



L' enrichissement en nutriments des eaux côtières constitue une des grandes menaces à l'intégrité des écosystèmes côtiers (NRC, 1994; Pelley, 1998). À l'échelle planétaire, l'eutrophisation culturelle des réseaux marins a grandement augmenté depuis les années 1950 et 1960 et a été associée à l'augmentation de l'utilisation d'engrais chimiques, à la combustion des combustibles fossiles, aux changements dans l'utilisation des sols et au rejet des eaux usées dans les régions côtières (CCME, 2007).

Conséquences d'un surenrichissement en nutriments

Les conséquences d'un surenrichissement en nutriments dans les réseaux marins sont nombreuses. Parmi elles figurent les changements structuraux (biocénose) et fonctionnels (processus écologiques) dans les écosystèmes aquatiques (Bricker *et al.*, 1999; NRC, 2000; USEPA, 2001). Une première conséquence est la croissance accrue des plantes, qui est souvent accompagnée de changements dans la composition des espèces (p. ex., des communautés planctoniques principalement à base de diatomées deviennent dominées par des microflagellés) et d'une augmentation de la prolifération d'algues nuisibles (p. ex., marées rouges, marées brunes) qui peuvent être toxiques pour les mollusques, les crustacés, les poissons et les mammifères marins. Cette toxicité entraîne des changements dans la biodiversité et, dans certains cas, devient une menace directe pour les humains. (Hallegreaff, 1993).

Dans les milieux marins peu profonds et dans les zones intertidales où le fond reçoit suffisamment de lumière, les macroalgues à croissance rapide (p. ex., *Enteromorpha*, *Ulva*, *Cladophora*) peuvent se multiplier et éliminer les macroalgues à croissance lente et les zostères marines (p. ex., *Zostera*). Dans les milieux plus profonds, des concentrations élevées de phytoplancton peuvent réduire la quantité de lumière qui atteint le fond, au point d'éliminer complètement les zostères marines et d'autres plantes benthiques (CCME, 2007).

Une des conséquences les plus graves d'un excès en nutriments sur les écosystèmes marins est la diminution de la quantité d'oxygène dissous (OD) dans la colonne d'eau. La croissance accrue des plantes fait augmenter la

sédimentation des matières organiques. La décomposition de ces matières par les bactéries peut entraîner un appauvrissement en OD, causant ainsi des conditions hypoxiques ou anoxiques. Dans les systèmes peu profonds, la croissance excessive des macroalgues peut entraîner des conditions anoxiques dans la colonne d'eau, particulièrement pendant la nuit et lorsque l'eau est chaude. Ces conditions peuvent causer la mort des macrophytes, puis leur dégradation, ce qui réduit davantage les concentrations d'OD. Cette réduction peut à son tour causer la mort et l'élimination d'organismes benthiques aérobies et, dans les cas graves, une mortalité massive de poissons (Rabalais *et al.*, 1996).

Nutriments préoccupants

Contrairement aux écosystèmes dulcicoles, où le phosphore est habituellement le nutriment limitatif, les écosystèmes marins tempérés sont, semble-t-il, limités en azote. Cette hypothèse est fondée sur de nombreuses preuves tirées de données sur le bilan nutritif, de bioessais et d'expériences à grande échelle portant sur l'enrichissement en nutriments (Ryther et Dunstan, 1971; Nixon, 1995; Oviatt *et al.*, 1995; Howarth et Marino, 1998). Cette différence dans la carence en nutriments entre les eaux douces et les eaux marines peut être due à des différences dans le taux de fixation de l'azote et le taux de dénitrification, de même qu'à des différences dans les rapports des charges en nutriments.

Le phytoplancton des réseaux marins peut manquer de phosphore durant les périodes de grands afflux d'eaux douces, comme celle qui a lieu à la fonte des neiges au printemps, mais l'on présume que cette carence n'est que temporaire puisque les réseaux deviennent limités en azote pendant l'été et l'automne (Fisher *et al.*, 1982; D'Elia *et al.*, 1986; Malone *et al.*, 1996). Le phosphore peut aussi être limité dans les réseaux qui font l'objet à la fois d'apports d'azote exceptionnellement élevés et de mesures de contrôle rigoureuses des apports de phosphore (Howarth, 1998). Dans certaines conditions, il faut donc tenir compte tant du phosphore que de l'azote dans les plans de gestion du surenrichissement en nutriments (Chapelle *et al.*, 1994).

La croissance des macroalgues marines dans les réseaux tempérés, bien qu'elle ait été étudiée moins intensivement

que la croissance du phytoplancton, semble être limitée principalement par l'azote (Valiela *et al.*, 1997).

Le surenrichissement en azote et en phosphore est réputé causer une baisse des quantités de silicate dans la colonne d'eau. Cette baisse est due à la surcroissance des diatomées et de leur dépôt subséquent. En effet, aux endroits où se déposent les diatomées, le silicate devient séquestré dans les sédiments (Conley *et al.*, 1993). Dans les écosystèmes côtiers qui reçoivent des apports élevés de nutriments, cette baisse des teneurs en silicate est souvent responsable de la transformation d'une communauté phytoplanctonique dominée par les diatomées en communauté dominée par les flagellés (Officer et Ryther, 1980).

Il a été démontré que le fer, oligoélément important pour les producteurs primaires et les organismes fixateurs d'azote, est un élément nutritif limitatif dans certains écosystèmes marins océaniques (Martin *et al.*, 1991). Toutefois, son importance comme principal facteur limitatif dans les estuaires est généralement considérée comme faible dans la plupart des cas (NRC, 2000).

Sources de nutriments

Depuis l'époque préindustrielle, la quantité d'azote biologiquement disponible entrant dans la biosphère annuellement a plus ou moins doublé (Galloway *et al.*, 1995; Howarth, 1998), et il y a un lien étroit entre les apports d'azote dans les systèmes côtiers et la densité de la population humaine dans les bassins versants (Cole *et al.*, 1993). Les eaux usées, les engrais et les dépôts atmosphériques comptent parmi les plus importantes sources anthropiques de nutriments dans les systèmes côtiers (Valiela, 1995).

L'utilisation d'engrais chimiques est particulièrement importante, car l'azote, contrairement au phosphore, n'est pas retenu à un degré élevé dans le sol. Même si le ruissellement qui vient de la terre est habituellement considéré comme la principale voie par laquelle les sources diffuses d'azote entrent dans les cours d'eau, il existe amplement de données indiquant que les apports par voie souterraine sont tout aussi importants, voire plus importants, dans les zones où les aquifères sont hydrauliquement reliés à la mer par l'intermédiaire des sols perméables (Valiela *et al.*, 1990; Paerl, 1997).

Les rejets d'eaux usées ont une importance encore plus grande dans les bassins versants hautement urbanisés,

surtout s'ils contiennent de fortes teneurs en matières organiques, ce qui pourrait augmenter le potentiel de réduction des concentrations d'OD. Les exploitations aquacoles, en particulier les sites piscicoles qui nourrissent les poissons, peuvent être une source importante de nutriments dans les zones côtières (Merceron *et al.*, 2002). On estime qu'environ 40 % de l'azote contenu dans les aliments pour poissons est absorbé dans la biomasse des poissons, le reste étant rejeté dans l'environnement sous forme de déchets métaboliques, d'excréments et de fragments de nourriture non consommés (Strain et Hargrave, 2005). Les usines de transformation de poissons et de produits de la mer sont aussi considérées comme une des sources potentielles de nutriments dans les eaux côtières (Pêches et Océans Canada, 2003).

Lorsqu'elles sont mises à l'échelle de l'ensemble d'un bassin versant, même les petites pertes en nutriments par unité de surface de bassin peuvent être assez importantes (NRC, 2000; Sowles, 2003). Dans certains cas, il faut peut-être prendre en considération non pas le taux annuel de charge total, mais plutôt le taux saisonnier de charge et la corrélation de ce dernier avec le moment où l'écosystème est le plus sensible à l'eutrophisation, par exemple l'été, saison où les apports d'eaux douces et les taux de renouvellement de l'eau sont à leur plus bas (Vallino et Hopkinson, 1998).

Le transport de l'azote à partir des eaux du large vers certaines zones côtières peut être plus important que les apports provenant de la terre (Howarth, 1998). Ce constat vaut pour de nombreuses zones côtières telles que le port d'Halifax (Petrie et Yeats, 1990) et le réseau constitué du détroit de Juan de Fuca, du détroit de Georgia et de la baie Puget (Harrison *et al.*, 1983), où des eaux océaniques profondes riches en nutriments remontent le long de la côte.

État trophique et susceptibilité à l'enrichissement en nutriments

Pour prévenir, contrôler et gérer l'eutrophisation, il faut être en mesure de déterminer l'état trophique et la capacité d'assimilation des systèmes aquatiques. Ce n'est qu'à partir de cette information que des critères peuvent être élaborés et servir de cadre à la détermination du degré d'enrichissement en nutriments admissible avant que les effets nuisibles de l'eutrophisation se manifestent dans les eaux côtières. Ces critères serviraient aussi de

cibles pour la restauration de la qualité de l'eau des réseaux dégradés.

De nombreuses approches pour déterminer les états trophiques ont été élaborées. Elles sont fondées en grande partie sur un ensemble d'indicateurs. Aux États-Unis, la National Oceanographic and Atmospheric Administration, dans le cadre de l'évaluation nationale de l'eutrophisation des estuaires (National Estuarine Eutrophication Assessment), a élaboré un ensemble d'indices du surenrichissement en nutriments pour les estuaires (Bricker *et al.*, 1999). En Europe, les États membres de l'Union européenne ont élaboré des indicateurs pour divers systèmes côtiers (OSPAR, 1997, 2001). L'Australie et la Nouvelle-Zélande ont, elles aussi, élaboré des indicateurs du surenrichissement en nutriments (ANZECC, 2000).

Puisqu'il y a une grande diversité au sein des systèmes côtiers, sur le plan tant structurel que fonctionnel, il est important que l'approche utilisée pour caractériser l'état trophique soit choisie avec soin et que les indicateurs utilisés soient appropriés et propres aux conditions environnementales présentes dans l'écosystème évalué (CCME, 2007).

La capacité d'assimilation d'un écosystème côtier dépend de plusieurs facteurs liés à la façon dont celui-ci traite les nutriments une fois qu'ils y sont entrés. En général, les principaux facteurs comprennent : le degré de dilution des nutriments, le temps pendant lequel les nutriments restent dans l'écosystème; la capacité naturelle de l'écosystème à traiter les nutriments de façon à les transformer en des formes qui peuvent être disponibles ou non pour les producteurs primaires (USEPA, 2004). À leur tour, ces facteurs dépendent de plusieurs caractéristiques des systèmes côtiers, comme le cadre physiographique, la morphologie, l'hydrodynamique, la stratification de la colonne d'eau, la turbidité et la biocénose présente. Bon nombre de ces caractéristiques sont directement ou indirectement liées les unes aux autres.

Contrairement aux nombreuses approches pour évaluer le degré à partir duquel un écosystème côtier manifeste des symptômes de surenrichissement en nutriments, relativement peu d'approches évaluent la capacité d'assimilation d'un écosystème côtier. Plusieurs d'entre elles se concentrent en grande partie sur les caractéristiques de dilution et de renouvellement de l'eau (Bricker *et al.*, 1999, 2003; Duron *et al.*, 2002; Ferreira, 2000). Puisque certains estuaires sont limités en lumière

et non en nutriments, Cloern (1999) a élaboré un indice simple de susceptibilité qui comprend des facteurs liés à la disponibilité des nutriments et de la lumière.

Élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau

Le Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique (CCME, 1991) vise à traiter spécifiquement des substances toxiques et à fournir des limites numériques ou des énoncés descriptifs fondés sur les données toxicologiques les plus récentes et scientifiquement défendables. Les nutriments ne font pas partie de ce modèle, car, aux concentrations et dans les formes présentes dans l'environnement, ils sont généralement non toxiques pour les organismes aquatiques. Cependant, les effets secondaires, comme l'eutrophisation et l'appauvrissement en oxygène, sont très préoccupants. Puisque les communautés aquatiques sont généralement adaptées aux conditions ambiantes et que les facteurs qui déterminent la capacité d'assimilation d'un écosystème côtier et sa réaction aux apports de nutriments ne sont pas bien compris, il n'est ni faisable ni souhaitable d'établir des critères généraux qui s'appliquent à tous les types de systèmes côtiers. Certains des effets des nutriments sont esthétiques et sont donc en partie subjectifs. Une plante nuisible pour certains peut être bénéfique pour d'autres. En fonction de ces réalités, il est recommandé de recourir à une approche qui repose sur un cadre et qui correspond aux principes des recommandations du CCME.

Cadre d'orientation pour les nutriments dans les eaux littorales canadiennes

Les États-Unis (USEPA, 2001), l'Europe (OSPAR, 1977, 2001) ainsi que l'Australie et la Nouvelle-Zélande (ANZECC, 2000) ont participé à l'élaboration de recommandations pour l'établissement de critères relatifs aux nutriments pour des systèmes côtiers particuliers. En raison d'une compréhension limitée des facteurs qui déterminent la capacité d'assimilation d'un écosystème côtier et la réaction de ce dernier aux apports de nutriments, l'USEPA, l'OSPAR et l'ANZECC ont toutes déterminé que l'approche des conditions de référence (ACR) était la plus pratique pour le moment. L'ACR est essentiellement une approche empirique qui compare l'état de plusieurs systèmes semblables ou encore les différences historiques au sein d'un même écosystème, de façon à reconnaître les différences entre les plans d'eau

ou les différences, au fil du temps, dans les réactions aux apports de nutriments.

L'examen des approches existantes a révélé que celle de l'USEPA (2001) convient à la détermination des critères relatifs aux nutriments au Canada. Les détails et les procédures de l'application de l'ACR ont été élaborés en profondeur et documentés dans un guide technique préparé par l'USEPA (2001). Ce document contient un cadre d'orientation détaillé qui va de la collecte de données à l'élaboration de critères relatifs aux nutriments. Il explique également comment il est possible d'élaborer des systèmes de classification des estuaires et comment établir des systèmes de surveillance dans les cas où les données sont insuffisantes, et il présente des modèles pertinents d'échantillonnage sur le terrain de même que les méthodes à adopter en laboratoire pour créer les bases de données nécessaires. Il fournit aussi des suggestions pour l'élaboration de programmes d'assainissement des systèmes touchés.

Bien que les recommandations de l'USEPA aient été formulées pour les estuaires des États-Unis, l'approche est assez générique pour être appliquée aux eaux côtières du Canada sans trop de restrictions importantes. Un autre avantage important de cette approche est qu'elle présente des procédures de rechange pour élaborer des critères relatifs aux nutriments dans les cas où il n'existe pas de site intact. Il est fortement recommandé que l'approche soit mise en œuvre par une équipe d'experts multidisciplinaires afin de s'assurer que tous les efforts sont déployés pour établir les recommandations relatives aux nutriments. Il est possible d'appliquer l'approche à une échelle plus restreinte dans les cas où le temps et les ressources sont limités et où les recommandations intérimaires seraient sujettes à une révision une fois que les données pertinentes sont disponibles.

L'approche de base décrite dans les recommandations de l'USEPA est illustrée à la figure 1 et examinée en détail par le CCME (2007). Un aperçu général de chaque étape importante est donné ici, et il est recommandé de consulter le document d'orientation de l'USEPA (2001) au moment d'établir les critères relatifs aux nutriments pour un milieu littoral donné.

Étapes du cadre d'orientation

Établir un groupe consultatif technique régional

L'application de l'ACR repose sur les efforts combinés des membres d'une équipe multidisciplinaire. Les diverses disciplines qui doivent être représentées dans le groupe dépendent des objectifs, mais il devrait y avoir des experts en océanographie physique, chimique et biologique. Si un programme d'assainissement fait partie des objectifs, il pourrait être nécessaire d'y ajouter des experts en hydrologie, en gestion des ressources hydriques, en agriculture et en aménagement du territoire. Si possible, ces experts devraient venir d'agences fédérales, provinciales et municipales, d'universités, de groupes communautaires locaux et du secteur privé.

Créer un modèle de classification régional

Les écosystèmes côtiers qui sont semblables sur les plans structurel et fonctionnel peuvent néanmoins réagir très différemment aux apports de nutriments, ne serait-ce qu'en fonction de leur emplacement géographique ainsi que des différences dans le climat et la géologie. Il faut donc élaborer et utiliser un système adéquat de classification des écorégions (si ce n'est pas déjà fait). Il est également important de créer un système de classification des écosystèmes côtiers au sein d'une même écorégion. Cela est généralement fait en fonction des caractéristiques physiques qui sont considérées comme les plus importantes dans la détermination de la réaction au surenrichissement en nutriments.

L'ACR est grandement fondée sur la capacité à classifier les milieux marins côtiers en catégories en fonction de leur susceptibilité au surenrichissement en nutriments. Bien que plusieurs systèmes de classification des écosystèmes côtiers aient été élaborés, la plupart sont fondés sur les caractéristiques de la morphologie et de la stratification (Pritchard, 1955; Dyer, 1973; Biggs et Cronin, 1981; Gregory *et al.*, 1993; Gregory et Petrie, 1994) et sont peu axés sur les processus écologiques. Or, il existe un réel besoin pour un système de classification axé plus fortement sur la susceptibilité au surenrichissement en nutriments (Livingston, 2001; Jay, 2000). L'USEPA a examiné plusieurs systèmes de classification des estuaires fondés sur la géomorphologie, les facteurs physiques et hydrodynamiques et les habitats biologiques, et a élaboré un système approfondi de classification des eaux côtières en fonction de leur réaction à des agents de stress, dont le surenrichissement en nutriments (USEPA, 2004). Ce document devrait être consulté pour créer un modèle de classification dans les cas où un tel modèle n'existe pas déjà.

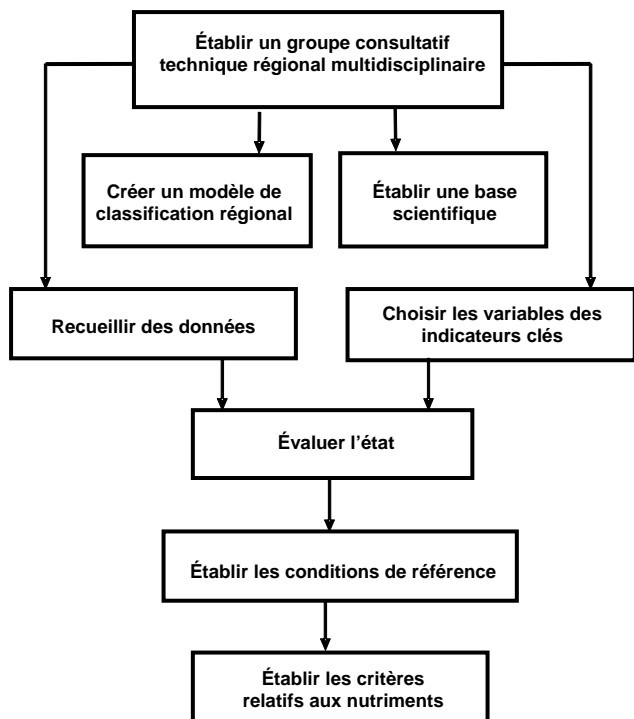


Figure 1. Processus d'élaboration des critères relatifs aux nutriments de l'USEPA (USEPA, 2001).

Il est primordial de disposer d'une typologie bien élaborée pour une région donnée, car il s'agit là essentiellement du fondement de la classification des écosystèmes en fonction de leur capacité d'assimilation. Les classifications fondées sur l'état trophique ou sur le niveau d'anthropisation qui sont axés sur les signes d'un surenrichissement en nutriments devraient être évitées, puisque l'objectif du modèle de classification est d'évaluer la susceptibilité aux apports de nutriments et non la réaction aux apports de nutriments. Le modèle élaboré pour les réseaux marins canadiens (Harding, 1997), qui classe les zones marines du Canada en fonction des écozones, des éco provinces, des écorégions et des écodistricts, est un bon point de départ. Les caractéristiques proposées pour ce système de classification sont la morphologie, le temps de séjour de l'eau, les échanges entre eaux douces-eaux salées, la salinité, les caractéristiques chimiques générales de l'eau, la profondeur, la granulométrie ou le type de fond. Dans le cas des estuaires, il peut être important de faire une sous-classification en fonction des zones de salinité. Certains écosystèmes côtiers pourraient ne correspondre à aucun modèle de classification en raison de caractéristiques uniques et exceptionnelles; dans ce cas, il

faudra donc élaborer des critères propres à ces sites et mettre au point une base de données historiques sur les conditions originales.

L'approche générale utilisée par Bricker *et al.* (1999) pour déterminer la susceptibilité au surenrichissement en nutriments est un excellent cadre pour la classification des écosystèmes côtiers. L'approche de l'analyse multivariée utilisée par Strain et Yeats (1999), qui employait des procédures d'analyse de facteurs communs pour classifier plusieurs écosystèmes côtiers en Nouvelle-Écosse, peut également être utile. Les écosystèmes situés près des côtes dans lesquels il n'y a pas d'afflux d'eaux douces sont généralement assez différents des lagunes et des estuaires, sur le plan tant structurel que fonctionnel. En plus d'être plus profonds et davantage influencés par les régimes de circulation des eaux littorales, les communautés biologiques qui y sont présentes sont plutôt caractéristiques des écosystèmes des plateaux continentaux. Les macrophytes algaux, comme le fucus et les laminaires, remplacent les zostères marines, qui sont communes aux estuaires, et les grandes profondeurs affaiblissent le couplage benthique-pélagique. Quant aux apports de nutriments, ils font plutôt l'objet de remontées d'eaux riches en nutriments au large des côtes (Harrison *et al.*, 1983; Townsend, 1998).

Établir une base scientifique

La détermination de la base scientifique de l'élaboration des critères relatifs aux nutriments implique l'adoption de l'approche (p. ex., sites intacts, rétrospection, utilisation de données historiques, paléoécologie, etc.) et du type de données (p. ex., concentration ambiante de nutriments, taux de charge des nutriments, profondeur d'après le disque de Secchi, atténuation de la lumière, etc.) qui seront nécessaires.

Choisir les variables des indicateurs clés

Il faut bien définir les paramètres qui seront utilisés pour évaluer l'état actuel des écosystèmes côtiers pour lesquels les critères relatifs aux nutriments sont élaborés, non seulement pour évaluer le besoin en assainissement, mais aussi pour déterminer si ces critères conviennent à l'établissement des conditions de référence.

Les exemples d'indicateurs de variables causales sont l'azote total (NT) et le phosphore total (PT). Bien que le NT et le PT soient privilégiés, leurs données historiques peuvent être limitées, rendant ainsi nécessaire l'utilisation

d'autres formes, comme le nitrate, l'hydroxyde d'ammonium et le phosphate. Même si l'azote est considéré comme le nutriment le plus souvent responsable des conditions défavorables associées au surenrichissement en nutriments, plusieurs études montrent que le phosphore est important dans certains écosystèmes, particulièrement pendant les périodes de grands afflux d'eaux douces dans les estuaires situés dans des zones tempérées (Fisher *et al.*, 1992; Malone *et al.*, 1996).

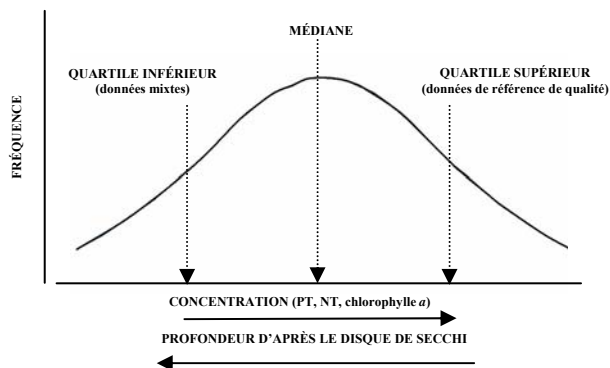


Figure 2. Distribution statistique de variables liées aux nutriments montrant les quartiles pour les données de référence de haute qualité et pour les données mixtes (source : USEPA, 2001).

Parmi les indicateurs de la réaction aux apports de nutriments figurent la chlorophylle *a* phytoplanctonique, la clarté de l'eau et l'OD. Les autres indicateurs de réactivité peuvent inclure la perte de zostères marines/de végétation aquatique submergée et de macrofaune benthique, la croissance accrue des algues intertidales et les autres changements qui surviennent au sein de la communauté intertidale.

Recueillir des données

Les bases de données existantes sont trouvées et évaluées en fonction des données requises pour déterminer l'état de chaque écosystème côtier. Il faut tenter d'obtenir des données historiques qui permettent d'évaluer le degré de changement de l'écosystème au fil du temps relativement à son état trophique, de même que le degré de variabilité ou de stabilité dont il fait preuve. Les données relatives

aux changements dans l'utilisation des sols dans le bassin versant doivent aussi être recueillies. Les données historiques sont essentielles dans les cas où aucun site intact n'existe.

Évaluer l'état trophique et établir les conditions de référence

Une fois que les écosystèmes côtiers étudiés ont été classifiés en fonction des écorégions et de leurs caractéristiques physiques, l'état trophique de chaque site est déterminé. Cette information est ensuite utilisée pour repérer les sites qui peuvent être considérés comme intacts ou quasi-intacts et qui conviennent à l'établissement des conditions de référence. Voici les diverses approches pour établir ces conditions :

Approches fondées sur les observations *in situ*

La valeur de la médiane, du 25^e percentile ou du 75^e percentile est généralement utilisée par l'USEPA lorsqu'il établit les critères relatifs aux nutriments (figure 2). La médiane est recommandée lorsque les sites de référence sont considérés comme relativement non touchés par les apports anthropiques de nutriments. Si les sites de référence montrent des signes évidents d'une influence anthropique mais peu de signes de dégradation, il est recommandé d'utiliser la valeur du 75^e percentile. Si les données comprennent aussi des sites qui peuvent être seulement quasi-intacts, il peut être pertinent d'utiliser le 25^e percentile au lieu du 75^e percentile.

Il serait peut-être également possible de résumer les données historiques existantes sous forme de distribution statistique pour les données passées et actuelles (figure 3). Dans ce cas, la condition de référence peut être établie à la médiane, entre la médiane des données historiques et celle des données actuelles.

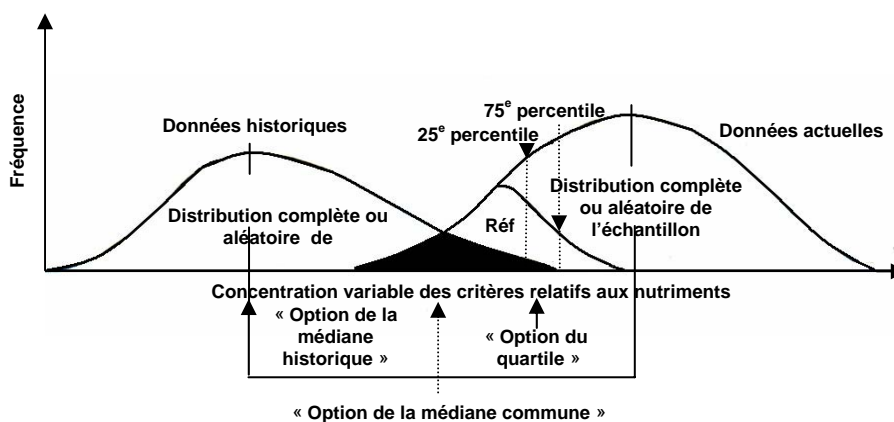


Figure 3. Comparaison entre les données passées et les données actuelles relatives aux nutriments servant à établir une condition de référence pour les estuaires dont la dégradation est considérable (source : USEPA, 2001).

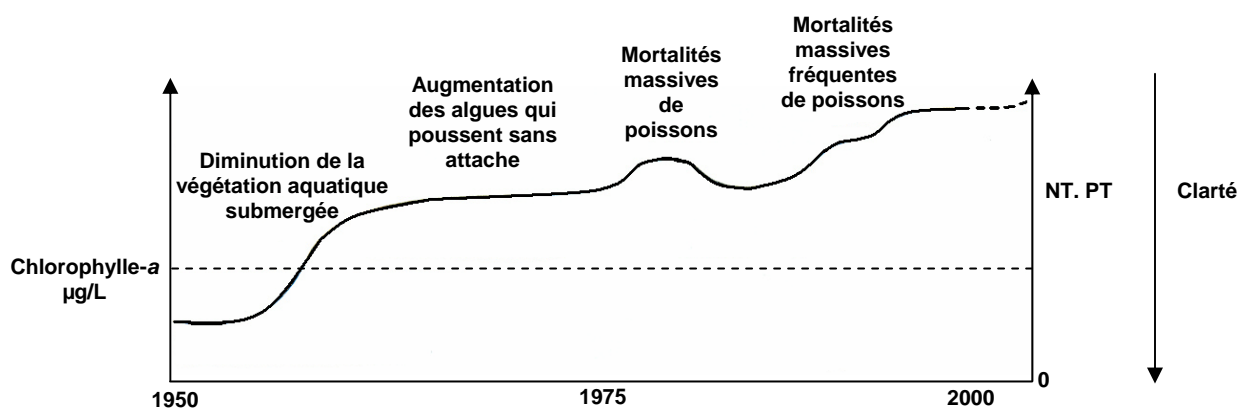


Figure 4. Exemple hypothétique de la réaction du biote estuarien face à un surenrichissement. La ligne tiretée représente les conditions pré-dégradation qui peuvent être utilisées pour établir les conditions de référence et les critères associés pour les variables causales et les variables-réponses (source : USEPA, 2001).

Dans les cas où il n'y a pas de site intact ou quasi-intact, il est possible d'obtenir les conditions de référence à partir d'une analyse historique ou empirique des données disponibles. La base de données devrait alors couvrir la période précédant l'apparition des signes associés au surenrichissement en nutriments et être assez étendue pour être représentative des variabilités spatiales et temporelles. Un des importants problèmes potentiels de

cette approche est que certains des signes de surenrichissement peuvent être dus à d'autres facteurs que les apports de nutriments. À titre d'exemples, mentionnons la perte de végétation aquatique submergée causée par une turbidité accrue elle-même due à une érosion excessive au sein d'un bassin versant ou encore la rétention accrue de nutriments causée par une entrave au renouvellement de l'eau (comme un pont-jetée). La

figure 4 illustre une façon d'établir les critères relatifs aux nutriments en utilisant cette approche.

Approche fondée sur les bassins versants

Cette approche vise à tenter de localiser un affluent, ou un segment d'affluent, qui est représentatif de l'estuaire et qui n'est pas enrichi en nutriments. Si les caractéristiques du bassin versant de l'affluent choisi, caractéristiques autres que celles associées à des activités anthropiques, sont semblables à celles des autres affluents au sein d'un même estuaire, la charge en nutriments de cet affluent peut être extrapolée au reste de l'estuaire soit de façon empirique, soit à l'aide d'un modèle. La charge totale en nutriments est ensuite associée aux paramètres de réactivité de façon empirique au moyen des modèles appropriés. Dans ce cas, les critères relatifs aux nutriments peuvent être fondés sur la charge en nutriments plutôt que sur la concentration en nutriments (USEPA, 2001).

Conditions de référence des milieux côtiers

L'approche côtière se fonde sur la connaissance des changements dans les caractéristiques liées aux

nutriments des panaches estuariens et des eaux du large. Un grand nombre de données sont requises sur la capacité de mélange et de dispersion de la zone du plateau, et cela implique généralement l'élaboration et l'utilisation de modèles de circulation hydrodynamique. Cette approche n'a pas été particulièrement bien développée, en grande partie parce que les problèmes de surenrichissement en nutriments sont beaucoup moins courants dans les milieux côtiers plus au large.

Approche paléoécologique

Cette approche pourrait, semble-t-il, être utile dans la détermination des conditions passées par l'analyse de l'information obtenue à partir de données issues de carottes de sédiments. Bien que cette technique puisse prendre relativement beaucoup de temps, elle peut offrir de l'information sur les conditions qui prévalaient à l'époque où les activités humaines exerçaient probablement peu d'influence. Parmi ce qui peut être déterminé, notons les périodes naturelles de conditions hypoxiques ou anoxiques et, par l'analyse des diatomées restantes, une indication indirecte des conditions passées en matière de nutriments.

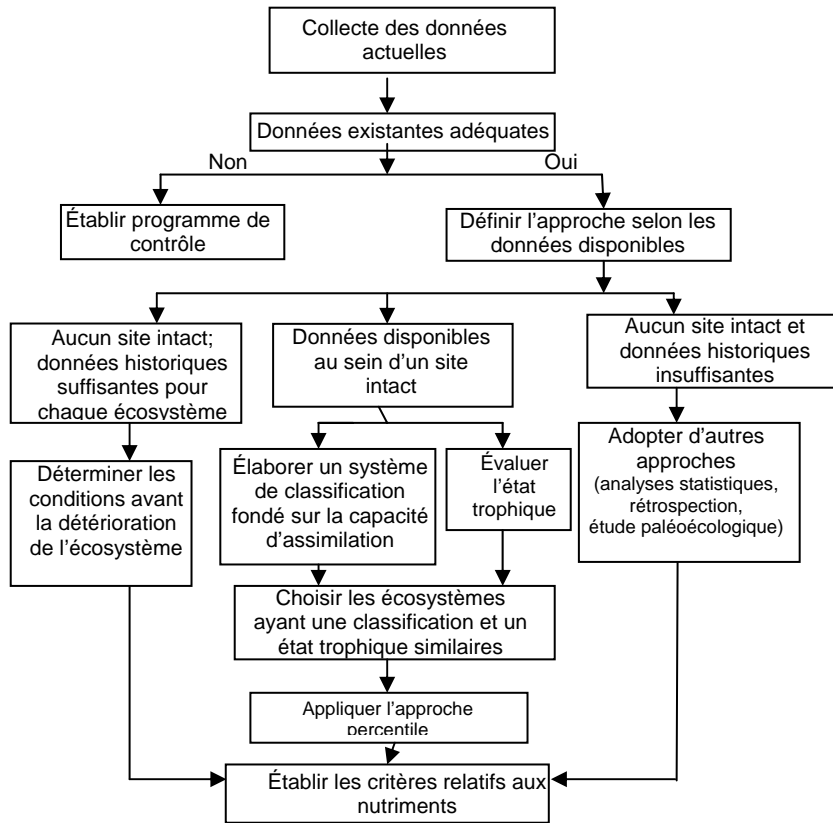


Figure 5. Vue d'ensemble des procédures pour établir des critères relatifs aux nutriments.

Établir les critères relatifs aux nutriments

Après l'établissement des conditions de référence, il peut être également nécessaire, dans le processus d'élaboration des critères relatifs aux nutriments, de considérer quel degré de déviation par rapport aux conditions de référence est acceptable selon les utilisations humaines prévues de l'écosystème côtier. Il s'agit essentiellement de jugements de valeur qui doivent être faits en consultation avec tous les intervenants.

Il est également important que les critères initiaux soient étalonnés et vérifiés. Pour ce faire, on applique les critères à des plans d'eau dont l'état trophique est connu. Si les critères échouent, il faudra les réévaluer et peut-être prendre en considération des facteurs qui ne l'étaient pas à l'origine (p. ex., turbidité, couleur de l'eau, toxines). Une fois les critères validés, ils peuvent être utilisés pour déterminer l'état d'un écosystème donné en fonction des variables causales (p. ex., azote et phosphore) et des variables-réponses (p. ex., chlorophylle *a*, clarté de l'eau, OD). La figure 5 offre une vue d'ensemble du cadre d'orientation canadien pour l'élaboration de critères relatifs aux nutriments.

Application du cadre d'orientation

Étude de cas : Nouvelle-Écosse

Le littoral atlantique de la Nouvelle-Écosse comporte un grand nombre de baies et d'anses côtières sujettes à divers niveaux et types d'influences anthropiques. Les 17 sites choisis pour cette étude de cas se trouvent le long de la région littorale atlantique de la partie continentale (Strain et Yeats, 1999), au sein d'une même écorégion (CCME, 2007). Les tableaux 1 et 2 résument les caractéristiques hydrologiques et chimiques de chaque site.

Approche

L'ACR a été choisie pour cette étude de cas, car on disposait des données requises pour classer les écosystèmes en fonction de leur état trophique et de leur susceptibilité au surenrichissement en nutriments.

Un indice de susceptibilité au surenrichissement en nutriments a été élaboré selon les paramètres qui reflètent la capacité du système de diluer les nutriments qui y pénètrent à partir de sources terrestres. Les paramètres utilisés pour l'évaluation étaient le rapport volumique prisme de marée/eau douce, la durée du renouvellement

des eaux et le degré de stratification de la colonne d'eau. L'état trophique de chaque site a été déterminé selon la concentration des nutriments dans la colonne d'eau et la concentration de l'OD dans les eaux du fond. Après l'évaluation, un sous-ensemble pertinent de sites de référence a été établi à partir des 17 sites; les critères recherchés étaient un état trophique relativement intact et un indice de susceptibilité similaire. Les sites de référence choisis ont ensuite servi à l'établissement des critères relatifs aux variables causales et aux variables-réponses au moyen d'une approche de distribution statistique.

Évaluation de l'état trophique

L'état trophique de chaque site a été évalué en fonction de leurs concentrations en nutriments et en OD. Les nutriments utilisés étaient le phosphate (P) et l'azote (N) inorganique dissous (variables causales). La concentration moyenne de nutriments des échantillons d'eaux de surface (1 m) et de fond (environ 1 m au-dessus de la profondeur maximale) a été utilisée. Quant à l'OD, la variable-réponse, sa concentration dans les eaux de fond a été utilisée. La chlorophylle *a* et la profondeur d'après le disque de Secchi n'ont pu être utilisées comme variables-réponses, car les données n'étaient pas disponibles.

L'état trophique (faible, moyen, élevé) a été attribué en fonction des concentrations de nutriments et d'OD contenu dans les eaux de fond (tableau 3), selon la méthode de Bricker *et al.* (1999). Un indice global, établi à partir des trois facteurs, a été calculé en attribuant d'abord une valeur à l'état trophique (1 pour faible, 2 pour moyen et 3 pour élevé), puis en additionnant ces valeurs (tableau 4).

Le classement des états trophiques établi à partir de l'azote et de l'OD variait considérablement d'un site à l'autre, contrairement au classement fondé sur le phosphore, qui ne variait pas, sans doute parce que les apports de phosphore par les eaux du large sont naturellement élevés. Selon le classement global, 12 sites (valeurs <5) montraient peu de signes de surenrichissement en nutriments causé par une activité humaine; 3 sites (valeurs ≥ 5 et <7) étaient moyennement enrichis; 2 sites (valeurs ≥ 7) étaient excessivement enrichis.

Tableau 1. Caractéristiques morphologiques et physiques de chaque site. A : aire du bassin versant (km²); B : aire de la marée haute (km²); C : volume (10⁶ m³); D : profondeur maximale (m); E : amplitude moyenne des marées (m); F : prisme de marée (10⁶ m³); G : rapport volumique marée/eau douce; H : durée du renouvellement des eaux (heures).

Site	A	B	C	D	E	F	G	H
Beaver Hbr	14	14	121	21	1,4	18	72	88
							3	
	17	17	510	71	1,5	25	10	261
Bedford Bay							9	
Chezetcook Inl.	14	14	9	6	1,4	13	16	14
							5	
Country Hbr	10	10	89	22	1,2	11	40	104
Halifax-NW Arm	93	93	1759	71	1,6	146	37	155
							3	
Indian Hbr	11	11	116	21	1,4	15	30	103
							0	
Jeddore Hbr	21	21	83	18	1,4	28	17	42
							8	
LaHave Inlet	20	20	77	27	1,6	29	27	39
Liscomb Hbr	20	20	106	14	1,4	27	54	54
Mahone Bay	218	217	2227	62	1,5	319	34	171
							5	
Necum Teuch	4	4	12	15	1,3	5	29	38
Petpeswick Inlet	14	14	30	11	1,4	15	18	32
							6	
Popes Hbr	11	11	57	22	1,4	15	71	53
							7	
Sheet Hbr	18	18	106	22	1,5	27	35	54
Shelburne Hbr	23	23	140	13	1,7	37	68	53
Ship Hbr	7	7	47	25	1,4	10	24	66
St. Margaret Bay	142	142	5191	91	1,6	224	41	294
							6	

Tableau 2. Caractéristiques chimiques des sites.

Site	Profondeur (m)	Salinité (psu)	Temp. (C)	OD (mg/L)	P dissous (mg/L)	N inorganique dissous (mg/L)
Beaver Hbr	1	29,8	18,1	8,2	0,008	0,008
“	7	29,0	17,4	8,3	0,023	0,014
Bedford Bay	1	30,0	11,1	8,9	0,023	0,035
“	13	30,8	7,3	6,4	0,046	0,103
Chezetcook Inlet	1	29,8	19,0	8,4	0,021	0,009
“	2	29,9	18,8	7,8	0,020	0,012
Country Hbr	1	29,0	18,0	8,1	0,013	0,011
“	19	30,3	14,7	6,5	0,042	0,058
Hfx-NW Arm	1	30,6	10,1	9,7	0,017	0,029
“	18	32,0	7,6	8,8	0,025	0,039
Indian Hbr	1	29,7	17,3	8,7	0,012	0,007
“	8	29,7	17,3	8,0	0,014	0,015
Jeddore Hbr	1	29,7	18,7	7,7	0,023	0,008
“	17	29,8	17,2	4,4	0,139	0,348
LaHave Inlet	1	27,8	19,6	7,8	0,037	0,010
“	8	29,1	18,1	5,2	0,076	0,078
Liscomb Hbr	1	29,4	18,7	8,0	0,035	0,052
“	14	29,6	17,4	7,0	0,035	0,037
Mahone Bay	1	30,4	17,6	8,1	0,012	0,006
“	13	30,5	12,1	8,4	0,019	0,010
Necum Teuch Inlet	1	29,6	18,2	8,2	0,014	0,006
“	3	29,7	12,1	7,8	0,013	0,005
Petpeswick Inlet	1	28,6	20,0	8,3	0,041	0,012
“	24	28,9	17,3	0,0	0,356	1,131

Popes Hbr	1	29,8	18,4	7,9	0,013	0,008
“	20	30,3	12,2	5,1	0,063	0,241
Sheet Hbr	1	17,3	19,0	8,6	0,002	0,011
“	14	30,1	13,9	5,3	0,053	0,204
Shelburne Hbr	1	30,5	17,6	8,1	0,012	0,010
“	13	30,7	17,0	7,0	0,032	0,062
Ship Hbr	1	26,9	18,9	8,2	0,011	0,008
“	23	30,6	7,3	0,4	0,109	0,866
St. Margarets Bay	1	30,2	17,9	7,8	0,012	0,005
“	14	30,5	13,2	8,4	0,016	0,014

Tableau 3. Critères d'évaluation du degré de surenrichissement en nutriments (Bricker *et al.*, 1999)*.

Paramètre	Faible	Moyen	Élevé
N (mg/L)	≤0,1	>0,1 - <1,0	≥1,0
P (mg/L)	<0,01	>0,01 - <0,1	≥0,1
OD (mg/L)	≥5	>2 - ≤5	0 - ≤2

*Les recommandations pour les nutriments proposées par Bricker *et al.* (1999) sont fondées sur les concentrations dans les eaux de surface. Cependant, dans la présente étude de cas, les valeurs moyennes des concentrations dans les eaux de surface et les eaux de fond ont été utilisées en raison des apports importants de nutriments venant du large et entrant dans les anses dans les eaux de fond.

Tableau 4. Classement de l'état de surenrichissement en nutriments.

Site	Paramètre			Total
	N	P	OD	
Beaver Hbr	1	2	1	4
Bedford Bay	1	2	1	4
Chezetcook Inlet	1	2	1	4
Country Hbr	1	2	1	4
Hfx - NW Arm	1	2	1	4
Indian Hbr	1	2	1	4
Jeddore Hbr	2	2	2	6
LaHave Inlet	1	2	1	4
Liscomb Hbr	1	2	1	4
Mahone Bay	1	2	1	4
Necum Teuch Hbr	1	2	1	4
Petpeswick Inlet	2	2	3	7
Popes Hbr	2	2	1	5
Sheet Hbr	2	2	1	5
Shelburne Hbr	1	2	1	4
Ship Hbr	2	2	3	7
St. Margarets Bay	1	2	1	4

Évaluation de la susceptibilité au surenrichissement en nutriments

La susceptibilité au surenrichissement en nutriments a été fondée sur une évaluation des facteurs qui font en sorte que les nutriments entrant à partir de l'amont sont soit dilués, soit évacués du système. Les paramètres utilisés pour cette évaluation étaient le rapport volumique prisme de marée/eau douce, la durée du renouvellement des eaux et le degré de stratification de la colonne d'eau de chaque site. Pour chaque paramètre, un indice (tableau 5) semblable à celui proposé par Bricker *et al.* (1999) a été utilisé pour évaluer la susceptibilité. Cet indice a ensuite

été quantifié au moyen d'une méthode semblable à celle utilisée pour quantifier l'état trophique. Résultat : sept sites ont été déterminés comme ayant une susceptibilité faible, neuf sites comme ayant une susceptibilité moyenne et un site comme ayant une susceptibilité élevée (tableau 6).

Tableau 5. Critères pour déterminer la susceptibilité au surenrichissement en nutriments.

Paramètre	Faible	Moyen	Élevé
Rapport prise de marée/eau douce	≥200	≥100 - 200<	100<
Durée du renouvellement des eaux (jours)	3<	≥3 - 10<	≥10
Stratification (sigma t)	<5	>5 - ≤10	≥10

Tableau 6. Susceptibilité au surenrichissement en nutriments.

Site	Prisme de marée/eau douce		Durée du renouv.		Mélange		Total
	Rapport	Co-te	Jours	Co-te	Sigma t	Co-te	
	Beaver Hbr	723,1	1	3,7	2	0,4	
Bedford Bay	109,4	2	10,9	3	1,1	1	6
Chezzetcook Inlet	165,2	2	0,6	1	0,0	1	4
Country Hbr	39,5	3	4,3	2	2,4	1	6
Hfx - NW Arm	109,8	2	6,5	2	1,0	1	5
Indian Hbr	299,9	1	4,3	2	0,1	1	4
Jeddore Hbr	177,6	2	1,8	1	0,3	1	4
LaHave Inlet	27,1	3	1,6	1	1,5	1	5
Liscomb Hbr	53,5	3	2,3	1	0,2	1	5
Mahone Bay	344,5	1	7,1	2	1,3	1	4
Necum Teuch Hbr	29,1	3	1,6	1	0,2	1	5
Petpeswick Inlet	186,3	2	1,3	1	0,1	1	4
Popes Hbr	716,5	1	2,2	1	1,9	1	3
Sheet Hbr	35,2	3	2,3	1	10,6	3	7
Shelburne Hbr	68,3	3	2,2	1	0,2	1	5
Ship Hbr	23,9	3	2,8	1	5,2	2	6
St. Margarets Bay	416,3	1	12,3	3	1,1	1	5

Le degré de stratification, exprimé en valeur sigma t, a été déterminé comme étant la différence de densité entre les eaux de surface et les eaux de fond (en fonction de la température et de la salinité).

Sélection des sites de référence

Les sites retenus comme sites de référence sont ceux qui montraient peu de signes de surenrichissement (catégorie « faible ») et qui avaient des indices similaires de susceptibilité au surenrichissement. Des 17 sites, 12 ont été classés comme ayant un faible état trophique. De ces 12 sites, 4 avaient une faible susceptibilité au surenrichissement, et 8, une susceptibilité moyenne. De façon à maximiser le nombre de sites de référence utilisés pour établir les critères relatifs aux nutriments, les 8 sites

ayant un état trophique faible et une susceptibilité moyenne au surenrichissement ont été choisis comme sites de référence (tableau 7).

Tableau 7. Sites pouvant servir de sites de référence.

Site	État trophique	Susceptibilité au surenrichissement	Site de référence
Beaver Hbr	FAIBLE	FAIBLE	N
Bedford Bay	FAIBLE	MOYENNE	O
Chezzetcook Inlet	FAIBLE	FAIBLE	N
Country Hbr	FAIBLE	MOYENNE	O
Hfx-NW Arm	FAIBLE	MOYENNE	O
Indian Hbr	FAIBLE	FAIBLE	N
Jeddore Hbr	MOYEN	FAIBLE	N
LaHave Inlet	FAIBLE	MOYENNE	O
Liscomb Hbr	FAIBLE	MOYENNE	O
Mahone Bay	FAIBLE	FAIBLE	N
Necum Teuch Inlet	FAIBLE	MOYENNE	O
Petpeswick Inlet	ÉLEVÉ	FAIBLE	N
Popes Hbr	MOYEN	FAIBLE	N
Sheet Hbr	MOYEN	ÉLEVÉE	N
Shelburne Hbr	FAIBLE	MOYENNE	O
Ship Hbr	ÉLEVÉ	MOYENNE	N
St. Margarets Bay	FAIBLE	MOYENNE	O

Critères relatifs aux nutriments

La procédure générale pour établir les critères relatifs aux nutriments au moyen de l'ACR est fondée sur les données issues des écosystèmes côtiers qui montrent peu de signes de surenrichissement en nutriments. Elle nécessite une analyse de la distribution statistique des variables causales et des variables-réponses.

Le tableau 8 indique les valeurs du 25^e percentile, de la médiane et du 75^e percentile, de même que d'autres statistiques de base de chacune des variables causales et des variables-réponses. Tel que mentionné ci-dessus, puisque les bassins versants de tous les sites utilisés pour établir les conditions de référence dans cette étude de cas sont habités par des populations humaines, il est recommandé d'adopter le 25^e percentile pour les nutriments et le 75^e percentile pour l'OD. Dans le cas de l'OD, les 25^e et 75^e percentiles sont inversés, car les concentrations élevées (oxie) sont préférables aux faibles concentrations (anoxie). Par contre, la décision finale quant aux critères à adopter dépend des objectifs de gestion (à savoir le degré de qualité de l'eau considéré comme acceptable) relativement à la réduction d'apports de nutriments dans les cas où le surenrichissement est problématique.

Tableau 8. Statistiques sommaires des sites de référence.

Statistiques	N inorganique dissous (mg/L)	Phosphore dissous (mg/L)	Oxygène dissous (mg/L)
Minimum	0,005	0,013	6,5
Maximum	0,069	0,057	9,3
Moyenne	0,035	0,028	7,7
Écart-type	0,020	0,020	0,8
25 ^e percentile	0,020	0,015	6,8
Médiane	0,035	0,025	7,6
75 ^e percentile	0,045	0,035	7,8

Étude de cas : estuaire de la rivière Boughton (Île du Prince-Édouard)

L'estuaire de la rivière Boughton se trouve le long du littoral est de l'Île-du-Prince-Édouard. Il contient plusieurs sites d'élevage de moules bleues et d'huîtres et soutient la récolte commerciale de myes, de palourdes américaines, d'huîtres, d'anguilles et d'éperlans. L'estuaire sert aussi à la navigation de plaisance et à la pêche récréative. Au cours des dernières décennies, des programmes de surveillance de la qualité de l'eau ont montré que des portions de l'estuaire connaissent des périodes d'hypoxie (OD saturé à $\leq 50\%$). Ce phénomène semble être associé à des poussées de phytoplancton qui se produisent dans le cours inférieur de la rivière, où les eaux sont douces. La description générale de l'estuaire de la rivière Boughton et de son bassin versant est tirée de Lane and Associates (1991) et du CCME (2007).

Approche

Puisque aucun site de référence de l'Île-du-Prince-Édouard ne ressemble à l'estuaire de la rivière Boughton, il n'a pas été possible d'utiliser l'ACR pour établir les critères relatifs aux nutriments. De plus, comme il n'existe pas de données sur les concentrations de nutriments avant les périodes de proliférations d'algues et les phénomènes d'hypoxie, les critères n'ont pas pu être établis à partir de données historiques. Par conséquent, l'approche adoptée a consisté à réaliser une analyse statistique des données recueillies *in situ* portant sur les variables causales et les variables-réponses afin de déterminer les conditions qui prévalaient lorsque les indicateurs de surenrichissement en nutriments étaient au minimum. La logique qui sous-tend cette approche est la suivante : si les teneurs en nutriments pouvaient être maintenues sous les valeurs connues au moment de l'hypoxie des eaux de fond, cela mènerait à l'élimination des périodes d'hypoxie.

Les trois variables-réponses utilisées étaient la profondeur d'après le disque de Secchi, la concentration de chlorophylle *a* phytoplanctonique et le pourcentage de saturation en OD. Les variables causales potentielles examinées étaient le NT et le PT. Si l'existence de relations significatives entre les variables causales et les variables-réponses pouvait être démontrée, il serait alors possible de déterminer les concentrations de nutriments au-dessous desquelles le niveau des variables-réponses serait acceptable.

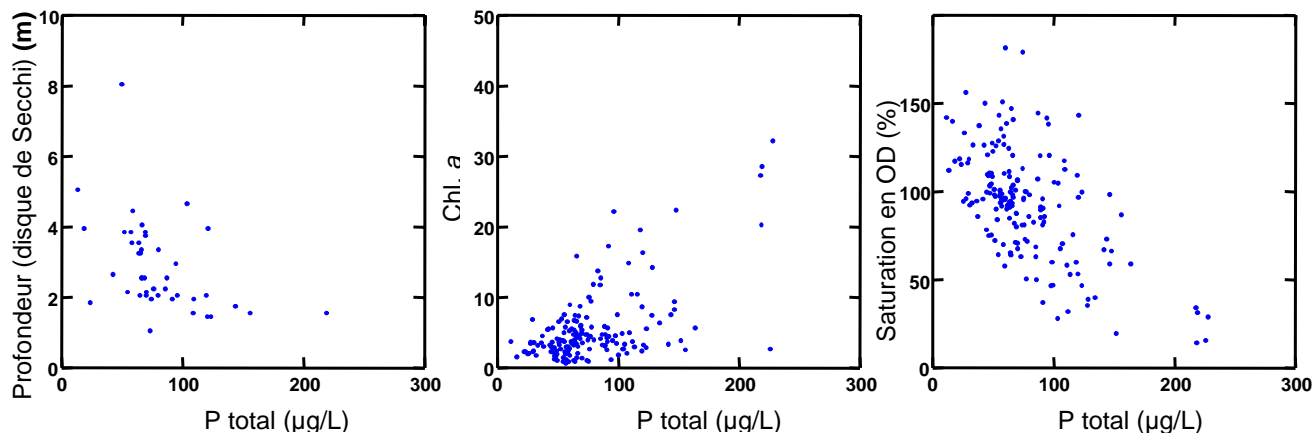


Figure 6. Relation entre les variables-réponses et la concentration totale de phosphore.

Fréquence et moment des périodes d'hypoxie

L'analyse des données révèle que les conditions hypoxiques se produisent principalement dans les eaux de fond à la fin de l'été et au début de l'automne. Aucune période d'hypoxie n'a été observée au printemps, et le nombre de périodes d'hypoxie semble augmenter chaque année. De plus, la plupart des périodes d'hypoxie se produisent au sein de la partie intérieure de l'estuaire.

Relation entre les variables causales et les variables-réponses

Les données recueillies dans les sites d'échantillonnage placés dans l'estuaire (figure 6) montrent des relations significatives ($p < 0,05$) entre les trois variables-réponses et le PT (corrélation positive avec la chlorophylle *a* et corrélation négative avec la profondeur d'après le disque de Secchi et la saturation en OD). Par contre, aucune relation significative n'a été observée dans le cas du nitrate ou du NT. Par conséquent, il a été déterminé que les critères relatifs aux nutriments pour cet estuaire devraient être établis en fonction du PT.

Tableau 9. Statistiques des variables causales et des variables-réponses pour la saturation en OD de $\leq 50\%$ et de $> 50\%$ dans les eaux de fond.

Statistique	Saturation en OD de $\leq 50\%$				Saturation en OD de $> 50\%$			
	Secchi (m)	Chl. <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	PT ($\mu\text{g/L}$)	% sat. en OD	Secchi (m)	Chl. <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	PT ($\mu\text{g/L}$)	% sat. en OD
N	2	21	18	21	48	18	18	196
Minimum	1,5	2	68	1	1,0	1	13	51
Maximum	2,2	45	23	49	8,0	22	16	181
Moyenne	1,9	13	14	32	2,9	4	73	101
Médiane	1,9	8	12	34	2,9	5	66	99
25 ^e percentile	-	4	10	28	1,9	2	50	75
75 ^e percentile	-	20	19	42	3,3	5	80	110

Critères relatifs aux nutriments

Les critères relatifs aux nutriments pour le PT ont été établis en examinant les valeurs du PT dans l'estuaire au moment des périodes d'hypoxie. Ces valeurs, de même que celles obtenues pendant des périodes où il n'y avait

pas d'hypoxie, sont indiquées dans le tableau 9. La figure 7 est un diagramme des fréquences de la concentration de PT lorsque le niveau de saturation en OD est de $\leq 50\%$ et de $> 50\%$.

Pour qu'il y ait le moins possible de périodes d'hypoxie, les concentrations de PT dans l'estuaire ne doivent pas dépasser 50 $\mu\text{g/L}$ à la fin de l'été et au début de l'automne, valeur qui représente approximativement le 25^e percentile pour les conditions où la valeur de saturation en OD est de $> 50\%$. Si les teneurs en PT sont maintenues sous ce niveau au cours des périodes les plus critiques, le nombre de périodes d'hypoxie devrait être moindre.

Cette étude de cas illustre l'application d'une autre approche pour élaborer des critères relatifs aux nutriments; elle peut être utilisée lorsque les données ne conviennent pas à l'application de l'ACR traditionnelle.

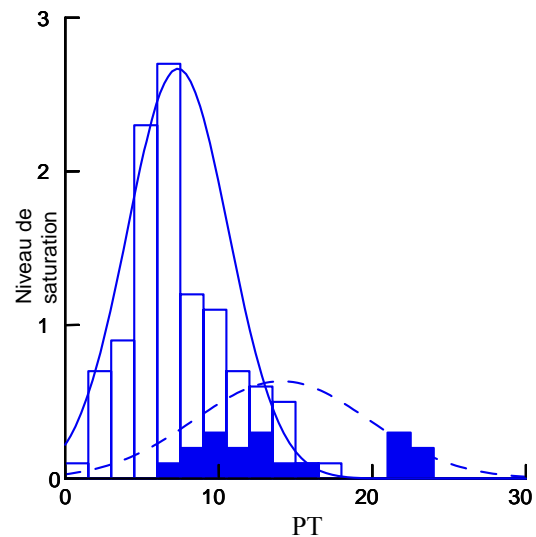


Figure 7. Diagramme des fréquences de la concentration de PT ($\mu\text{g/L}$) pour les périodes où le niveau de saturation en OD est de $\leq 50\%$ (barres pleines) et de $> 50\%$ (barres vides).

Le cas particulier des fjords

Les fjords sont des enfoncements côtiers qui ont leur extrémité donnant sur la mer. Ils naissent généralement à la suite d'une activité glaciaire qui creuse l'embouchure de la baie et qui, lors du retrait des glaces,

dépose des débris glaciaires qui forment un seuil. Généralement, la présence d'un seuil extérieur stratifié fortement la colonne d'eau en deux couches distinctes : une couche superficielle qui se mêle librement aux eaux du large et une couche profonde du côté littoral du seuil qui se mêle beaucoup moins aux eaux du large. Alors que la durée de renouvellement des eaux de surface d'un fjord peut être de l'ordre de quelques jours, selon la profondeur du seuil, les eaux de bassin, plus profondes, peuvent prendre des semaines, voire des mois ou des années dans certains cas, à se renouveler. Ainsi, à cause de ce renouvellement limité des eaux de bassin, les eaux de fond des fjords sont beaucoup plus susceptibles d'accumuler des nutriments et des matières organiques, ce qui rend plus probable l'apparition de conditions hypoxiques.

Toutefois, rien n'indique que les mêmes approches utilisées pour élaborer des critères relatifs aux nutriments pour les autres systèmes côtiers ne peuvent pas être appliquées aux fjords (CCME, 2007). Par contre, il pourrait être difficile d'appliquer l'ACR, qui se fonde sur les percentiles, en raison du nombre limité de fjords que peut contenir une écorégion côtière donnée et de la grande variabilité en ce qui concerne la capacité d'assimilation des fjords, conséquence de l'effet qu'a la profondeur des seuils sur la stratification et le taux de renouvellement des eaux. Pour cette raison, la méthode la plus appropriée pour élaborer des critères relatifs aux nutriments pour un fjord est sans doute l'approche fondée sur les données historiques, laquelle ne nécessite pas l'établissement d'un système de classification.

Conclusions

La présente fiche d'information donne un aperçu des problèmes environnementaux liés au surenrichissement en nutriments et des approches utilisées pour lutter contre ce phénomène dans les eaux marines situées près des côtes. Parmi les approches examinées pour établir des critères relatifs aux nutriments, celle de l'USEPA est la plus développée et la plus détaillée. Il est recommandé d'adopter une approche fondée sur un cadre visant les eaux canadiennes. Cette approche scientifique devrait aborder l'eutrophisation marine en milieu littoral de façon à établir des recommandations de gestion propres à chaque site.

Il est également important de comprendre que d'autres approches, qui ne sont pas explicitement définies dans

l'approche de l'USEPA, peuvent être utilisées pour établir des critères relatifs aux nutriments lorsque des contraintes de données empêchent l'adoption d'approches conventionnelles. Cela peut être le cas pour les sites qui sont uniques ou pour lesquels il n'y a pas de données sur les conditions de référence. Cette situation est bien illustrée par l'étude de cas touchant l'Île-du-Prince-Édouard

Références

- ANZECC, 2000. National Water Quality Management Strategy: Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- Biggs, R.B., et L.E. Cronin, 1981. Special characteristics of estuaries, pp. 3-23. *In* B.J. Neilson and L.E. Cronin [dir. de publ.], *Estuaries and nutrients*. Humana.
- Bricker, S.B., C.G. Clement, D.E. Pirhalla, S.P. Orlando et D.R.G. Farrow, 1999. National estuarine eutrophication assessment effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD: 71 pp.
- Bricker, S.B., J.G. Ferreira et T. Simas, 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecol. Mod.* 169:39-60.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2007. Canadian Guidance Framework for the Management of Nutrients in Nearshore Marine Systems. Scientific Supporting Document. Winnipeg.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1991. Annexe IX—Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique (avril 1991). *In* : *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1987. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mis à jour et repris avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- Chapelle, A., P. Lazure et M. Menesguen, 1994. Modelling eutrophication events in a coastal ecosystem: Sensitivity analysis. *Est. Coast. and Shelf. Sci.* 39:529-548.
- Cloern, J.E., 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology* 33:3-16.
- Cole, J.J., B.L. Peierls, N.F. Caraco et M.L. Pace, 1993. Nitrogen loading of rivers as a human-driven process, pp. 141-157. *In* M.J. McDonnell and S.T.A. Pickett [dir. de publ.], *Humans as components of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*. Springer-Verlag.
- Conley, D.J., C.L. Schelske et E.F. Stoermer, 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1001:179-192.
- D'Elia, C.F., J.G. Sanders et W.R. Boynton, 1986. Nutrient enrichment studies in a coastal plain estuary; phytoplankton growth in large-scale continuous cultures. *Ca. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:397-406.

- Druon, J.N., W. Schrimpf, S. Dobricic et S. Stips, 2002. The physical environment as a key factor in assessing the eutrophication status and vulnerability of shallow seas: PSA and EUTRISK (v1.0) Office for Official Publications of the European Communities.
- Dyer, K.R., 1973. Estuaries: a physical introduction. John Wiley & Sons.
- Ferreira, J.G., 2000. Development of an estuarine quality index based on key physical and biogeochemical features. *Ocean. Coastal. Manage.* 43:99-122.
- Fisher T.R., P.R. Carlson et R.T. Barker, 1982. Sediment nutrient regeneration in three North Carolina estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 14:101-116.
- Fisher, T.R., E.R. Peele, J.W. Ammerman et L.W. Harding, 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82:51-63.
- Galloway, J.N., W.H. Schlesinger, C. Levy, A. Michaels et J.L. Schnoor, 1995. Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement environmental response. *Global Biogeochem. Cycles.* 9:235-252.
- Gregory, D., B. Petrie, F. Jordan et P. Langille, 1993. Oceanographic, geographic and hydrological parameters of Scotia-Fundy and Southern Gulf of St. Lawrence Inlets, Can. Tech. Rpt. Hydro. and Ocean Sci. No. 143. 248 pp.
- Gregory, D., et B. Petrie, 1994. A classification scheme for estuaries and inlets. *Coastal Zone Canada 1994 Proceedings*, pp. 1884-1893.
- Hallegraeff, G.M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32:79-99.
- Harding, L.E., 1997. A Marine Ecological Classification System for Canada. Rapport préparé pour le Groupe consultatif sur la qualité de l'environnement marin d'Environnement Canada. 57 pp.
- Harrison, P.J., T.R. Parsons, F.J.R. Taylor et J.D. Fulton, 1983. Review of the biological oceanography of the Strait of Georgia: Pelagic Environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1064-1094.
- Howarth, R.W., 1998. An assessment of human influences on fluxes of nitrogen from the terrestrial landscape to the estuaries and continental shelves of the North Atlantic Ocean. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52: 213-223.
- Howarth, R.W., et R. Marino, 1998. A mechanistic approach to understanding why so many estuaries and brackish waters are nitrogen limited. *In*, T. Hellstrom [dir. de publ.], *Effects of nitrogen in the aquatic environment*. KVA Report 1, Swedish Academy of the Sciences, Stockholm.
- Jay, D.A., 2000. An ecological perspective on estuarine classification, pp. 149-176. *In*, J.E. Hobbie [dir. de publ.], *Estuarine science: A synthetic approach to research and practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Lane, P. and Associates, 1991. Prince Edward Island Estuaries Study. Water quality in the Cardigan River, Boughton River and St. Peter's Bay. Rapport préparé pour Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard.
- Livingston, R.J., 2001. Eutrophication Processes in Coastal Systems. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Malone, T.C., D.J. Conley, T.F. Fisher, P.M. Gilbert, L.W. Harding et K.C. Sellner, 1996. Scales of nutrient-limited phytoplankton productivity in Chesapeake Bay. *Estuaries* 19:371-385.
- Martin, J.H., R.M. Gordon et S.E. Fitzwater, 1991. The case for iron. *Limnol. Oceanogr* 36:1793-1802.
- Merceron, M., M. Kempf, D. Bentley, J.D. Gaffet, J. LeGrand et L. Lamort-Datin, 2002. Environmental impact of a salmonid farm on a well flushed marine site; I. Current and water quality. *J. Appl. Ichthyol.* 18:40-50.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41:199-219.
- NRC, 1994. Priorities for Coastal Ecosystem Science. National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C.
- NRC, 2000. Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects of nutrient pollution. Nat. Acad. Press. Washington, D.C.
- Officer, C.B. et J.H. Ryther, 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 3:83-91.
- OSPAR, 1997. Comprehensive Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the Maritime Area. Agreement 1997-11.
- OSPAR, 2001. Draft common assessment criteria and their application within the Comprehensive Procedure of the Common Procedure. *In*, OSPAR convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic [dir. de publ.], Proceedings of the meeting of the Eutrophication Task Group (ETG), London, 9-11 October 2001.
- Oviatt, C.A., P. Doering, B. Nowicki, L. Reed, J. Cole et J. Frithsen, 1995. An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 116:171-179.
- Paerl, H.W., 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources. *Limnol. Oceanogr.* 42:1154-1165.
- Pêches et Océans Canada, 2003. Effluents des usines de transformation des produits marins : un atelier sur le développement durable. C.J. Morry, M. Chadwick, S. Courtenay et P. Mallet [dir. de publ.]. Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques 271F.
- Pelley, J., 1998. Is coastal eutrophication out of control? *Environ. Sci. Tech. News:* 462-466.
- Petrie, B., et P. Yeats, 1990. Simple models of the circulation, dissolved metals, suspended solids and nutrients in Halifax Harbour. *Water Poll. Res. J. Can.* 25:325-349.
- Pritchard, D.W., 1955. Estuarine circulation patterns. *Proc. Amer. Soc. Civil. Eng.* 81: 717/1-717/11.
- Rabalais, N.N., R.E. Turner, D. Justic, Q. Dortch, W.J. Wiseman et B.K. Gupta, 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries* 19:386-407.
- Ryther, J.H., et W.M. Dunstan, 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science* 171:1008:1013.
- Sowles, J., 2003. Nitrogen in the Gulf of Maine: Sources, susceptibility and trends. White Paper No 1. A Workshop on Nutrient Management in the Gulf of Maine. NOAA/UNH Cooperative Institute for Coastal and Estuarine Environmental Technology, the Gulf of Maine Council of the Marine Environment and NOAA's National Estuarine Ocean Service.
- Strain, P.M., et B.T. Hargrave, 2005. Salmon aquaculture, nutrient fluxes and ecosystem processes in southwestern, New Brunswick. Chapter 2 in: *The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 5: Water Pollution. Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer, Berlin Heidelberg.
- Strain, P.M., et P.A. Yeats, 1999. The relationships between chemical measures and potential predictors of the eutrophication status of inlets. *Mar. Poll. Bull.* 38:1163-1170.
- Townsend, D.W., 1998. Sources and cycling of nitrogen in the Gulf of Maine. *J. Marine Systems* 16:283-295.
- USEPA, 2001. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Estuarine and Coastal Marine Waters. EPA-822-F-01-003. Office of Water. (http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/guidance/marin_e/index.html).
- USEPA, 2004. Classification Framework for Coastal Systems. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Research Triangle Park, N.C. Report No. EPA 600/R-04/061. 66 pp.

Valiela, I., 1995. Marine ecological processes. 2nd ed. Springer-Verlag.
Valiela, I, J. Costa, K. Foreman, J.M. Teal, B.L. Howes et D. Aubry.
1990. Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds
and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry* 10:177-197.

Vallino, J.J., et C.S. Hopkinson, 1998. Estimation of dispersion and
characteristic mixing times in Plum Island Sound Estuary. *Estuar.
Coast. Shelf. Sci.* 46:333-350.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : Cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux marins en milieu littoral – nutriments . Dans : *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez
communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. Saint-Joseph
Gatineau (QC)
K1A 0H3
Téléphone : 1-819-953-1550
Courriel : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Site Web : <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe>

Pour obtenir d'autres exemplaires du présent
document, veuillez communiquer avec :

Documents du CCME
Sans frais: 1-800-805-3025
www.ccme.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2007
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.