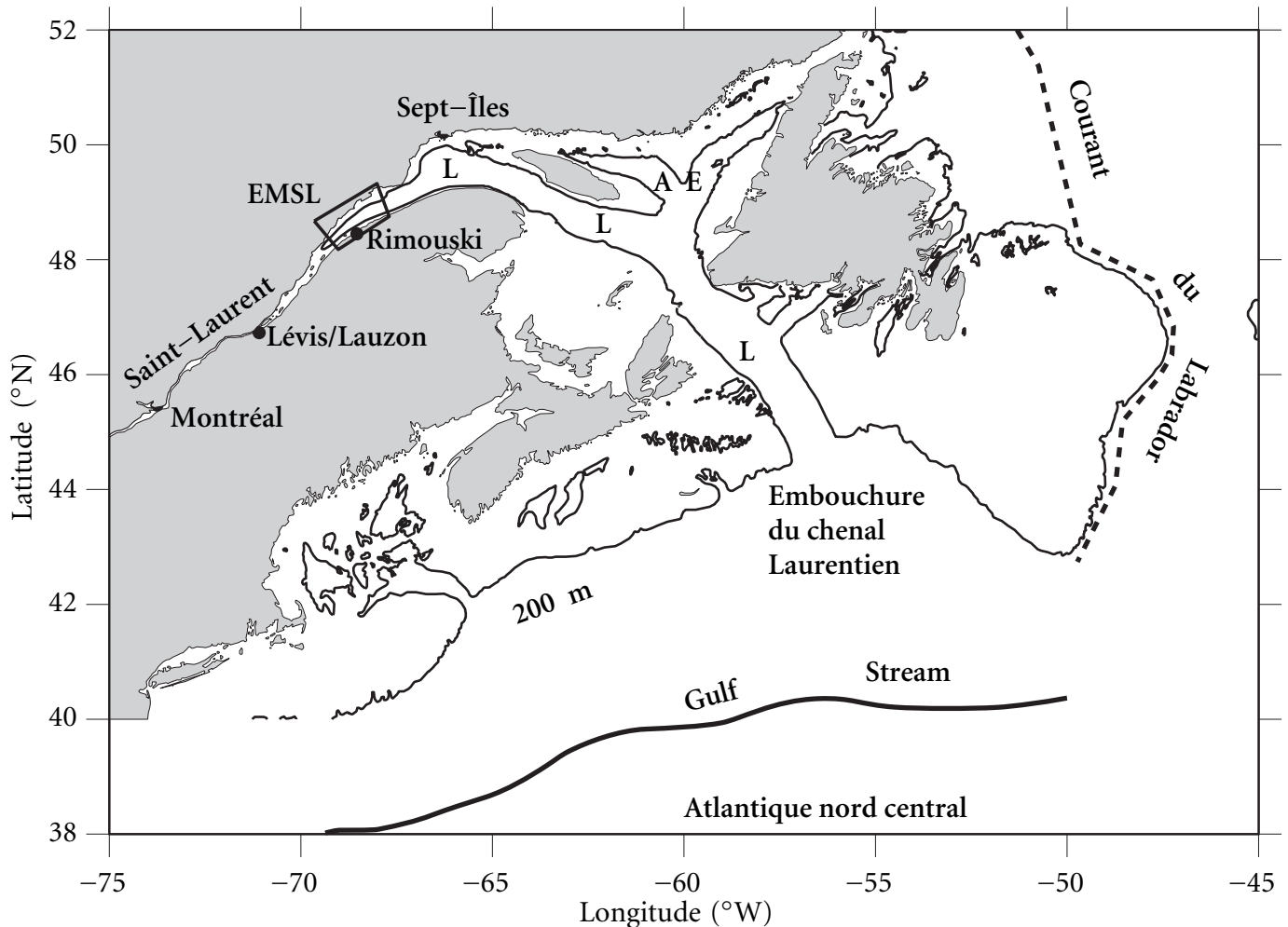


Figure 1. Carte illustrant le bassin central de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (EMSL), le courant froid du Labrador, le courant chaud du Gulf Stream, la masse d'eau de l'Atlantique nord central, les chenaux profonds du golfe du Saint-Laurent délimités par l'isobathe de 200 m (L=Laurentien, A=Anticosti, E=Esquiman), ainsi que les stations de monitoring physico-chimique du fleuve Saint-Laurent aux prises d'eau municipale de Lévis (Environnement Canada) et Lauzon (MDDEP)

estimations indiquent des proportions approximatives de 53 % d'eau du courant du Labrador et 47 % d'eau de l'Atlantique nord central. Ces changements peuvent entièrement expliquer le réchauffement de 2 °C constaté à la figure 2, mais n'expliquent qu'entre la moitié et les deux tiers de la baisse de concentration d'oxygène observée depuis les années 1930 (figure 2). D'autres facteurs que les changements de masses d'eau doivent donc être invoqués pour expliquer entre le tiers et la moitié de la baisse d'oxygène.

Augmentation du flux vertical de matière organique

La baisse de teneur en oxygène non attribuable aux changements de proportions de masses d'eau à l'embouchure du chenal Laurentien pourrait s'expliquer par l'un ou l'autre ou encore par une combinaison des processus suivants : 1) un ralentissement de la circulation estuarienne qui augmente le temps de résidence des eaux profondes dans le chenal Laurentien; 2) une augmentation du flux de matières

organiques d'origine marine (autochtone) de la surface vers le fond marin sur l'ensemble des 1 240 km du chenal Laurentien, attribuable à des variations de la production primaire dans la couche de surface résultant de facteurs naturels et/ou d'un enrichissement anthropique en nitrates et phosphates provenant du bassin versant du Saint-Laurent, et 3) une augmentation du flux de matières organiques d'origine terrigène (allochtone) transportées par les rivières.

Bien que le premier facteur ne puisse être complètement ignoré en tant que cause possible de l'appauvrissement en oxygène des eaux profondes de l'EMSL, deux sources d'information distinctes nous poussent à l'écarter. Tout d'abord, des analyses de signaux de température entre 200 m et 300 m de profondeur le long du chenal Laurentien, pour deux périodes de 26 années chacune, ont suggéré une vitesse de propagation légèrement plus rapide pour la période 1978-2003 que pour la période 1952-1977 (Gilbert, 2004). Cette légère accélération de la circulation profonde aurait dû se traduire par une augmentation de la teneur en oxygène, ce qui n'est

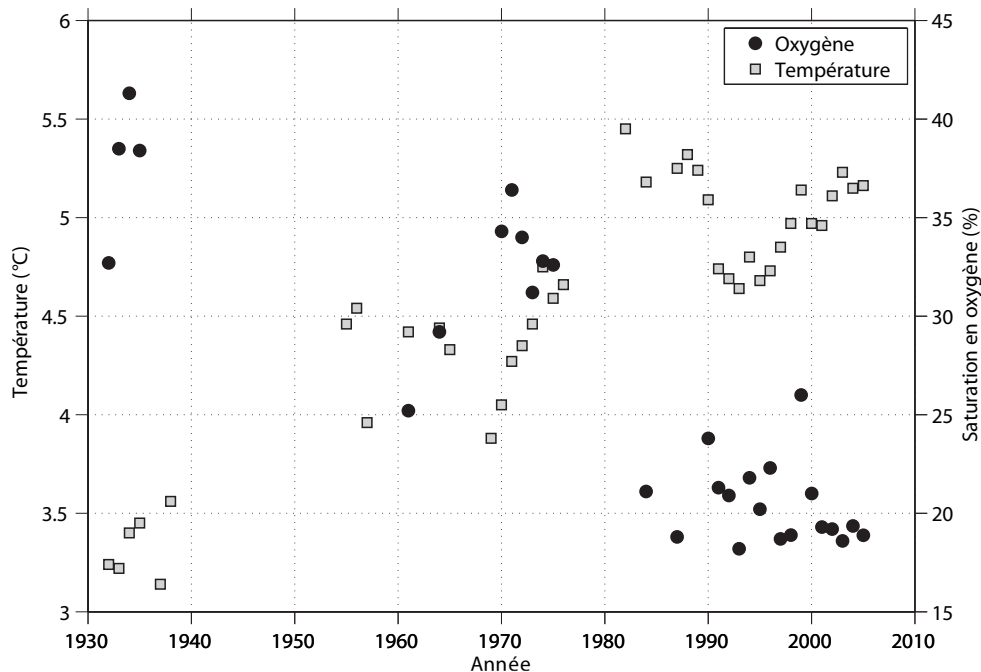


Figure 2. Série temporelle de la température de l'eau (carrés gris) et du taux de saturation en oxygène (cercles noirs) à 300 m et plus de profondeur au large de Rimouski. Adapté de Gilbert *et al.*, (2005) et incluant une mise à jour pour les années 2004 et 2005

pas conforme aux observations de la figure 2. Par ailleurs, selon les travaux de modélisation effectués par Benoit *et al.* (2006), les teneurs en oxygène à la tête du chenal Laurentien seraient relativement peu sensibles à la vitesse d'advection des eaux profondes et dépendraient plutôt du coefficient de diffusivité verticale.

Les deux autres processus (2, 3) énumérés plus haut ont pour dénominateur commun l'augmentation du flux vertical de carbone organique vers le fond marin et, conséquemment, une plus forte demande en oxygène. Plourde et Therriault (2004) ont montré que du milieu des années 1980 jusqu'au milieu des années 1990, des hivers plus rigoureux ont entraîné la formation d'une couche mélangée de surface plus épaisse qu'au cours des décennies précédentes. Cette

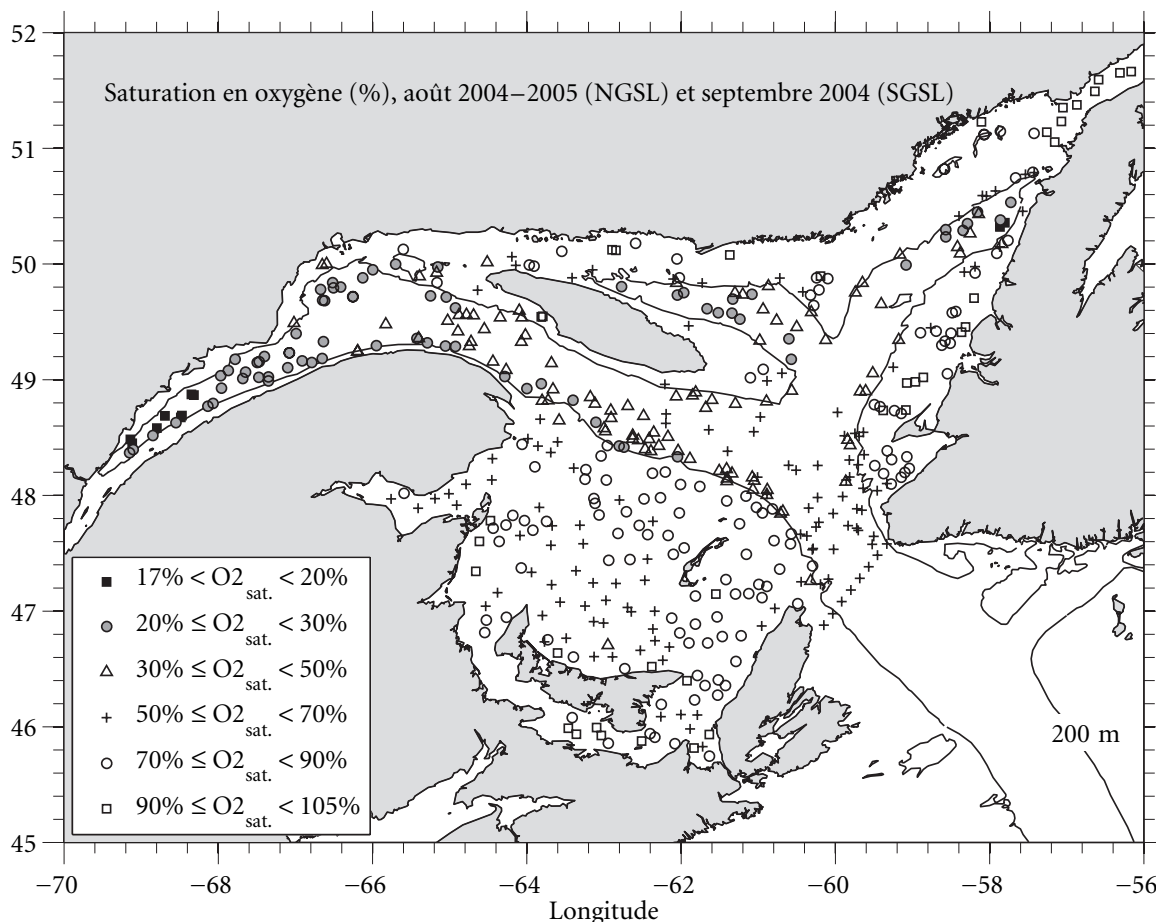


Figure 3. Taux de saturation en oxygène mesuré près du fond aux positions des traits de chalut de la mission d'évaluation des poissons de fond en 2004 (sud et nord du golfe) et en 2005 (nord du golfe seulement)

longue suite d'hivers froids fait partie de la variabilité climatique naturelle (Drinkwater et Gilbert, 2004) et fut caractérisée par des températures estivales de l'eau plus froides que la normale entre 30 m et 100 m de profondeur (Gilbert et Pettigrew, 1997). En se basant sur le constat que plus la couche mélangée de surface est épaisse à la fin de l'hiver, plus la quantité totale de nitrates disponibles pour la floraison phytoplanctonique printanière est importante, Plourde et Therriault (2004) ont suggéré que dans de telles conditions, la production primaire serait plus élevée et dominée par la croissance des diatomées qui sont des cellules phytoplanctoniques relativement grosses. Des floraisons massives de diatomées entraîneraient donc une sédimentation plus grande de matière organique, augmentant ainsi la demande en oxygène des eaux profondes et du sédiment. Ce mécanisme naturel de transport accru du carbone organique vers les eaux profondes s'appliquerait à la grandeur du golfe et possiblement même à la partie du chenal Laurentien située au sud de Terre-Neuve (figure 1).

Par ailleurs, en plus des processus naturels ayant des répercussions sur les teneurs en oxygène des eaux profondes de l'EMSL, divers facteurs anthropiques peuvent augmenter les flux verticaux de matières organiques d'origine terrigène (allochtone) et/ou marine (autochtone) qui caractérisent le processus d'eutrophisation côtière (Nixon, 1995). La croissance démographique humaine, la déforestation, l'érosion des sols, les rejets d'eaux usées industrielles et municipales non traitées, l'épandage de fumiers et l'utilisation accrue de fertilisants minéraux en agriculture sont autant de facteurs ayant pu contribuer à une augmentation du flux vertical de matière organique dans l'EMSL et le golfe au fil des derniers siècles et décennies. Certains de ces facteurs anthropiques ont notamment pu favoriser une augmentation de la productivité primaire des eaux de surface de l'EMSL et du golfe en accroissant les flux de nitrates et de phosphates provenant du bassin versant du Saint-Laurent. Plusieurs exemples de situations estuariennes à travers le monde ont clairement démontré de telles augmentations de flux de nutriments au cours du siècle dernier, avec une accélération notoire du phénomène depuis le début des années 1960 (Cloern, 2001).

Dans l'EMSL, Thibodeau *et al.* (2006) ont montré qu'en deux endroits où des carottes de sédiment furent prélevées, le flux de carbone organique semble s'être accéléré au cours des dernières décennies. De plus, ces deux carottes de sédiments ont permis de détecter l'apparition soudaine, aux alentours de 1960, de deux espèces de foraminifères benthiques (*Brizalina*

subaenariensis et *Bulimina exilis*), spécialement adaptées à des conditions environnementales pauvres en oxygène et riches en matière organique. Ces deux espèces étaient rarissimes avant 1960, vraisemblablement en raison d'un flux de matière organique plus faible et de teneurs en oxygène plus élevées. Enfin, notons qu'à l'un des deux endroits de carottage, le rapport isotopique C13/C12 de la matière organique sédimentaire suggère que la fraction d'origine terrigène (Lucotte *et al.*, 1991) a augmenté au détriment de la fraction marine jusqu'à environ 1960, puis cette tendance s'est inversée lorsque la fraction marine s'est mise à augmenter. Au second site de carottage, le même changement de tendance serait survenu autour de 1980 et la fraction marine de la matière organique est également en croissance (Thibodeau *et al.*, 2006). Serait-il possible que l'augmentation récente de la fraction de matière organique marine accumulée dans les sédiments soit liée à une augmentation des flux de nitrates et de phosphates dans le fleuve Saint-Laurent et les autres tributaires de l'EMSL? Les augmentations considérables de ventes d'engrais azotés et phosphatés, depuis les années 1960, soutiennent cette hypothèse (figure 4). Toutefois, les programmes de monitoring à long terme des nitrates et des phosphates dans le fleuve n'ont pu détecter ce signal, car ceux-ci n'ont commencé qu'au début des années 1990, après la période de plus forte augmentation des ventes d'engrais. Depuis le milieu des années 1980, les ventes d'engrais phosphatés ont diminué tandis que les ventes d'engrais azotés

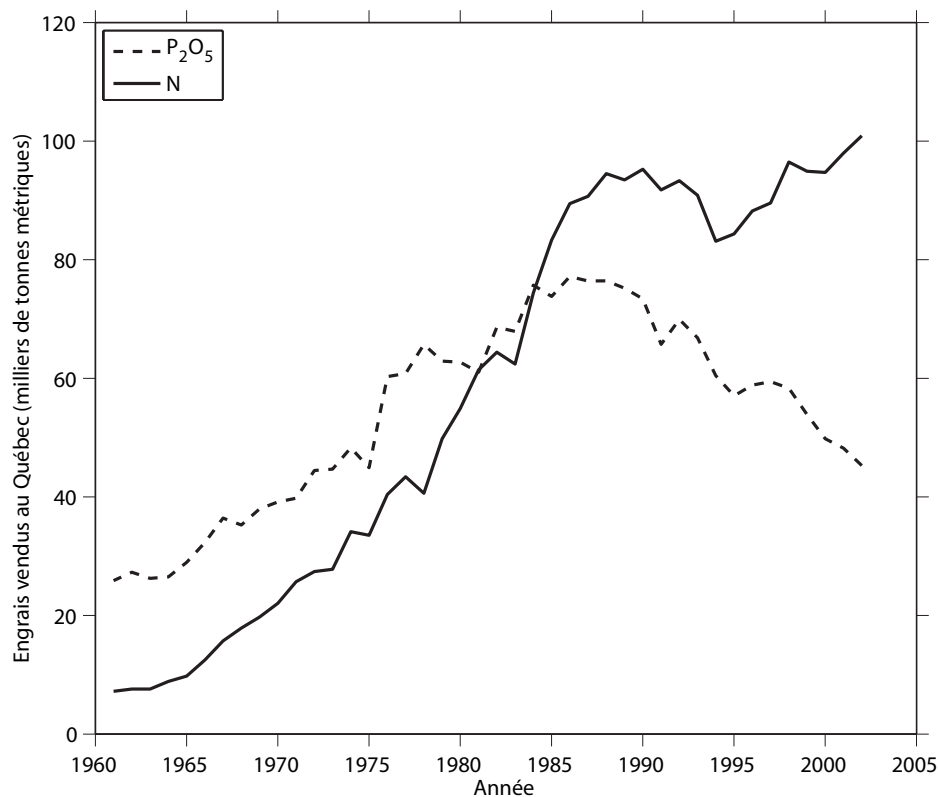


Figure 4. Ventes d'engrais phosphatés et azotés au Québec, de 1961 à 2002. Les ventes sont compilées de juillet à juin, sauf pour l'année 2002 où elles ont été compilées d'août à juillet. Source des données: Agriculture et Agroalimentaire Canada.

ont continué de progresser (figure 4). Il est possible que ces tendances opposées dans les ventes d'engrais azotés et phosphatés puissent entraîner une augmentation du rapport de nutriments N/P dans les eaux du fleuve Saint-Laurent, ce qui pourrait avoir des conséquences qui restent à déterminer sur la composition spécifique du phytoplancton dans l'EMSL (Rabalais, 2004).

Flux de nitrates du fleuve Saint-Laurent

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) a entrepris en 1990 un programme systématique de suivi des paramètres biologiques, physiques et chimiques de la qualité de l'eau à la station de pompage d'eau municipale de Lauzon. Parallèlement, Environnement Canada entamait en 1995 un programme complémentaire de mesures biologiques, chimiques et physiques de la qualité de l'eau à la station de pompage d'eau municipale de Lévis (figure 1). Nous ne présentons ici que les données de nitrates ($\text{NO}_x = \text{NO}_2 + \text{NO}_3$) issues de ces deux programmes de suivi environnemental (figures 5 et 6). Le cycle annuel moyen de la concentration de nitrates à Lévis, pour la période de 1995 à 2005, montre des moyennes mensuelles avoisinant 30 micromoles par litre de janvier à avril, puis chutant de moitié à 15 micromoles par litre au mois d'août (figure 5). Les valeurs extrêmes de concentration sont asymétriques par rapport à la moyenne, les maximums étant généralement plus distants de la moyenne que les minimums. Cela s'explique principalement par les événements de pluies

abondantes qui ont pour effet de transporter des quantités importantes de nitrates et de phosphates des terres agricoles, pelouses, etc., vers les cours d'eau qui se déversent ultimement dans le fleuve Saint-Laurent, puis dans l'EMSL.

Les concentrations de nitrates observées à Québec (figure 5) sont approximativement trois fois plus élevées que dans la couche de surface (0 à 10 m) de l'EMSL (Brickman et Petrie, 2003), mais cela ne veut pas forcément dire que le flux de nitrates provenant du fleuve Saint-Laurent soit la principale source de nitrates pour les eaux de surface de l'EMSL. Au début de l'été 1975 (fin juin — début juillet), Greisman et Ingram (1977) ont mesuré les concentrations de nitrates du lac Saint-Pierre jusqu'à Pointe-des-Monts (extrémité est de l'EMSL). La distribution superficielle des nitrates, combinée à un modèle de mélange considérant en première approximation les nitrates comme un traceur conservateur, a mené ces auteurs à conclure que le flux de nitrates du fleuve Saint-Laurent à Québec représentait environ 20 % du flux total de nitrates dans les eaux de surface de l'EMSL. Savenkoff *et al.* (2001) ont, quant à eux, utilisé une méthode de modélisation inverse pour conclure que pendant la saison estivale, 18 % du flux de nitrates pénétrant dans la couche de surface de l'EMSL provenait du fleuve Saint-Laurent, ce qui est très proche de l'estimation de Greisman et Ingram (1977) pour la même saison. Environ 80 % du flux de nitrate injecté dans la couche de surface de l'EMSL pendant l'été proviendrait du mélange vertical intense et des remontées d'eaux dans la région de Tadoussac.

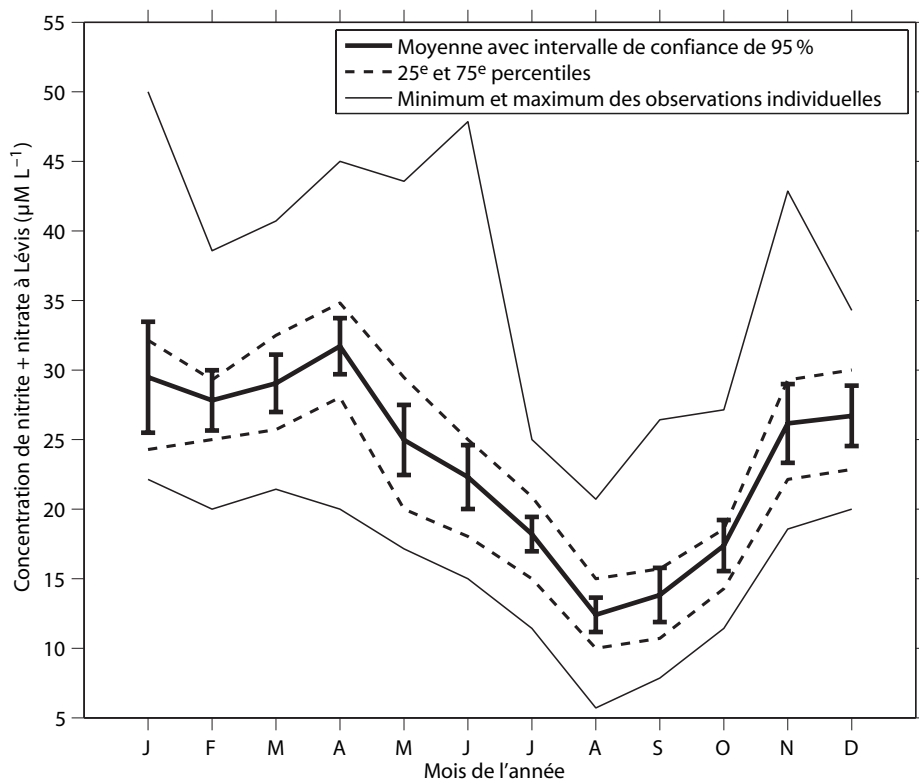


Figure 5. Cycle annuel de la concentration de nitrates (en micromoles par litre) à la station de monitoring d'Environnement Canada, située à la prise d'eau municipale de Lévis (données de mars 1995 à juillet 2005)

Notons toutefois que la concentration en nitrates du fleuve étant maximale en avril (figure 5), mois pendant lequel le débit du Saint-Laurent est généralement lui aussi à son maximum (Gilbert *et al.*, 2004), le flux de nitrates à Québec en avril est typiquement quatre fois plus élevé qu'au mois d'août. Il semble donc fort probable qu'au printemps, le flux de nitrates provenant du fleuve Saint-Laurent puisse représenter une fraction beaucoup plus importante du flux de nitrates vers la couche de surface de l'EMSL que ce qu'ont révélé les deux études estivales citées plus haut. Cette fraction pourrait même parfois dépasser 50 % à un moment ou l'autre de la période printanière, de sorte que le flux de nitrates du fleuve Saint-Laurent représenterait entre 15 et 50 % du flux total de nitrates vers les eaux de surface de l'EMSL, selon les mois de l'année. De tels pourcentages ne sont pas négligeables et peuvent contribuer de façon significative à la productivité primaire soit dans l'EMSL, soit plus en aval, dans la gyre d'Anticosti ou le sud du golfe du Saint-Laurent.

Le flux de nitrates du fleuve a-t-il augmenté au fil des années? Pour tenter de répondre à cette question, la plus longue série de données fiables provient du programme de suivi environnemental du MDDEP à la station de pompage d'eau municipale de Lauzon (figure 1). La figure 6 indique que depuis 1990, il semble y avoir eu une légère augmentation du flux de nitrates à Lauzon, lequel fut calculé ainsi:

1. pour chaque mois de chacune des 16 années, la concentration mensuelle moyenne de nitrates a été multipliée par le débit mensuel moyen du fleuve à Québec (Bourgault et Koutitonsky, 1999) obtenu sur le site internet de l'Observatoire du Saint-Laurent (www.osl.gc.ca);
2. pour chacun des 12 mois de l'année, le flux de nitrates mensuel moyen pour la période de 1990 à 2005 a alors été calculé;
3. pour chaque mois de chacune des 16 années, l'écart entre le flux de nitrates observé et le flux de nitrates mensuel moyen 1990-2005 a ensuite été calculé;
4. pour chaque année, la moyenne des écarts mensuels par rapport à la période 1990-2005 fut calculée et, finalement,
5. la série interannuelle ainsi obtenue a été transformée en variable normale $N(0,1)$.

Après avoir vérifié au niveau de signification $\alpha = 0,05$ que la série temporelle du flux de nitrates à Lauzon obéit à une distribution normale (test de Kolmogorov-Smirnov) et que ses données successives sont indépendantes l'une de l'autre (test de corrélation sérielle, Zar, 1999), nous concluons

que la tendance à la hausse du flux de nitrates observée à la figure 6 est marginalement significative au niveau $p = 0,044$ (une chance sur 23 d'être due au hasard). Les quelques prochaines années de collecte de données de nitrates s'avéreront cruciales pour confirmer ou infirmer si cette tendance à la hausse du flux de nitrates est bien réelle. Cependant, une telle conclusion nous semble plausible compte tenu des nombreuses perturbations anthropiques apportées au cycle de l'azote dans le bassin du Saint-Laurent (Painchaud, 1999; Ministère de l'Environnement, 2003). Selon les travaux de modélisation de Howarth *et al.* (1996), le flux de nitrates actuel dans le bassin du Saint-Laurent serait entre 1,8 et 5,4 fois plus élevé qu'avant l'occupation du territoire par les Européens. Toujours selon Howarth *et al.* (1996), la déposition atmosphérique de NOx anthropique, provenant surtout de la combustion de carburants fossiles et contribuant aux pluies acides, serait aussi importante que l'utilisation des engrais agricoles comme facteur anthropique perturbateur du cycle de l'azote dans le bassin versant du Saint-Laurent. Cette situation contraste fortement avec le bassin versant du fleuve Mississippi où les fertilisants agricoles jouent un rôle trois fois plus important que la déposition atmosphérique de NOx dans la perturbation anthropique du cycle de l'azote (Howarth *et al.*, 1996).

Afin d'améliorer la qualité des eaux marines côtières américaines, des plans de réduction des flux de nitrates et de phosphates sont en vigueur depuis 1987 pour la baie de Chesapeake (Boesch *et al.*, 2001), et depuis 2001 pour le bassin versant du Mississippi (*Mississippi River/Gulf of Mexico Watershed Nutrient Task Force*, 2001). Des plans similaires existent également en Europe depuis plus de 15 ans (Conley *et al.*, 2002). Au Québec, des interventions d'assainissement et des mesures réglementaires ont été mises en place afin de réduire les apports de phosphore dans l'eau et ainsi contrôler l'eutrophisation en eau douce, milieu où le phosphore est le nutriment limitant la productivité primaire. Or, il s'avère que de tels efforts de réduction du phosphore, lorsque non accompagnés de mesures simultanées de réduction des nitrates, peuvent contribuer à aggraver le problème d'eutrophisation dans les eaux estuariennes situées plus en aval (Paerl *et al.*, 2004). Les futurs plans d'amélioration de la qualité de l'eau douce du fleuve devraient donc non seulement viser à réduire l'eutrophisation locale par les phosphates, mais

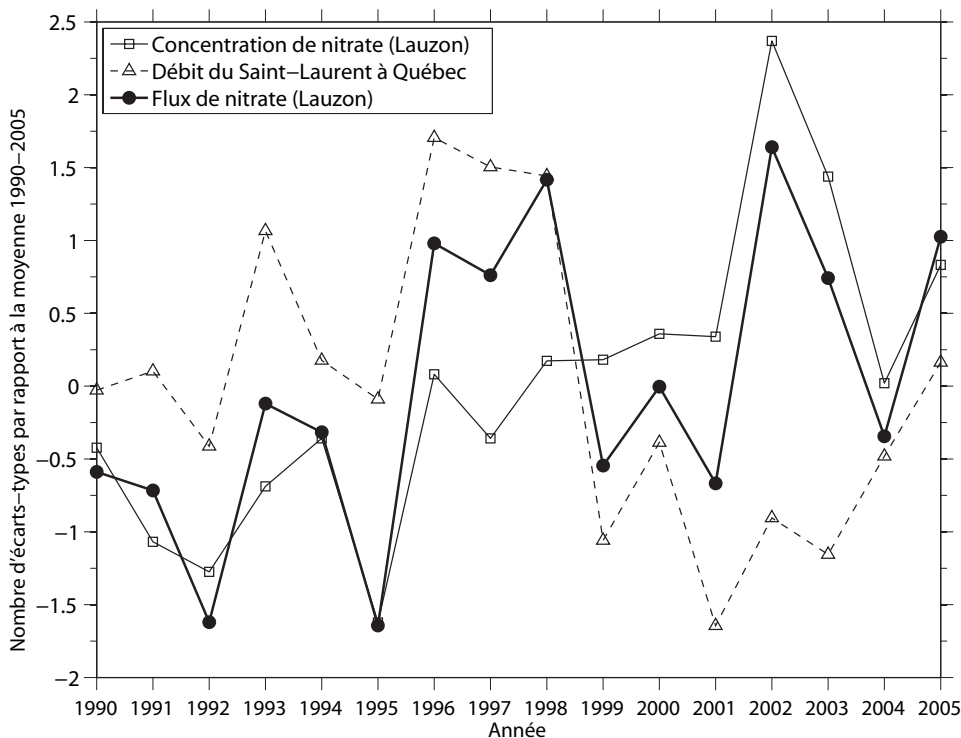


Figure 6. Concentrations moyennes annuelles de nitrates ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) mesurées à la station de monitoring du MDDEP située à la prise d'eau municipale de Lauzon. Le flux de nitrates est obtenu en multipliant le débit du fleuve Saint-Laurent par la concentration de nitrates. Toutes les données ont été normalisées pour la période de 1990 à 2005 (moyenne=0, écart-type=1).

devraient également viser une diminution des nitrates afin de réduire l'eutrophisation distante par les nitrates au niveau de l'EMSL ou du golfe du Saint-Laurent (Paerl *et al.*, 2004).

Impacts écologiques de l'hypoxie

La teneur en oxygène dissous est une variable importante pour les communautés aquatiques. Le métabolisme des invertébrés et des poissons requiert la présence d'oxygène, même si le métabolisme anaérobie peut être utilisé pour de courtes périodes de déficit en oxygène. L'hypoxie peut compromettre la capacité de nage, de digestion, de croissance et de reproduction des animaux aquatiques (Wu, 2002). Leur survie même peut être compromise, avec comme résultat que l'hypoxie sévère (à moins de 30 % de saturation en oxygène) cause des mortalités massives ou des émigrations de certains poissons ou invertébrés, des changements dans les communautés en favorisant les espèces plus tolérantes, ainsi qu'une baisse de biodiversité et de productivité des écosystèmes (Diaz et Rosenberg, 1995; Wu, 2002). L'hypoxie peut même influencer l'abondance et la distribution des tortues et mammifères marins, qu'on pourrait croire insensibles puisqu'ils ne puisent pas leur oxygène dans l'eau, en modifiant l'abondance ou la distribution de leurs proies (Craig *et al.*, 2001).

Des études réalisées sur la morue à l'Institut Maurice-Lamontagne ont montré que son seuil léthal (CL05, niveau d'oxygène dissous correspondant à 5 % de mortalité sur quatre jours) est de 28 % de saturation (Plante *et al.*, 1998). De plus, le taux de croissance de la morue est réduit lorsque la teneur en oxygène dissous est inférieure à 70 % (Chabot et Dutil, 1999). Ces résultats indiquent que la morue devrait partiellement éviter les zones du Saint-Laurent où il y a moins de 70 % d'oxygène dissous et être absente des zones à moins de 30 % de saturation, sauf pour de possibles courtes excursions. Une comparaison statistique (Perry et Smith, 1994, 20 000 itérations) de la distribution de la morue dans le nord du golfe en fonction de la teneur en oxygène dissous en août 2004 confirme d'ailleurs ces prédictions (figure 7). La ligne représentant la distribution de la morue est sous la ligne montrant la disponibilité des différents niveaux d'oxygène dans le golfe, et la distance maximale entre ces lignes est trop grande pour être due au hasard ($p = 0,0006$). Comme prévu et conformément aux observations antérieures de D'Amours (1993), il n'y a pratiquement pas de morue dans le golfe dans les zones à moins de 30 % de saturation. C'est autour de 65 % de saturation que la pente de la ligne « morue » devient

plus abrupte que celle de la ligne correspondant à la disponibilité de l'oxygène dans le golfe. Cela indique que la morue privilégie les eaux à plus de 65 % d'oxygène dissous, très près de la prédiction de 70 %.

Les relevés de recherche du ministère des Pêches et Océans (MPO) suggèrent que des espèces comme le flétan du Groenland (turbot) et la crevette nordique sont plus tolérantes à l'hypoxie que la morue, car elles sont présentes en grand nombre dans les chenaux profonds, incluant l'estuaire et la tête des chenaux Esquiman et Anticosti (figures 1 et 3). Les résultats présentés à la figure 7 confirment ceci : non seulement ces espèces n'évitent pas les zones hypoxiques, mais plus de 80 % de leur biomasse se trouve dans les zones à moins de 40 % de saturation. Même si ces deux espèces n'ont pas encore été étudiées en laboratoire, cette analyse suggère que leur seuil léthal CL05 se situe à moins de 25 % de saturation. Non seulement le turbot et la crevette nordique n'évitent pas les zones hypoxiques, mais la méthode de Perry et Smith (1994) indique une association positive entre turbots et crevettes et de faibles teneurs en oxygène dissous ($p < 0,00005$). Il est peu probable que de faibles teneurs en oxygène dissous soient favorables à ces espèces, bien qu'une réduction de la prédation par des espèces moins tolérantes comme la morue pourrait constituer un avantage. D'autres caractéristiques des têtes de chenaux pourraient être en cause, par exemple des sources de nourriture plus abondantes ou encore le patron de circulation profonde vers la tête des chenaux qui favoriserait l'accumulation de proies (Simard *et al.*, 1986), la rétention larvaire et l'établissement des juvéniles.

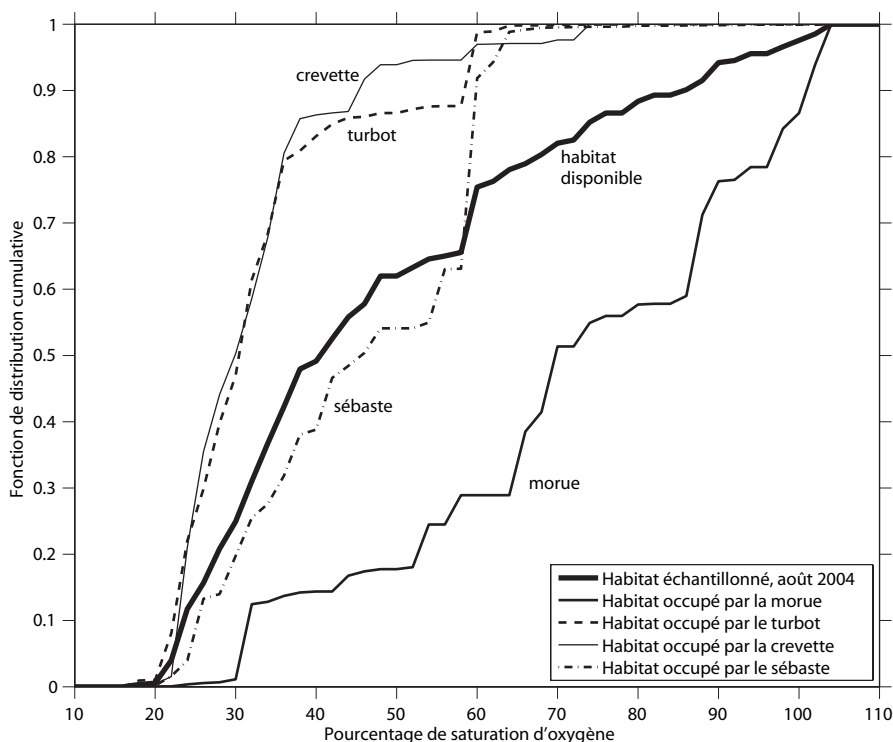


Figure 7. Courbes de distribution cumulative permettant de comparer les conditions ambiantes d'oxygène échantillonnées près du fond, en août 2004, avec les conditions occupées par diverses espèces halieutiques



Figure 8. Photo du fond marin prise à 390 m de profondeur, le 21 août 2006, entre l'île d'Anticosti et la péninsule gaspésienne (49.266°N, 64.268°W). Nous y voyons deux espèces de plume de mer, des trous de vers polychètes, et des traces d'invertébrés benthiques. Échelle spatiale: une distance de 10 cm sépare les bandes blanches.

La figure 8 représente le fond marin typique, entre l'île d'Anticosti et la péninsule gaspésienne, avec des cnidaires (deux espèces de plume de mer), des trous de vers et des traces d'activité faunique à la surface du sédiment. En ce qui concerne l'hypothèse de la nourriture plus abondante, nos travaux en mer d'août 2005 indiquent que le ver polychète *Myriochele* a augmenté significativement en abondance de près de huit fois depuis les années 1980 (passant d'une moyenne de 4,8 individus/m² à 40 ind./m²) dans le secteur de l'EMSL, où l'on trouve de faibles concentrations d'oxygène. Ce polychète est considéré comme une espèce associée à des milieux à fort enrichissement en matière organique. De plus, cette espèce est la première d'une succession de trois espèces de polychètes qui est caractéristique d'un habitat marin passant de l'hypoxie à des événements d'anoxie (Lee et al., 2006).

Il en va de même pour une autre espèce de polychète, *Ampharete*, qui selon nos données préliminaires d'août 2005 serait passée en moyenne de 41 ind./m², en 1980, au large de Rimouski à plus de 114 ind./m², en 2005 (au large de Trois-Pistoles, l'augmentation étant de 1,06 à 53,3 ind./m²). De plus, cette espèce semble être la proie favorite de la plie arctique (*Liopsetta glacialis*) selon Atkinson et Percy (1992). Il a également été observé dans l'estuaire de la Rance (France) que quatre espèces de poissons de fond (dont un type de plie) étaient en compétition pour s'alimenter sur des vers *Ampharete* (Mao, 1986). L'augmentation d'abondance de ces espèces pourrait en partie expliquer l'attrait de certains poissons de fond pour ce secteur. Par contre, d'autres groupes taxonomiques semblent avoir diminué en abondance dans l'EMSL, en août 2005, comparativement aux années 1980, tels les échinodermes et les cnidaires. Il est donc important

d'étudier l'influence des changements dans les caractéristiques des communautés d'invertébrés benthiques sur les communautés de poissons de fond.

Le sébaste est la dernière espèce représentée sur la figure 7 et il constitue un exemple d'espèce dont la distribution n'est pas influencée par l'oxygène. La ligne « sébaste » ne se distingue pas significativement de la ligne représentant la disponibilité des différents niveaux d'oxygène dissous dans le golfe, indiquant à tout le moins qu'en août 2004, le sébaste utilisait l'habitat indifféremment de la disponibilité en oxygène ($p = 0,48$).

Travaux futurs

Nos connaissances sur l'étendue spatiale et temporelle de l'hypoxie dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent ont progressé de façon importante au cours des deux dernières années. Nous n'en sommes toutefois qu'au début de nos travaux afin de mieux comprendre les causes ainsi que les impacts biogéochimiques et écologiques de cette situation. Dans le cas d'espèces halieutiques comme la crevette nordique, le crabe des neiges, le turbot et le sébaste par exemple, nous ignorons leur seuil létal de même que la gamme de teneurs en oxygène qui ont un impact négatif sur leur digestion, leur croissance, leur capacité de nage et leur reproduction. Il faudrait aussi mieux déterminer l'importance des organismes benthiques dans le fonctionnement de l'écosystème (bioturbation, dégradation de la matière organique, source de nourriture pour d'autres espèces, etc.). Est-ce que la diminution de la biodiversité benthique affecte négativement le fonctionnement de l'écosystème? Il reste encore beaucoup d'incertitudes concernant l'importance relative des flux de matière organique d'origine terrigène et marine dans les changements d'oxygène observés depuis un siècle dans les eaux profondes de l'EMSL, où une certaine hétérogénéité spatiale existe en raison de la présence d'importants panaches de rivière (Saguenay, Betsiamites, Manicouagan, Outardes). Les changements climatiques liés à l'augmentation des gaz à effet de serre feront-ils diminuer davantage la fraction d'eau du courant du Labrador qui entre dans le chenal Laurentien? Quels sont les facteurs responsables des faibles teneurs en oxygène observées à la tête des chenaux Anticosti et Esquiman? Le développement et la reproduction du zooplancton sont-ils influencés par l'hypoxie? En particulier, est-ce que le krill et autres proies des baleines de la région de Tadoussac – Escoumins sont affectés par le manque d'oxygène, ce qui risquerait de nuire à l'industrie récréotouristique d'observation des baleines? Le rapport azote/phosphore (N/P) est-il en train d'augmenter dans les eaux du fleuve Saint-Laurent? Et si tel est le cas, quelles en sont les conséquences sur la composition des espèces phytoplanctoniques dominantes de l'EMSL? Voilà quelques-unes des questions auxquelles plusieurs chercheurs universitaires et gouvernementaux comptent s'attaquer au cours des prochaines années.

Remerciements

Nous remercions Jean Painchaud et Jean-Claude Therriault pour leurs nombreuses suggestions qui ont aidé à clarifier le texte. ◀

Références

- ATKINSON, E.G. and J.A. PERCY, 1992. Diet comparison among demersal marine fish from the Canadian Arctic. *Polar Biol.*, 11: 567-573.
- BENOIT, P., Y. GRATTON and A. MUCCI, 2006. Modeling of dissolved oxygen levels in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Coupling of benthic and pelagic processes. *Marine Chemistry*, 102: 13-32.
- BOURGAULT, D. and V.G. KOUTITONSKY, 1999. Real-time monitoring of the freshwater discharge at the head of the St. Lawrence Estuary. *Atmosphere-Ocean*, 37: 203-220.
- BOESCH, D.F., R.B. BRINSFIELD and R.E. MAGNIEN, 2001. Chesapeake Bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. *J. Environ. Qual.*, 30: 303-320.
- BRICKMAN, D. and B. PETRIE, 2003. Nitrate, silicate and phosphate atlas for the Gulf of St. Lawrence. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.*, 231: xi + 152 p.
- CHABOT, D. and J.-D. DUTIL 1999. Reduced growth of Atlantic cod in non-lethal hypoxic conditions. *J. Fish Biology*, 55: 472-491.
- CLOERN, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 210: 223-253.
- CONLEY, D.J., S. MARKAGER, J. ANDERSEN, T. ELLERMANN and L.M. SVENDSEN, 2002. Coastal eutrophication and the Danish national aquatic monitoring and assessment program. *Estuaries*, 25: 848-861.
- CRAIG, J.K., L.B. CROWDER, C.D. GRAY, C.J. MCDANIEL, T.A. HENWOOD and J.G. HANIFEN, 2001. Ecological effects of hypoxia on fish, sea turtles, and marine mammals in the northwestern Gulf of Mexico. p. 269-292, In «Coastal hypoxia: consequences for living resources and ecosystems» (N.N. Rabalais and R.E. Turner, editors) Coastal and Estuarine Studies # 58, American Geophysical Union, Washington D.C., USA.
- D'AMOURS, D., 1993. The distribution of cod (*Gadus morhua*) in relation to temperature and oxygen levels in the Gulf of St. Lawrence. *Fish. Oceanogr.*, 2: 24-29.
- DIAZ, R.J. and R. ROSENBERG, 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 33: 245-303.
- DRINKWATER, K.F. and D. GILBERT, 2004. Hydrographic variability in the waters of the Gulf of St. Lawrence, the Scotian Shelf and the eastern Gulf of Maine (NAFO Subarea 4) during 1991-2000. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, 34: 85-101.
- DUGAL, L.-P., 1934. Observations sur le chlore total et l'oxygène dissous de l'estuaire du Saint-Laurent, saisons 1932-1933. *Le Naturaliste canadien*, 61: 165-181.
- GILBERT, D. and B. PETTIGREW, 1997. Interannual variability (1948-1994) of the CIL core temperature in the Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54 (Suppl. 1): 57-67.
- GILBERT, D., B. SUNDBY, C. GOBEIL, A. MUCCI and G.-H. TREMBLAY, 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnol. Oceanogr.*, 50: 1654-1666.
- GILBERT, D., P.S. GALBRAITH, C. LAFLEUR and B. PETTIGREW, 2004. Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2003. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2004/061, 63 p.
- GILBERT, D., 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. *ICES CM* 2004/N:07, 12 p.
- GREISMAN, P. and G. INGRAM, 1977. Nutrient distribution in the St. Lawrence Estuary. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 2117-2123.
- HOWARTH, R.W., G. BILLEN, D. SWANEY, A. TOWNSEND, N. JAWORSKI, K. LAJTHA, J.A. DOWNING, R. ELMGREN, N. CARACO, T. JORDAN, F. BERENDSE, J. FRENEY, V. KUDEYAROV, P. MURDOCH and Z. ZHAO-LIANG, 1996. Regional nitrogen budgets and riverine inputs of N and P for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75-139.
- LEE, H.W., J.H. BAILEY-BROCK and M.M. MCGURR, 2006. Temporal changes in the polychaete infaunal community surrounding a Hawaiian mariculture operation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 307: 175-185.
- LUCOTTE, M., C. HILLAIRE-MARCEL and P. LOUCHOUART, 1991. First-order organic carbon budget in the St. Lawrence Lower Estuary from ¹³C data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32: 297-312.
- MAO, P.L., 1986. Feeding relationships between the benthic infauna and the dominant benthic fish of the Rance Estuary (France). *J. Mar. Biol. Ass. UK.*, 66: 391-401.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 2003. Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Environdoq ENV/2003/0025, 143 p.
- MISSISSIPPI RIVER/GULF OF MEXICO WATERSHED NUTRIENT TASK FORCE, 2001. Action plan for reducing, mitigating, and controlling hypoxia in the northern Gulf of Mexico. Washington, DC.
- NIXON, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- PAERL, H.W., L.M. VALDES, A.R. JOYNER, M.F. PIEHLER and M.E. LEBO, 2004. Solving problems resulting from solutions: Evolution of a dual nutrient management strategy for the eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina. *Environ. Sci. Technol.*, 38: 3068-3073.
- PAINCHAUD, J., 1999. La production porcine et la culture du maïs. Impacts potentiels sur la qualité de l'eau. *Le Naturaliste canadien*, 123(1): 41-46.
- PERRY, R.I. and S.J. SMITH, 1994. Identifying habitat associations of marine fishes using survey data: an application to the NW Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 589-602.
- PLANTE, S., D. CHABOT and J.-D. DUTIL, 1998. Hypoxia tolerance in Atlantic cod. *J. Fish Biology*, 53: 1342-1356.
- PLOURDE, J. and J.-C. THERRIAULT, 2004. Climate variability and vertical advection of nitrates in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 279: 33-43.
- RABALAIS, N.N., 2004. Eutrophication. In *The Sea*, Volume 13, edited by Allan R. Robinson, James McCarthy, and Brian J. Rothschild, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, p. 819-865.
- SAVENKOFF, C., A.F. VÉZINA, P.C. SMITH and G. HAN, 2001. Summer transports of nutrients in the Gulf of St. Lawrence estimated by inverse modelling. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 565-587.
- SIMARD, Y., J.-C. THERRIAULT and R. de LADURANTAYE, 1986. Aggregation of euphausiids along a coastal shelf in an upwelling environment. *Mar. Ecol. Progr. Series*, 32: 203-215.
- THIBODEAU, B., A. DE VERNAL and A. MUCCI, 2006. Recent eutrophication and consequent hypoxia in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Micropaleontological and geochemical evidence. *Marine Geology*, 231: 37-50.
- UNIVERSITÉ LAVAL, 1934. Station biologique du Saint-Laurent à Trois-Pistoles, deuxième rapport 1932-1933. Station biologique du Saint-Laurent à Trois-Pistoles, Université Laval, Québec, 66 p.
- UNIVERSITÉ LAVAL, 1936. Station biologique du Saint-Laurent à Trois-Pistoles, troisième rapport 1934-1935. Station biologique du Saint-Laurent à Trois-Pistoles, Université Laval, Québec, 91 p.
- WU, R.S.S., 2002. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. *Marine Pollution Bulletin*, 45: 35-45.
- ZAR, J.H., 1999. Biostatistical analysis. 4th ed., Prentice-Hall, Upper Saddle River, N.J. 929 p.