

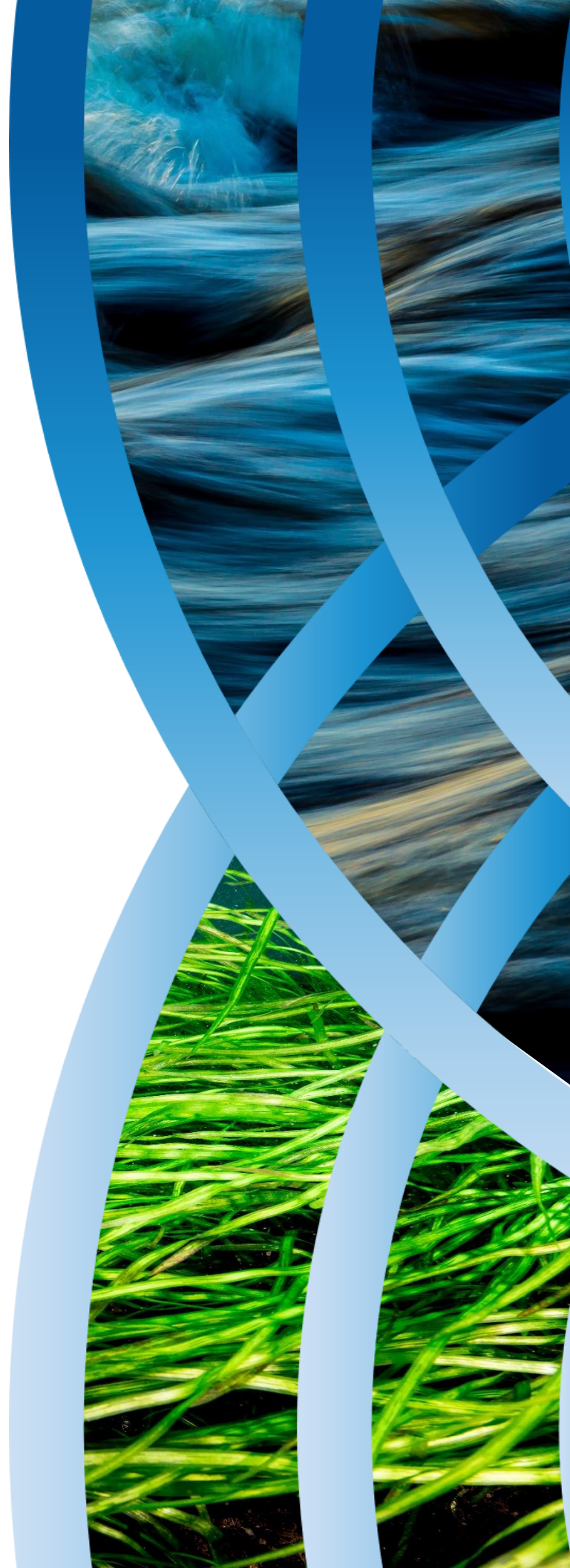


Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Ligne directrice de qualité du milieu marin

Évaluation de l'état trophique des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent



Pêches et Océans Canada
Programme de qualité du milieu marin
Région du Golfe
343, avenue Université
Moncton, N.-B.
E1C 5K4

Also available in English.

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par la ministre des Pêches et des Océans,
2026

N° de catalogue: Fs23-808/2026F-PDF

ISBN : 978-0-660-99043-9

Table des matières

Sommaire.....	4
Introduction	5
Estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent.....	5
Sources de nutriments et rejets dans l'environnement	7
Effets sur les espèces marines	9
Élaboration des mesures de qualité de l'environnement	11
Dérivation de l'indicateur de l'état trophique	12
Directives pour évaluer l'état trophique des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent.....	15
Surveillance.....	16
Évaluation et communication des résultats.....	16
Considérations.....	17
Conclusion.....	18
Glossaire	19
Références	22
Annexe 1 Guide de terrain pour la surveillance de l'oxygène dissous	27
Lieu de la surveillance	27
Équipement nécessaire.....	27
Installation des enregistreurs et collecte des données.....	28
Téléchargement des données et entretien pendant le déploiement	28
Durée du cycle de surveillance	30

Sommaire

La présente ligne directrice fournit des conseils pour l'évaluation de l'état trophique des estuaires supérieurs du sud du golfe du Saint-Laurent. Plusieurs de ces systèmes, particulièrement à l'Île-du-Prince-Édouard, reçoivent des charges externes élevées de nitrates qui proviennent principalement de l'agriculture en rangs. L'enrichissement en nutriments peut mener à l'eutrophisation, ce qui peut entraîner la perte d'herbiers de zostère, une réduction de la biodiversité et des fluctuations accrues des concentrations d'oxygène dissous. Dans les estuaires fortement eutrophes, des événements anoxiques peuvent également se produire.

L'oxygène dissous est recommandé comme indicateur de l'état trophique estuarien. La surveillance de l'oxygène dissous devrait avoir lieu dans l'estuaire supérieur de juillet à septembre, et les données recueillies devraient être utilisées pour calculer l'indicateur d'oxygène dissous, soit le Temps d'eutrophisation. Un Temps d'eutrophisation de 35 % est recommandée comme cible de gestion pour maintenir ou restaurer la santé trophique des estuaires. Cette cible appuie la protection de la zostère, une espèce d'importance écologique pour le maintien de la structure et du fonctionnement des écosystèmes, ainsi que l'objectif plus large de la santé globale des écosystèmes estuariens de la région.

Introduction

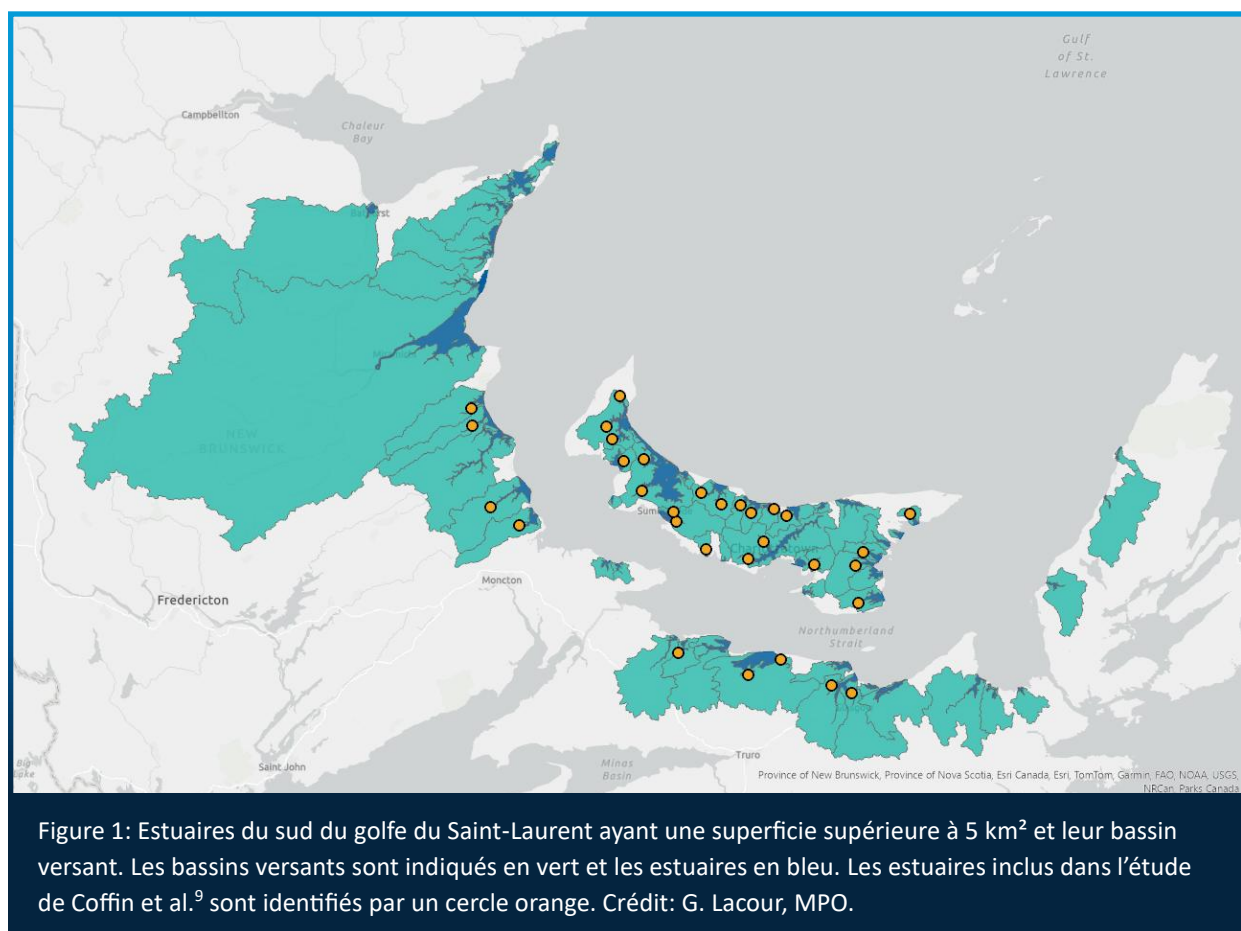
À l'échelle mondiale, l'enrichissement en nutriments est l'une des préoccupations environnementales les plus importantes dans les écosystèmes côtiers. La réponse écologique est souvent l'**eutrophisation**^{*}, soit la croissance rapide des algues et d'autres producteurs primaires, qui peut entraîner une dégradation des habitats du poisson et une réduction de la biodiversité.^{46,1,29,14} Les **estuaires** du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) sont généralement petits, peu profonds et ont une amplitude de marée limitée, ce qui les rend vulnérables à l'enrichissement en nutriments, qui est un **stresseur** majeur dans ces systèmes.⁹ Bien que les **effets cumulatifs** de diverses activités humaines puissent contribuer aux charges de nutriments, à l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.), par exemple, où l'eutrophisation est la plus sévère, l'agriculture intensive en rangs dans la partie supérieure des bassins versants est la source prédominante.²⁶ Les impacts de l'excès de nutriments comprennent la perte d'herbiers de zostère (*Zostera marina*), une **espèce d'importance écologique**, ainsi que des fluctuations extrêmes des concentrations d'**oxygène dissous**, entraînant parfois des conditions anoxiques.⁹ Les mesures de qualité du milieu marin (QMM), telles que la présente ligne directrice volontaire, visent à servir d'outils de gestion écosystémique pour soutenir les efforts visant à atténuer les stressseurs en milieu marin, et sont destinées à être utilisées par les autorités réglementaires et les responsables de la gestion environnementale concernés. La présente ligne directrice vise à appuyer l'évaluation et la surveillance de l'**état trophique** estuarien et n'établit pas, en soi, d'exigences ou d'obligations réglementaires. Elle présente des instructions pour la surveillance, l'évaluation et la communication de l'état trophique des estuaires en utilisant l'oxygène dissous comme indicateur, afin de soutenir les efforts visant à réduire les **charges externes de nutriments** dans les estuaires. Cette ligne directrice peut également être appliquée aux estuaires sains afin de faciliter la détection précoce d'augmentations de la charge de nutriments et des changements associés à l'état trophique, ce qui permet la mise en œuvre rapide des meilleures pratiques de gestion ou de mesures réglementaires avant que la dégradation ne se poursuive afin de rester conforme au principe de la prévention énoncé dans la *Loi sur les océans*.

Estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent

La plupart des estuaires du sGSL sont des estuaires alimentés par des rivières et soumis à des marées une ou deux fois par jour qui s'écoulent dans des lagunes ou des baies côtières avant d'atteindre le détroit de Northumberland ou le sGSL.^{39,23} Les eaux qui aboutissent dans les estuaires du sGSL proviennent des provinces de l'Î.-P.-É., de la côte est du Nouveau-Brunswick (N.-B.) ainsi que de la côte du détroit de Northumberland et de l'ouest de l'île du Cap-Breton de la Nouvelle-Écosse (N.-É.). Bien que la superficie de certains estuaires du sGSL puisse atteindre jusqu'à 13 570 kilomètres carrés, la plupart sont plus petits. Les estuaires inclus dans l'étude de

* Les termes en gras sont définis dans le glossaire à la fin de ce document.

recherche pour élaborer cette ligne directrice varient en superficie de 17 à 386 kilomètres carrés et sont relativement peu profonds, avec des profondeurs comprises entre 1 et 5 mètres (figure 1).⁹

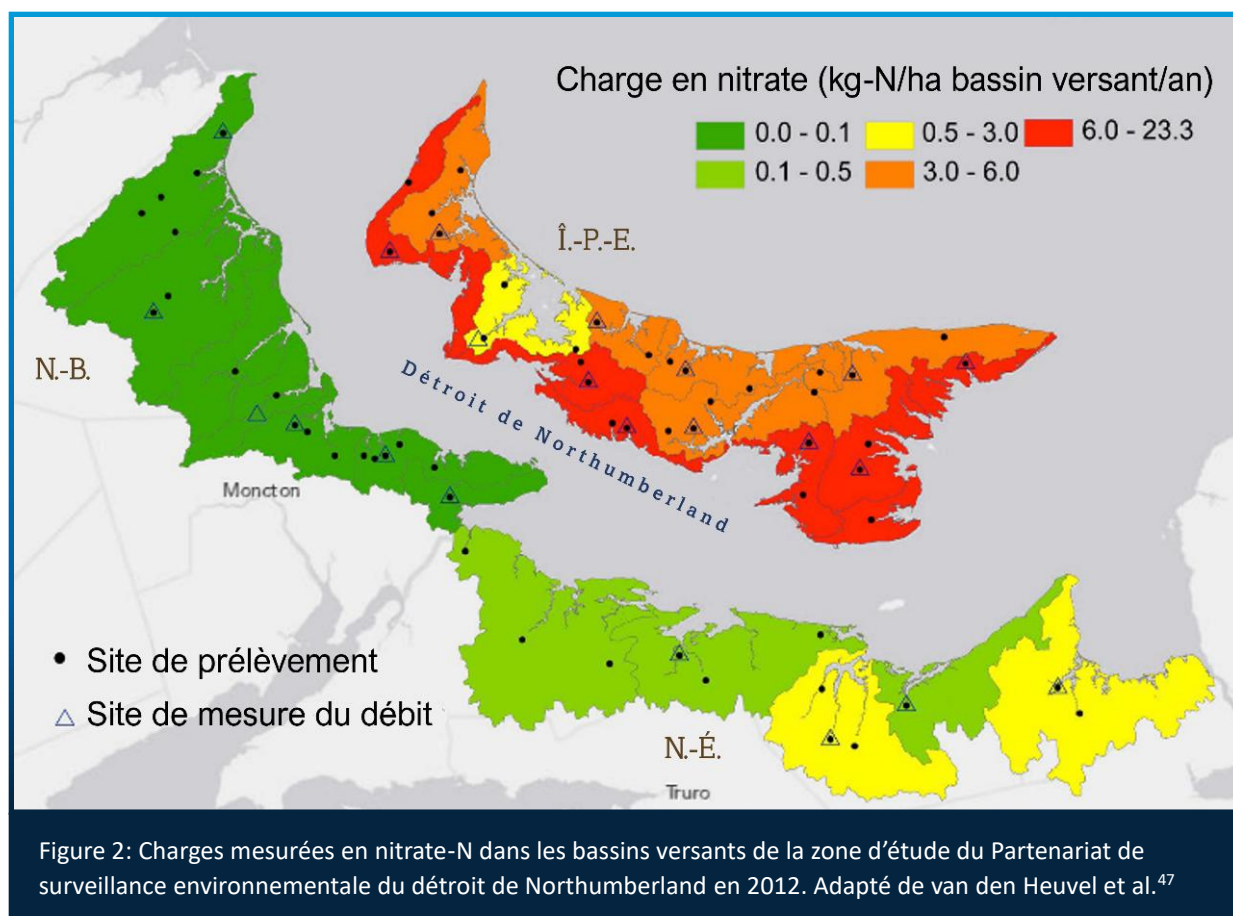


Leur nature peu profonde, leur faible amplitude des marées et leur apport limité en eau douce créent une zone de transition bien mélangée entre l'eau douce et l'eau salée. Ces conditions réduisent également la capacité de dilution et d'exportation des nutriments, ce qui rend les estuaires particulièrement vulnérables à l'enrichissement en nutriments. Pour cette ligne directrice, les limites des estuaires sont définies par les niveaux de salinité dans leurs zones supérieures où l'eau douce prédomine (moins de 0,5 USP), et par leurs points géographiques inférieures où ils s'ouvrent sur de plus grandes baies ou où l'eau douce et l'eau salée se mélangent complètement dans le sGSL ou le détroit de Northumberland.⁹

Sources de nutriments et rejets dans l'environnement

Les effets cumulatifs des activités humaines, telles que la combustion des combustibles fossiles, le développement urbain, l'utilisation d'engrais et les effluents d'eaux usées, augmentent considérablement les charges externes de nutriments dans les écosystèmes côtiers.¹ L'utilisation des terres dans les bassins versants du sGSL varie : le N.-B. et la N.-É. sont principalement boisés, tandis que l'Î.-P.-É. est caractérisée par une agriculture intensive en rangs, ce qui entraîne une plus grande charge de nutriments, liée à l'utilisation d'engrais et de la fixation biologique de l'azote par les légumineuses.^{26,9,33} En raison des sols sableux et du substrat rocheux de grès fracturé de la province, les nutriments excédentaires s'infiltrent dans les eaux souterraines et, éventuellement, dans les rivières et les estuaires.²⁶ L'eutrophisation, soit la réponse écologique à l'enrichissement en nutriments, est la croissance accélérée des algues et d'autres producteurs primaires. Ce processus écologique peut se produire naturellement, mais il est accéléré lorsque les activités humaines introduisent un excès de nutriments, en particulier l'azote et le phosphore, dans les plans d'eau.^{1,17} Dans les écosystèmes d'eau salée, l'azote est généralement présent en quantités plus limitées par rapport à la demande biologique, ce qui en fait le nutriment limitant. Bien que l'azote soit généralement considéré comme le principal facteur de l'eutrophisation dans ces milieux, le phosphore peut également jouer un rôle contributif dans certaines conditions.^{46,29}

À l'Î.-P.-É., l'azote, principalement sous forme de nitrate, constitue la majorité des nutriments entrant dans les estuaires à partir des rivières.¹² Une étude a démontré que plus de 95 % des nitrates qui entrent dans les estuaires situés dans la région du détroit de Northumberland, incluant l'Î.-P.-É. et certaines parties du N.-B. et de la N.-É., proviennent de l'Î.-P.-É. (figure 2).⁴⁷ Les augmentations marquées des concentrations de nitrates au cours des dernières décennies coïncident avec une augmentation de l'utilisation agricole des terres.^{4,2} En 2024, l'agriculture représentait plus de 35 % de la superficie totale des terres, atteignant plus de 80 % dans certains bassins versants.^{32,25} L'agriculture est responsable de plus de 90 % des charges de nitrates dans les estuaires, la culture de la pomme de terre contribuant à environ 60 %.²⁶ Au-delà de ses effets écologiques, des concentrations de nitrates dépassant parfois les recommandations canadiennes pour l'eau potable ont été enregistrées dans des sources d'eau douce.^{28,24}



En plus des charges externes de nutriments, l'eutrophisation est également influencée par les nutriments libérés par la matière organique présente dans les sédiments, un phénomène appelé la **charge interne de nutriments**. Par exemple, dans un estuaire eutrophe de l'Î.-P.-É., la charge interne de nutriments représentait jusqu'à 69 % de l'azote et 98 % du phosphore.¹¹ Par conséquent, l'atténuation des sources externes de nutriments pourrait ne pas réduire l'eutrophisation à court terme en raison de la charge interne de nutriments. Malgré ce retard dans la réponse de l'écosystème, la réduction des apports externes de nutriments demeure une stratégie de gestion clé, et la présente ligne directrice vise à soutenir ces efforts. La réduction des charges internes de nutriments est plus complexe que celle des nutriments entrant dans les estuaires et nécessite des stratégies qui ne sont pas abordées dans cette ligne directrice.

Effets sur les espèces marines



Zostère en santé.
Crédit: M. Boudreau, MPO.



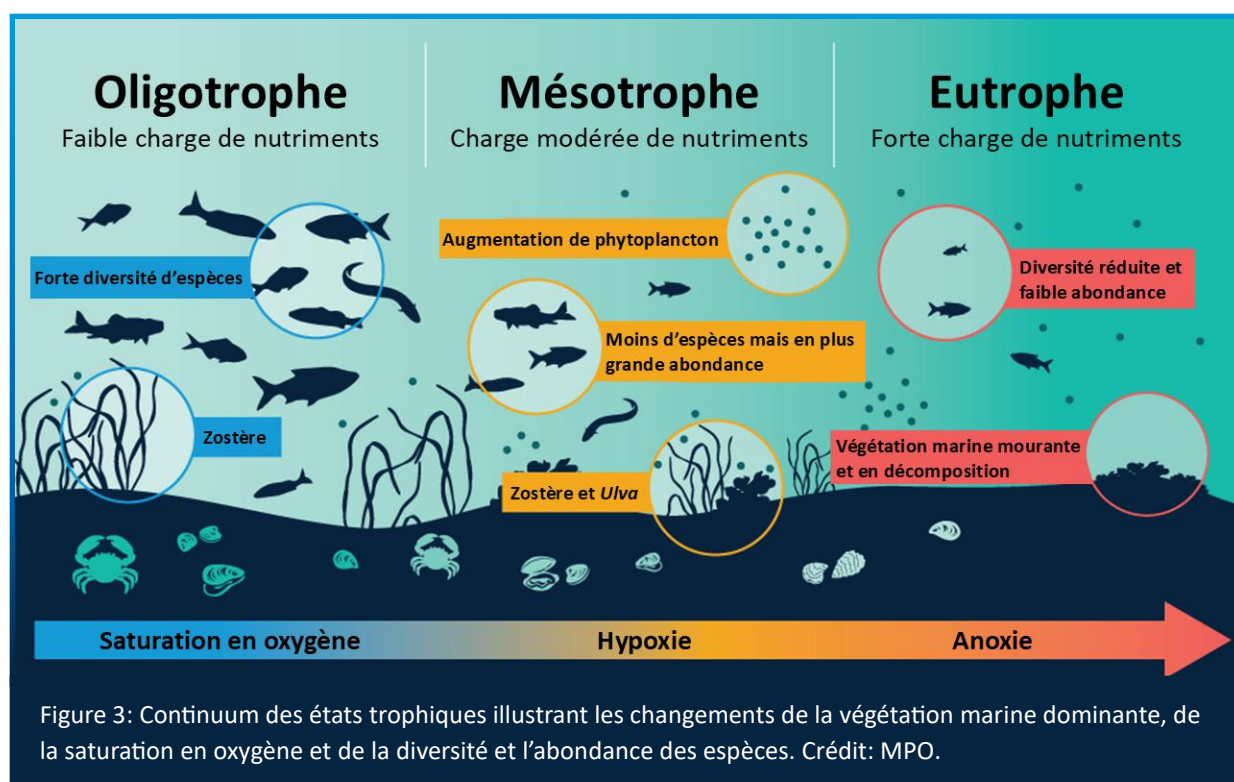
Zostère couverte d'*Ulva* spp. dans l'estuaire supérieur de la rivière Mill, île-du-Prince-Édouard. Crédit: M. Boudreau, MPO.

Lorsque l'eutrophisation se produit dans des eaux plus profondes, la croissance des producteurs primaires est souvent dominée par le phytoplancton.⁴² Dans les zones côtières moins profondes, l'excès de **production primaire** est généralement dominé par de grandes proliférations de macroalgues, qui peuvent étouffer les herbiers marins et dégrader les fonctions écosystémiques importantes que ces espèces fournissent.^{46,3,41,48}

L'eutrophisation constitue une menace sérieuse pour la zostère, l'espèce dominante d'herbiers marins dans les zones côtières et estuariennes de l'ouest de l'Atlantique Nord.³ La zostère est vitale pour les écosystèmes côtiers : elle stabilise les sédiments et réduit l'érosion, séquestre le carbone, fournit de la nourriture aux invertébrés et aux oiseaux migrateurs et crée un habitat structuré qui offre un abri, des sites de frai et des aires de croissance pour les poissons. En raison de son rôle crucial dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes, les perturbations graves de la zostère peuvent avoir des conséquences écologiques plus importantes que des perturbations comparables chez la plupart des autres espèces de cette communauté. Pour ces raisons, Pêches et Océans Canada (MPO) a reconnu la zostère comme une espèce d'importance écologique, une désignation destinée à aider à définir des objectifs écosystémiques, comme la présente ligne directrice, visant à protéger l'écosystème.²⁰ La zostère a besoin de la lumière du soleil pour se développer et s'épanouit généralement dans les zones où la turbidité est faible et les concentrations de nutriments sont modérées. Cependant, les environnements riches en nutriments favorisent la croissance de macroalgues, telles que les espèces d'*Ulva*, qui peuvent former des tapis denses qui bloquent la lumière du soleil et étouffent la zostère.^{46,43,48} L'enrichissement en nutriments favorise également la croissance excessive d'**épiphytes**, ce qui peut réduire davantage la disponibilité de la lumière.⁴³ De plus, la zostère peut être affectée par des changements géochimiques qui surviennent lorsque l'eutrophisation augmente la présence de composés azotés réduits (NHx) et de sulfure d'hydrogène.^{49,44}

Au cours des dernières décennies, des déclin importants de zostère ont été observés dans le sGSL. Bien que les données soient limitées, la couverture de zostère dans les estuaires de la région est estimée avoir diminué d'environ 40 %.²⁷ Les principaux stressors contribuant au déclin de la zostère comprennent la sédimentation, la turbidité, l'enrichissement en nutriments, les espèces aquatiques envahissantes, les dommages physiques et les changements dans le régime des courants.^{27,21} Les recherches récentes suggèrent que l'enrichissement en nutriments est le stressor le plus important pour la zostère estuarienne dans le sGSL, en particulier à l'Î.-P.-É.^{48,9} De plus, l'eutrophisation est plus fréquente dans les **estuaires supérieurs**, où les eaux riches en nutriments provenant des rivières demeurent pendant de longues périodes, ce qui permet aux nutriments de s'accumuler et d'alimenter la croissance rapide des macroalgues. Ces estuaires eutrophes présentent souvent un gradient spatial : les zones supérieures sont dominées par des proliférations de macroalgues, tandis que les zones inférieures, près de l'embouchure de l'estuaire, abritent des herbiers de zostère en santé.⁴⁸

Dans les estuaires eutrophes, l'augmentation de la production primaire entraîne une augmentation des fluctuations de l'oxygène dissous : les concentrations d'oxygène dissous augmentent en raison de la photosynthèse pendant le jour (sursaturation) et diminuent avec la **respiration** la nuit (**hypoxie**). À mesure que les algues meurent et se décomposent, les concentrations d'oxygène peuvent chuter davantage, menant à des conditions hypoxiques ou anoxiques.^{13,46,36,9} Ces fluctuations peuvent avoir des répercussions sur le comportement et la survie des animaux. Bien que certaines espèces puissent initialement prospérer dans des environnements dominés par les algues, la détérioration des conditions, en particulier celles associées à l'hypoxie et l'**anoxie**, peut entraîner des taux de mortalité élevés, surtout chez les espèces sédentaires telles que les huîtres, les coques et les moules.^{40,41,10} Les poissons et autres espèces mobiles évitent souvent ces zones jusqu'à ce que les niveaux d'oxygène se rétablissent. Les conditions eutrophes et les événements anoxiques peuvent survenir fréquemment et finissent par perturber les communautés de poissons et d'invertébrés, réduire la biodiversité et provoquer des changements dans l'écosystème (figure 3).^{37,41,8} Par exemple, des événements anoxiques ont été signalés 117 fois à l'Î.-P.-É entre 2020 et 2024.²⁴



Ces changements de l'état trophique peuvent s'étendre à l'économie locale, car les changements dans les habitats du poisson et les événements anoxiques peuvent nuire aux populations de poissons commerciaux et augmenter les mortalités dans les sites aquacoles.^{40,14,10} De plus, l'accumulation d'algues en décomposition peut produire des vues et des odeurs désagréables, ce qui peut perturber le tourisme et les activités récréatives.

Élaboration des mesures de qualité de l'environnement

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) élabore les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, y compris les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Étant donné que de nombreux facteurs influencent l'état trophique d'un estuaire, il n'est pas possible d'établir des cibles générales relatives aux nutriments visant à prévenir l'eutrophisation côtière à l'échelle du Canada. Par conséquent, le CCME a publié un cadre décrivant les étapes et les considérations à prendre en compte pour l'établissement de cibles relatives aux nutriments à l'échelle régionale ou locale, appuyé par des études de cas.⁵

En s'appuyant sur cette approche, les efforts déployés dans le sGSL se sont concentrés sur l'élaboration de cibles régionales relatives aux nutriments qui tiennent compte des facteurs locaux influençant l'état trophique. Ces cibles permettent de s'assurer que les mesures de gestion qui visent à réduire les charges externes de nutriments sont adaptées aux conditions

régionales.^{2,32,7,48,26} De plus, comme l'enrichissement en nutriments résulte des effets cumulatifs de multiples activités humaines, l'atteinte de ces cibles nécessite une action coordonnée entre les autorités réglementaires et les intervenants.

La *Loi sur les océans* fournit l'instrument législatif permettant de faciliter cette coordination. Elle autorise non seulement au MPO à gérer, à protéger et à favoriser le développement durable des océans du Canada et de leurs ressources, mais aussi à mettre en place des mécanismes de planification de la **gestion intégrée**. Au Canada, les activités humaines touchant les milieux marins relèvent de la compétence de multiples autorités fédérales et provinciales. Bien que ces activités soient souvent gérées individuellement afin de réduire au minimum leur empreinte environnementale directe, la *Loi sur les océans* autorise au MPO de diriger et de faciliter l'élaboration de plans de gestion intégrée. Ces plans tiennent compte des effets cumulatifs de toutes les activités humaines sur les écosystèmes marins et déterminent les mesures pour y remédier grâce à des processus collaboratifs avec les autorités réglementaires pertinents. La Loi prévoit également l'établissement de mesures de QMM pour soutenir la mise en œuvre des plans de gestion intégrée à diverses échelles spatiales dans les eaux estuariennes, côtières et marines. Les mesures de QMM, qu'elles soient non réglementaires ou réglementaires, peuvent servir d'outils de gestion écosystémique pour maintenir et améliorer la santé du milieu marin en appuyant les efforts visant à réduire les stressés liés aux activités humaines.

Par conséquent, la *Loi sur les océans* fournit à la fois le fondement législatif et les mécanismes permettant d'établir des cibles relatives aux nutriments et de favoriser les efforts intégrés et collaboratifs entre les autorités réglementaires pour atteindre ces cibles.

Dérivation de l'indicateur de l'état trophique

Des recherches approfondies ont été menées pour identifier les causes des conditions eutrophes sévères observées dans le sGSL, en particulier à l'Î.-P.-É., et pour trouver des stratégies permettant d'y remédier. Ces travaux de recherche, qui ont permis de surmonter de nombreux défis pour comprendre la réponse des estuaires à l'enrichissement en nutriments, comprennent:

- l'élaboration de critères de charge d'azote pour les estuaires de l'Î.-P.-É.,²
- la modélisation de la charge externe de nitrates dans les estuaires et de faire le lien à diverses activités d'utilisation des terres, y compris les pratiques agricoles,^{32,26} et
- le développement d'outils pour faire la surveillance de l'état trophique estuarien par l'entremise du Partenariat de surveillance environnementale du détroit de Northumberland.^{47,7,48}

L'identification d'indicateurs de l'état trophique fait partie intégrante de cette recherche, car ils sont essentiels à l'élaboration de cibles relatives aux nutriments nécessaires pour gérer efficacement les activités humaines contribuant aux charges externes de nutriments. Bien que la charge de nutriments soit le principal facteur déterminant l'état trophique et qu'elle soit souvent

utilisé comme indicateur, sa présence seule ne garantit pas l'eutrophisation. La durée pendant laquelle l'eau reste dans l'estuaire avant d'être renouvelée (**temps de résidence de l'eau**) détermine également la sévérité de l'eutrophisation, car elle affecte à la fois la rétention des nutriments et le renouvellement des eaux riches en oxygène. D'autres facteurs qui peuvent influencer sur la réponse d'un estuaire aux charges de nutriments incluent notamment le climat régional, l'apport en eau douce, la forme de l'estuaire, le type de fond marin et la configuration des marées.⁹

Divers indicateurs trophiques ont été testés ou considérés pour évaluer l'état trophique des estuaires du sGSL, mais n'ont pas été retenus en raison de leurs contraintes (tableau 1).⁹

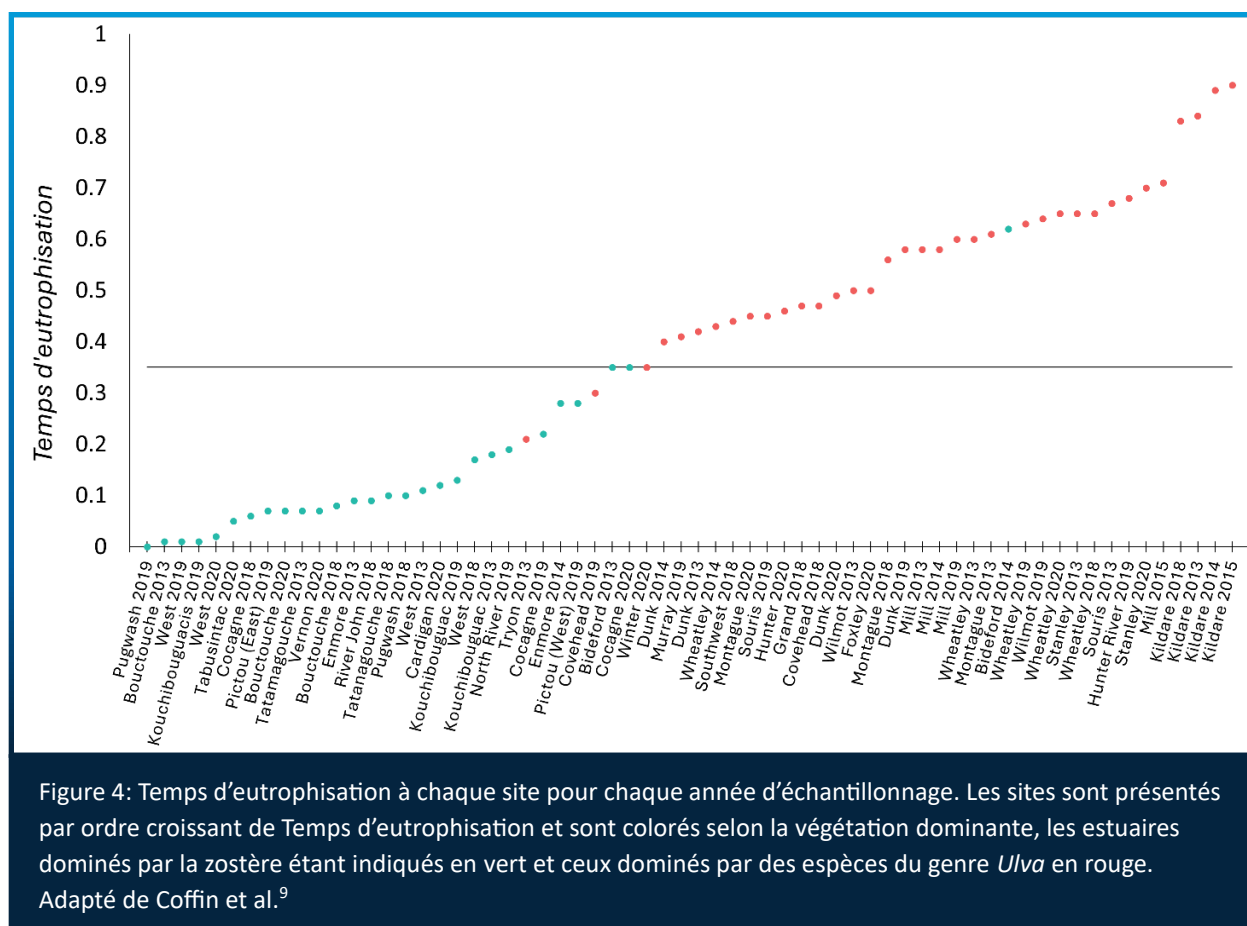
Tableau 1: Indicateurs trophiques considérés pour l'évaluation de l'état trophique des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent et leurs contraintes.

Indicateur trophique	Contraintes
Chlorophylle comme indicateur de la biomasse du phytoplancton	Ne convient pas aux estuaires peu profonds où la production primaire se produit à la fois dans la colonne d'eau (p. ex. phytoplancton) et au fond (p. ex. macroalgues).
Production primaire benthique (p. ex. macroalgues)	Il est difficile et coûteux de mesurer à grande échelle spatiale pour la surveillance régionale.
Couverture de zostère en pourcentage de l'habitat disponible	Les réponses de la zostère sont des effets indirects de la croissance des algues induite par les nutriments. Les effets sur la zostère peuvent prendre beaucoup de temps avant de devenir visibles. La plupart des estuaires de la région ne disposent pas de suffisamment de données historiques sur la zostère pour permettre une surveillance fiable.

Pour servir d'indicateur efficace de l'état trophique, plusieurs critères devaient être respectés : l'indicateur devait être biologiquement significatif, économique et facile à mesurer. Plus important encore, il devait réagir directement aux variations des charges de nutriments afin que les changements dans le stresser se traduisent par des changements observables de l'indicateur. Les chercheurs ont constaté que la surveillance continue de l'oxygène dissous répondait à ces critères. L'oxygène dissous montre les variations de la production primaire (p. ex. la croissance des algues) causées par l'enrichissement en nutriments en capturant toute la gamme des fluctuations de l'oxygène dues à la photosynthèse, à la respiration et à la décomposition, ce qui en fait une mesure efficace de l'eutrophisation.⁹

Après avoir mesuré les concentrations d'oxygène dissous dans différents estuaires, les chercheurs ont exploré des paramètres permettant de mieux refléter les changements d'oxygène et de capter les symptômes de l'eutrophisation. Une variable composite a été créée à partir de deux paramètres : le pourcentage de temps où les concentrations d'oxygène dissous sont en dessous de 4 mg/L ou au-dessus de 10 mg/L. Cette variable est appelée **Temps d'eutrophisation (TE)**. Coffin et al. ont également calculé deux **variables prédictives** pour chaque estuaire : la charge externe de **nitrate-N** et le temps de résidence de l'eau, qui déterminent ensemble la sévérité de l'eutrophisation. Les chercheurs ont observé une forte corrélation entre le TE et ces deux variables prédictives.^{7,9} Cette relation peut notamment être utilisée pour déterminer les réductions des charges de nutriments (c'est-à-dire les cibles relatives aux nutriments) nécessaires pour atténuer l'eutrophisation dans les estuaires individuels.⁹

Des données sur l'oxygène dissous ont été recueillies dans les estuaires du sGSL de 2013 à 2020, par l'intermédiaire du Partenariat de surveillance environnementale du détroit de Northumberland, du Secteur des sciences du MPO et du ministère de l'Environnement, de l'énergie et de l'action climatique de l'Î.-P.-É. Ces données ont été utilisées pour calculer le TE pour 32 estuaires, dont plusieurs ont été suivis pendant plusieurs années. Les valeurs de TE de ces estuaires ont été classées en ordre croissant, en tenant compte de la végétation dominante associée à chacun (figure 4). Le long de ce spectre, les estuaires ayant de faibles impacts liés aux nutriments, ou un faible TE, sont dominés par la zostère, mais autour d'un TE de 0.35 ou 35 %, la végétation dominante passe à des espèces d'*Ulva*. Les chercheurs ont suggéré qu'une cible de TE de 35 % pourrait être utilisée pour prioriser la protection de la zostère.⁹

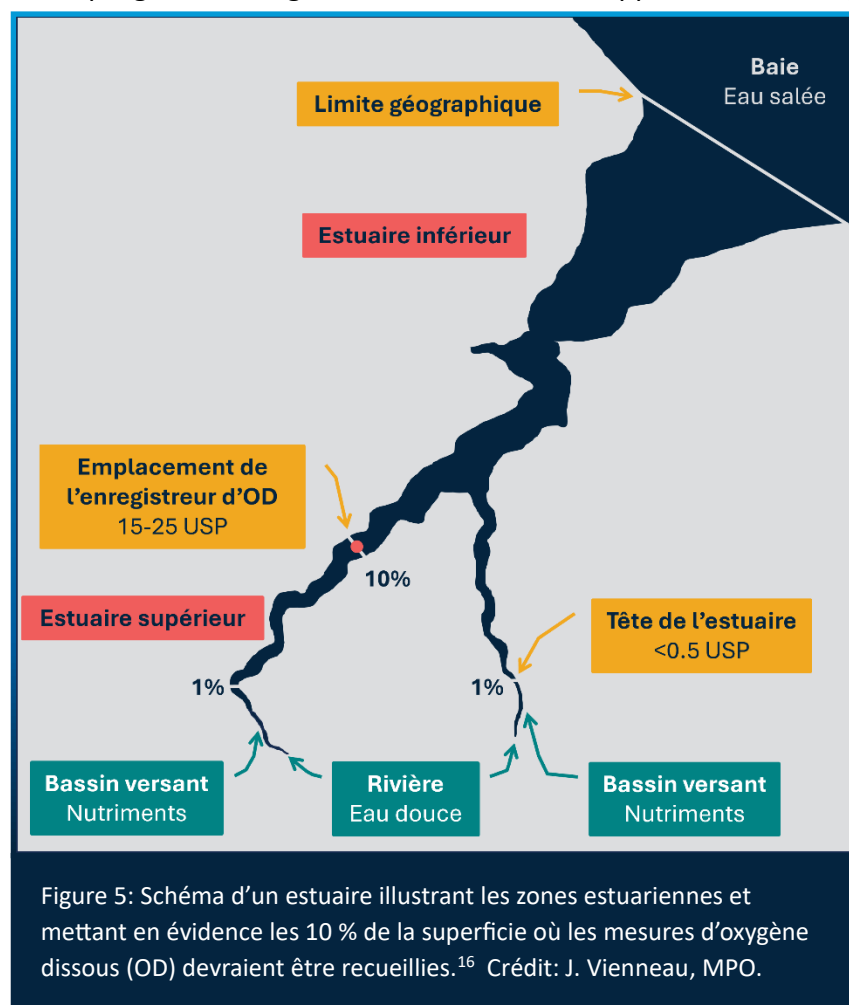


Directives pour évaluer l'état trophique des estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent

Cette ligne directrice recommande la mise en œuvre d'une surveillance continue de l'oxygène dissous dans les estuaires du sGSL afin d'évaluer l'état trophique. L'approche de surveillance décrite ci-dessous est fondée sur des méthodes élaborées et validées dans le cadre de recherches examinées par le Secrétariat canadien des avis scientifiques, ce qui assure l'uniformité et la comparabilité entre les estuaires.^{9,22} Elle fournit des directives générales sur la surveillance, l'évaluation et la communication de l'état trophique, avec des instructions détaillées présentées à l'**Annexe 1 Guide de terrain pour la surveillance de l'oxygène dissous**. Des considérations sont également fournies pour les défis liés au rétablissement, à la gestion adaptative et aux limites propres à la région.

SURVEILLANCE

Un enregistreur d'oxygène dissous est nécessaire pour mesurer et surveiller adéquatement l'état trophique des estuaires. Les enregistreurs optiques d'oxygène dissous sont recommandés parce qu'ils sont économiques et peuvent être utilisés dans de nombreux estuaires dans le cadre d'un programme régional; les études à l'appui de cette ligne directrice ont utilisé des



enregistreurs optiques d'oxygène dissous Onset HOBO®. Les enregistreurs d'oxygène dissous devraient être déployés dans les 10 % supérieurs de la superficie de l'estuaire, là où les nutriments d'origine terrestre se déversent d'abord dans le milieu marin et où les impacts des nutriments sont généralement les plus sévères (figure 5). La surveillance devrait être effectuée de juillet à septembre, car c'est à ce moment-là que les estuaires sont les plus susceptibles de connaître une hypoxie ou une anoxie.

Les estuaires devraient être surveillés selon un cycle pluriannuel (p. ex. tous les

trois ans), puisque les changements annuels peuvent être minimes. Lorsque possible, un à deux estuaires par province devraient être surveillés annuellement afin de tenir compte des changements d'une année à l'autre.

ÉVALUATION ET COMMUNICATION DES RÉSULTATS

Une fois les données d'oxygène dissous recueillies, le TE doit être calculé comme le pourcentage de temps où les concentrations d'oxygène dissous sont en dessous de 4 mg/L ou au-dessus de 10 mg/L durant la période surveillée de juillet à septembre.

Un Temps d'eutrophisation (TE) de 35 % est recommandé comme objectif de gestion afin de maintenir ou restaurer la santé trophique des estuaires. Cette cible appuie la protection de la zostère ainsi que l'objectif plus large de la santé globale pour les écosystèmes estuariens de la région.

Les catégories suivantes peuvent être utilisées pour la présentation des valeurs de TE si une approche de type « feux de circulation » pour communiquer l'état trophique est préférable. Elles sont conçues comme un outil de communication pour soutenir l'interprétation des résultats et ne représentent pas des seuils écologiques au-delà de la cible recommandée du TE:



Pour déterminer l'ampleur de la réduction des charges externes de nitrates nécessaire pour atteindre la cible du TE, il faut des données sur la charge de nitrates provenant du bassin versant et le temps de résidence de l'eau. Dans 27 des 32 estuaires étudiés, un modèle développé par Coffin et al.⁹ a été utilisé pour estimer les réductions de nitrates nécessaires pour atteindre l'objectif du TE (voir le tableau 1 dans Coffin et al.⁹). Ces objectifs de réduction des nitrates constituent une base solide pour l'élaboration de stratégies de gestion ciblées dans les bassins versants touchés.

Des efforts devraient être faits pour rendre les données d'oxygène dissous accessibles au public. La communication des résultats pourrait suivre le modèle des données publiques sur la qualité et la quantité de l'eau sur le site Web du Registre de l'eau du gouvernement de l'Î.-P.-É. (<https://water.princeedwardisland.ca/>), qui comprend des données sur le TE sous l'onglet « Indicateur de l'oxygène dissous dans les estuaires ».

CONSIDÉRATIONS

La présente ligne directrice ne prévoit pas combien de temps il faudra pour que les estuaires dont l'état trophique est modéré ou mauvais se rétablissent après la réduction des charges externes de nitrates. Bien que l'on s'attende à ce qu'une diminution de ces apports entraîne des changements positifs dans l'écosystème au fil du temps, le rétablissement sera probablement lent, car des quantités importantes de nutriments peuvent déjà être stockées dans les sols agricoles, les eaux souterraines et les sédiments estuariens.^{51,31,11} Par conséquent, des améliorations mesurables de l'état trophique pourraient suivre avec un certain retard les réductions des charges externes de nitrates.

Mettre à jour cette ligne directrice de QMM pour tenir compte des dernières données scientifiques et évaluer le cycle de surveillance sera important pour maintenir sa pertinence et sa rigueur scientifique au fil du temps. Cette approche de gestion adaptative assurera l'amélioration continue de l'efficacité de la ligne directrice pour l'évaluation de l'état trophique.

Bien qu'une grande partie de la base de connaissances sur l'eutrophisation dans la région provienne d'études réalisées à l'Î.-P.-É., l'étude de Coffin et al.⁹, qui a servi à l'élaboration de cette ligne directrice, comprend des estuaires répartis à l'échelle du sGSL. Les processus écologiques décrits sont donc applicables aux estuaires de l'ensemble du sGSL. La présente ligne directrice ne vise ainsi pas uniquement à informer les mesures de gestion ayant comme objectif de restaurer les estuaires eutrophes. Elle peut également être appliquée aux estuaires sains pour faciliter la détection précoce des augmentations de la charge de nutriments et des changements associés de l'état trophique, ce qui permet la mise en œuvre rapide de meilleures pratiques de gestion ou de mesures réglementaires avant que la dégradation ne se poursuive, conformément au principe de la prévention énoncé dans la *Loi sur les océans*.

En théorie, l'utilisation de l'oxygène dissous comme indicateur pourrait être applicable à d'autres estuaires peu profonds de l'Atlantique Nord présentant des caractéristiques similaires, comme la production benthique, les charges terrestres de nutriments et la superficie des bassins versants. Cependant, cette approche n'a pas encore été mise à l'essai à l'extérieur du sGSL. La présente ligne directrice est fondée sur des seuils d'oxygène dissous précis et des sources de nutriments propres à la région du sGSL.

Conclusion

Une gestion efficace du milieu marin repose sur la collaboration, la prise de décisions fondée sur la base de connaissances et des stratégies adaptatives pour adresser les effets cumulatifs des stressseurs sur les écosystèmes marins. Cette ligne directrice est conçue comme un outil pour appuyer les autorités réglementaires et les partenaires locaux en intendance environnementale, comme les groupes de bassins versants, dans l'évaluation de l'état trophique des estuaires. Elle appuie également l'élaboration et la mise en œuvre des meilleures pratiques de gestion efficaces, ainsi que des mesures réglementaires au besoin, pour réduire les charges externes de nutriments dans le cadre d'une approche de gestion intégrée. L'exploration de collaborations avec les communautés autochtones, les industries et les collectivités côtières qui pourraient être touchées par les meilleures pratiques de gestion proposées et les mesures réglementaires potentielles est encouragée.



Glossaire

Mot	Définition
Anoxie	Absence totale d'oxygène dissous (0 mg/L) dans un milieu aquatique. ¹
Charge externe de nutriments	Flux de nutriments provenant du bassin versant qui pénètrent dans un écosystème aquatique durant une période donnée. ⁴⁵
Charge interne de nutriments	Les nutriments qui sont libérés à partir des sédiments de l'estuaire. ⁴⁵
Effets cumulatifs	Résultat net de multiples stressseurs (ou pressions) résiduels découlant des activités humaines, agissant ensemble sur un écosystème ou une composante de l'écosystème. ³⁰
Épiphytes	Plantes (ou algues) qui germent et s'enracinent de manière non parasitaire sur d'autres plantes à tous les stades de leur vie. ⁵²
Espèce d'importance écologique	L'identification des espèces d'importances écologiques (EIE) est un outil permettant d'attirer l'attention sur une espèce présentant une importance écologique particulièrement élevée afin de faciliter l'application d'un niveau d'aversion au risque supérieur à la normale dans la gestion des activités humaines susceptibles d'avoir des effets sur ces espèces. ¹⁹
Estuaire	Plan d'eau côtier semi-fermé, qui a une connexion directe avec la mer, et à l'intérieur lequel l'eau de mer est diluée de façon mesurable avec de l'eau douce provenant du drainage terrestre. ¹⁶
Estuaire supérieur	Section d'un estuaire dominée par l'eau douce située près de sa tête, caractérisée par des eaux peu salines et soumise à de forte action des marées. ¹⁶
État trophique	Quantité de productivité biotique dans un écosystème aquatique. Dans le contexte de l'eutrophisation, il se réfère à la productivité des producteurs primaires. ¹⁵

Eutrophisation	Un processus entraîné par l'enrichissement de l'eau par les nutriments, en particulier des composés d'azote et/ou de phosphore, entraînant une augmentation de la croissance, de la production primaire et de la biomasse des algues ainsi que des changements dans l'équilibre des organismes et une dégradation de la qualité de l'eau. ¹⁷
Gestion intégrée	Une approche collaborative de la gestion des activités humaines où tous les facteurs sont pris en compte pour l'utilisation durable, le développement et la protection des zones et des ressources. ¹⁸
Hypoxie	Concentration d'oxygène dissous comprise entre > 0 mg/L et 4 mg/L dans un milieu aquatique. ⁹
Mésotrophe	Condition caractérisée par une production primaire modérée en raison d'une concentration modérée en nutriments. ³⁸
Nitrate-N	Mesure de la partie azotée de la molécule de nitrate. ⁶
Oligotrophe	Condition caractérisée par une faible production primaire en raison d'une faible concentration en nutriments. ³⁸
Oxygène dissous	Concentration d'oxygène présente dans l'eau et disponible pour l'absorption par les organismes aquatiques. ⁵⁰
Production primaire	Synthèse de matière organique à partir de carbone inorganique par des processus tels que la photosynthèse. ³⁴
Respiration	Utilisation de l'oxygène pour décomposer la matière organique, libérant de l'énergie et produisant des composés inorganiques. ³⁴
Stresseur	Facteur physique, chimique ou biologique résultant des activités humaines qui a des effets néfastes sur les organismes, les populations ou les écosystèmes. ³⁴
Temps d'eutrophisation	Variable composite constituée du pourcentage de temps pendant lequel les concentrations d'oxygène dissous sont en dessous de 4 mg/L ou au-dessus de 10 mg/L. ⁹

Temps de résidence de l'eau	Durée moyenne pendant laquelle l'eau demeure dans une région définie, avant d'être remplacée. ³⁴
Variable prédictive	Un facteur, comme l'azote ou le phosphore, qui influence directement l'état trophique en provoquant des changements tels que la croissance des algues et les concentrations d'oxygène dissous. ³⁵

Références

1. Bricker, S. B., Clement, C. G., Pirhalla, D. E., Orlando, S. P., & Farrow, D. R. G. (1999). National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. *National Oceanic and Atmospheric Administration, National Centers for Coastal Ocean Science*. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/1693>.
2. Bugden, G., Jiang, Y., van den Heuvel, M., Vandermeulen, H., MacQuarrie, K., Crane, C., & Raymond, B. (2014). Nitrogen loading criteria for estuaries in Prince Edward Island. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 3066, vii + 43 p. <https://publications.gc.ca/site/eng/9.578638/publication.html>
3. Burkholder, J. M., Tomasko, D. A., & Touchette, B. W. (2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 46–72. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.024>.
4. Cairns D.K. (Ed.). (2002). Effects of land use practices on fish, shellfish, and their habitats on Prince Edward Island. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2408, 157 p. <https://publications.gc.ca/site/eng/9.616073/publication.html>
5. Canadian Council of Ministers of the Environment. (2007). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nutrients: Canadian Guidance Framework for the Management of Nearshore Marine Systems. In: *Canadian environmental quality guidelines*, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. <https://ccme.ca/en/res/nutrients-en-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life.pdf>
6. Canadian Council of Ministers of the Environment. (2012). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nitrate. In: *Canadian environmental quality guidelines*, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. <https://ccme.ca/en/res/nitrate-ion-en-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life.pdf>
7. Coffin, M. R. S., Courtenay, S.C., Pater, C. C., & van den Heuvel, M. R. (2018a). An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 261–270. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.041>.
8. Coffin, M. R. S., Courtenay, S. C., Knysh, K. M., Pater, C. C., & van den Heuvel, M. R. (2018b). Impacts of hypoxia on estuarine macroinvertebrate assemblages across a regional nutrient gradient. *Facets*, 3, 23–44. <https://doi.org/10.1139/facets-2017-0044>
9. Coffin, M. R. S., Poirier, L. A., Clements, J. C., Dickson, E., Guyondet, T., & van den Heuvel, M. R. (2021a). 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 Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2021/056*, iv + 27 p. <https://csas-scas.dfo-mpo.gc.ca/publications-publications/3b277222-98fe-4fcd-b3cf-244d33164e6d?lang=en>.

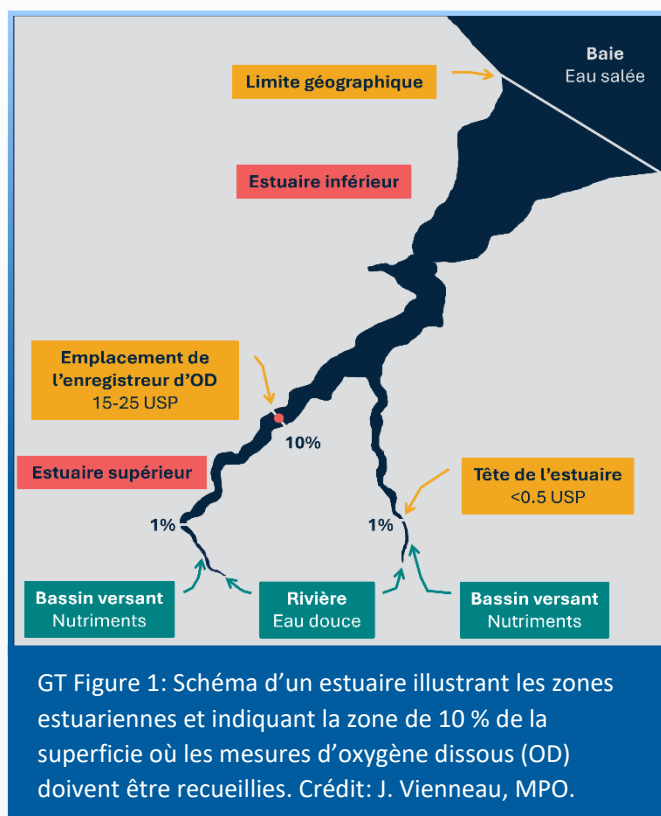
10. Coffin, M.R.S., Clements, J.C., Comeau, L.A., Guyondet, T., Maillet, M., Steeves, L., Winterburn, K., Babarro, J.M.F., Mallet, M.A., Haché, R., Poirier, L.A., Deb, S. & Filgueira, R. (2021b). The killer within: Endogenous bacteria accelerate oyster mortality during sustained anoxia. *Limnology and Oceanography*, 66, 2885-2900. <https://doi.org/10.1002/lno.11798>.
11. Cormier, J. M., Coffin, M. R. S., Pater, C. C., Knysh, K. M., Gilmour, R. F., Guyondet, T., Courtenay, S. C., & van den Heuvel, M. R. (2023). Internal nutrients dominate load and drive hypoxia in a eutrophic estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 1211. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11621-y>
12. Danielescu, S., & MacQuarrie, K. T. B. (2011). Nitrogen loadings to two small estuaries, Prince Edward Island, Canada: A 2-year investigation of precipitation, surface water and groundwater contributions. *Hydrological Processes*, 25, 945–957. <https://doi.org/10.1002/hyp.7881>.
13. D'Avanzo, C., & Kremer, J. N. (1994). Diel oxygen dynamics and anoxic events in an eutrophic estuary of Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 17, 131–139. <https://doi.org/10.2307/1352562>.
14. Diaz, R. J. (2010). Agriculture's impact on aquaculture: Hypoxia and eutrophication in marine waters. In *Advancing the Aquaculture Agenda: Workshop Proceedings*, p. 275–318. OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264088726-20-en>.
15. Dodds W.K., & Cole J.J. (2007). Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just the autotrophs. *Aquatic Sciences*, 69, 427-439. <https://doi.org/10.1007/s00027-007-0922-1>
16. Elliott, M., & McLusky, D. S. (2002). The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 815–827. <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1031>.
17. Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, A., Bricker, S. B., Camp, J., Cardoso da Silva, M., Garcés, E., Heiskanen, A.-S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., & Claussen, U. (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93(2), 117–131. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.03.014>
18. Fisheries and Oceans Canada. (2002). *Canada's Ocean Strategy*. <https://publications.gc.ca/site/eng/9.686297/publication.html>
19. Fisheries and Oceans Canada. (2006). Identification of ecologically significant species and community properties. *Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report* 2006/041. https://dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2006/2006_041-eng.htm.
20. Fisheries and Oceans Canada. (2009). Does eelgrass (*Zostera marina*) meet the criteria as an ecologically significant species? *Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report* 2009/018. https://dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2009/2009_018-eng.htm.

21. Fisheries and Oceans Canada. (2012). Definitions of harmful alteration, disruption or destruction (HADD) of habitat provided by eelgrass (*Zostera marina*). *Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report* 2011/058. <https://csas-scas.dfo-mpo.gc.ca/publications-publications/4cdc2f8e-0f89-4165-bde9-237eb486ba39?lang=en>.
22. Fisheries and Oceans Canada. (2021). Validation of dissolved oxygen (DO) as Marine Environmental Quality (MEQ) measure of nutrient loading status of estuaries. *Canadian Science Advisory Secretariat Science Advisory Report* 2021/023. <https://csas-scas.dfo-mpo.gc.ca/publications-publications/f923f38f-24a9-4f05-830f-9f5fa3b02f41?lang=en>.
23. Godin, G. (1987). Drift of the node of the semidiurnal tide in Northumberland Strait. *Continental Shelf Research*, 7, 225–235. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(87\)90067-7](https://doi.org/10.1016/0278-4343(87)90067-7).
24. Government of Prince Edward Island. (2024). *PEI Water Registry*. <https://water.princeedwardisland.ca/pages/water-quality>
25. Government of Prince Edward Island. (2025). *Agriculture on PEI*. <https://www.princeedwardisland.ca/en/information/agriculture/agriculture-on-pe>
26. Grizard, P., MacQuarrie, T. B., & Jiang, Y. (2020). Land-use based modeling approach for determining freshwater nitrate loadings from small agricultural watersheds. *Water Quality Research Journal*, 55, 278–294. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2020.015>.
27. Hansen, A. [ed.]. (2004). Status and conservation of eelgrass (*Zostera marina*) in eastern Canada, p. viii + 40. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 412. https://publications.gc.ca/collections/collection_2018/eccc/cw69-5/CW69-5-412-eng.pdf.
28. Health Canada. (2014). *Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document – Nitrate and nitrite*. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-nitrate-nitrite/page-2-guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-nitrate-nitrite.html#a211>
29. Howarth, R. W., & Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51, 364–376. https://dx.doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364.
30. International Council for the Exploration of the Sea. (2019). Working Group on Cumulative Effects Assessment Approaches in Management (WGCEAM). *Scientific Reports* 1:92, 23 p. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5759>.
31. Jiang, Y., Nyiraneza, J., Murray, B. J., Chapman, S., Malenica, A., & Parker, B. (2017). Vadose zone processes delay groundwater nitrate reduction response to BMP implementation as observed in paired cultivated vs. uncultivated potato rotation fields. *Journal of Hydrology*, 555, 760–776.
32. Jiang, Y., Nishimura, P., van den Heuvel, M. R., MacQuarrie, K. T. B., Crane, C. S., Xing, Z., Raymond, B. G., & Thompson, B. L. (2015). Modeling land-based nitrogen loads from groundwater-dominated agricultural watersheds to estuaries to inform nutrient reduction planning. *Journal of Hydrology*, 529, 213–230. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.07.033>

33. Jiang, Y., Azimi, M.A., Meng, F.-R., & Liang, K. (2025). The contribution of red clover to nitrate loading in an agricultural watershed. *Frontiers in Environmental Science*, 13, Article 1471213. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1471213>
34. Kennish, M.J. (Ed). (2016). *Encyclopedia of Estuaries*. Rutgers University, New Brunswick, New Jersey, USA, 760 p. <https://link.springer.com/referencework/10.1007/978-94-017-8801-4>.
35. Krause-Jensen, D., Sagert, S., Schubert, H., & Bostrom, C. (2008). Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators*, 8, 515-529. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.004>
36. Nezlin, N. P., Kamer, K., Hyde, J., & Stein, E. D. (2009). Dissolved oxygen dynamics in a eutrophic estuary, Upper Newport Bay, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(2), 139–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.01.004>.
37. Pearson, T.H., & Rosenberg, R., (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology – An Annual Review*, 16, 229–311. https://www.researchgate.net/publication/243785865_Pearson_TH_Rosenberg_R_Macrobenthic_succession_in_relation_to_organic_enrichment_and_pollution_of_the_marine_environment_Oceanogr_Mar_Biol_Ann_Rev_16_229-311.
38. Pinckney, J.L., Paerl, H.W., Tester, P., & Richardson, T.L. (2001). The Role of Nutrient Loading and Eutrophication in Estuarine Ecology. *Environmental Health Perspective*, 109, 699-706. <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC1240600/>.
39. Pingree, R. D., & Griffiths, D. K. (1980). A numerical model of the M2 tide in the Gulf of St. Lawrence. *Oceanologica Acta*, 3, 221–226. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00121/23264/21093.pdf>.
40. Powers, S. P., Peterson, C. H., Christian, R. R., Sullivan, E., Powers, M. J., Bishop, M. J., & Buzzelli, C. P. (2005). Effects of eutrophication on bottom habitat and prey resources of demersal fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 302, 233–243. <https://dx.doi.org/10.3354/meps302233>.
41. Schein, A., Courtenay, S. C., Crane, C. S., Teather, K. L., & van den Heuvel, M. R. (2012). The role of submerged aquatic vegetation in structuring the nearshore fish community within an estuary of the Southern Gulf of St. Lawrence. *Estuaries and Coasts*, 35, 799–810. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9466-7>
42. Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M., & Kasian, S. E. M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(32), 11254–11258. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>

43. Schmidt, A.L., Wysmyk, J.K.C., Craig S.E., & Lotze, H.K. (2012). Regional-scale effects of eutrophication on ecosystem structure and services of seagrass beds. *Limnology and Oceanography*, 57(5), 1389-1402. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1389>.
44. Ugarelli, K., Chakrabarti, S., Laas, P., & Stingl, U. (2017). The seagrass holobiont and its microbiome. *Microorganisms*, 5, 81. <https://doi.org/10.3390/microorganisms5040081>.
45. Valdemarsen, T., Quintana, C. O., Flindt, M. R., & Kristensen, E. (2015). Organic N and P in eutrophic fjord sediments – Rates of mineralization and consequences for internal nutrient loading. *Biogeosciences*, 12, 1765–1779. <https://doi.org/10.5194/bg-12-1765-2015>.
46. Valiela, I., McClelland, J. W., Hauxwell, J., & Foreman, K. H. (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological consequences. *Limnology and Oceanography*, 42, 1105–1118. https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5_part_2.1105
47. van den Heuvel, M., MacQuarrie, K., St-Hilaire A., & Courtenay, S. (2017). Cumulative impacts assessment in the Northumberland Strait: Linking land use, sediment and nutrients with stream and estuarine health. *Canadian Water Network*. <https://cwn-rce.ca/wp-content/uploads/2018/07/CWN-EN-NorthumberlandStrait-2016-Web.pdf>
48. van den Heuvel, M. R., Hitchcock, J. K., Coffin, M. R. S., Pater, C. C., & Courtenay, S. C. (2019). Inorganic nitrogen has a dominant impact on estuarine eelgrass coverage in the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Limnology and Oceanography*, 64, 2313–2327. <https://doi.org/10.1002/lno.11185>.
49. van der Heide, T., Smolders, A. J. P., Rijkens, B. G. A., van Nes, E. H., van Katwijk, M. M., & Roelofs, J. G. M. (2008). Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH. *Oecologia*, 158, 411–419. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1155-2>
50. Wilson, P.C. (2009). Water Quality Notes: Dissolved Oxygen. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences, Department of Soil and Water Sciences. <https://doi.org/10.32473/edis-ss525-2010>
51. Zebarth, B. J., Danielescu, S., Nyiraneza, J., Ryan, M. C., Jiang, Y., Grimmett, M., & Burton, D. L. (2015). Controls on nitrate loading and implications for BMPs under intensive potato production systems in Prince Edward Island, Canada. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 35(1), 30–42. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12088>
52. Zotz, G. (2016). Introduction. In: *Plants on Plants – The Biology of Vascular Epiphytes*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-39237-0_1

Annexe 1 Guide de terrain pour la surveillance de l'oxygène dissous



LIEU DE LA SURVEILLANCE

Pour appliquer cette ligne directrice, les enregistreurs d'oxygène dissous doivent être placés dans le 10 % supérieur de la superficie de l'estuaire (c.-à-d. 10 % de la superficie totale de l'estuaire, mesurée à partir de la tête de l'influence de la marée), comme illustré à la figure 1 du Guide de terrain (GT). Cette zone est définie par des niveaux de salinité compris entre 15 et 25 USP et une profondeur moyenne de l'eau de 1 à 2,5 mètres, qui est où la production benthique peut avoir lieu.



GT Figure 2: Enregistreur d'oxygène dissous fixé à un poteau rigide en tige d'armature monté sur un pied tripode, afin de maintenir l'équipement en position verticale dans la colonne d'eau et d'éviter qu'il ne s'enfonce dans les sédiments. Crédit: J. Walker, MPO.

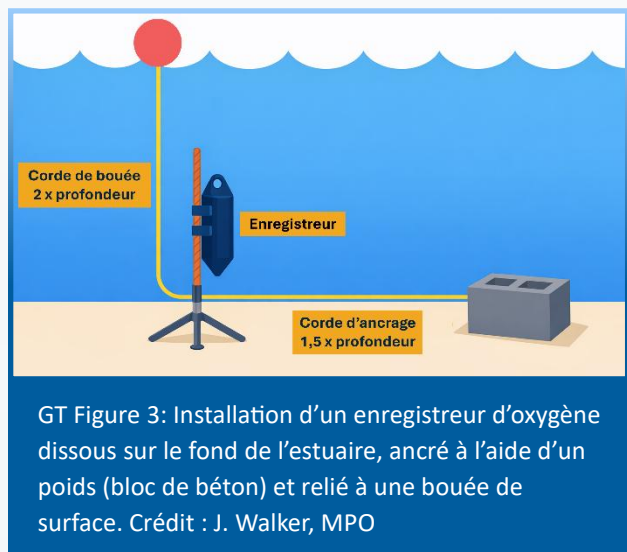
ÉQUIPEMENT NÉCESSAIRE

- Enregistreurs d'oxygène dissous - Les enregistreurs optiques d'oxygène dissous Onset HOBO® sont recommandés. Les enregistreurs optiques d'oxygène dissous ont été choisis parce qu'ils sont économiques et qu'ils pourraient être utilisés dans de nombreux estuaires dans le cadre d'un programme régional. Retrouvez plus d'information sur le [site web de HOBO](#) (GT figure 2).
- Support d'enregistreur (GT figure 2)
- Bloc(s) de béton ou poids(s)

- Corde mesurant au moins 3,5 fois la profondeur de l'eau
- Ordinateur portable avec le logiciel HOBOWare installé
- Navette étanche avec piles supplémentaires et USB
- Câble pour la connexion à un ordinateur
- Chiffons secs et doux pour le nettoyage et le séchage de l'interface de l'enregistreur
- Petite brosse à poils souples (p. ex. une brosse à dents) pour le nettoyage de l'enregistreur
- Grattoir pour nettoyer les supports d'enregistreurs
- Eau distillée, si disponible, ou eau du robinet pour rincer et nettoyer l'enregistreur (ou pour le recalibrer, au besoin)
- Attaches autobloquantes (« zip ties »), pour rattacher l'enregistreur à son support après le nettoyage
- Gants
- Ciseaux ou couteau
- Enregistreurs supplémentaires (si disponibles) à déployer en cas de panne

INSTALLATION DES ENREGISTREURS ET COLLECTE DES DONNÉES

Les enregistreurs d'oxygène dissous doivent être placés à environ 0,5 mètres du substrat de l'estuaire sur un support ancré par un poids avec une corde de 1,5 fois la profondeur de l'eau et attaché à une bouée de surface sur une corde d'une longueur de deux fois la profondeur de l'eau. (GT figure 3). Les enregistreurs d'oxygène dissous devraient idéalement être réglés de manière à enregistrer l'oxygène dissous et la température toutes les 15 à 20 minutes, et devraient être déployés de juillet à septembre, car c'est à ce moment-là que les estuaires sont les plus susceptibles de connaître une hypoxie ou une anoxie. Au moins 50 % des données recueillies au cours de cette période sont nécessaires pour calculer un Temps d'eutrophisation (TE) fiable.



TÉLÉCHARGEMENT DES DONNÉES ET ENTRETIEN PENDANT LE DÉPLOIEMENT

- Les données doivent être téléchargées et les enregistreurs nettoyés toutes les deux à trois semaines pour éliminer les algues ou les organismes (encrassement biologique). Pour réduire l'encrassement biologique, des protecteurs en fil de cuivre devraient être installés sur les capteurs, lorsque possible (GT figure 4).

- Suivez ces étapes pour s'assurer que les données sont téléchargées avec succès et que les enregistreurs sont propres et fonctionnent correctement :
 - Naviguez jusqu'à la bouée de repérage et tirez la bouée et/ou la corde à bord du bateau jusqu'à ce que vous atteigniez le support de l'enregistreur.
 - Enroulez la corde autour d'un taquet sur le bateau, puis tirez le support et l'enregistreur à bord. En eau calme, laissez le poids dans l'eau pour ancrer le bateau (si l'eau est en mouvement, jeter l'ancre du bateau).
 - Retirez l'enregistreur du support en coupant les attaches autobloquantes et nettoyez l'enregistreur comme décrit dans le manuel du fabricant.
 - Nettoyez toute accumulation (encrassement biologique) sur le support à l'aide de la brosse et du grattoir.
 - Téléchargez les données à l'aide de la navette étanche branchée sur un ordinateur portable.
 - N'arrêtez pas l'enregistrement de l'enregistreur. Si un message vous demande de poursuivre l'enregistrement, cliquez sur « Oui ».
 - Ne créez pas un nouveau fichier. Le fichier de données doit être continu à partir du moment où l'enregistreur est lancé pour la première fois jusqu'à ce qu'il soit récupéré à la fin de la saison.
 - Visualisez les données sur l'ordinateur portable en traçant le fichier téléchargé dans HOBOWare pour vous assurer que l'enregistreur a été correctement lancé et qu'il collecte des données.
 - Assurez-vous que l'enregistreur est toujours réglé pour enregistrer toutes les 15 à 20 minutes (toutes les heures au minimum, en fonction des données actuelles et de la disponibilité de la batterie).
 - Vérifiez l'état de l'enregistreur avant de le redéployer. Avant de déconnecter l'enregistreur de la navette ou de l'ordinateur, cliquez sur Périphérique (Device) en haut à gauche de l'écran. Sélectionnez État (Status) dans le menu déroulant, puis cliquez sur OK. Un nouvel écran s'affichera. L'État actuel (Current Status) se trouve au bas de la boîte Détails de l'appareil (Device Details). Cela devrait indiquer « Lancé, Journalisation » (Launched, Logging). Si ce n'est pas le cas, l'enregistreur doit être relancé avant le déploiement.



GT Figure 4: Protection en fil de cuivre sur l'enregistreur d'oxygène dissous pour réduire l'encrassement biologique. Crédit : J. Walker, MPO.

- Vous pouvez redémarrer l'enregistreur immédiatement; vous n'avez pas besoin de le programmer pour un lancement plus tard dans la journée.
- Spécifiez à nouveau la date de début et les mêmes intervalles de temps (p. ex. 12 h 00, 12 h 20, 12 h 40, etc.) et relancez l'enregistreur.
- Rattachez l'enregistreur au support à l'aide d'attaches autobloquantes et remettez le support/enregistreur et la corde/bouée dans l'eau.

DURÉE DU CYCLE DE SURVEILLANCE

La surveillance devrait suivre un cycle de trois ans, ce qui est généralement considéré comme une durée suffisante pour détecter les changements dans la qualité de l'eau. Cependant, il n'existe pas encore de durée de cycle scientifiquement prouvée sur la base des données actuelles ou sur les délais de rétablissement. Étant donné que le rétablissement devrait prendre beaucoup de temps, il pourrait être justifié de prolonger le cycle de surveillance (p. ex. de trois à cinq ans).

Les informations présentées dans ce guide de terrain sont fondées sur les publications suivantes:

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 Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2021/056*, iv + 27 p.

Coffin, M. R. S., Knysh, K. M., Roloson, S. D., Pater, C. C., Theriault, E., Cormier, J. M., Courtenay, S. C., & van den Heuvel, M. R. (2021). Influence of nutrient enrichment on temporal and spatial dynamics of dissolved oxygen within northern temperate estuaries. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 804. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09589-8>

