



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

OXYGÈNE DISSOUS (eau de mer)

La teneur en oxygène dissous (TOD) désigne la quantité d'oxygène, ordinairement mesurée en milligrammes ou en millilitres, dissoute dans un litre d'eau. La solubilité de l'oxygène dans l'eau est inversement corrélée à la température et à la salinité. Ainsi, dans des eaux estuariennes présentant une salinité de 27 ‰ (soit 27 parties par millier) exposées à de l'air saturé d'eau à la pression atmosphérique, la solubilité de l'oxygène dissous est de $10,656 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à 5°C , mais seulement de $8,54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à 15°C (APHA, 1992). En revanche, la solubilité de l'oxygène dans l'eau douce (salinité de 0 ‰) à une température de 5°C et à la pression atmosphérique est de $12,770 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. L'eau de mer peut être sursaturée ou sous-saturée en oxygène, selon les processus physiques, chimiques et biologiques qui dégagent ou consomment de l'oxygène. Les TOD sont ordinairement mesurées à l'aide de la méthode de Winkler (ou méthode iodométrique), qui est fondée sur la titrimétrie, ou de la méthode ampérométrique, qui utilise des électrodes à membrane (APHA, 1992). Davis (1975a) présente des méthodes et des références pour le calcul de la tension en oxygène, de la teneur en oxygène et du pourcentage de saturation en oxygène de l'eau qui tiennent compte des principaux facteurs ayant une incidence sur ces variables.

L'oxygène est essentiel à la respiration de la plupart des organismes vivants, notamment la majorité des organismes marins et estuariens. La quantité d'oxygène disponible pour les organismes aquatiques dépend d'un certain nombre de facteurs qui agissent sur la solubilité de l'oxygène dans l'eau de mer, dont la salinité, la température, l'échange atmosphérique, la pression barométrique, les courants, les remontées d'eau froide, les marées, la couverture de glace et les processus biologiques (p. ex., la respiration et la photosynthèse). Les processus chimiques qui consomment de l'oxygène peuvent aussi jouer un rôle important dans certaines régions (Colinvaux, 1973; Davis, 1975b).

Les teneurs en oxygène culminent dans les eaux de surface, en particulier dans les eaux littorales. Dans la tranche superficielle des eaux marines et estuariennes, l'apport en oxygène est facilité par les échanges atmosphériques, et la lumière peut pénétrer en quantité suffisante pour permettre le déroulement des processus

photosynthétiques qui libèrent de l'oxygène (Davis, 1975b). Dans la zone euphotique (soit la couche de la colonne d'eau où l'intensité lumineuse est suffisamment élevée pour permettre l'activité photosynthétique), la photosynthèse peut l'emporter sur la respiration, donnant lieu à une production nette d'oxygène; sous la zone euphotique, on observe une consommation nette d'oxygène (Davis, 1975a). La sursaturation en oxygène est possible dans certaines conditions et peut atteindre 130 ‰ (Davis, 1975a; Topping, 1976). Une saturation de 165 ‰ a même été mesurée à certains endroits (Birtwell et coll., 1987). Dans des conditions normales (soit dans un échantillon d'eau de mer en équilibre avec l'air et présentant une salinité de 35 ‰ à 10°C), la TOD de l'eau de mer serait de $8,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Davis, 1975a). Des degrés de saturation de 130 et de 165 ‰ correspondraient à des concentrations de $11,1$ et de $14,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement.

Dans les couches plus profondes, en particulier aux endroits où l'intensité lumineuse est faible, l'oxygène est consommé par les bactéries au cours de la décomposition des matières organiques. Dans ces conditions, les teneurs en oxygène peuvent être négligeables, et le milieu peut devenir anoxique (Topping, 1976). Les zones où l'oxygène est le plus rare sont celles où la circulation est limitée et où l'on trouve de grandes quantités de matières organiques accumulées provenant d'une combinaison quelconque des sources suivantes : sources naturelles, eaux usées, industries liées à l'alimentation, eaux de

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour l'oxygène dissous dans les eaux marines et estuariennes aux fins de la protection de la vie aquatique (CCME, 1996).

Vie aquatique — Marine et estuarienne

Pour les eaux marines et estuariennes, la TOD minimale recommandée est de $8,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. * Les processus naturels doivent demeurer les seuls responsables des baisses de la TOD sous le seuil recommandé. Lorsque la TOD naturelle mesurée à un endroit est inférieure à la recommandation provisoire, elle doit être retenue comme recommandation provisoire à cet endroit. Lorsque les TOD ambiantes sont $>8,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, l'activité humaine ne doit pas entraîner une diminution de plus de 10 ‰ de la TOD par rapport aux teneurs naturelles prévues dans le milieu récepteur pour la période considérée.

* Recommandation provisoire.

ruissellement des terres agricoles, usines de pâtes et autres formes d'activité humaine (Topping, 1976). Dans une étude sur les effets des effluents des usines de pâtes et papier sur le milieu marin canadien, Colodey et coll. (1990) ont constaté que les TOD variaient considérablement aux abords de 10 usines côtières de Colombie-Britannique et de 16 usines côtières situées dans les provinces atlantiques. Lorsque les effluents étaient rapidement mélangés et dispersés, les effets sur les TOD étaient nuls ou minimes à proximité des points de déversement. Lorsque les effluents étaient rejetés dans des zones de faible circulation, les TOD étaient généralement faibles. Dans de petits bras estuariens, on a enregistré des TOD extrêmement faibles lorsque les taux de renouvellement d'eau étaient réduits par suite du ralentissement de l'écoulement des cours d'eau. Des conditions comparables ont été notées à proximité de trois usines de Colombie-Britannique et d'une usine du Nouveau-Brunswick. Ainsi, des TOD $<3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (concentration qui pourrait être létale pour le saumon) ont été mesurées à plus de 5 kilomètres de l'usine locale de pâtes dans tout le bras de Neroutsos, près de Port Alice, en Colombie-Britannique. De même, des concentrations réduites variant de $1,5$ à $3,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ont été mesurées dans le bras de Muchalat, à proximité de l'usine de pâte kraft blanchie de Gold River, en Colombie-Britannique (Colodey et coll., 1990). À ces endroits, la faible dispersion des effluents d'usines de pâtes pourrait avoir contribué aux mortalités de poissons observées dans la région à cette époque.

Dans plusieurs bras littoraux des côtes atlantique et pacifique du Canada, les eaux de surface sont toujours dans un état de quasi saturation, mais les eaux de fond peuvent, selon la saison, présenter de faibles teneurs en oxygène et même parfois un degré de saturation atteignant 0 % (Davis, 1975a). Une raréfaction de l'oxygène peut être observée dans les eaux marines de grande profondeur affichant une stratification thermique ou saline (superposition d'une couche d'eau chaude ou peu saline à une couche froide et très saline). Dans ces conditions, l'oxygène produit par photosynthèse près de la surface ne sera vraisemblablement pas transporté vers les couches profondes, où la consommation d'oxygène se poursuit pendant toute la période de stratification. La stratification verticale est souvent accompagnée d'un taux de brassage horizontal faible ou nul, brassage qui autrement apporterait de l'oxygène aux couches profondes (Colinvaux, 1973; Davis, 1975b). Dans la baie Howe, par exemple, les TOD à une profondeur de 250 mètres sont passées de $3,0$ à $0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ en une

période de trois mois au cours de laquelle le renouvellement des eaux de fond était limité (Levings, 1980).

Des baisses saisonnières de la teneur en oxygène ont été observées dans les zones des estuaires où les taux de renouvellement d'eau étaient faibles. Birtwell et coll. (1987) ont enregistré des variations spatiales et saisonnières importantes de la TOD et du degré de saturation dans le faux chenal Deas et les zones adjacentes de l'estuaire du Fraser, en Colombie-Britannique. Des données sur l'oxygène dissous recueillies pendant plus d'un an et demi indiquent des degrés de saturation en air variant de 0 à 165 %. Les TOD les plus élevées sont généralement mesurées dans les zones peu profondes et présentant un taux de renouvellement d'eau adéquat, là où l'activité photosynthétique est élevée et la stratification est minimale.

Effets biologiques

Il a été établi que des teneurs réduites en oxygène produisent des effets létaux et sublétaux (physiologiques et comportementaux) chez divers organismes, en particulier chez le poisson. Hughes et Ballintijn (1968) ont observé une augmentation de l'activité des muscles ventilatoires chez le dragonnet dans des eaux marines pauvres en oxygène. Une étude menée ultérieurement sur ce poisson a révélé que des TOD de moins de $5,58$ à $5,67 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ accéléraient la fréquence cardiaque du poisson (Hughes et Umezawa, 1968). Le saumon sockeye montre des signes de tension artérielle et de pression buccale élevées ainsi qu'une augmentation de la fréquence respiratoire à des concentrations inférieures à $5,07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Randall et Smith, 1967). Des études physiologiques ont indiqué que des TOD réduites diminuaient la capacité des poissons à maximiser les processus métaboliques (Birtwell, 1989). Ces faibles concentrations ont donc un effet sur la vitesse de croissance du poisson, une baisse du taux de croissance ayant été enregistrée chez le saumon à des concentrations atteignant $7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (USEPA, 1986).

Lorsque la disponibilité de l'oxygène est réduite dans le milieu aquatique, le poisson tente de maintenir son taux d'absorption d'oxygène en modifiant certains comportements, par exemple, en adoptant un comportement d'évitement, en diminuant sa consommation d'aliments et en nageant moins. Dans des

conditions estuariennes simulées (semblables à celles qui règnent au sommet du bras de Neroutsos, en Colombie-Britannique, à proximité d'une usine de pâtes), de jeunes saumons chinook ont évité les TOD <7 mg·L⁻¹ (Birtwell, 1989). Scherer (1971) a noté une diminution de l'évitement de la lumière (phototaxie négative) chez le doré à des TOD variant de 5,5 à 4,0 mg·L⁻¹. L'achigan à grande bouche affichait certains comportements d'évitement à une TOD de 4,5 mg·L⁻¹, ce comportement devenant très net à une TOD de 1,5 mg·L⁻¹ (Whitemore et coll., 1960). Chez le saumon coho, des TOD inférieures à 4,5 mg·L⁻¹ ont donné lieu à un comportement d'évitement erratique (Whitemore et coll., 1960). Une réduction de la vitesse maximale de nage a été observée chez le saumon coho et le saumon sockeye en deçà des plages de 11,3 à 9,17 mg·L⁻¹ et de 9,17 à 8,53 mg·L⁻¹, respectivement (Davis et coll., 1963; Brett, 1964).

Une diminution de la résistance aux maladies et de la fécondité a également été enregistrée chez des poissons vivant dans un milieu pauvre en oxygène dissous (Davis, 1975a, 1975b; Sprague, 1985). Brungs (1971) a observé une diminution du nombre d'œufs produits par tête-de-boule femelle lorsque les TOD passaient à 4 mg·L⁻¹. Dans cette étude, l'activité de frai a cessé à une TOD de 1 mg·L⁻¹. Bien que l'information disponible sur la demande en oxygène dissous des larves et des œufs des poissons marins soit très limitée, des études menées sur les premiers stades de développement des poissons d'eau douce et anadromes ont aussi mis en évidence certaines réponses à des TOD réduites. Une inhibition de la croissance, un retard de développement, des difformités et la mortalité comptent parmi les réponses les plus extrêmes à l'hypoxémie (Davis, 1975b). Des alevins de saumon de l'Atlantique élevés dans un milieu présentant une TOD de 4,5 à 5,0 mg·L⁻¹ n'absorbaient pas efficacement leur vésicule vitelline et pesaient deux fois moins que les larves exposées à des concentrations de 6,8 à 7,5 mg·L⁻¹ (Nikiforov, 1952).

Divers effets semblables ont été enregistrés chez des invertébrés marins et estuariens (Davis, 1975a, 1975b). La dépendance des invertébrés à l'égard de l'oxygène est déterminée par de nombreux facteurs, dont l'existence d'un appareil circulatoire, les distances de diffusion, la température, le degré d'activité locomotrice, la capacité à réguler la respiration externe et l'existence de pigments respiratoires (Davis, 1975b). Contrairement aux poissons, les invertébrés ont des besoins en oxygène dissous extrêmement variables. Ainsi, l'arénicole intertidale marine (*Arenicola marina*) ne peut supporter une TOD supérieure à 4 mg·L⁻¹ (Nicol, 1967), tandis que les oursins du Pacifique, qui échouent souvent sur les roches à la

marée basse, peuvent résister à une exposition de 15 heures à l'air humide (teneur en oxygène d'environ 20 %) avant de mourir (Johansen et Vadas, 1967).

Au cours d'une variation prolongée de la TOD, des changements sont susceptibles de se produire dans la structure de la communauté biotique locale. Les espèces qui tolèrent mal une raréfaction de l'oxygène périront ou tenteront d'éviter les milieux touchés tandis que les espèces plus tolérantes, originaires ou colonisatrices de l'habitat, survivront (Davis, 1975b). Levings (1980) a noté des changements radicaux dans les communautés benthiques pendant et après une période de raréfaction importante de l'oxygène (<0,5 mg·L⁻¹) dans la baie Howe. Ces changements auraient été attribuables à la mort d'espèces sessiles ainsi qu'à l'émigration d'espèces plus mobiles. Une étude des fluctuations de la communauté benthique du bras de Petpeswick, en Nouvelle-Écosse, montre bien les effets que peut avoir une modification naturelle ou anthropique des régimes d'oxygène dissous (Hoos, 1973). Au printemps et pendant une partie de l'été, lorsque la TOD est suffisante, les bivalves *Mytilus edulis* et *Mya arenaria*, les polychètes *Nephtys incisa* et *Capitella capitata* ainsi que les copépodes étaient les organismes dominants. À la fin de l'été et à l'automne, les eaux sont devenues anoxiques et la diversité des espèces a diminué jusqu'au point d'être nulle avant que des espèces tolérant l'anoxie, comme le bivalve *Yoldia limatuloides*, les polychètes *Polydora quadrilobata* et phyllodocidés, les amphipodes *Corophium* et les nématodes, ne recolonisent le milieu (Hoos, 1973).

On a observé que l'oxygène dissous modifiait la sensibilité des organismes aquatiques aux stress environnementaux tels que la présence de substances toxiques (Alabaster et Lloyd, 1980; Hutcheson et coll., 1985; McLeay and Associates, 1987; Birtwell, 1989). La toxicité des effluents des usines de pâte kraft et l'hypoxémie peuvent avoir une action synergique sur les organismes aquatiques (Birtwell, 1989). Hicks et DeWitt (1971) ont observé que le temps moyen de survie de jeunes saumons coho exposés à des effluents d'usine de pâte kraft est passé de 56 heures, lorsque les TOD étaient maintenues à 8,1 mg·L⁻¹, à 11 heures, lorsque ces concentrations chutaient à 3,4 mg·L⁻¹. Une corrélation linéaire positive a pu être établie entre la CL₅₀ de l'ammoniaque et les TOD pour les alevins de la truite arc-en-ciel; la toxicité de l'ammoniaque variait en raison inverse des TOD (Thurston et coll., 1981). Chapman et Shumway (1978) ont exposé des truites arc-en-ciel aux premiers stades de leur cycle biologique à du pentachlorophénol, un produit de préservation du bois à action biocide largement utilisé dans l'industrie forestière.

À des TOD de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, des concentrations de $20 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de sel de pentachlorophénol, le pentachlorophénate, ont entraîné un taux de mortalité de 100 % chez les poissons. Cependant, à une TOD réduite, soit $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, une concentration de $10 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de cette substance s'est révélée létale. Lloyd (1961) estime que chez les organismes aquatiques, une faible TOD a pour effet d'augmenter le volume d'eau qui traverse l'épithélium des branchies et donc, la quantité de polluant absorbée. Certaines substances, comme celles qui entrent dans la composition des effluents des usines de pâte kraft, par exemple l'acide déhydroabiétique et le zinc, peuvent endommager les tissus des branchies et exacerber les effets produits par une TOD réduite (Tuurula et Soivio, 1982).

Dans les milieux aquatiques, la TOD peut avoir une incidence sur la persistance et la biodisponibilité de certaines substances chimiques. Ainsi, la persistance dans l'eau du pentachlorophénol et du pentachlorophénate est déterminée par de nombreux facteurs environnementaux, dont la TOD (Boyle et coll., 1980). Par ailleurs, la TOD de la colonne d'eau a un effet direct sur le flux d'oxygène vers les sédiments et par conséquent, sur la profondeur de pénétration de l'oxygène dans les sédiments. Dans les sédiments, la présence ou l'absence d'oxygène (c'est-à-dire le potentiel d'oxydo-réduction) se traduit par des transformations chimiques des métaux traces, dont la biodisponibilité pour les organismes aquatiques et benthiques varie sensiblement selon la forme chimique (Landrum et Robbins, 1990).

Recommandation provisoire

Pour les eaux marines et estuariennes, la TOD minimale recommandée est de $8,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (recommandation provisoire). Les processus naturels doivent demeurer les seuls responsables des baisses de la TOD sous le seuil recommandé. Lorsque la TOD naturelle mesurée à un endroit est inférieure à la recommandation provisoire, elle doit être retenue comme recommandation provisoire à cet endroit. Lorsque les TOD ambiantes sont $> 8,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, l'activité humaine ne doit pas entraîner une diminution de plus de 10 % de la TOD par rapport aux teneurs naturelles prévues dans le milieu récepteur pour la période considérée (CCME, 1996).

Justification

La recommandation ci-dessus, qui correspond à celle de l'USEPA (1986), protège les milieux dulçaquicoles habités par les salmonidés (l'espèce de poisson la plus sensible) contre toute baisse de productivité. Bien que les

TOD tendent à être légèrement plus faibles dans l'eau de mer que dans l'eau douce (APHA, 1992), aucune disposition n'a été formulée pour tenir compte de cette différence puisque la recommandation provisoire s'applique tant aux eaux estuariennes qu'aux eaux marines. Tout indique que des TOD inférieures à $8,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ produisent divers effets biologiques néfastes chez les organismes marins et estuariens exposés (p. ex., Davis 1975a, 1975b; Levings, 1980; USEPA, 1986; Birtwell, 1989), mais que ces effets ne devraient pas être observés à des concentrations plus élevées (USEPA, 1986; Birtwell, 1989).

Cette recommandation provisoire constitue une exigence minimale absolue à l'égard des TOD qui peuvent varier sous l'effet de l'activité humaine. Il ne faut pas que la TOD tombe sous le seuil recommandé à moins que cette réduction soit attribuable à des processus naturels. Il a fallu ajouter cette disposition particulière, car il est établi que les TOD naturelles varient considérablement, de l'épuisement à la sursaturation. Comme certaines espèces peuvent être adaptées aux TOD naturellement faibles d'un milieu donné, ces teneurs doivent être maintenues. Les recommandations qui s'appliquent aux milieux marins et estuariens de l'Australie et des territoires administratifs américains de l'Alabama, de l'Alaska, du Delaware, de la Louisiane, de Washington, de Guam, des Samoa américaines, des îles Mariannes du Nord, de Puerto Rico, du Trust Territory of the Pacific Islands et des îles Vierges renferment des dispositions semblables.

La recommandation selon laquelle les TOD ne doivent pas être réduites de plus de 10 % par rapport aux concentrations naturelles fait aussi partie des recommandations adoptées par l'État de la Californie (1990). Cette recommandation repose sur l'existence de variations cycliques quantifiables de la TOD à des valeurs naturellement supérieures à la recommandation et sur une fréquence d'échantillonnage suffisante pour établir les profils de variabilité diurne ou saisonnière des teneurs ambiantes. Les régimes marins et estuariens d'oxygène dissous sont souvent extrêmement variables et étroitement liés à certains facteurs, dont l'emplacement, la saison, la profondeur, l'activité photosynthétique, la respiration, les processus organiques de décomposition et les changements atmosphériques (Davis, 1975a). C'est pourquoi la recommandation canadienne provisoire établie pour la TOD des milieux marins et estuariens prévoit une réduction admissible de 10 % lorsque la TOD naturelle est supérieure à la valeur minimale recommandée.

Références

- Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Food and Agriculture Organization des Nations Unies. Butterworth, Londres.
- APHA (American Public Health Association). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th éd. APHA, Washington, DC.
- Birtwell, I.K. 1989. Comments on the sensitivity of salmonids to reduced levels of dissolved oxygen and to pulp mill pollution in Neroutsos Inlet, British Columbia. Rapport technique can. Sci. Halieutiques Aquat. 1695. Ministère des Pêches et des Océans Canada, West Vancouver, BC.
- Birtwell, I.K., M.D. Nassichuk, H. Beune et M. Gang. 1987. Deas Slough, Fraser River estuary, British Columbia: General description and some aquatic characteristics. Rapport manuscript can. Sci. Halieutiques Aquat. 1926.
- Boyle T.P., E.F. Robinson-Wilson, J.D. Petty et W. Weber. 1980. Degradation of pentachlorophenol in simulated lentic environment. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24:177-184.
- Brett, J.R. 1964. The respiratory metabolism and swimming performance of young sockeye salmon. J. Fish. Res. Board Can. 21:1183-1226.
- Brungs, W.A. 1971. Chronic effects of low dissolved oxygen concentrations on the fathead minnow (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 28:119-1123.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1996. Annexe XXII — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (décembre 1996), recommandations provisoires pour la qualité des eaux marines et estuariennes concernant des variables générales, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- Chapman G.A. et D.L. Shumway. 1978. Effects of sodium pentachlorophenolate on survival and energy metabolism of embryonic and larval Steelhead trout, dans *Pentachlorophenol—Chemistry, pharmacology, and environmental toxicology*, Proceedings of a Symposium. Juin 1977. Pensacola, FL.
- Colinvaux, P.A. 1973. Introduction to ecology. John Wiley and Sons, New York.
- Colodey, A.G., L.E. Harding, P.G. Wells et W.R. Parker. 1990. Effects of pulp and paper mill effluents and their constituents on estuarine and marine environments in Canada: A brief review. Regional Program Report 90-08, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Régions du Pacifique et du Yukon et de l'Atlantique, Vancouver et Halifax.
- Davis, G.E., J. Foster, C.E. Warren et P. Doudoroff. 1963. The influence of oxygen concentration on the swimming performance of juvenile Pacific salmon at various temperatures. Trans. Am. Fish. Soc. 92:111-124.
- Davis, J.C. 1975a. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: A review. J. Fish. Res. Board Can. 32(12):2295-2332.
- . 1975b. Exigences et critères relatifs à l'oxygène dissous dans l'eau, et leurs particularités à l'environnement canadien. Conseil national de recherches du Canada, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, rapport n° 13, CNRC 14100.
- Hicks D.B. et J.W. DeWitt. 1971. Effects of dissolved oxygen on kraft pulp mill effluent toxicity. Water Res. 5:693-701.
- Hoos, L.M. 1973. A study of the benthos of an anoxic marine basin and factors affecting its distribution. M.Sc. thesis, Dalhousie University, Halifax, NS.
- Hughes, G.M. et C.M. Ballintijn. 1968. Electromyography of the respiratory muscles and gill water flow in the dragonet. J. Exp. Biol. 49:583-602.
- Hughes, G.M. et S. Umezawa. 1968. On respiration in the dragonet, *Callionymus lyra* L. J. Exp. Biol. 49:565-582.
- Hutcheson M., D.C. Miller et A.Q. White. 1985. Respiratory and behavioural responses of the grass shrimp *Palaemonetes pugio* to cadmium and reduced dissolved oxygen. J. Mar. Biol. 88(1):59-66.
- Johansen, K. et R.L. Vadas. 1967. Oxygen uptake and response to respiratory stress in sea urchins. Biol. Bull. 132:16-22.
- Landrum, P.F. et J.A. Robbins. 1990. Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates, dans *Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants*, R. Baudo, J. Giesy et H. Muntau, éd. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.
- Levings, C.D. 1980. Demersal and benthic communities in Howe Sound basin and their responses to dissolved oxygen deficiency. Rapport technique can. Sci. Halieutiques Aquat. No. 951.
- Lloyd, R. 1961. Effect of dissolved oxygen concentrations on the toxicity of several poisons to rainbow trout (*Salmo gairdnerii* Richardson). J. Exp. Biol. 38:447-455.
- McLeay, D. et Associates Ltd. 1987. Aquatic toxicity of pulp and paper mill: A review. Rapport EPS 4/PF/1. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa.
- Nicol, J.A.C. 1967. The biology of marine animals. 2d ed. Wiley, Interscience, New York.
- Nikiforov, N.D. 1952. Growth and respiration of young salmonid at various concentrations of oxygen in water (en russe). Dokl. Akad. Nauk. SSSR 86:1231-1232.
- Randall, D.J. et Smith, J.C. 1967. The regulation of cardiac activity in fish in a hypoxic environment. Physiol. Zool. 40:104-113.
- Scherer, E. 1971. Effects of oxygen depletion and of carbon dioxide build up on the photic behaviour of the walleye (*Stizostedion vitreum*). J. Fish. Res. Board Can. 26:1303-1307.
- Sprague, J.B. 1985. Factors that modify toxicity, dans *Fundamentals of aquatic toxicology*, G.M. Rand et S.R. Petrocelli, éd. Hemisphere Publishing, New York.
- State of California. 1990. California ocean plan. Water quality control plan, ocean waters of California. State Water Resources Control Board, Sacramento, CA.
- Thurston R.V., G.R. Philips et R.C. Russo. 1981. Increased toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen. J. can. Sci. Halieutiques Aquat. 38:983-988.
- Topping, G. 1976. Sewage and the sea, dans *Marine pollution*, R. Johnston, éd. Academic Press, New York.
- Tuurula H. et A. Soivio. 1982. Structural and circulatory changes in the secondary lamellae of *Salmo gairdneri* gills after sublethal exposures to dehydroabietic acid and zinc. Aquat. Toxicol. 2:21-29.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1986. Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. EPA 440/5-86-003. USEPA, Criteria and Standards Division, Washington, DC.
- Whitemore, C.M., C.F. Warren et P. Doudoroff. 1960. Avoidance reactions of salmonid and centrarchid fishes to low oxygen concentrations. Trans. Am. Fish. Soc. 89:17-26.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — oxygène dissous (eau de mer)*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez
contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez
contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spcme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.