



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/056

Région du Golfe

L'oxygène dissous comme mesure de la qualité du milieu marin (QMM) dans les estuaires supérieurs du sud du golfe du Saint-Laurent : Implications pour la gestion des nutriments et la couverture de zostères (*Zostera marina*)

Michael R. S. Coffin, Luke A. Poirier, Jeff C. Clements, Eva Dickson, Thomas Guyondet,
Cynthia J. Crane, Michael R. van den Heuvel

Région du Golfe
Pêches et Océans Canada
343, avenue Université
Moncton, N.-B. E1C 9B6

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-39980-5 N° cat. Fs70-5/2021-056F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Coffin, M.R.S., Poirier, L.A., Clements, J.C., Dickson, E., Guyondet, T., van den Heuvel, M.R. (2021). L'oxygène dissous comme mesure de la qualité du milieu marin (QMM) dans les estuaires supérieurs du sud du golfe du Saint-Laurent : Implications pour la gestion des nutriments et la couverture de zostères (*Zostera marina*). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/056. iv + 29 p.

Also available in English :

Coffin, M.R.S., Poirier, L.A., Clements, J.C., Dickson, E., Guyondet, T., van den Heuvel, M.R. (2021). Dissolved oxygen as a Marine Environmental Quality (MEQ) measure in upper estuaries of the southern Gulf of St. Lawrence: Implications for nutrient management and eelgrass (*Zostera marina*) coverage. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/056. iv + 27 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
INDICATEURS D'EUTROPHISATION POUR LA SPÉCIFICITÉ ET LA SENSIBILITÉ.....	2
DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE.....	3
PROGRAMMES DE RECHERCHE ET DE SURVEILLANCE ANTÉRIEURS.....	4
MÉTHODES.....	7
OXYGÈNE DISSOUS.....	7
ZOSTÈRE	8
CHARGE EN NITRATE-N	9
TEMPS DE SÉJOUR DANS L'EAU	10
ANALYSES DES DONNÉES.....	11
Oxygène dissous	11
Zostère marine	11
RÉSULTATS.....	12
OXYGÈNE DISSOUS.....	12
ZOSTÈRE MARINE.....	12
DISCUSSION.....	13
L'OXYGÈNE DISSOUS COMME INDICATEUR DE L'ÉTAT TROPHIQUE.....	13
LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET CONCLUSIONS.....	15
REMERCIEMENTS	16
RÉFÉRENCES CITÉES.....	17
TABLEAUX	20
FIGURES	24

RÉSUMÉ

L'eutrophisation, la réponse biologique à l'enrichissement en nutriments, est un processus bien étudié qui constitue une menace pour les écosystèmes côtiers globaux. Malgré une bonne compréhension des mécanismes contribuant à l'impact des nutriments, il n'existe pas de méthode universelle pour leur quantification ou leur surveillance. Ce document présente et évalue un indicateur de surveillance pour les estuaires qui se déversent dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Deux indicateurs de surveillance ont été évalués, le premier évaluant les réponses de la zostère marine (*Zostera marina*), dominante dans la région, et le second examinant les changements dans l'oxygène dissous (OD). La couverture de zostères en pourcentage de l'habitat disponible a été quantifiée précédemment pour chaque estuaire et liée à une série de variables environnementales. La seule variable pour laquelle une relation significative a été trouvée est la charge en azote qui explique 53,0 % de la variabilité de la couverture en zostères à l'aide d'une fonction de réponse non linéaire. La relation montre que ≈ 63 % de l'habitat disponible occupé est le maximum pour les estuaires de la région. Les interpolations utilisant cette relation montrent que le déclin des zostères correspond au nitrate-N externe estuarien. Des preuves sont également présentées que l'OD est adapté pour être un indicateur primaire des impacts des nutriments dans les systèmes avec des niveaux élevés de production primaire benthique et pélagique. Des enregistreurs d'OD ont été déployés dans la zone supérieure de l'estuaire, défini par un intervalle de salinité de 15-25 PSU et une profondeur d'eau moyenne de 1-2,5 m dans 27 estuaires distincts entre 2013 et 2020 dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les données de séries temporelles ont été analysées en métriques biologiquement pertinentes qui capturent les symptômes de l'eutrophisation : hypoxie, sursaturation en oxygène dissous et coefficient de variabilité. Ces mesures ont été analysées à l'aide de statistiques multivariées et des groupes distincts se sont formés autour du type d'habitat, soit les habitats dominés par les algues reflétant ces symptômes d'eutrophisation. La combinaison des mesures de l'hypoxie et de la sursaturation en oxygène dissous a conduit à une nouvelle variable appelée " temps d'eutrophisation " (le pourcentage de temps pendant lequel un estuaire passe < 4 mg/L et > 10 mg/L d'oxygène dissous), qui a permis de capturer efficacement les estuaires ayant une tendance à l'hypoxie et ceux ayant une tendance à la sursaturation. Cette nouvelle variable a ensuite été analysée par régression multiple avec la charge en nitrate-N et le temps de séjour de l'eau comme variables prédictives qui ont finalement été bien corrélées ($R^2 = 0,81$). Cette relation peut être exploitée pour fournir des objectifs de charge en nitrate-N spécifiques à l'estuaire pour les systèmes touchés par les nutriments, à la discrétion de la direction.

INTRODUCTION

Il est essentiel de définir des indicateurs pour évaluer la qualité de l'habitat dans les écosystèmes si l'on veut élaborer des programmes de surveillance rentables qui puissent étayer la prise de décisions. En conséquence, des indicateurs efficaces doivent afficher des caractéristiques qui favorisent leur adoption initiale et persister dans le cadre d'un effort de surveillance soutenu (Rice et Rochet 2005). Dans l'idéal, ces indicateurs devraient être pertinents sur le plan biologique et quantitativement mesurables afin qu'on puisse disposer d'un outil de surveillance valable et utile. Plus important encore, il doit exister une relation mécaniste entre l'indicateur et l'agent de stress de l'écosystème, de sorte que les changements de l'indicateur soient le résultat de changements de l'agent de stress (c'est-à-dire que l'indicateur soit sensible et spécifique aux changements de l'agent de stress).

L'eutrophisation, définie par une augmentation de la production primaire (généralement des algues) due à la charge en nutriments, est une menace pour la santé des écosystèmes côtiers (Lotze *et al.* 2006). Même si on comprend bien les effets des nutriments, il n'existe pas de méthode universellement acceptée pour quantifier l'eutrophisation dans les estuaires. Ce problème est en partie dû au fait que la charge en nutriments à elle seule ne suffit pas pour prédire les impacts, car différents facteurs influencent l'absorption des éléments nutritifs par les plantes, y compris (mais pas uniquement) la salinité, la disponibilité de la lumière, la température et la vitesse de l'eau. C'est pourquoi, entre autres, il a été recommandé d'élaborer les programmes de surveillance à l'échelle régionale afin de prendre en compte de manière inhérente le large éventail de facteurs modificateurs qui contribuent à la variabilité de la réponse biologique (Duinker et Greig 2006).

Dans les systèmes côtiers, il existe un continuum biologique bien établi allant des conditions oligotrophes aux conditions eutrophes (Pearson et Rosenberg 1978). Les estuaires oligotrophes du nord de la côte de l'Atlantique se caractérisent par la présence de vastes herbiers de zostère (*Zostera marina*). La zostère a pu s'implanter dans les estuaires en partie parce que ses rhizomes abritent une faune bactérienne symbiotique qui fixe l'azote, ce qui lui confère un avantage concurrentiel dans des conditions oligotrophes. La zostère est importante pour les écosystèmes estuariens, car elle constitue une structure épibenthique tridimensionnelle, sert de nurserie pour des pêches importantes sur le plan économique, agit comme un puits de carbone, atténue l'action des vagues et limite ainsi l'érosion côtière et fournit de la nourriture aux invertébrés et aux oiseaux migrateurs (Hemminga et Duarte 2000). Compte tenu de cette myriade de services écosystémiques, Pêches et Océans Canada a reconnu la zostère comme une espèce d'importance écologique (MPO 2009). Cependant, au moins 29 % de la superficie connue des herbiers marins (y compris la zostère) a été perdue au niveau mondial, et le taux de perte s'est intensifié au cours des trois dernières décennies (Waycott *et al.* 2009). Il est donc impératif de protéger la zostère dans notre région.

On ne comprend pas entièrement les mécanismes par lesquels l'enrichissement en nutriments influe sur la zostère marine. Par exemple, aux premiers stades de l'eutrophisation, la zostère peut être touchée par la toxicité directe des espèces azotées (van Katwijk *et al.* 1999, Touchette et Burkholder, 2000, Touchette *et al.* 2003), par la limitation de la lumière due à la croissance du phytoplancton et des épiphytes (Dennison *et al.* 1993) et par l'intrusion de sulfures toxiques due à l'anoxie des sédiments (Fraser et Kendrick, 2017, Ugarelli *et al.* 2017). Aux stades plus graves de l'eutrophisation, il est évident que les espèces d'algues benthiques et pélagiques deviennent dominantes et ont un avantage compétitif sur la zostère, même sans atténuation de la lumière dans la colonne d'eau (Valiela 1997). À la suite de ces changements de type d'habitat, la communauté biotique évolue également vers des espèces tolérantes, perdant

généralement de la richesse en espèces et devenant dominée par des densités élevées d'animaux, généralement des invertébrés, capables de prospérer dans des environnements constitués en majorité de macroalgues (Schein *et al.* 2012).

Les augmentations de la production primaire entraînent des pics d'oxygène dissous (OD) pendant la journée en raison de la photosynthèse et des baisses pendant la nuit en raison de la respiration en l'absence de photosynthèse, deux phénomènes constituant des symptômes d'eutrophisation (Kemp et Boynton 1980). Dans les cas graves, l'augmentation de la demande en oxygène due à la décomposition de la matière organique peut dépasser l'importation d'oxygène de l'atmosphère, de l'eau à marée et de l'eau douce, ainsi que sa production par photosynthèse. Il en résulte des périodes prolongées de faible concentration en oxygène ou d'absence d'oxygène (anoxie) qui peuvent toucher la biodiversité marine et atteindre des niveaux létaux pour le biote (Miller *et al.* 2002, Landman *et al.* 2005, Vaquer-Sunyer et Duarte 2008, Riedel *et al.* 2014).

Compte tenu de la gravité potentielle des effets des éléments nutritifs, il est impératif que les programmes de surveillance puissent évaluer avec précision l'état trophique des estuaires et établir un lien quantitatif entre la charge en éléments nutritifs et l'indicateur de réponse. Dans ce rapport, nous utilisons une combinaison de l'oxygène dissous et de la répartition de la zostère pour évaluer l'état trophique des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent par rapport à la charge en azote.

INDICATEURS D'EUTROPHISATION POUR LA SPÉCIFICITÉ ET LA SENSIBILITÉ

Les paramètres permettant de quantifier l'état trophique ont tendance à varier en fonction de l'endroit selon les influences à l'échelle régionale (physiques, chimiques, biologiques, géologiques, etc.). On comprend bien les processus biologiques sous-jacents et la progression des estuaires des conditions oligotrophes vers les conditions eutrophes (Pearson et Rosenberg 1978, Valiela 1997), mais il est plus difficile de prédire où et quand se produit le passage des conditions oligotrophes aux conditions eutrophes (et vice versa). La variabilité inhérente aux estuaires est encore compliquée par les différences dans le climat régional, la charge en eau douce, la morphologie de l'estuaire, le substrat et le régime des marées, qui peuvent rendre les efforts de reproductibilité ou de transférabilité problématiques.

Si la charge en nutriments est en définitive le facteur qui influence directement l'état trophique, elle n'est pas pratique en tant qu'indicateur. La charge en nutriments n'est pas toujours liée de manière quantifiable aux impacts, car les éléments nutritifs n'ont un effet sur les systèmes que s'ils sont disponibles pour être utilisés par les plantes (p. ex. les formes organiques des éléments nutritifs ne sont pas immédiatement disponibles; Priha 1994). En outre, les facteurs modificateurs de l'eutrophisation mentionnés ci-dessus peuvent amortir ou atténuer les réponses (Coffin *et al.* 2018). Étant donné que l'augmentation de la production primaire définit l'eutrophisation, la concentration en chlorophylle- α dans l'eau est le paramètre classique de la documentation limnologique (OCDE 1982) et a également été utilisée dans les estuaires (Meeuwig *et al.* 1998). La concentration en chlorophylle- α (également appelée chlorophylle-*a*), un indicateur de la biomasse du phytoplancton, est bien établie comme indicateur de l'eutrophisation (voir Meeuwig 1999). Cependant, l'utilisation de cette mesure dans les estuaires peu profonds pose un certain nombre de problèmes qui font qu'elle convient mal comme indicateur généralisé de l'impact des nutriments. Contrairement aux systèmes lacustres profonds, dans les estuaires peu profonds, la chlorophylle- α ne représente que la fraction pélagique de la production primaire et ne tient pas compte de la production benthique, qui peut être importante selon la profondeur de l'estuaire (Valiela 1997, Schein *et al.* 2012). En outre, la faible profondeur et la turbidité de certains estuaires entraînent des interférences entre les

capteurs et des résultats imprécis, ce qui limite la confiance dans les capteurs de chlorophylle à haute fréquence (James 2013).

La surveillance des phanérogames marines fait partie des méthodes les plus courantes pour examiner les impacts, notamment ceux des nutriments, dans les estuaires. Cependant, les paramètres de surveillance ne sont pas une mesure de l'augmentation de la production primaire et ne sont donc qu'indirectement liés à l'eutrophisation. Les paramètres des herbiers représentent le point culminant de l'effet des éléments nutritifs sur des échelles annuelles, c'est-à-dire qu'ils sont moins sensibles sur des échelles de temps plus courtes. De plus, les phanérogames marines sont sensibles à de nombreux agents de stress, notamment la température, la salinité, la sédimentation, les perturbations mécaniques, l'affouillement par la glace, l'aquaculture et les autres pêches. La pénétration de la lumière a longtemps été considérée comme le facteur limitant la répartition de la zostère marine, qui a besoin d'au moins 11 % (Olesen et Sand-Jensen 1993) à 34 % (Ochieng *et al.* 2010) de la lumière atteignant la surface pour survivre. La pénétration de la lumière peut être limitée par des matières particulaires organiques ou inorganiques, ainsi que par des matières organiques dissoutes.

La surveillance de la zostère repose sur le fait que lorsque les nutriments sont facilement disponibles, les espèces végétales autres que les phanérogames marines ont un avantage concurrentiel, qui se traduit souvent par la disparition de la zostère (Valiela 1997). Cette succession est bien documentée et la prolifération des macroalgues est considérée comme sa première étape (Valiela 1997). Cela complique les efforts de surveillance, car la quantification de la production primaire nécessiterait la collecte de données sur plusieurs espèces végétales qui varient dans le temps et l'espace dans les estuaires. Il faudrait quantifier les macroalgues, autrement dit procéder à des relevés géospatiaux intensifs de la biomasse de ces espèces végétales de fond non enracinées, à la répartition hétérogène et variables dans le temps (Schein *et al.* 2012). Cette dimension supplémentaire de la production primaire en fait un indicateur coûteux et logistiquement difficile.

Contrairement aux mesures de la production primaire, l'oxygène dissous peut représenter le meilleur indicateur de l'impact des nutriments, car il est facile à mesurer et reflète à la fois la production d'oxygène dissous par la photosynthèse et la consommation d'oxygène dissous par la respiration (Kemp et Boynton 1980). L'oxygène dissous constitue également un paramètre qui peut être surveillé en permanence, reflétant toute la variabilité temporelle des réponses estuariennes. En outre, étant donné que l'hypoxie/anoxie a des effets négatifs sur la majorité de la faune, il est judicieux de la mesurer directement pour déterminer si cette faune pourrait être touchée (Miller *et al.* 2002, Landman *et al.* 2005, Vaquer-Sunyer et Duarte 2008, Riedel *et al.* 2014). Les progrès technologiques et le faible coût des enregistreurs chronologiques d'oxygène dissous en font un outil fiable qui fournit des données précises avec un entretien minimal sur le terrain. Coffin *et al.* (2018) ont étudié l'utilité des enregistreurs chronologiques d'oxygène dissous dans la dernière itération de la surveillance de l'oxygène dissous dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Bugden *et al.* 2014). Coffin *et al.* (2018) ont alors trouvé des réponses indépendantes pour l'hypoxie et la sursaturation en oxygène, et ont été en mesure de différencier les habitats dominés par les phanérogames marines et les algues en utilisant des paramètres intégrés. De surcroît, une mesure de l'hypoxie (c'est-à-dire la proportion de temps à <4 mg/L) a révélé une forte corrélation avec les deux principaux facteurs influençant l'absorption des nutriments, la charge en nitrate-N et le séjour dans l'eau, expliquant ainsi plus de 70 % de la variabilité des conditions hypoxiques.

DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE

La zone d'étude du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL), au Canada, caractérisée ici par les estuaires des fleuves qui se jettent dans le détroit de Northumberland à partir du Nouveau-

Brunswick (N.-B.) et de la Nouvelle-Écosse (N.-É.) et de toute l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.) (figure 1), est une zone importante sur le plan écologique et économique. L'utilisation des terres dans les bassins hydrographiques de cette zone d'étude était très variable, allant de bassins principalement forestiers dans la majeure partie du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse, à des bassins avec des niveaux élevés de cultures en rangs à l'Île-du-Prince-Édouard, où les impacts des nutriments sont plus importants. Les estuaires inclus dans cette étude ont été sélectionnés sur un gradient géographique et de charge en éléments nutritifs pour refléter la gamme complète des conditions estuariennes dans la région. Jusqu'à présent, des données sur l'oxygène dissous ont été recueillies à plus de 32 sites dans les trois provinces, mais seules celles de 27 sites étaient prêtes pour les analyses de ce rapport. Cependant, pour ces 27 sites, il existe 59 séries chronologiques sur l'oxygène dissous sur toute l'année, car certains sites ont été surveillés plusieurs années (2013 à 2020). Les données sur la zostère présentées ici ont été évaluées dans 16 de ces estuaires, mais ont été recueillies dans 16 autres réseaux hydrographiques pour lesquels les données ne sont pas encore disponibles aux fins d'analyse.

En général, les estuaires et les baies de cette région sont des lagunes, ou des échancrures côtières, avec des îles barrières (Glibert *et al.* 2010). L'amplitude moyenne et la périodicité des marées diffèrent selon les sites (0,3 – 1,6 m), la plupart présentant des marées micro- ou mésotidales, mixtes semi-diurnes ou diurnes (Pingree et Griffiths 1980, Godin 1987). La définition des limites estuariennes peut être complexe, car les définitions des conditions limites diffèrent (Elliott et McLusky 2002). Dans ce document, les estuaires sont définis par la salinité dans la zone la plus haute (< 0,5 USP) et par les limites géographiques au point le plus externe, là où l'estuaire s'ouvre sur une baie plus grande ou là où il pénètre directement dans le sud du golfe du Saint-Laurent ou le détroit de Northumberland, où l'eau douce et l'eau salée sont complètement mélangées. Les estuaires de cette région varient de 17 à 386 km² et sont peu profonds (profondeur moyenne de 1 à 5 m). En raison de leur profondeur relativement faible, de la faible amplitude des marées et des faibles apports d'eau douce, la zone de transition entre l'eau douce et l'eau de mer est relativement courte et caractérisée par une eau bien mélangée (c'est-à-dire une absence générale de stratification verticale). En outre, cette zone de transition est l'endroit où les nutriments d'origine terrestre sont d'abord disponibles dans le milieu marin et où les impacts sur les éléments nutritifs sont généralement les plus graves. C'est donc là que s'est déroulée la surveillance de l'oxygène dans cette étude, dans l'estuaire supérieur défini par une fourchette de la salinité de 15 à 25 USP, l'intention étant de capturer les pires conditions de qualité de l'eau. Les zones les plus touchées par les nutriments sont généralement dominées par *Ulva spp.* alors que la zostère marine prédomine dans celles qui ne le sont pas. Ainsi, la surveillance de la zostère, en revanche, portait sur l'ensemble du gradient spatial de l'estuaire. Dans l'ensemble, la faible profondeur et les apports relativement faibles d'eau douce dans les estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent sont similaires à ceux de nombreux autres estuaires de l'Atlantique Nord, mais les effets de la couverture de glace en hiver y sont différents.

PROGRAMMES DE RECHERCHE ET DE SURVEILLANCE ANTÉRIEURS

La charge en azote dans les rivières et les estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard a augmenté parallèlement à l'augmentation de l'utilisation des terres pour la culture en rangs, en particulier entre 1960 et 1999, lors du pic de la production de pommes de terre (ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de l'Action climatique de l'Île-du-Prince-Édouard 2020). Ce pic de production de pommes de terre a entraîné un plateau de la concentration des nitrates dans les eaux de surface (ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de l'Action climatique de l'Île-du-Prince-Édouard 2020). Dans certains bassins hydrographiques, l'utilisation des terres agricoles dépasse 60 % et il s'agit principalement de rotations de cultures de pommes de terre (Jiang *et al.* 2015, Grizard *et al.* 2020). Étant donné que les variétés de pommes de terre plantées à l'Île-du-Prince-Édouard exigent beaucoup d'azote, les taux épandage d'engrais, et

par la suite le lessivage dans les eaux souterraines, sont plus élevés que pour d'autres cultures (Jiang *et al.* 2015, Grizard *et al.* 2020). L'excès d'azote qui n'est pas absorbé par la plante est hydrosoluble et a tendance à être lessivé dans les eaux souterraines en traversant le substrat sablo-limoneux caractéristique de l'Île-du-Prince-Édouard (Jiang *et al.* 2015). Ce processus fonctionne sur une échelle pluriannuelle, de sorte qu'il existe un délai entre le moment où l'azote est épandu sur les champs et celui où il pénètre dans les cours d'eau et les rivières (Liang *et al.* 2019). À l'Île-du-Prince-Édouard, le débit de base des cours d'eau est principalement constitué d'eaux souterraines en été, avec une concentration en azote/nitrate relativement stable (le nitrate est lessivé par le sol dans les eaux souterraines, qui atteignent ensuite les cours d'eau et les rivières, ce qui entraîne un décalage pouvant atteindre plusieurs années), ce qui simplifie les calculs de la charge en azote, car on peut supposer sans risque que les concentrations ne sont pas sur- ou sous-estimées en fonction du débit (Jiang *et al.* 2015).

La première itération de la mise en relation de la surveillance de l'oxygène dissous avec la charge en azote dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Bugden *et al.* 2014) supposait que la majorité de l'azote pénètre dans l'estuaire depuis la terre par l'eau douce, et que le risque de développer des conditions de faible teneur en oxygène augmente avec le temps de séjour dans l'eau. Ce modèle a permis de calculer le delta-N de chaque estuaire, une valeur qui intégrait à la fois la charge en nutriments et le renouvellement de l'eau par les marées. Il reposait sur le principe que l'azote pénétrant dans l'estuaire serait évacué par les marées avant de s'incorporer aux plantes. Bugden *et al.* (2014) ont traité les estuaires de manière homogène (les concentrations de nutriments sont égales partout) et utilisé initialement les événements anoxiques rapportés publiquement comme paramètre. Plusieurs lacunes de cette méthodologie ont été relevées, notamment l'utilisation d'un paramètre binaire représentant le pire scénario d'impact des nutriments (anoxie), et le fait qu'elle ne tient pas compte de la bathymétrie propre au réseau hydrographique ou des gradients spatiaux de l'impact des nutriments. De plus, on sait depuis longtemps que l'hypothèse selon laquelle les nutriments entrants sont évacués par les marées avant d'être absorbés par les plantes est incorrecte. Le modèle de marée utilisé ne tenait pas compte de l'apport d'eau douce. En fait, les nutriments sont efficacement éliminés par les plantes dans les premières centaines de mètres d'un estuaire, ce qui donne des concentrations de nutriments relativement faibles dans la majeure partie de l'estuaire (Valiela 1997). Néanmoins, cet exercice avait une valeur prédictive et la poursuite des travaux a été motivée par l'utilisation constante de meilleurs paramètres de l'oxygène dissous, plutôt que par les lacunes dans la valeur prédictive du modèle.

Le Northumberland Strait Environmental Monitoring Partnership (NorSt-EMP) – un groupe composé de groupes autochtones, d'intervenants, d'universitaires et des gouvernements provinciaux (Île-du-Prince-Édouard et Nouveau-Brunswick) et fédéral a ensuite mis au point une surveillance améliorée de l'oxygène dissous en vue d'élaborer un modèle d'oxygène dissous plus raffiné. Son approche a consisté à utiliser des enregistreurs chronologiques optiques de l'oxygène dissous, qui ont été déployés dans la partie supérieure (c.-à-d. là où les effets des éléments nutritifs sont généralement les plus graves et touchent environ les 10 % supérieurs de la superficie d'un estuaire donné) de 15 estuaires du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard. Ces données nous ont permis de mieux discriminer entre des sites présentant des niveaux différents d'effets des éléments nutritifs. L'élaboration de modèles de marée harmoniques pour tous les estuaires et d'un modèle de prisme de marée qui tient compte du débit d'eau douce, des flux des marées et du volume estuarien a également permis d'améliorer les estimations du temps de séjour dans l'eau par rapport au modèle de Bugden *et al.* (2014) (voir la section Méthodes ci-après). Enfin, et c'est le plus important, ce travail a abouti à un modèle quantitatif reliant la charge en nitrates et le temps de séjour dans

l'eau à la concentration d'oxygène dissous qui était davantage fondé sur le plan mécaniste que le modèle précédent (importation d'oxygène plutôt qu'exportation de nutriments).

La zostère marine était également une priorité du NorSt-EMP. Avant cet effort de recherche, il n'y avait pas eu de surveillance cohérente, ni de tentatives de modèles reliant les agents de stress aux paramètres de la zostère. La question générale était axée sur la nature des paramètres d'évaluation de la zostère, sur la meilleure façon de les mesurer et sur la possibilité de les relier à la charge en nutriments ou à d'autres variables estuariennes (Hitchcock *et al.* 2017, van den Heuvel *et al.* 2019). Les travaux ont d'abord porté sur une série de paramètres de la santé de la zostère à quatre endroits, de l'étendue la plus élevée à l'étendue la plus éloignée de la zostère dans quatre estuaires (Hitchcock *et al.* 2017; rivière Wheatley (Î.-P.-É.); Bideford (Î.-P.-É.); Kouchibouguac (N.-B.); et Bouctouche (N.-B.)). Les paramètres comprenaient la hauteur de la canopée, la biomasse aérienne et souterraine, la teneur en azote, carbone et soufre des feuilles et leurs isotopes stables. Tous les paramètres ont montré une forte variance spatiale dans l'estuaire qui était la plus fortement associée au gradient de salinité (voir une ventilation des paramètres de variance dans Hitchcock *et al.* 2017). Comme on n'a obtenu que peu ou pas de variance et donc de puissance statistique pour résoudre ces paramètres entre les estuaires, la probabilité d'élaborer des modèles prédictifs reliant les agents de stress et les paramètres était faible. Cependant, ces paramètres peuvent être utiles s'ils sont mesurés aux mêmes points dans le temps dans un estuaire. La Coalition pour la viabilité du sud du Golfe du Saint-Laurent a mis en œuvre SeagrassNet (www.seagrassnet.org), un programme mondial qui utilise une telle approche, dans la région du sud du golfe du Saint-Laurent. Cependant, le manque de possibilité d'élaborer des modèles prédictifs utilisables par les gestionnaires et le SeagrassNet déjà existant ont conduit à des recommandations contre l'inclusion d'une telle surveillance dans le cadre du programme de qualité du milieu marin (QMM). En revanche, l'utilisation de mesures de la couverture de la zostère dans les estuaires a permis de mettre au point des modèles prédictifs utilisant la charge en azote comme agent de stress (van den Heuvel *et al.* 2019), décrits dans le présent document.

Bien que le NorSt-EMP ait examiné d'autres paramètres, l'oxygène et la zostère ont été retenus pour le programme de QMM parce qu'ils étaient techniquement, logistiquement et financièrement réalisables, importants sur le plan écologique et les plus susceptibles de produire des modèles de réponse aux agents de stress que les gestionnaires pourraient utiliser. Ce dernier point est particulièrement important, car le programme de QMM a été relancé à l'échelle nationale en 2017 pour établir des seuils de gestion des agents de stress influençant la qualité du milieu marin. Bien que le MPO soit le responsable de ce programme, il serait impossible d'effectuer des recherches de cette envergure sans la collaboration de multiples partenaires. Le gouvernement de l'Île-du-Prince-Édouard a initié des premières recherches sur les relations entre l'oxygène et les nutriments qui ont mené au programme actuel. Il dispose d'un programme exceptionnel de surveillance des nutriments qui remonte à plusieurs décennies, applique la méthodologie du NorSt-EMP/QMM depuis plusieurs années et partage librement les données qu'il recueille pour étayer le programme de QMM. La province du Nouveau-Brunswick s'est jointe plus récemment au partenariat et a surveillé les estuaires du Nouveau-Brunswick pour la saison de terrain de 2020. Agriculture et Agroalimentaire Canada est également un partenaire, et le programme de QMM bénéficie d'une collaboration fréquente avec la Coalition pour la viabilité du sud du golfe du Saint-Laurent et des partenaires universitaires, notamment l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard et l'Université de Waterloo. Bien que l'itération actuelle de ce programme de surveillance utilise de nombreux éléments mis au point dans le cadre de NorSt-EMP, il est important de vérifier ses résultats étant donné que le projet n'a été testé que sur un nombre limité de sites et sur une seule saison de terrain (Coffin *et al.* 2018). Le projet NorSt-EMP original a également souffert de lacunes dans la quantité de données sur les nutriments du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse, qui

ont été comblées par la suite pour faciliter le programme de QMM. En outre, les méthodes élaborées à des fins de progrès académiques ne sont pas toujours facilement transférables à des scénarios de surveillance dans le monde réel. Ce document représente une occasion d'évaluer les opérations du NorSt-EMP et d'ajuster les indicateurs du QMM pour mieux refléter l'état trophique des estuaires. Les données présentées dans ce document ont été recueillies de 2013 à 2020, et comprennent l'ensemble de données original contenu dans Coffin *et al.* (2018) et van den Heuvel *et al.* (2019).

MÉTHODES

OXYGÈNE DISSOUS

Dans cette étude, l'oxygène dissous (OD) a été mesuré dans 31 estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent avec des enregistreurs optiques d'oxygène dissous Onset Hobo® de façon intermittente de mai à novembre en 2013, 2014, 2018 et 2019, et de juillet à octobre en 2020 (tableau 1). Les analyses effectuées dans Coffin *et al.* (2018) portaient sur toute la période où les enregistreurs d'oxygène dissous ont été déployés, mais les analyses présentées dans le présent document incluent la période de juillet à septembre, qui correspond à la plupart des événements anoxiques. L'étude précédente a montré qu'il n'est pas absolument nécessaire de surveiller l'oxygène en eaux libres pendant toute la période, compte tenu du degré élevé de corrélation entre l'ensemble des données de la saison complète et les mesures mensuelles de juillet à septembre (Coffin *et al.* 2018). Sur les 31 estuaires étudiés, quatre sont surveillés annuellement : Wheatley (Île-du-Prince-Édouard), West (Île-du-Prince-Édouard), Cocagne (Nouveau-Brunswick) et Pugwash (Nouvelle-Écosse). Le plan de surveillance initial prévoyait un cycle de trois ans pour 20 sites à l'Île-du-Prince-Édouard et 10 sites au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, avec 12 à 15 sites surveillés chaque année (tableau 1). Dans chaque estuaire, les enregistreurs ont été déployés dans l'estuaire supérieur, défini ici comme étant en amont de 10 % de la zone estuarienne totale où la salinité est comprise entre 15 et 25 USP, et ont enregistré l'oxygène dissous (mg/L) et la température (°C) à des intervalles de 30 ou 60 minutes. Les enregistreurs ont été fixés à 0,5 m du substrat dans une zone où la profondeur moyenne de l'eau était comprise entre 1,0 et 2,5 m, où la production benthique est possible. Afin de réduire les effets potentiels des bio-salissures, des protections anti-bio-salissures composées de fils de cuivre ont été fixées près du capteur de la sonde. Les données étaient téléchargées et les enregistreurs nettoyés des organismes salissants toutes les deux semaines, bien que ce calendrier n'ait pas été maintenu de manière constante en raison des limitations en personnel (2018) et de la réalité de la pandémie de COVID-19 (2020).

L'exploration des séries chronologiques de l'oxygène dissous a permis de dériver des paramètres reflétant des concentrations d'oxygène symptomatiques de l'eutrophisation (oxygène dissous élevé ou faible) en fonction de la durée, de la variabilité, de la fréquence et du moment d'un événement donné (tableau 1, voir la liste complète dans Coffin *et al.* (2018)). Ces paramètres ont permis de documenter les régimes d'oxygène estuariens tout en évitant les effets trompeurs de l'autocorrélation sérielle (Daigle *et al.* 2011). L'analyse originale de Coffin *et al.* (2018) différenciait les estuaires selon un gradient de charge en nutriments, mais était spécialement adaptée à l'impact des nutriments. Selon leur analyse en composantes principales (ACP), les paramètres les plus importants pour la discrimination des sites étaient toutes les mesures de la fréquence; l'hypoxie (proportion du temps <4 mg/L); la sursaturation en oxygène (proportion du temps >10 mg/L) et le coefficient de variation. Malgré la corrélation très forte entre un certain nombre de paramètres, nous avons choisi des seuils de 4 et 10 mg/L pour représenter les écarts par rapport à la normoxie afin d'éviter une inflation zéro en nous assurant que les données étaient disponibles pour tous les sites. L'hypoxie et la sursaturation

en oxygène étaient orthogonales entre elles selon l'ACP, ce qui signifie qu'elles ne sont pas corrélées entre elles. Coffin *et al.* (2018) ont interprété cette absence de corrélation comme signifiant que certains estuaires tendaient vers l'hypoxie et d'autres vers la sursaturation en oxygène. Par conséquent, la somme de ces deux valeurs a permis de créer un paramètre de la proportion de temps < 4 mg/L et de la proportion de temps > 10 mg/L, qui a été appelé « temps d'eutrophisation » pour représenter l'impact des nutriments de manière plus holistique. Comme plusieurs années de données étaient disponibles pour certains sites, nous avons calculé la moyenne des paramètres de l'oxygène dissous de chaque site afin de limiter l'influence disproportionnée de ces sites sur le modèle.

ZOSTÈRE

L'ensemble de données sur la zostère est composé de 16 estuaires représentatifs du sud du golfe du Saint-Laurent (figure 1) qui ont été évalués en 2014 et publiés précédemment (van den Heuvel *et al.* 2019). Un estuaire supplémentaire, celui de la rivière Barbara Weit, a été évalué par l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard en 2018 et a été ajouté à l'ensemble de données comme le seul estuaire examiné jusqu'à présent qui n'avait pas du tout de zostère. Depuis le début du QMM, la Coalition pour la viabilité du sud du golfe du Saint-Laurent a mené des relevés au sonar dans 16 estuaires. Malheureusement, l'analyse de ces données n'est pas suffisamment avancée pour être incluse ici. Les méthodes sont présentées pour les collections de l'Université de l'Île-du-Prince-Édouard et de la Coalition pour la viabilité du sud du golfe du Saint-Laurent afin de permettre de comparer les méthodologies.

Au moment où les données originales des 16 estuaires ont été recueillies, on ne savait pas si la charge en nutriments pouvait être liée à la couverture de la zostère. En fait, étant donné la pléthore d'influences potentielles sur la zostère, il semblait naïf de penser qu'une seule variable pouvait prédire la couverture. On a ainsi comparé la couverture à un groupe de variables environnementales, dont le temps de séjour dans l'eau, l'amplitude des marées, la charge en nutriments totaux et inorganiques (méthodologie décrite ci-après), l'atténuation de la lumière, la turbidité, la température, la salinité et la chlorophylle. Étant donné que parmi ces variables, la seule qui était significativement liée à la couverture de la zostère était la charge en nutriments (van den Heuvel *et al.* 2019), ces variables ne sont pas examinées plus avant dans le présent document, l'objectif étant d'affiner le modèle initialement publié.

Les 16 estuaires étudiés en 2014, avec l'ajout de l'estuaire de la rivière Barbara Weit en 2018, ont été évalués avec un échosondeur portable Knudsen, modèle 1612, équipé d'un transducteur Knudsen KEL-291 de 210 kHz avec une largeur de faisceau de 3°. Le transducteur était monté à l'avant d'un Carolina Skiff de 5,2 m de long. Bien que l'appareil de Knudsen ait produit des données d'excellente qualité, la Coalition pour la viabilité du sud du golfe du Saint-Laurent, en partenariat avec le MPO de la région du Golfe, a mené des travaux ultérieurs à l'aide d'un échosondeur d'habitat aquatique MX de BioSonics, muni d'un transducteur à faisceau unique de 204,8 kHz (largeur de 8,7°) monté sur un bateau en aluminium de 3 mètres. La principale raison du passage à BioSonics était à la fois le coût et l'intégration des composantes, y compris le logiciel, dans le but précis de surveiller la végétation aquatique immergée.

Le positionnement pour les relevés de 2014 et 2018 a été réalisé à l'aide d'un GPS différentiel Trimble® GeoXT afin de générer des coordonnées géographiques haute résolution (0,5 m) en temps réel en utilisant le réseau de stations de référence virtuelles Can-Net pour les corrections dGPS. L'appareil BioSonics est doté d'un GPS intégré qui a la capacité de GPS différentiel avec une précision de <3 m. Le logiciel Knudsen a servi à acquérir les données sonar pour les relevés de 2014 et 2018 utilisés. Lors des relevés ultérieurs, on a contrôlé l'échogramme visuellement en temps réel à l'aide du logiciel BioSonics Visual Acquisition. Si, en général, la

zostère est apparente depuis la surface, on a parfois eu recours à une caméra sous-marine pour en avoir la confirmation. Des notes étaient prises pendant les transects pour identifier la végétation aquatique submergée afin de confirmer avec l'échogramme.

CHARGE EN NITRATE-N

Coffin *et al.* (2018) ont démontré que la charge en nitrate-N inorganique était un prédicteur supérieur pour l'oxygène dissous par rapport à la charge en azote total, vraisemblablement parce que le nitrate-N est une forme d'azote immédiatement biodisponible, alors que l'azote total est probablement dominé par des formes organiques d'azote. Les valeurs de la concentration de nitrate sont abondantes pour l'Île-du-Prince-Édouard, mais l'analyse des éléments nutritifs de l'eau est rare pour les cours d'eau du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse.

Les modèles originaux oxygène-azote étaient fondés sur seulement deux échantillons recueillis par Grizard *et al.* (2020) au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. En outre, les concentrations estivales de nitrate dans certains cours d'eau du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse sont très faibles et les problèmes de limite de détection dans l'ensemble de données recueillies précédemment peuvent avoir entraîné des niveaux élevés de nitrate à certains de ces endroits. C'est pourquoi nous n'avons pas utilisé les concentrations de nitrate-N déterminées précédemment dans la présente analyse. Afin d'élargir les données disponibles pour le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse, l'eau a été échantillonnée mensuellement à 42 endroits dans ces provinces en 2018. Les sites ont été choisis en amont de l'accès routier le plus proche de la limite de marée afin d'éviter toute influence de la marée. Cela englobait tous les bassins versants situés entre Tabusintac, à l'ouest, et la Margaree, sur l'île du Cap-Breton, à l'est. Les nitrates, les phosphates, l'azote total et le phosphore total ont été analysés dans l'eau par chromatographie anionique selon les méthodes décrites précédemment (Schein *et al.* 2012). L'analyse des tendances annuelles de la concentration de nitrate-N a révélé des profils saisonniers marqués entre l'été et l'hiver, les niveaux de nitrate-N en hiver étant souvent 10 fois plus élevés que ceux mesurés pendant les mois plus chauds. Comme les réactions d'eutrophisation se manifestent plus fortement en été, seules les concentrations moyennes de nitrate-N de mai à octobre ont été utilisées (n=6 pour tous les estuaires).

Les concentrations de nitrate-N dans les eaux de surface pour la charge en nitrate de l'Île-du-Prince-Édouard ont été tirées de la base de données provinciale de surveillance des éléments nutritifs de l'Île-du-Prince-Édouard. Les concentrations dans les eaux de surface étaient disponibles pour chaque année de 2013 à 2020. Deux exceptions ont été notées, Enmore et Bideford, qui ne font pas partie de la collecte régulière menée par le gouvernement provincial de l'Île-du-Prince-Édouard; nous avons donc utilisé plutôt les données antérieures à 2013. Bien que les concentrations de nitrate-N de l'Île-du-Prince-Édouard ne présentent pas les mêmes profils saisonniers marqués que celles du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse, nous avons également utilisé les concentrations de nitrate des échantillons prélevés entre le 1^{er} mai et le 31 octobre. Nous avons calculé la moyenne des mesures de nitrate-N entre 2013 et aujourd'hui (la période où toutes les données sur l'oxygène ont été recueillies) pour cette étude.

Étant donné qu'une proportion importante des réseaux hydrographiques compte plusieurs affluents affichant des concentrations différentes de N, nous avons délimité chaque bassin versant pour tenir compte de l'apport proportionnel de nitrate-N de chaque affluent. Les affluents retenus étaient uniquement ceux qui entraînent dans l'estuaire en amont ou à proximité du site d'échantillonnage de 10 % de l'estuaire. Le débit de chaque affluent/estuaire a été fondé sur la relation modélisée entre la superficie et le débit décrite dans Coffin *et al.* (2018), dont Environnement et Changement climatique Canada a tiré des données quotidiennes sur le débit dans 20 stations hydrométriques régionales. Plus précisément, nous avons modélisé une

relation linéaire entre le débit quotidien moyen log-transformé (mesuré en m³/s) et la superficie du bassin versant log-transformée en amont du cours d'eau mesuré pour chaque année pour laquelle des données étaient disponibles (2013 à 2018; figure 1). La valeur moyenne de R² pour toutes les années était de 0,97, ce qui indique que la grande majorité de la variance du débit, moyennée sur la période de mai à octobre, peut être décrite par la superficie du bassin versant pour une année donnée. Comme les débits des deux années les plus récentes n'étaient pas disponibles (2019 et 2020), nous avons calculé la moyenne des débits pour toutes les années de 2013 à 2018 pour chacun des 27 bassins versants. De plus, les stations hydrométriques étant parfois éloignées de l'estuaire, il a fallu calculer le débit au prorata de la superficie totale du bassin versant contribuant à l'estuaire supérieur (où se trouvait l'enregistreur d'oxygène dissous). Dans la mesure du possible, nous avons déterminé le débit pour chaque affluent entrant dans l'estuaire. Il y a eu quelques exceptions où les sous-zones du bassin versant n'ont pas encore été délimitées et où il n'a pas été possible de calculer le débit de chaque affluent; dans ces cas, nous l'avons remplacé par l'estimation du débit total du bassin versant.

Pour calculer la charge en nitrate-N, nous avons multiplié la concentration en nitrate-N par le débit modélisé, pour chaque affluent contribuant au débit global d'eau douce, puis au prorata de l'emplacement de l'enregistreur d'oxygène dissous. En calculant le débit et la charge en nitrate-N selon cette méthode, on suppose que le débit n'est pas particulièrement variable et que la charge en nitrate-N est donc relativement stable (voir Jiang *et al.* 2015). En outre, on suppose que l'utilisation des terres et donc la concentration de nitrate-N est proportionnelle en aval de l'endroit où elle a été recueillie pour un bassin versant donné. En fin de compte, cette approche est fiable pour estimer la charge en nutriments, car elle a été validée (Jiang *et al.* 2015) et résiste aux sur- ou sous-estimations potentielles des charges en nutriments. Dans les cas où le sous-bassin versant n'avait pas été délimité, nous avons utilisé la superficie totale du bassin versant et la concentration moyenne de nitrate-N pour calculer la charge. La charge en nitrate-N a été ajustée à la superficie totale de l'estuaire et exprimée comme si cette charge s'était produite tout au long de l'année (kg N ha⁻¹ superficie de l'estuaire an⁻¹).

TEMPS DE SÉJOUR DANS L'EAU

Le temps de séjour dans l'eau a été estimé à l'aide d'un modèle de prisme de marée pour l'ensemble de l'estuaire. Ce modèle a calculé le temps de séjour dans l'eau comme suit :

$$TSE = \frac{V_{estuaire}}{V_{eau\ douce} + V_{marée}}$$

où TSE est le temps de séjour dans l'eau, $V_{estuaire}$ est le volume estuarien total à marée moyenne, $V_{eau\ douce}$ est le volume d'eau douce entrant dans l'estuaire sur un cycle de marée et $V_{marée}$ est le volume de marée. Pour obtenir le volume total de chaque estuaire ($V_{estuaire}$), nous avons utilisé un sonar embarqué équipé d'un transducteur de 210 kHz (Knudsen pour les données recueillies de 2013 à 2016 et BioSonics par la suite) qui enregistrait la bathymétrie le long de transects parallèles espacés d'une cible de ≈50 à 100 m. Pour les zones qui n'ont pas été explicitement cartographiées à l'aide du sondeur, nous avons appliqué une interpolation spline afin d'interpoler la bathymétrie estuarienne à l'aide d'ArcGIS 10.3 (van den Heuvel *et al.* 2019). ArcGIS 10.3 a été utilisé pour calculer $V_{estuaire}$ à partir de la trame bathymétrique obtenue. Les volumes d'eau douce (c.-à-d. $V_{eau\ douce}$) ont été modélisés selon la méthode du modèle linéaire proportionnel, comme décrit ci-dessus pour la charge en nitrate-N. Pour les volumes de marée (c'est-à-dire $V_{marée}$), des enregistreurs de pression Onset Hobo Water Level Titanium® ont été déployés pendant ≥30 jours dans chaque estuaire en vue de recueillir des données sur la pression à des intervalles de 10 min. Pour mesurer la pression barométrique (dans l'air), un enregistreur a été placé dans le voisinage général des estuaires où les données étaient recueillies ou la pression barométrique a été prise

à la station météorologique de l'aéroport le plus proche. Une fois collectées, les mesures de la profondeur ont été calculées à partir des données sur la pression et des modèles de marée harmoniques ont été construits à partir du programme `t_tides` en Matlab ou Python (Pawlowicz *et al.* 2002). Des simulations de marée pour toute la période de déploiement des enregistreurs d'oxygène dissous ont été créées à partir des modèles et l'amplitude de la marée a été calculée pour chaque jour (différence entre le niveau d'eau maximum et minimum de chaque jour). En utilisant ces amplitudes de marée quotidiennes, nous avons calculé la moyenne pour la période de mai à octobre et l'avons multipliée par la superficie de l'estuaire pour obtenir le volume de marée.

ANALYSES DES DONNÉES

Oxygène dissous

Bien que des données sur l'oxygène dissous aient été recueillies dans 32 estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent, les estuaires de la rivière Cardigan, de la rivière Foxley, de la rivière Tabusintac et de la rivière Vernon ont été retirés de l'analyse de régression multiple en raison du manque de données bathymétriques disponibles pour l'année la plus récente afin de calculer le temps de séjour dans l'eau.

Les données sur l'oxygène dissous de juillet à septembre ont servi à calculer les paramètres de l'oxygène dissous susmentionnés (temps d'eutrophisation [$<4 + >10$ mg/L]; hypoxie [<4 mg/L]; sursaturation en oxygène [>10 mg/L]); et le coefficient de variation de chacun des 27 estuaires étudiés (tableau 1; moyenne par année avec plusieurs années de données). Nous avons utilisé le logiciel Plymouth Routine in Multivariate Ecological Research (PRIMER v7; Clarke et Gorley 2006) pour analyser les données sur l'oxygène en appliquant l'analyse en composantes principales aux données normalisées (moyenne de zéro et écart-type de un).

Une régression multiple nous a permis de mettre en relation chacun des paramètres de l'oxygène dissous ci-dessus avec la charge en nitrate-N et le temps de séjour dans l'eau. Il convient de noter que le mauvais ajustement de la chlorophylle- α avec la charge en nitrate-N et le temps de séjour dans l'eau dans Coffin *et al.* (2018) a guidé notre décision de l'exclure de l'analyse ici. Pour les modèles significatifs, nous avons comparé les coefficients bêta normalisés, qui sont des mesures de la variation de l'écart-type du prédicteur, afin de déterminer la contribution relative de chaque variable indépendante au modèle global, comme dans Coffin *et al.* (2018).

Zostère

Les fichiers sonar ont été traités à l'aide de Sonar5-Pro (logiciel tiers pour les données Knudsen) ou du logiciel Visual Habitat/Visual Aquatic de BioSonics. Nous avons d'abord appliqué des méthodes automatiques de détermination de la profondeur du fond et de la végétation; cependant, nous avons fait appel à des méthodes manuelles pour améliorer la précision de la délimitation de la surface benthique et de la végétation. Un fichier de la hauteur de la zostère et de l'élévation du fond pour chaque impulsion distincte du sonar a été importé dans une feuille de calcul en vue d'une analyse plus approfondie. En raison de la très haute résolution des données, les points latitudinaux en double ont été éliminés.

Les données ont été importées dans ArcGIS 10.5-10.7 pour une analyse plus approfondie. Pour l'analyse d'interpolation, le krigeage régulier, le co-krigeage et l'interpolation inverse pondérée en fonction de la distance ont été initialement évalués, mais se sont avérés inadaptés, car les données sur la zostère étaient non normales et à inflation nulle. Au lieu de cela, nous avons utilisé un krigeage d'indicateur (voir plus de précisions dans van den Heuvel *et al.* 2019).

La zone d'habitat convenable pour la zostère a été définie comme étant les régions de moins de 3 mètres de profondeur, où la profondeur est supérieure à la marée basse moyenne, la salinité supérieure à 10 USP et où il n'y a pas d'aquaculture. Les polygones des estuaires créés à l'origine afin de définir l'étendue des estuaires pour l'analyse de l'oxygène ont été modifiés en tronquant l'extrémité supérieure de l'estuaire correspondant à une salinité moyenne de 10 USP (interpolée à partir des observations). L'habitat propice a été affiné en soustrayant la zone au-dessus de la marée basse moyenne, en dessous de 3 m de profondeur, et la zone d'aquaculture. Nous avons obtenu le pourcentage de l'habitat occupé par la zostère en divisant la superficie des polygones de zostère interpolés par la superficie totale de l'habitat propice, appelé ci-après pourcentage de couverture.

RÉSULTATS

OXYGÈNE DISSOUS

L'analyse en composantes principales (ACP) appliquée aux paramètres d'oxygène dissous les plus pertinents déterminés dans Coffin *et al.* (2018) pour les 66 séries chronologiques d'oxygène dissous collectées pour le programme de QMM a produit des ordinations similaires (figure 2). Les deux premières composantes de l'ordination expliquent 66,1 et 31 % de la variation totale pour les CP1 et CP2, respectivement, et représentent 97 % de la variation globale entre les sites. Comme dans Coffin *et al.* (2018), l'hypoxie et le coefficient de variation étaient orthogonaux à la sursaturation. Le temps d'eutrophisation présente une corrélation positive avec les sites dominés par *Ulva* spp. et une corrélation négative avec ceux dominés par la zostère (figure 2). La présentation des sites par ordre croissant en fonction du temps d'eutrophisation a révélé un point d'inflexion autour de 0,35 où l'habitat végétal passait de la zostère à *Ulva* spp. (figure 3).

Dans cette analyse, le temps d'eutrophisation était le mieux prédit par la charge en nitrate-N et le temps de séjour dans l'eau (tableau 2). Cette relation présentait un R^2 total de 0,81, meilleur que la valeur de 0,55 de Coffin *et al.* (2018), et des contributions similaires de chacun des prédicteurs comme l'indiquent les coefficients bêta : nitrate-N = 0,54 et temps de séjour dans l'eau = 0,69. Ce résultat contraste avec celui de Coffin *et al.* (2018), où les paramètres de l'hypoxie et du coefficient de variation présentaient la relation la plus forte avec la charge en nitrate-N et le temps de séjour dans l'eau. Toutefois, il convient d'être prudent quant à cette conclusion, car l'hypoxie s'écarte d'une relation planaire. Heureusement, le temps d'eutrophisation présente une relation linéaire avec nos prédicteurs, ce qui facilite l'interprétation (figure 4).

Le modèle de régression multiple créé pour le temps d'eutrophisation a été appliqué pour fournir des estimations de la réduction des nutriments jusqu'au point approximatif où l'habitat passe d'une dominance de la zostère à celle de *Ulva* spp. (c'est-à-dire un temps d'eutrophisation <0,35). Cet exercice, destiné à être utile aux gestionnaires des bassins versants, a révélé qu'une réduction substantielle de la charge en nutriments s'impose dans certains estuaires (tableau 1).

ZOSTÈRE

La relation entre la zostère et la charge en nitrate-N était légèrement meilleure par rapport à van den Heuvel (2019), permettant d'expliquer 53 % de la variation au lieu de 50,4 % (figure 5). Cette relation montre que ≈ 66 % de l'habitat disponible occupé est le maximum pour les estuaires de la région. D'après les interpolations réalisées à l'aide de cette relation, des déclinés de 10 %, 25 %, 50 %, 75 % et 90 % de la zostère correspondent à des charges externes en

nitrate-N dans les estuaires de 3, 12, 57, 274 et 1 317 kg/ha/an, respectivement. Cette fourchette de valeurs était plus large que l'analyse précédente en raison de l'ajout de l'estuaire de la rivière Barbara Weit, qui ne contenait pas de zostère (charge en nitrate-N de 1 188 kg/h/an). Dans l'ensemble, les apports de charge en nitrate-N étaient améliorés par rapport à l'étude originale (van den Heuvel *et al.* 2019), sauf pour deux sites, Enmore et Bideford, pour lesquels nous avons utilisé l'ensemble de données original. La rivière Souris reste une aberration pour des raisons inconnues, malgré les hypothèses selon lesquelles le crabe vert pourrait avoir contribué à une couverture plus faible que prévue.

DISCUSSION

L'OXYGÈNE DISSOUS COMME INDICATEUR DE L'ÉTAT TROPHIQUE

Le but principal de cette étude était de quantifier la relation entre l'oxygène dissous (OD) et la couverture de la zostère dans les estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent, ainsi que la charge en nitrate-N et le temps de séjour dans l'eau afin de guider les mesures de la qualité du milieu marin. Les résultats présentés ici permettent de penser que l'oxygène dissous peut être un indicateur fiable pour évaluer la position d'un estuaire sur le continuum eutrophe à un moment donné. Une relation corrélationnelle a été établie entre un paramètre de l'oxygène dissous qui reflète les symptômes de l'eutrophisation (le temps d'eutrophisation) et les deux principaux facteurs qui déterminent la gravité de l'eutrophisation (le temps de séjour dans l'eau et la charge en nitrate-N). Cette relation a été explorée afin d'obtenir une charge cible en nitrate-N pour chaque estuaire dont le temps d'eutrophisation est supérieur au seuil observé empiriquement où l'habitat de zostère devient un habitat d'algues (temps d'eutrophisation > 0,35). Bien que cette relation ne soit pas mécaniste, elle fournit une estimation « approximative » de la réduction de la charge en nitrate-N qui devrait théoriquement ramener à des conditions de qualité de l'eau favorables à l'habitat de zostère, améliorant ainsi la qualité de l'écosystème.

D'après nos résultats, le modèle employé dans cette étude est applicable dans toute la région du sud du golfe du Saint-Laurent. Les résultats du modèle de Coffin *et al.* (2018) ont donné un R^2 de 0,55 lorsque le temps d'eutrophisation a été modélisé en fonction du temps de séjour dans l'eau et de la charge en nitrate-N, mais l'analyse effectuée ici avec des années et des sites supplémentaires a fait passer le R^2 à 0,81. Bien que les sites de notre étude soient limités au sud du golfe du Saint-Laurent, les principes de ce modèle devraient s'appliquer aux estuaires peu profonds dont les bassins versants se trouvent dans la même région de l'Atlantique Nord où les nutriments sont principalement d'origine terrestre. Si le temps d'eutrophisation est la variable la plus performante avec des relations multivariées linéaires, c'est en grande partie parce qu'elle suit une tendance plus linéaire que les autres variables. Des modèles non linéaires peuvent être envisagés à la place, mais ils compliquent considérablement l'estimation des objectifs en matière de nutriments et ne sont pas étudiés ici.

Les indicateurs conventionnels de l'état trophique (p. ex. chlorophylle- α , charge en nutriments) ne reflètent pas la gravité de l'eutrophisation dans les estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent. En effet, Filgueira *et al.* (2015) ont révélé que les valeurs de la chlorophylle- α observées dans la baie Malpeque étaient bien plus faibles que celles prévues d'après la charge en azote. Une étude plus poussée a montré qu'une quantité importante de ces éléments nutritifs se retrouvait dans la production benthique de *Ulva* spp. (Lavaud *et al.* 2020). Dans le même ordre d'idées, la disparition de la zostère dans les parties supérieures des estuaires étudiés ici reflète à la fois le gradient de nutriments et le rôle dominant de la production benthique dans l'estuaire supérieur, car les impacts des nutriments diminuent avec la distance à celui-ci (Hitchcock *et al.* 2017, van den Heuvel *et al.* 2019). Étant donné qu'il faut savoir au

préalable si la zostère se trouve actuellement dans son aire de répartition historique (son aire de répartition avant les impacts des éléments nutritifs locaux), il est difficile d'évaluer le changement, la restauration ou l'aggravation de la perturbation, et l'utilité de la répartition de la zostère comme indicateur autonome de l'état trophique de l'estuaire s'en trouve réduite. van den Heuvel *et al.* (2019) ont tenté de résoudre ce problème en estimant l'habitat « potentiel » de zostère (qui se rapproche de la répartition historique). Des données moins intensives spatialement sur la répartition de la zostère depuis 1967 étaient disponibles pour un estuaire (Hughes et Thomas 1971), la rivière Dunk, et elles ont été évaluées par rapport aux relevés par sonar de 2014 (van den Heuvel *et al.* 2019). En 1967, la zostère de la rivière Dunk s'étendait environ 2 km plus loin en amont qu'aujourd'hui, ce qui représente probablement une diminution de 50 % de la superficie de zostère concomitante à l'augmentation de la charge en nutriments entre 1967 et 2014 (van den Heuvel *et al.* 2019). L'oxygène dissous et les paramètres qui en découlent constituent toutefois un indicateur beaucoup plus simple que la zostère et sont directement liés au métabolisme de l'écosystème et à la santé des organismes (Kemp et Boynton 1980, Vaquer-Sunyer et Duarte 2008, Riedel *et al.* 2014). De plus, l'interprétation des paramètres de la zostère n'est applicable qu'au pas de temps annuel et peut être compliquée par différents agents de stress sur plusieurs années (p. ex. la rivière Souris où les crabes verts peuvent avoir influencé la répartition de la zostère).

Lorsqu'il est modélisé avec le temps de séjour dans l'eau et la charge en nutriments, l'oxygène dissous peut indiquer l'état trophique et déterminer ce qui est potentiellement nécessaire pour amener un changement trophique (le degré de réduction des nutriments nécessaire pour atteindre une cible prévue). Le déclin de la zostère étant toujours très préoccupant, il est utile de comparer les estimations quantitatives du temps d'eutrophisation et de l'hypoxie avec la couverture de la zostère pour replacer ces valeurs dans leur contexte. Comme l'oxygène dissous varie sensiblement avec le temps de séjour dans l'estuaire, et que la couverture de la zostère ne varie pas, cela complique la comparaison. Toutefois, cette comparaison est possible pour un estuaire hypothétique « moyen » en utilisant la moyenne du temps de séjour de tous les estuaires évalués à ce jour. Nous avons donc calculé le temps de séjour moyen pour les estuaires étudiés ici, de 1,59 jour. Nous avons ensuite tracé le temps d'eutrophisation, l'hypoxie et la couverture de la zostère avec ce temps moyen de séjour dans l'eau en fonction d'une échelle logarithmique ascendante de la charge en nitrate-N. Cet exercice a révélé qu'à mesure que la charge en nitrate-N augmentait, la couverture de la zostère diminuait; de même, il y avait une augmentation concomitante des symptômes de l'eutrophisation avec l'augmentation de la charge en nitrate-N (c'est-à-dire le temps d'eutrophisation et l'hypoxie, figure 6).

Dans notre modèle, le temps d'eutrophisation était défini comme la proportion de temps qu'un estuaire donné passait à des concentrations d'oxygène dissous <4 mg/L et >10 mg/L. Étant donné que le temps d'eutrophisation était fortement lié à la fois au temps de séjour dans l'eau et à la charge en nitrate-N, le programme de QMM pourrait adopter l'approche consistant à caractériser l'état trophique à l'aide de la fréquence de ces symptômes de l'eutrophisation. En outre, le temps d'eutrophisation peut être une indication de la qualité de l'écosystème, car 27 des 29 séries chronologiques sur l'oxygène dissous présentant un temps d'eutrophisation <0,35 étaient caractérisées par la zostère (à l'exception de la rivière Tryon en 2013 et de Covehead en 2019, figure 2). De même, 34 des 35 séries chronologiques sur l'oxygène dissous affichant un temps d'eutrophisation >0,35 étaient caractérisées par *Ulva* spp. (sauf pour la rivière Bideford en 2014, figure 2). Le modèle fonctionne à l'échelle du bassin versant et de l'estuaire; les effets locaux ne sont donc pas pris en compte et peuvent conduire à des écarts par rapport à nos prédictions, ce qui explique peut-être les mauvaises caractérisations apparentes dans la figure 2. En fin de compte, cela fournit au programme de QMM une méthode simple pour définir l'état trophique de l'estuaire et une cible approximative à viser dans la gestion.

Le degré de réduction des nutriments nécessaire pour revenir à un état trophique plus souhaitable (c'est-à-dire un temps d'eutrophisation $\leq 0,35$) pour les estuaires eutrophes a également été déterminé. Il est intéressant de noter que les coefficients du modèle ont révélé que la contribution relative du temps de séjour dans l'eau et de la charge en nitrate-N au temps d'eutrophisation était de 56:44 % en faveur du temps de séjour dans l'eau (d'après les coefficients bêta). Étant donné que le temps de séjour dans l'eau ne peut être modifié sans des mesures de gestion radicales, les efforts d'assainissement ne peuvent agir que sur la charge en nitrate-N. Cela se reflète dans nos estimations de réduction des nitrates, car la plus grande réduction de la charge en nitrate-N est généralement nécessaire dans les estuaires où le temps de séjour dans l'eau est plus long (tableau 1). Bien qu'il puisse être raisonnable d'atteindre le temps d'eutrophisation cible de 0,35 en réduisant la charge en nitrate-N pour certains réseaux hydrographiques, nos méthodes ne permettent pas d'estimer le temps qu'il faudrait pour que le rétablissement se produise, mais il existe des exemples de rétablissement des phanérogames marines après une réduction des éléments nutritifs (p. ex. Tomasko *et al.* 2018). C'est pourquoi il est recommandé de surveiller les estuaires d'intérêt sur un cycle. Actuellement, les estuaires visés par le programme de QMM sont surveillés selon une rotation sur trois ans.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET CONCLUSIONS

L'augmentation du nombre de sites et d'années d'étude a permis d'améliorer la relation entre les variables prédictives (charge en nitrate-N et temps de séjour dans l'eau) et notre paramètre de l'oxygène dissous (temps d'eutrophisation). Avec cette nouvelle acquisition de données, ce modèle a expliqué 81 % de la variation globale entre les estuaires. En outre, la relation relativement étroite entre la charge en nitrate-N et la répartition de la zostère, l'indicateur biologique d'intérêt, est également encourageante. Malgré ce succès, les chercheurs associés à ce projet reconnaissent les limites de ce travail et tentent actuellement d'affiner les variables prédictives (c'est-à-dire la charge en nitrate-N et le temps de séjour dans l'eau).

Le moteur du modèle est constitué uniquement des apports externes en éléments nutritifs et du temps de séjour dans l'eau. Cependant, il est tout à fait probable que la disponibilité interne des éléments nutritifs contribue également aux valeurs de l'oxygène dissous observées dans cette étude et est peut-être même dominante. En effet, on soupçonne que la charge externe en nutriments peut être un indicateur imparfait de la production interne d'éléments nutritifs, ce qui expliquerait la relation plus faible avec la charge externe en nutriments qu'avec le temps de séjour. À terme, la charge en éléments nutritifs dans notre région pourrait être répartie entre les composantes internes et externes, comme cela a été calculé pour d'autres réseaux hydrographiques (Valdemarsen *et al.* 2015). Une fois que ces paramètres seront mieux compris, les prévisions sur la façon dont les réseaux hydrographiques réagiront aux réductions de la charge externe en éléments nutritifs pourront s'améliorer et permettre de fournir un avis plus détaillé sur la qualité du milieu marin à l'avenir. Cependant, l'élimination active des éléments nutritifs internes peut accélérer l'assainissement de leurs impacts, au-delà de la limitation de leur entrée dans le réseau hydrographique.

Dans cette étude, un modèle de prisme de marée a été utilisé pour calculer le temps de séjour dans l'eau. Bien que les extrants de cette équation aient donné des résultats qui ont bien fonctionné dans notre modèle, une méthodologie plus précise serait utile. À cette fin, les auteurs du présent rapport aident à élaborer un modèle hydrodynamique régional qui fournirait des estimations plus précises du temps de renouvellement de l'eau dans la partie supérieure des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent. Un tel modèle pourrait être exploité pour qu'on puisse mieux suivre les éléments nutritifs dans un estuaire donné et relever les zones situées en dehors de l'estuaire supérieur qui risquent d'être touchées par les éléments nutritifs.

Les modèles utilisés dans cette étude fournissent un outil solide pour relever l'état trophique des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent, mais il est possible d'améliorer la relation entre les variables prédictives et l'oxygène dissous/la répartition de la zostère. Cependant, il n'est pas certain que le raffinement continu du modèle soit nécessaire pour éclairer la prise de décisions, car le modèle actuel montre clairement les estuaires où une réduction de l'apport en azote est nécessaire par rapport aux estuaires qui n'en ont pas besoin. En fin de compte, une telle décision concernant l'utilité du raffinement du modèle sera dictée par la question de savoir si de l'information plus détaillée est nécessaire pour formuler des avis sur de futures itérations de la mesure de la qualité du milieu marin. La surveillance de l'oxygène dissous et celle de la zostère sont des outils complémentaires qui permettent une évaluation complète de l'état trophique des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent. Bien que la zostère soit une espèce d'importance écologique et que sa répartition soit influencée par les éléments nutritifs, la surveillance à haute fréquence de l'oxygène dissous fournit des informations détaillées sur les symptômes les plus marqués de l'eutrophisation et semble tout aussi sensible aux nutriments.

REMERCIEMENTS

Ce document est le fruit des précieuses contributions de nombreuses personnes. Les données ont été recueillies en collaboration avec divers partenaires : le gouvernement de l'Île-du-Prince-Édouard (ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de l'Action climatique), le gouvernement du Nouveau-Brunswick (ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches), les universités de l'Île-du-Prince-Édouard, du Nouveau-Brunswick et de Waterloo, le gouvernement fédéral (MPO, AAC et ECCC) et des organisations non gouvernementales (Coalition pour la viabilité du sud du golfe du Saint-Laurent et Partenariat de surveillance environnementale du détroit de Northumberland). Les auteurs des documents d'accompagnement associés à ce document méritent également des remerciements chaleureux. Enfin, merci à tout le personnel de la Section de l'aquaculture et des écosystèmes côtiers qui a apporté son aide depuis le lancement du programme de QMM.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Bugden, G., Jiang, Y., van den Heuvel, M., Vandermeulen, H., MacQuarrie, K., Crane, C., and Raymond, B., 2014. Nitrogen loading criteria for estuaries in Prince Edward Island Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3066, vii + 43 p.
- Clarke, K.R., and Gorley, R.N. 2006. Primer v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Coffin, M.R.S., Courtenay, S.C., Pater, C.C., and van den Heuvel, M.R. 2018. An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. Mar. Pollut. Bull. 133: 261–270.
- Daigle, A., St-Hilaire, A., Beveridge, D., Caissie, D., and Benyahya, L. 2011. Multivariate analysis of the low-flow regimes in eastern Canadian rivers. Hydrol. Sci. J. 56: 51–67.
- Duinker, P.N., and Greig, L.A. 2006. The impotence of cumulative effects assessment in Canada: Ailments and ideas for redeployment. Environ. Manage. 37 : 153–161.
- Elliott, M., and McLusky, D.S. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. Estuar. Coast. Shelf Sci. 55; 815–827.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Bacher, C. and Comeau, L.A. 2015. Informing Marine Spatial Planning (MSP) with numerical modelling: a case-study on shellfish aquaculture in Malpeque Bay (Eastern Canada). Mar. Poll. Bull. 100: 200-216
- Fraser, M. W., and G. A. Kendrick. 2017. Belowground stressors and long-term seagrass declines in a historically degraded seagrass ecosystem after improved water quality. Sci. Rep. 7: 14469.
- Glibert, P.M., Madden, C.J., Boynton, W., Flemer, D., Heil, C., Sharp, J. 2010. Nutrient in Estuaries. Summary Report of the National Estuarine Experts Work Group 2005-2007. 183 pp.
- Godin, G. 1987. Drift of the node of the semidiurnal tide in Northumberland Strait. Cont. Shelf Res. 7, 225–235.
- Grizard, P., MacQuarrie, T.B., and Jiang, Y. 2020. Land-use based modeling approach for determining freshwater nitrate loadings from small agricultural watersheds. Wat. Qua. Res. J. 55: 278–294.
- Hemminga, M.A., Duarte, C.M., 2000. Seagrass Ecology. Cambridge University Press.
- Hitchcock, J.K., Courtenay, S.C., Coffin, M.R., Pater, C.C., and van den Heuvel, M.R., 2017. [Eelgrass Biomass and Physiological Responses to Natural and Anthropogenic Gradients in Estuaries of the Southern Gulf of St. Lawrence](#). Estuar. Coast. 1–30.
- Hughes, R. N., and R. L. H. Thomas. 1971. Classification and ordination of benthic samples from Bedeque Bay, an estuary in Prince Edward Island, Canada. Mar. Biol. 10:227–235. doi:10.1007/BF00352811
- James, T., 2013. Investigating the nature and diversity of algal and microbial blooms in Prince Edward Island estuaries. B.Sc. (Hons) Thesis. University of Prince Edward Island (54 p).
- Jiang, Y., P. Nishimura, M. R. van den Heuvel, K. T. B. MacQuarrie, C. S. Crane, Z. Xing, B. G. Raymond, and B. L. Thompson. 2015. Modeling land-based nitrogen loads from groundwater-dominated agricultural watersheds to estuaries to inform nutrient reduction planning. J. Hydrol. 529: 213–230.

-
- Kemp, W.M., and Boynton, W.R. 1980. Influence of biological and physical processes on dissolved oxygen dynamics in an estuarine system: implications for measurement of community metabolism. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 11: 407–431.
- Liang, K., Jiang, Y., Nyiraneza, Fuller, K., Murnaghan, D., and Meng, F.-R. 2019. Nitrogen dynamics and leaching potential under conventional and alternative potato rotations in Atlantic Canada. *Field Crops Res.* 242: 107603.
- Landman, M.J., van den Heuvel, M.R., and Ling, N., 2005. Relative sensitivities of common freshwater fish and invertebrates to acute hypoxia. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 39: 1061–1067.
- Lavaud, R., Guyondet, T., and Filgueira, T. 2020. Modelling bivalve culture-Eutrophication interactions in shallow coastal ecosystems. *Mar. Poll. Bull.* 157: 111282.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., and Jackson, B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312: 1806–1809.
- Meeuwig, J.J. 1999. Predicting coastal eutrophication from land-use: an empirical approach to small non-stratified estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 176: 231–241.
- Meeuwig, J.J., Rasmussen, J.B., and Peters, R.H. 1998. Turbid waters and clarifying mussels: their moderation of empirical chl:nutrient relations in estuaries in Prince Edward Island, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 171: 139–150.
- Miller, D.C., Poucher, S.L., and Coiro, L. 2002. Determination of lethal dissolved oxygen levels for selected marine and estuarine fishes, crustaceans, and a bivalve. *Mar. Biol.* 140: 287–296.
- 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.
- Ochieng, C. A., F. T. Short, and D. I. Walker. 2010. Photosynthetic and morphological response of eelgrass (*Zostera marina* L.) to a gradient of light conditions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 382: 117–124.
- OECD (1982) Eutrophication of waters: monitoring assessment and control. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris
- Olesen, B., and K. Sand-Jensen. 1993. Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 94: 91–99.
- Pawlowicz, R., Beardsley, B., and Lentz, S., 2002. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using TDE. *Comput. Geosci.* 28: 929–937.
- Pearson, T.H., and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 16: 229–311.
- PEI Department of Environment, Water, and Climate Change. 2020. [Long Term Nitrate Trends in PEI Streams.](#)
- Pingree, R.D., and Griffiths, D.K. 1980. A numerical model of the M2 tide in the Gulf of St. Lawrence. *Oceanol. Acta* 3: 221–226.
- Priha, M. 1994. Bioavailability of pulp and paper mill effluent phosphorus. *Wat. Sci. Tech.* 29: 93–103

-
- Rice, J.C., Rochet, M.J., 2005. [A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management](#). ICES J. Mar. Sci. 62, 516–527.
- Riedel, B., Pados, T., Pretterebner, K., Schiemer, L., Steckbauer, A., Haselmair, A., Zuschin, M., and Stachowitsch, M. 2014. Effect of hypoxia and anoxia on invertebrate behaviour: ecological perspectives from species to community level. *Biogeosciences* 11: 1491–1518.
- Schein, A., S. C. Courtenay, C. S. Crane, K. L. Teather, and M. R. van den Heuvel. 2012. The role of submerged aquatic vegetation in structuring the nearshore fish community within an estuary of the Southern Gulf of St. Lawrence. *Estuar. Coast.* 35: 799–810. doi:10.1007/s12237-011-9466-7
- Tomasko, D., Alderson, M., Burnes, R., Hecker, J., Leverone, J., Raulerson, G., Sherwood, E. 2018. Widespread recovery of seagrass coverage in Southwest Florida (USA): Temporal and spatial trends and management actions responsible for success. *Mar. Poll. Bull.* 135, 1128-1137.
- Touchette, B.W., and Burkholder, J.M. 2000. Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 250: 133–167.
- Touchette, B. W., J. M. Burkholder, and H. B. Glasgow. 2003. Variations in eelgrass (*Zostera marina* L.) morphology and internal nutrient composition as influenced by increased temperature and water column nitrate. *Estuaries* 26: 142–155.
- Ugarelli, K., S. Chakrabarti, P. Laas, and U. Stingl. 2017. The seagrass holobiont and its microbiome. *Microorganisms* 5: 81.
- Valdemarsen, T., Quintana, C.O., Flindt, M.R., and Kristensen, E. 2015. Organic N and P in eutrophic fjord sediments – rates of mineralization and consequences for internal nutrient loading. *Biogeosciences* 12: 1765–1779
- Valiela, I., Mcclelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D., and Foreman, K., 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1105–1118.
- van den Heuvel, M.R., Hitchcock, J.K., Coffin, M.R.S., Pater, C.C., and Courtenay, S.C. 2019. Inorganic nitrogen has a dominant impact on estuarine eelgrass distribution in the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Limnol. Oceanogr.* 64: 2313-2327.
- van Katwijk, M. M., G. H. W. Schmitz, A. P. Gasseling, and P. H. van Avesath. 1999. Effects of salinity and nutrient load and their interaction on *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 190: 155–165.
- Vaquer-Sunyer, R., and Duarte, C.M., 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 105, 15452–15457.
- Waycott, M., C.M. Duarte, T.J.B. Carruthers, R.J. Orth, W.C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J.W. Fourqurean, K.L. Heck Jr., A.R. Hughes, G.A. Kendrick, W.J. Kenworthy, F.T. Short, and S.L. Williams. 2009. Accelerating loss of seagrass across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 106: 12377–12381.

TABLEAUX

Tableau 1. Tableau récapitulatif des estuaires inclus dans la présente étude. La végétation dominante est désignée par les lettres Z et U pour représenter les habitats constitués de zostère (*Zostera marina*) et les habitats dominés par *Ulva* spp., respectivement. Les données sur la température ont été collectées à partir de la sonde d'oxygène dissous déployée dans l'estuaire supérieur, et sont présentées comme une « moyenne (min-max) », de juillet à septembre pour l'année indiquée en gras. Les données sur la salinité étaient soit des mesures ponctuelles (YSI V2 6600) et sont entre crochets, soit des données provenant d'un enregistreur de salinité Star Oddi et sont présentées comme « moyenne (min-max) », de juillet à septembre pour l'année indiquée en gras. Voir les méthodes de calcul concernant le temps d'eutrophisation, le temps de séjour dans l'eau et le nitrate-N (kg/ha/an; calculs pour la période de mai à octobre). L'objectif concernant le nitrate-N est la réduction théorique de la charge en nitrate-N permettant de passer d'un habitat dominé par *Ulva* spp. à un habitat de zostère, et le pourcentage de changement de la charge en nitrate-N représente cette réduction en pourcentage. Il convient de noter que les rivières Covehead et Hunter (soulignées en gris) présentent toutes deux des temps d'eutrophisation supérieurs au seuil de 0,35, mais que le temps d'eutrophisation prédit est sous-estimé par le modèle, de sorte qu'aucune cible en matière de nitrate-N n'est calculée.

Site	Années échantillonnées	Zone de bassin versant (km ²)	Végétation dominante	Température (°C)	Salinité (PSU)	Temps d'eutrophisation	Temps de séjour dans l'eau	Charge en nitrate-N (kg/ha/an)	Nitrate-N objectif	% nitrate-N Changer
Nouveau-Brunswick										
Bouctouche	2013, 2018, 2020	376.7	Z	21 (12-28)	15 (0-18)	0.05	1.17	4.61	-	-
Cocagne	2018, 2019 , 2020	248.8	Z	21 (11-30)	19 (4-24)	0.21	1.10	1.48	-	-
Kouchibouguac	2013, 2019	385.7	Z	18 (12-25)	17 (0-23)	0.15	1.41	8.88	-	-
Kouchibouguacis	2019	330.5	Z	20 (11-28)	14 (0-22)	0.02	1.14	0.80	-	-
Tabusintac*	2020	-	Z	21 (9-31)	15 (0-20)	0.06	-	-	-	-
Nouvelle-Écosse										
Pictou East	2019	186.6	Z	20 (14-26)	18 (14-24)	0.07	1.50	0.29	-	-
Pictou West	2019	170.8	Z	20 (14-25)	21 (18-25)	0.26	2.50	0.19	-	-
Pugwash	2018, 2019	112	Z	21 (13-28)	21 (0-27)	0.05	0.61	0.29	-	-
River John	2018	274.3	Z	22 (13-30)	[20 (7-25)]	0.10	0.94	0.61	-	-

Site	Années échantillonnées	Zone de bassin versant (km ²)	Végétation dominante	Température (°C)	Salinité (PSU)	Temps d'eutrophisation	Temps de séjour dans l'eau	Charge en nitrate-N (kg/ha/an)	Nitrate-N objectif	% nitrate-N Changer
Tatamagouche	2013, 2018	225.6	Z	21 (12-27)	[19 (3-26)]	0.08	0.35	21.67	-	-
Île-du-Prince-Édouard										
Bideford	2013, 2014	19.3	Z	21 (15-27)	[26 (21-27)]	0.49	2.13	10.01	2.84	72
Cardigan*	2020	-	Z	19 (10-24)	[28 (27-28)]	0.12	-	-	-	-
Covehead	2018, 2019	33.3	U	21 (13-26)	[22 (21-22)]	0.37	2.12	3.94	-	-
Dunk	2013, 2014, 2019, 2020	161.1	U	21 (12-30)	[27 (26-29)]	0.46	0.77	296.87	199.75	33
Enmore	2013, 2014	36.6	Z	22 (12-31)	[17 (5-25)]	0.17	0.56	6.65	-	-
Foxley*	2020	-	U	21 (13-27)	[23 (21-25)]	0.50	-	-	-	-
Grand River	2018	79.6	U	21 (13-26)	[25 (24-27)]	0.47	2.11	4.71	3.02	36
Hunter River	2019, 2020	62.4	U	20 (12-27)	[19 (17-23)]	0.56	1.76	8.37	-	-
Kildare	2013, 2014, 2015, 2018	17.4	U	22 (16-28)	[22 (13-26)]	0.85	3.48	70.33	0.04	99
Mill	2013, 2014, 2015, 2019	88.3	U	21 (14-27)	[23 (15-25)]	0.61	2.72	96.73	0.45	99
Montague	2013, 2018, 2020	163.8	U	18 (12-25)	[23 (17-28)]	0.53	2.16	76.91	2.59	99
Murray	2019	57.3	U	20 (12-25)	[24 (6-27)]	0.39	2.31	9.51	1.62	83
North River	2019	65	Z	20 (11-27)	[24 (23-26)]	0.18	0.65	13.66	-	-
Souris	2013, 2019	31.6	U	20 (16-25)	[25 (17-28)]	0.56	1.85	42.96	6.82	84
Southwest	2018	19	U	22 (14-27)	[27 (25-28)]	0.43	2.05	9.66	3.65	62

Site	Années échantillonnées	Zone de bassin versant (km ²)	Végétation dominante	Température (°C)	Salinité (PSU)	Temps d'eutrophisation	Temps de séjour dans l'eau	Charge en nitrate-N (kg/ha/an)	Nitrate-N objectif	% nitrate-N Changer
Stanley	2013, 2020	39.2	U	20 (10-28)	[24 (15-28)]	0.67	3.80	67.88	0.02	99
Tryon	2013	41.9	U	21 (13-27)	[25 (20-28)]	0.20	0.24	226.14	-	-
Vernon*	2020	-	Z	22 (11-28)	[26 (23-28)]	0.07	-	-	-	-
West	2013, 2018, 2019, 2020	113.6	Z	19 (11-25)	[19 (7-22)]	0.08	0.82	27.40	-	-
Wheatley	2013, 2014, 2018, 2019, 2020	42.1	U	21 (11-25)	21 (13-27)	0.52	1.74	154.11	9.61	94
Wilmot	2013, 2019	71.6	U	21 (12-31)	[21 (14-25)]	0.50	0.73	451.50	226.37	50
Winter*	2020	-	U	21 (14-27)	[24 (7-27)]	0.35	-	-	-	-

* Les données sur l'oxygène dissous sont disponibles, mais pas les données bathymétriques ou sur le débit.

Tableau 2. Résultats des régressions linéaires multiples pour l'oxygène dissous en fonction de la charge en nitrate-N et du temps de séjour dans l'eau. Les coefficients bêta sont une mesure normalisée de l'ampleur de l'effet qui indique la variation de l'écart-type de la variable dépendante en réponse à une variation d'un écart-type du prédicteur, r^2 partiel indique la proportion de la variabilité globale expliquée par ce paramètre du modèle. Les régressions significatives apparaissent en gras.

Variable de réponse	Ajusté r^2	Global p	Charge en nitrate-N (Beta, partiel r^2)	Temps de séjour dans l'eau (Beta, partiel r^2)	Charge en nitrate-N p	Temps de séjour dans l'eau p
Charge en nitrate-N						
Coefficient de variation	0.61	<0.0001	0.38, 0.14	0.68, 0.46	0.005	<0.0001
Hypoxie	0.63	<0.0001	0.33, 0.10	0.71, 0.45	0.01	<0.0001
Temps d'eutrophisation	0.81	<0.0001	0.54, 0.30	0.69, 0.50	<0.0001	<0.0001
Sursaturation	0.19	0.03	0.43, 0.06	0.21, 0.18	0.02	0.24

FIGURES

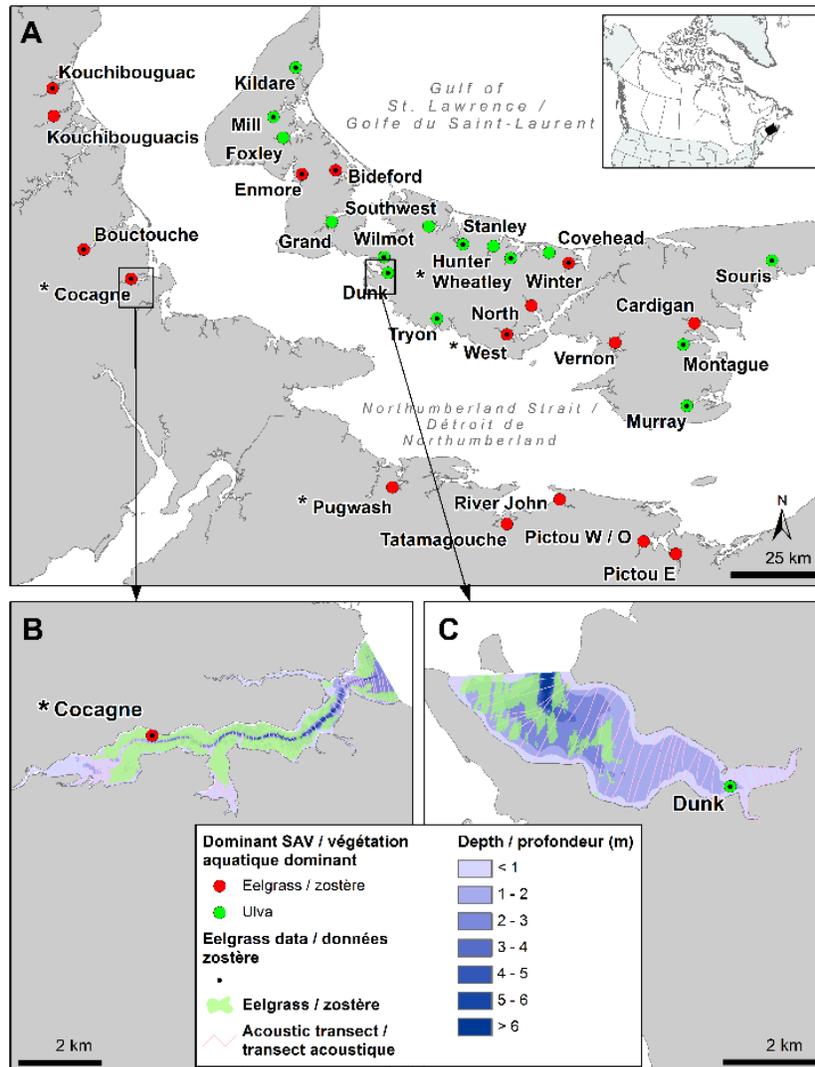


Figure 1. Zone d'étude dans le contexte de l'Amérique du Nord orientale. A) Estuaires ayant fait l'objet de l'étude dans le sud du golfe du Saint-Laurent; les estuaires dominés par *Ulva* spp. sont indiqués par des cercles verts et les estuaires dominés par *Z. marina* par des cercles rouges (une convention qui est maintenue tout au long du document). Les estuaires où des données sur la zostère ont été recueillies sont indiqués par un point noir. Les estuaires marqués d'un astérisque représentent les sites de surveillance de la qualité du milieu marin, où des données sont recueillies chaque année. Les encarts B) et C) montrent l'emplacement approximatif des sondes d'oxygène dissous et illustrent les transects acoustiques et la répartition modélisée de la zostère à deux sites représentatifs.

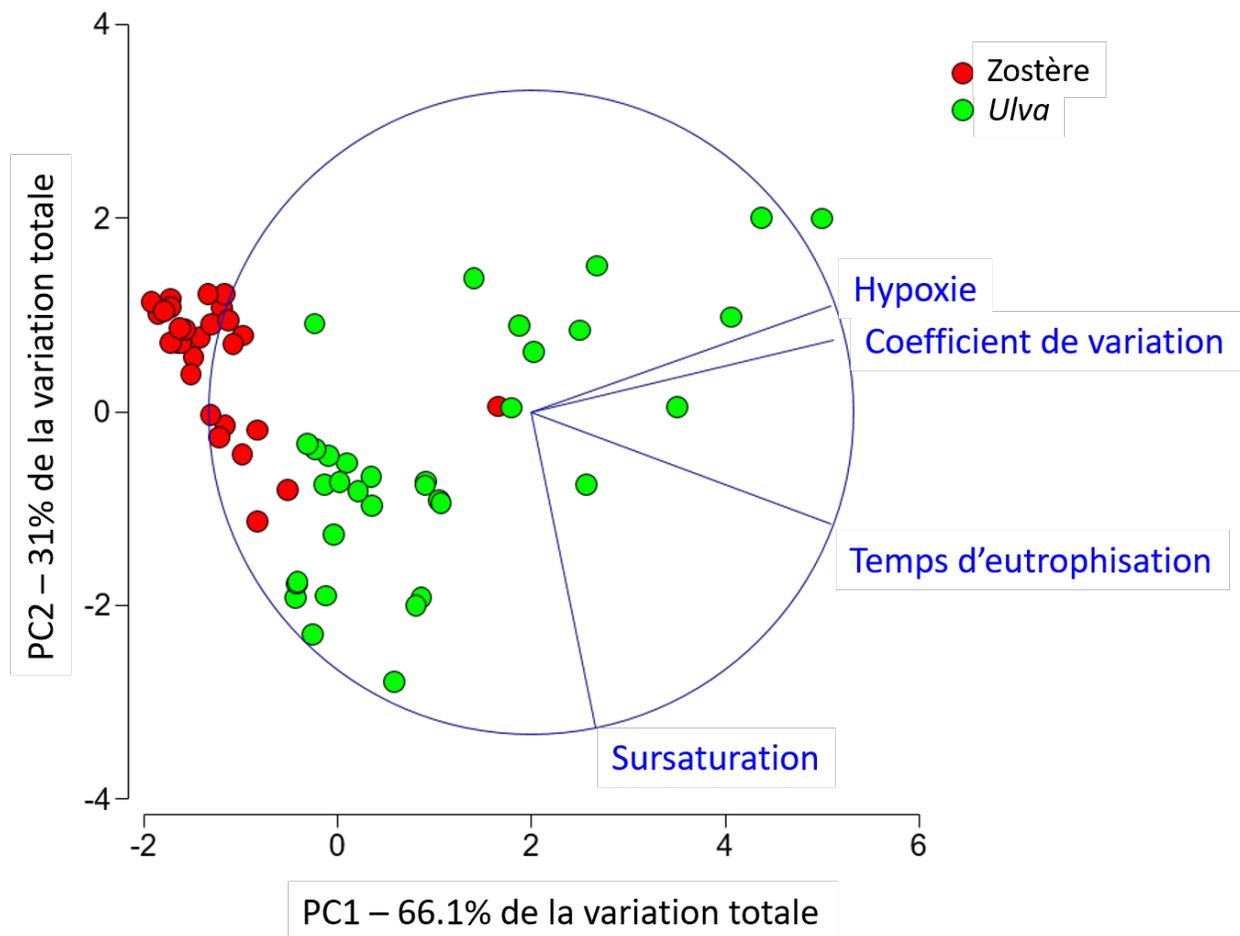


Figure 2. Analyse en composantes principales reposant sur les corrélats d'oxygène dissous les plus forts relevés dans le document de Coffin et al. (2018). Dans l'ensemble, 97 % de la variation totale est expliquée par les deux premiers axes, soit 66,1 et 31 %, respectivement. Les sites sont indiqués en fonction de la végétation dominante, les estuaires dominés par *Z. marina* étant indiqués par des cercles rouges et les estuaires dominés par *Ulva* spp., par des cercles verts.

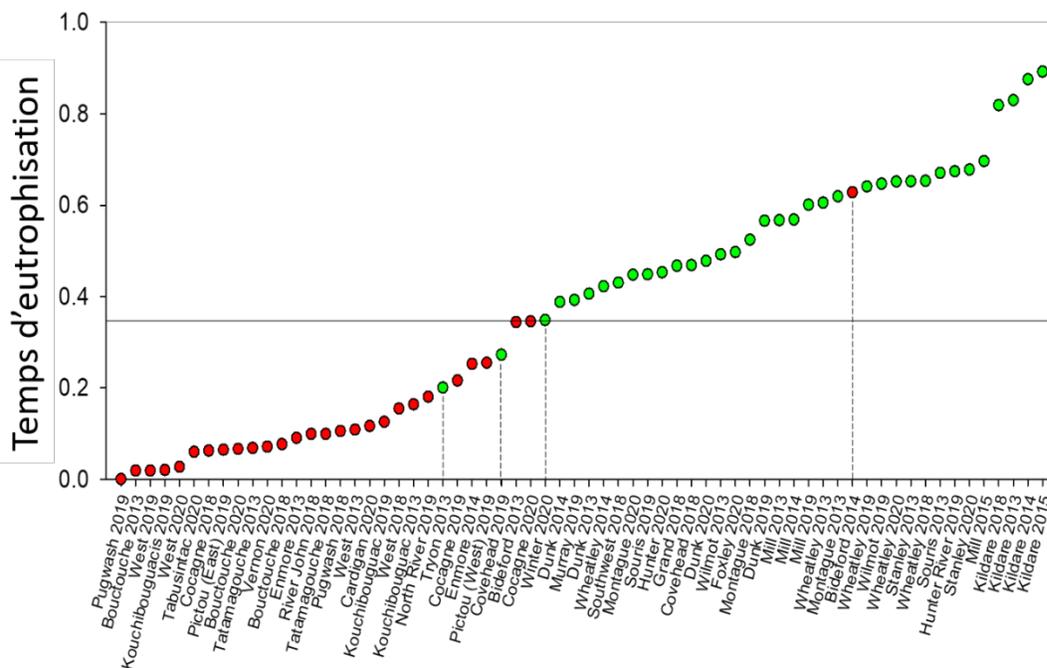


Figure 3. Temps d'eutrophisation sur chaque site et pour chaque année échantillonnée. Les sites sont présentés par ordre croissant pour le temps d'eutrophisation et sont colorés en fonction de la végétation dominante, les estuaires dominés par *Z. marina* étant indiqués en rouge et les estuaires dominés par *Ulva spp.*, en vert. Le seuil de décalage de la végétation dominante (ligne horizontale) s'établit à environ 0,35. Il convient de noter les systèmes aberrants, un site de zostère (*Z. marina*) regroupé avec des sites dominés par *Ulva spp.* dans le document de Bideford (2014) et des sites dominés par *Ulva spp.* regroupés avec des sites de zostère dans les documents de Tryon (2013) et de Covehead (2019).

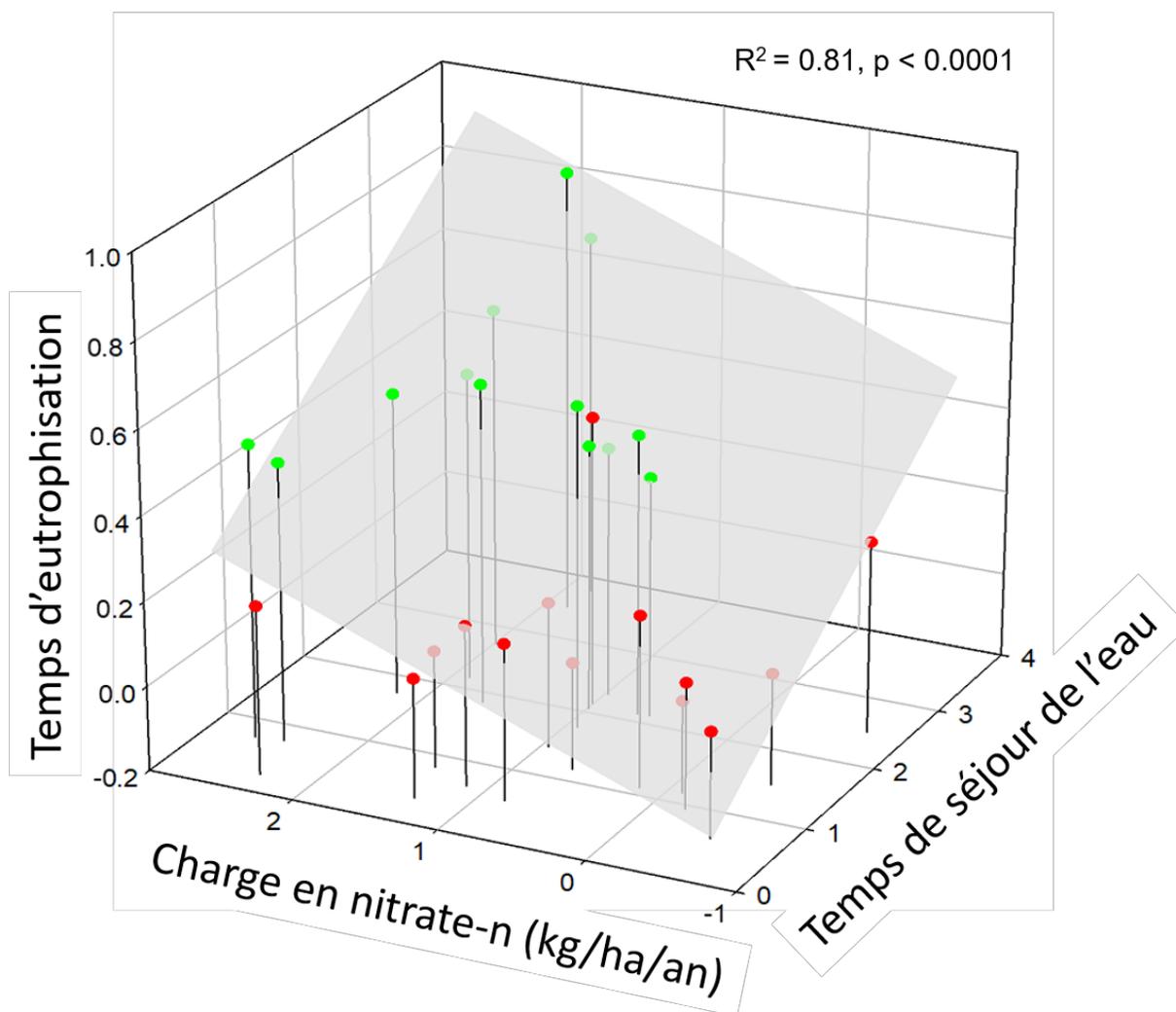


Figure 4. Représentation de la régression planaire pour l'effet du temps de séjour dans l'eau et de la charge en nitrate-N (transformation logarithmique) sur le temps d'eutrophisation (proportion du temps pendant laquelle l'oxygène dissous est inférieur à 4 mg/L ou supérieur à 10 mg/L). La représentation planaire est une représentation visuelle de la régression la mieux ajustée, la proportion de la variation expliquée (R^2) et le niveau de signification (p) étant notés. Les estuaires dominés par *Ulva* spp. sont indiqués par des cercles verts et ceux dominés par *Z. marina*, par des cercles rouges. Il convient de noter que le plan de meilleur ajustement est transparent et que les points qui se trouvent au-dessus du plan sont sous-estimés par le modèle, tandis que ceux qui se trouvent en dessous du plan sont surestimés (équation de la ligne : $y = 0,1714 \cdot \text{temps de séjour dans l'eau} + 0,1262 \cdot \text{charge en nitrate-N} - 0,0723$).

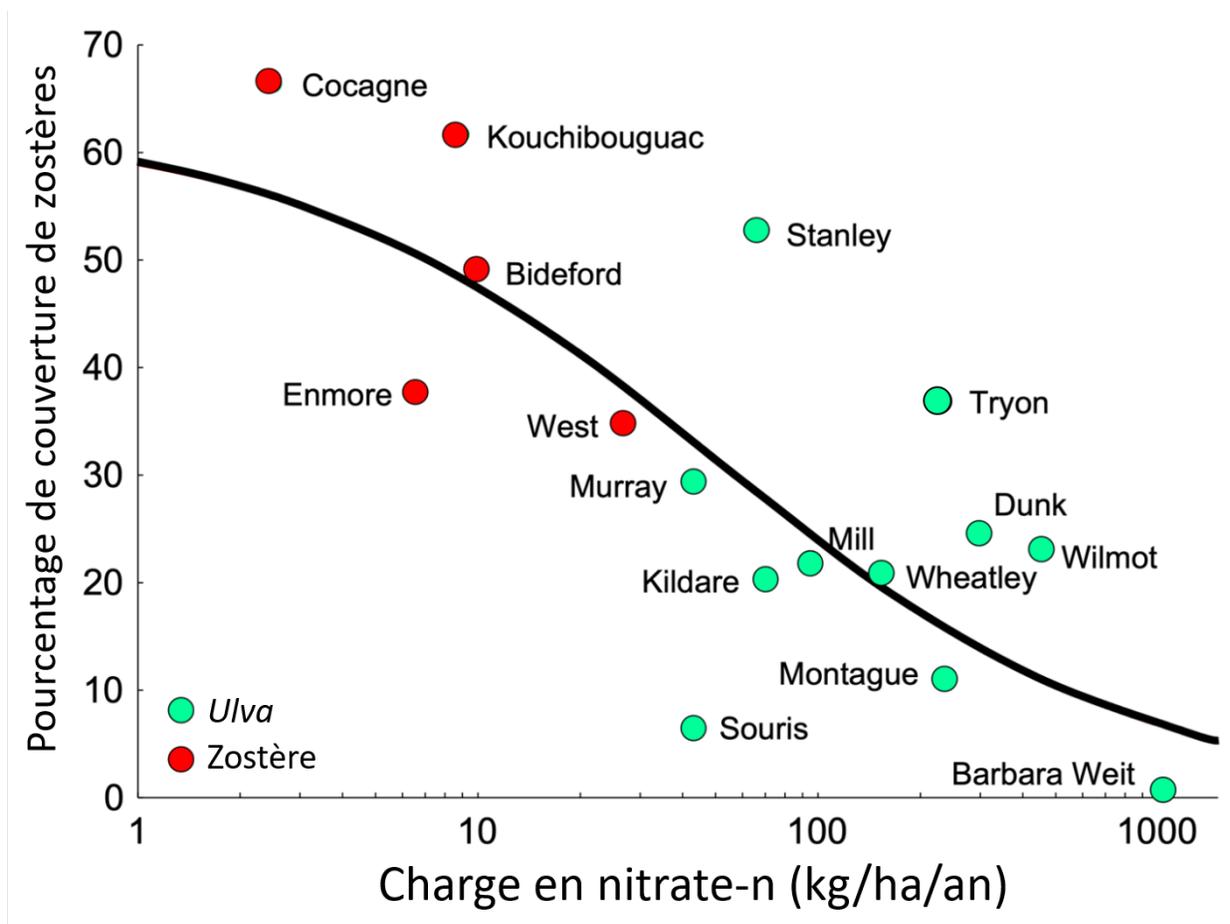


Figure 5. Régression logistique entre la couverture de la zostère en pourcentage et la charge en nitrate-N (échelle logarithmique) sur des sites de l'Île-du-Prince-Édouard et du Nouveau-Brunswick. Les données sur la couverture de la zostère ont été recueillies en 2014, sauf en ce qui concerne la rivière Barbara Weit, dans laquelle les mesures ont été prises en 2018. Les cercles verts indiquent les sites dominés par *Ulva* spp. dans l'estuaire supérieur, tandis que les points rouges indiquent les sites dominés par la zostère (*Z. marina*) dans l'estuaire supérieur. La ligne noire représente la ligne de régression logistique du meilleur ajustement.

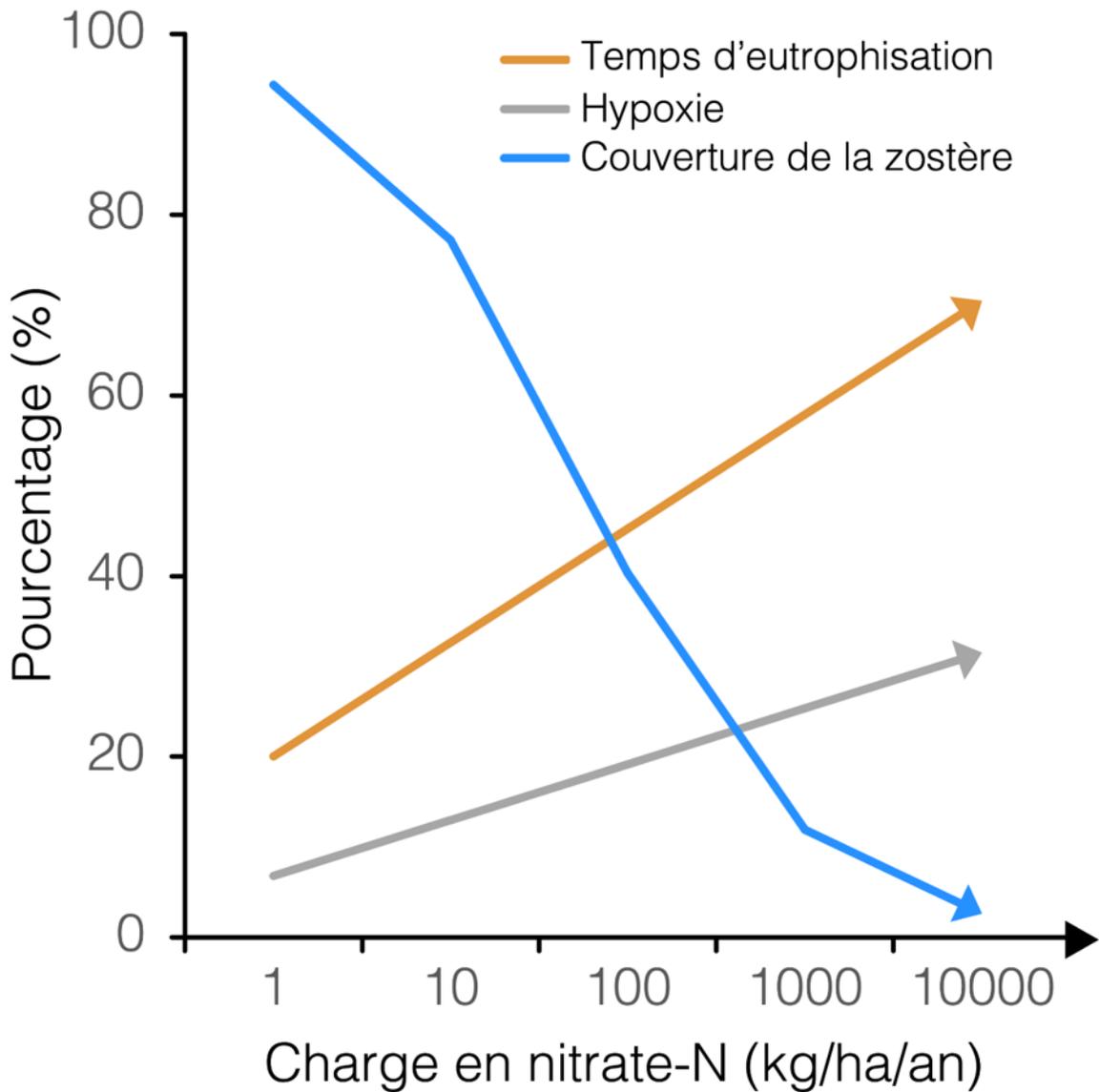


Figure 6. Relation théorique entre les changements dans le temps d'eutrophisation, l'hypoxie (oxygène dissous) et la couverture de la zostère pour un estuaire hypothétique (calculé en utilisant le temps de séjour dans l'eau moyen parmi tous les sites) et la charge ascendante de nitrate-N à échelle logarithmique. Il convient de noter que la couverture de la zostère et les chiffres fournis représentant des symptômes d'eutrophisation sont inversement corrélés.