



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

OXYGÈNE DISSOUS (eau douce)

La teneur en oxygène dissous (TOD) est le paramètre le plus fondamental de la qualité de l'eau. L'oxygène, une molécule biatomique à liaison double, est essentiel au métabolisme de tous les organismes aquatiques aérobies. L'air contient à peu près 20,9 % d'oxygène en volume. La proportion d'oxygène dans l'air qui se dissout dans l'eau est d'environ 35 %. Cette solubilité est régie par les pressions atmosphérique et hydrostatique, la turbulence, la température, la salinité, les courants, les remontées d'eau, la couverture de glace et les processus biologiques (Wetzel, 1983). À toutes pressions barométriques et températures données (et à la tension de vapeur correspondante), la pression partielle de l'oxygène peut être calculée; la solubilité de l'oxygène dans l'eau douce à 5 °C et à 101,3 kPa (la pression atmosphérique standard) est de 12,77 mg·L⁻¹.

L'oxygène dissous dans l'eau provient principalement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des végétaux aquatiques. La quantité d'oxygène disponible pour la vie aquatique dépend toutefois des facteurs qui agissent sur la solubilité de ce gaz. La concentration de saturation de l'oxygène dissous est rapidement atteinte à l'interface air-eau des plans d'eau et est relativement uniforme dans l'ensemble de la colonne d'eau des cours d'eau de faible profondeur.

Dans les milieux dulçaquicoles étendus et profonds, l'oxygénation dépend des vents, des courants et des afflux qui entraînent la descente des eaux superficielles aérées. Au moment du brassage printanier, la colonne d'eau présente un degré de saturation de près de 100 % tant dans les lacs oligotrophes (à faible teneur en éléments nutritifs) que dans les lacs eutrophes (à forte teneur en éléments nutritifs). Sous l'effet de la hausse estivale des températures, la concentration et la solubilité de l'oxygène dissous dans l'épilimnion (couche d'eau chaude supérieure) diminuent. En revanche, une baisse de température dans le métalimnion (couche de mélange intermédiaire) et l'hypolimnion (couche d'eau froide inférieure) entraîne une augmentation de la concentration d'oxygène, le degré de saturation s'approchant de 100 % à mesure qu'on s'éloigne de la surface. Dans la plupart des situations, cependant, la chute de matières organiques dans les couches profondes à partir des zones de production pourrait mener à une sous-saturation par le biais des processus d'oxydation.

Dans les eaux peu profondes, la majeure partie de la perte d'oxygène attribuable à l'oxydation se produit à l'interface sédiment-eau où l'activité bactérienne et les matières organiques sont concentrées. Une quantité appréciable d'oxygène est également consommée dans la colonne d'eau par la respiration bactérienne, végétale et animale, en particulier dans les lacs profonds. L'oxydation chimique directe des matières organiques dissoutes contribue aussi à l'épuisement de l'oxygène dissous. Dans les lacs eutrophes, peu après la stratification estivale, la raréfaction de l'oxygène hypolimnique peut se poursuivre jusqu'à l'établissement de conditions anaérobies véritables, situation qui entraîne le ralentissement de la décomposition et le passage, pour les bactéries, à un métabolisme anaérobie. Le refroidissement automnal des eaux épilimniques rompt la barrière de densité de la thermocline (couche d'eau caractérisée par un très fort gradient de température), ce qui résulte en un brassage. En hiver, comme la formation de glace empêche l'échange d'oxygène avec l'atmosphère, le profil d'un lac oligotrophe idéalisé est constant au niveau de la saturation reliée à la profondeur. Toutefois, les facteurs biologiques que constituent la respiration et l'oxydation sont généralement présents et entraînent une diminution de la concentration d'oxygène proportionnelle à la profondeur. Dans les lacs eutrophes, la zone euphotique est réduite mais peut demeurer active si une quantité suffisante de lumière continue de traverser la glace et si les demandes normales d'oxygène consommable sont amoindries par l'abaissement des températures. Ces conditions produisent un profil d'oxygénation avec raréfaction en zone profonde semblable à celui qui caractérise la stratification estivale, mais plus graduel que celui-ci (Wetzel, 1983).

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour l'oxygène dissous aux fins de la protection de la vie aquatique (d'après CCMRE, 1987; AEP, 1997; Truelson, 1997).

Écosystème	Recommandation (mg·L ⁻¹)*	
	Premiers stades biologiques	Autres stades biologiques
Eau chaude	6	5,5
Eau froide	9,5	6,5

* Concentration minimale acceptable d'oxygène dissous.

Dans les zones littorales (zones peu profondes qui bordent la côte), les concentrations d'oxygène sont régies par d'autres mécanismes importants qui peuvent être assez différents de ceux qui interviennent dans la région pélagique (eau libre et profonde). Par exemple, les peuplements bien développés de macrophytes aquatiques et le périphyton qui les accompagne font augmenter sensiblement la concentration d'oxygène en période de photosynthèse et consomment de l'oxygène la nuit, en période de respiration. Cet événement diurne donne également lieu à un cycle nyctéméral en raison de la production nette d'oxygène dans les saisons de croissance. Vers la fin de l'année, une bonne partie de la biomasse de macrophytes au-dessus des racines dépérit, et la décomposition concomitante peut entraîner une raréfaction prolongée de l'oxygène sur une étendue qui dépasse les zones littorales.

La teneur en oxygène dissous de l'eau est déterminée en grande partie par l'équilibre qui s'établit entre l'apport d'oxygène et la consommation d'oxygène nécessaire à la métabolisation des matières oxydables reçues. Les rejets d'effluents organiques (déchets industriels, y compris ceux du déboisement, déchets agricoles et déchets urbains) produits par l'activité humaine tendent à faire pencher la balance du côté de la consommation. L'épuisement de l'oxygène dissous dans les eaux réceptrices constitue souvent un bon indicateur des besoins en traitement des eaux usées. Des méthodes empiriques précises ont été élaborées pour mesurer la demande d'oxygène. La méthode de la demande biochimique d'oxygène (DBO) est une méthode normalisée d'incubation microbienne qui permet de mesurer la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation des matières organiques et de certaines matières inorganiques au cours d'une période donnée. Une autre méthode appelée méthode de la demande chimique d'oxygène (DCO) permet en outre de mesurer la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation chimique des minéraux réduits et des matières organiques d'un échantillon. Ces deux méthodes sont employées pour déterminer la teneur d'un échantillon en matières réductrices issues d'une combinaison de sources naturelles et anthropiques. Elles sont particulièrement utiles aux fins de l'évaluation des effets potentiels des effluents. Les déchets principalement composés d'éléments nutritifs ou riches en carbone peuvent accroître ou réduire les TOD. Ils ont souvent ces deux effets à la fois, l'effet observé variant avec la position dans la colonne d'eau. Un supplément d'oxygène est ordinairement libéré dans la zone euphotique à la suite de l'augmentation de la

production primaire qu'entraîne une stimulation par l'azote et le phosphore inorganiques. Une baisse subséquente de l'alimentation en éléments nutritifs peut cependant être accompagnée par une mortalité et une décomposition algale massive ainsi qu'une raréfaction de l'oxygène (Wetzel, 1983).

Dans les eaux superficielles, la TOD peut varier entre la limite de détection et $18,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (NAQUADAT, 1985). Dans les lacs, elle peut être régie par les conditions climatiques (p. ex., la couverture de glace), les facteurs morphométriques (p. ex., la profondeur), la productivité et les caractéristiques du bassin hydrographique (p. ex., les sources d'oxygène et le chargement de matières organiques provenant de sources non ponctuelles). Ces caractéristiques peuvent varier énormément, que ce soit dans le temps ou dans l'espace. En général, les variations de la teneur en oxygène ne sont pas le résultat de sources ponctuelles de rejets.

Les concentrations en oxygène des eaux interstitielles et des sédiments sont très variables. Elles peuvent différer sensiblement de celles des eaux sus-jacentes en raison de nombreux facteurs indépendants qui comprennent la vitesse de circulation ou d'évacuation des eaux superficielles et interstitielles, le gradient hydraulique, la texture et la porosité sédimentaires, la morphologie du fond, les fluctuations quotidiennes de la température de l'eau et la demande d'oxygène consommable du substratum. Dans les eaux stagnantes, les interactions entre les divers organismes associés à la phase sédimentaire et la concentration des matières particulaires organiques sont la principale cause de l'épuisement de l'oxygène (tant par la respiration que par la libération de sous-produits de décomposition sous forme réduite). L'oxygène lui-même, cependant, régit d'importantes réactions d'oxydo-réduction à l'interface sédiment-eau. La pénétration de l'oxygène de la colonne d'eau dans le substratum est déterminée par le degré de turbulence des sédiments superficiels et par la demande d'oxygène par unité de volume. Ordinairement, même dans les eaux bien aérées, la diffusion n'alimente qu'une couche de quelques centimètres à la surface des sédiments (Wetzel, 1983). Dans certains cas, des organismes filtreurs peuvent faire pénétrer l'oxygène à de plus grandes profondeurs en retravaillant physiquement de la boue tassée à faible teneur en oxygène et en étendant le milieu habitable. Dans le même ordre d'idées, les activités de creusage et de remblayage qu'effectuent les salmonidés lorsqu'ils construisent leur nid de frai dans les milieux riverains entraînent la dispersion localisée des sédiments fins et un

accroissement de la circulation interstitielle, facteurs qui améliorent l'alimentation en oxygène des œufs enfouis.

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les méthodes toxicologiques permettant de mesurer les effets des produits chimiques sur la vie aquatique sont normalisées depuis de nombreuses années. Essentiellement, ces méthodes consistent à faire varier la concentration d'une substance de manière à établir la concentration à laquelle le produit a un effet ou n'a pas d'effet. Dans le cas de la TOD, cependant, c'est le manque plutôt que l'excès d'oxygène qui entraîne des effets néfastes. De plus, les types d'indicateurs de toxicité varient; pour une exposition aiguë, ils comprennent la mortalité, la perte d'équilibre et le manque de mobilité operculaire. Dans ces tests de courte durée, par ailleurs, les temps d'exposition sont extrêmement variables (Chapman, 1986). Pour une exposition chronique, les indicateurs comprennent les paramètres classiques de l'inhibition de la croissance et de la reproduction, l'absorption et la consommation d'oxygène ainsi que la capacité natatoire. La faible teneur en oxygène à laquelle une réaction quelconque commence à se manifester est ordinairement appelée concentration initiale ou critique. À cette concentration, l'organisme doit accroître ou rajuster ses énergies disponibles pour lutter contre les effets de l'hypoxémie (privation d'oxygène). Lorsque ce stress devient chronique, il peut avoir un effet néfaste sur la survie à long terme. Ce stress ou toute autre condition différente d'une concentration « sans effet » peut être perçu comme un risque indésirable (Davis, 1975). Étant donné que la variabilité des indicateurs de toxicité et des temps d'exposition complique l'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux à l'égard de la TOD, ces recommandations n'ont pu être élaborées selon le protocole normalisé du CCME (CCME, 1991). Deux autres documents (AEP, 1997, et Truelson, 1997) ont servi de base à l'élaboration des présentes recommandations.

Vie dulcicole

On a montré que des concentrations réduites d'oxygène entraînent des effets létaux et sublétaux (physiologiques et comportementaux) chez divers organismes, en particulier chez les poissons. Les jeunes poissons tendent à être plus sensibles que les poissons plus âgés (Doudoroff et Shumway, 1970; Alabaster et Lloyd, 1982). Une étude plus récente sur la perchaude corrobore cette observation

générale (Johnson et Evans, 1991). Chez l'ombre, en revanche, les adultes se sont révélés plus sensibles à de faibles TOD que les alevins. À températures de l'eau égales, les TOD entraînant une perte d'équilibre sont de 0,4 mg·L⁻¹ plus élevées chez les adultes que chez les alevins (Feldmeth et Eriksen, 1978). De plus, le poids et la taille n'ont aucun effet appréciable sur la TOD critique de plusieurs espèces (Smale et Rabeni, 1995). L'acclimatation à de faibles TOD abaisse la concentration létale (Doudoroff et Shumway, 1970). La concentration létale initiale a été établie sur place dans trois lacs de l'Ontario. Pour le grand brochet, la TOD létale initiale a été chiffrée à <0,75 mg·L⁻¹ dans les trois lacs. Le grand brochet s'est révélé extrêmement tolérant aux faibles TOD mesurées en hiver; certains individus ont été retrouvés vivants à une concentration de 0,04 mg·L⁻¹ (Casselman, 1978). Les TOD létales observées augmentent généralement à des températures de l'eau plus élevées (Doudoroff et Shumway, 1970; CECPI, 1973; USEPA, 1986). La mort ou la perte d'équilibre se produisent généralement entre des concentrations de 1 et de 3 mg·L⁻¹.

Une exposition chronique à de faibles TOD inhibe la croissance du saumon coho (Mason, 1969), du ménomine de montagnes (Siefert et coll., 1974), de l'achigan à petite bouche (Siefert et coll., 1974), du touladi (Carlson et Siefert, 1974) et du cisco (Brooke et Colby, 1980). Après examen des données alors disponibles, Alabaster et Lloyd (1982) ont conclu qu'une concentration minimale de 5 mg·L⁻¹ serait suffisante pour la plupart des stades de vie et des activités du cycle de vie des poissons. Chez certaines espèces, des indicateurs comme la croissance des jeunes, la fécondité, l'éclosion des œufs, la morphologie et la survie larvaire, la montaison des saumons migrateurs ainsi que le comportement de rassemblement en bancs ne sont pas particulièrement sensibles à des TOD supérieures à 5 mg·L⁻¹. Les auteurs affirment toutefois que le choix d'une valeur relativement élevée comme 5 mg·L⁻¹ est parfaitement justifiable, si ce n'est que pour assurer un taux de survie acceptable des poissons tant jeunes qu'adultes.

Une analyse de Doudoroff et Shumway (1970) indique qu'une exposition à de faibles TOD au cours du développement embryonnaire entraîne chez les embryons un retard de maturation et une hausse de la mortalité au fur et à mesure qu'ils vieillissent. Chez d'autres poissons n'appartenant pas à la famille des salmonidés, de faibles TOD causaient aussi, dans certains cas, une hausse de la mortalité et un retard de maturation. Alabaster et Lloyd (1982) ont conclu que toute réduction de la TOD par rapport à la teneur de saturation en air pouvait ralentir le développement et la croissance embryonnaire ou retarder

l'éclosion chez les salmonidés. La plupart des embryons de salmonidé exposés à une TOD de 2 à 3 mg·L⁻¹ éclosent normalement pour produire de petites larves sous-développées mais viables et sans malformations. Toutefois, une réduction du succès d'éclosion peut même être observée à des concentrations >3 mg·L⁻¹. À de faibles TOD, l'éclosion du tête-de-boule (Brungs, 1971), du doré jaune (Oseid et Smith, 1971), du ménomini de montagnes (Siefert et coll., 1974), du meunier noir (Siefert et Spoor, 1974), du touladi (Carlson et Siefert, 1974), de la carpe (Kaur et Toor, 1978), du cisco (Brooke et Colby, 1980) et de la lotte (Giles et coll., 1996) est retardée.

Chez les poissons, la lutte contre l'hypoxémie se manifeste par plusieurs réponses comportementales : utilisation accrue de la respiration d'air ou respiration à la surface de l'eau, modification du degré d'activité ou de l'habitat et comportement d'évitement. Birtwell (1989) a noté que de faibles TOD avaient en grande partie empêché une montaison de saumon kéta. Les saumons migrateurs ont évité des eaux présentant des TOD de 3,5 à 5 mg·L⁻¹ (Birtwell et Kruzynski, 1989). McGreer et Vigers (1983) ont observé une réaction d'évitement chez de jeunes saumons kéta jusqu'à 10 kilomètres d'une usine de pâtes, en partie à cause de l'épuisement marqué de l'oxygène dissous dans un affluent. Des dorés jaunes dans leur deuxième été demeuraient dans des zones ombragées lorsque les TOD étaient >5,5 mg·L⁻¹ (Scherer, 1971). À des TOD <5,5 mg·L⁻¹, cependant, la fréquentation des zones de plus forte intensité lumineuse augmentait. Lorsque les TOD descendaient sous le seuil des 2 mg·L⁻¹, les dorés jaunes passaient plus de temps dans les zones éclairées.

L'exposition à de faibles TOD au cours du développement embryonnaire peut donner lieu à des malformations (Doudoroff et Shumway, 1970). L'exposition d'embryons de saumon kéta à une TOD de 0,3 mg·L⁻¹ a entraîné un raccourcissement de la colonne vertébrale et la production d'alevins anormaux (Alderdice et coll., 1958). Une concentration de 1 mg·L⁻¹ a provoqué chez les larves de l'achigan à grande bouche un blocage irréversible de la mâchoire inférieure empêchant le poisson de remonter à la surface et de se nourrir (Spoor, 1977). L'exposition d'œufs de truite arc-en-ciel à une TOD de 2,6 mg·L⁻¹ a occasionné d'importantes anomalies de développement comme des difformités de la queue et des épines ainsi que des anomalies du système nerveux et du développement cérébral (Silver et coll., 1963). À des concentrations de 1 à 2 mg·L⁻¹, un nombre élevé d'alevins de cisco présentaient une tête difforme, des mâchoires inarticulées et des yeux de forme irrégulière (Brooke et Colby, 1980).

Les besoins précis en oxygène des invertébrés aquatiques ont été abondamment étudiés. L'ampleur de la plage de tolérance établie est prévisible pour un groupe aussi diversifié. Les organismes qui peuvent endurer des conditions de faible teneur en oxygène sont capables d'une forme quelconque de métabolisme anaérobie (Davis, 1975). Certains invertébrés pourraient présenter des mécanismes d'adaptation physiologique et comportementale : les larves des chironomidés et la sangsue sont capables de s'acclimater en régissant leur absorption d'oxygène; la daphnie peut produire de l'hémoglobine et prendre une couleur rouge; le gammare peut accroître son degré d'activité et quitter le milieu à faible teneur en oxygène; l'escargot dulçaquicole se protège ordinairement en remontant à la surface.

L'information recueillie sur la toxicité aiguë comprend un ensemble de données qui porte sur sept espèces d'invertébrés. Les CL₅₀-2 h à 5 h (exprimées en pourcentage de saturation) varient de 5,2 % pour l'éphéméroptère *Siphonurus aestivalis* à 49,5 % pour l'éphéméroptère *Rhithrogena iridina* (0,5 à 5,3 mg·L⁻¹ à une pression atmosphérique hypothétique de 101,3 kPa) (Jacob et Walther, 1981). Pour 22 espèces, les CL₅₀-2 h à 5 h (exprimées en pourcentage de saturation) se situent entre 0,3 % pour l'éphéméroptère *Ephemera vulgata* et 96,5 % pour l'éphéméroptère *Epeorus sylvicola* (0,03 à 8,77 mg·L⁻¹ à une pression atmosphérique hypothétique de 101,3 kPa) (Jacob et coll., 1984).

Les effets chroniques d'une exposition à de faibles TOD ont été étudiés chez diverses espèces d'invertébrés. Une CL₅₀-111 j de 5,8 mg·L⁻¹ a été mesurée chez le plécoptère *Acroneuria pacifica*, et une CL₃₀-90 j de 1,7 mg·L⁻¹ a été observée chez la mouche *Atherix variegata* (Gaufin, 1973). Winter et coll. (1996) ont noté pour l'éphéméroptère *Hexagenia limbata* une CMEO de 2,44 mg·L⁻¹. Ils ont également observé qu'une diminution de la TOD (8,9 à 2,44 mg·L⁻¹) entraînait une réduction (5,58 à 2,44 %) de la croissance moyenne de cet insecte (fondée sur la largeur de la tête).

Dans le cadre de la Northern River Basins Study, Lowell et Culp (1996) ont constaté qu'à une TOD de 5 mg·L⁻¹, environ 20 % des larves d'un éphéméroptère (*Baetis tricaudata*) se déplaçaient du fond des réservoirs vers des zones de plus grande vitesse de circulation, ce qui pourrait avoir entraîné une hausse de leur prédation. Les auteurs ont également observé une baisse importante du taux de survie après 14 jours et noté que les insectes s'approchaient alors du stade de l'émergence.

L'exposition simultanée à de faibles TOD et à d'autres agents stressants peut également produire des effets néfastes. L'association de l'hypoxémie et de l'hypercapnie (élévation du taux de CO₂) provoque une acidose respiratoire, état dans lequel une hyperventilation n'entraîne pas de hausse d'affinité entre le sang et l'oxygène dissous (Jensen et coll., 1993). Le sulfure d'hydrogène (H₂S) réagit avec l'hémoglobine oxygénée pour en libérer l'oxygène et former de la sulfhémoglobine. Un effet encore plus important du H₂S est l'inhibition de la cytochrome c oxydase dans les mitochondries des cellules tissulaires, inhibition qui entrave la dernière étape de la chaîne respiratoire où l'oxygène agit comme électroaccepteur final (Jensen et coll., 1993). Certains métaux perturbent la respiration. Le zinc et le nickel réduisent la capacité de diffusion des branchies, ce qui occasionne une diminution de l'alimentation en oxygène des tissus du poisson (Hughes, 1981). Le nickel accroît en outre la distance de diffusion. Une augmentation de la fréquence et de l'amplitude de ventilation a été observée au cours d'une hypoxémie provoquée par un traitement au zinc. Une augmentation de la teneur en H⁺ et en aluminium entraîne une défaillance branchiale causée par la précipitation d'aluminium à la surface des branchies. Un accroissement de la sécrétion de mucus ainsi que la fusion et l'épaississement des lamelles branchiales ont également été observés (McDonald et Wood, 1993, cité dans Jensen et coll., 1993). Pour la truite arc-en-ciel, la toxicité du zinc, du plomb, du cuivre et des phénols augmente à de faibles TOD (Lloyd et Herbert, 1962).

Pendant les mois d'hiver, les TOD des milieux aquatiques sont réduites par la couverture de glace qui diminue la réaération, par les apports d'eau souterraine pauvre en oxygène et par l'oxydation des matières organiques (Chambers, 1996). Il importe donc, en hiver, de s'assurer qu'aucun effluent anthropique supplémentaire susceptible de réduire la teneur en oxygène ne soit rejeté dans ces milieux. Pour un complément d'information sur les questions relatives à la TOD en hiver, consulter le rapport connexe de la Northern River Basins Study (Chambers, 1996).

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux correspondant aux TOD les plus faibles qui soient acceptables sont de 6 et de 5,5 mg·L⁻¹ pour le stade initial et les autres stades de vie, respectivement, dans les écosystèmes d'eau chaude, ainsi que de 9,5 et de 6,5 mg·L⁻¹ pour le stade initial et les autres stades de vie, respectivement, dans les écosystèmes d'eau froide. Ces recommandations ont été élaborées à partir des estimations de l'Environmental Protection Agency des

États-Unis fondées sur une « légère baisse de production » (USEPA, 1986), auxquelles on a appliqué un facteur de sécurité additionnel de 0,5 mg·L⁻¹ en vue d'approximer les TOD seuils.

Comme les TOD des eaux interstitielles des lits de gravier sont réduites par la demande d'oxygène liée aux sédiments et à la respiration des embryons de poissons, la recommandation pour la qualité des eaux applicable aux conditions qui prévalent dans les nids de frai sur lits de gravier est fixée à 6,5 mg·L⁻¹. Le CCMRE (1987) a chiffré à 3 mg·L⁻¹ l'écart de concentration séparant les eaux sus-jacentes des eaux interstitielles aux fins de l'élaboration de la recommandation visant le stade de vie initial dans les écosystèmes d'eau froide. Cette recommandation a été établie dans le but de protéger les larves de salmonidés dans les nids de frai. Des TOD <8,3 mg·L⁻¹ réduisent le taux de survie des invertébrés des genres *Leptophlebia* et *Ephemera* au stade de l'émergence (Nebeker, 1972), qui se déroule de la mi-mai à la fin de juin (Leonard et Leonard, 1962; Edmunds et coll., 1976; Clifford et coll., 1979). Le taux de survie de *Baetis* à ce stade est également diminué à des TOD <5 mg·L⁻¹ (Lowell et Culp, 1996). Il faut donc appliquer la recommandation visant le stade de vie initial aux périodes et aux lieux où le frai des salmonidés ou l'émergence des invertébrés a été observé ou est probable de se produire.

En hiver, l'absence de réaération peut entraîner un épuisement appréciable de l'oxygène dissous dans des conditions naturelles; en été, la présence de macrophytes aquatiques ou d'algues benthiques peut donner lieu à d'importantes fluctuations de la teneur en oxygène. Par conséquent, dans les endroits où les seules conditions naturelles déterminent des TOD <110 % de la recommandation, la concentration minimale acceptable correspond à 90 % des concentrations naturelles.

Références

- AEP (Alberta Environmental Protection). 1997. Alberta water quality guideline for the protection of freshwater aquatic life: Dissolved oxygen. Alberta Environmental Protection, Standards and Guidelines Branch, Edmonton.
- Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1982. Water quality criteria for fresh water fish. 2e éd. Food and Agriculture Organization, Nations Unies. Butterworths.
- Alderice, D.F., N.P. Wickett et J.R. Brett. 1958. Some effects of temporary exposure to low dissolved oxygen levels on Pacific salmon eggs. J. Fish. Res. Board Can. 15:229-249.
- Birtwell, J.K. 1989. Comments on the sensitivity of salmonids to reduced levels of dissolved oxygen to pulp mill pollution in Neroutsos Inlet, BC. Rapport technique can. Sci. Halieutiques Aquat. 1695:27.

- Birtwell, J.K. et G.M. Kruzynski. 1989. *In situ* and laboratory studies on the behaviour and survival of Pacific salmon. (genus *Oncorhynchus*), dans *Environmental bioassay techniques and their apparatus*, M. Munawar, G. Dixon, C.I. Mayfield, T. Reynoldson et M.H. Sadar, éd. Kluwer Academic Publishers, Les Pays Bas.
- Brooke, L.T. et P.J. Colby. 1980. Development and survival of embryos of lake herring at different constant oxygen concentrations and temperatures. *Prog. Fish-Cult.* 42:3–9.
- Brungs, W.A. 1971. Chronic effects of low dissolved oxygen concentrations on the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *J. Fish. Res. Board Can.* 28:1119–1123.
- Carlson, A.R. et R.E. Siefert. 1974. Effects of reduced oxygen on the embryos and larvae of lake trout (*Salvelinus namaycush*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *J. Fish. Res. Board Can.* 31:1393–1396.
- Casselman, J.M. 1978. Effects of environmental factors on growth, survival, activity and exploitation of northern pike. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 11:114–128.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, 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. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- Chapman, G. 1986. Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. EPA 440/5-86-003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Chambers, P.A. 1996. Dissolved oxygen conditions and fish requirements in the Athabasca, Peace, and Slave rivers: Assessment of present conditions and future trends. Northern River Basins Study Synthesis Report No. 5. Edmonton.
- Clifford, H.F., H. Hamilton, and B.A. Killins. 1979. Biology of the mayfly *Leptophlebia cupida* (Say) (Ephemeroptera; Leptophlebiidae). *J. can. Zool.* 57:1026–1045.
- Davis, J.C. 1975. Exigences et critères relatifs à l'oxygène dissous dans l'eau, et leurs particularités à l'environnement canadien. CNRC No. 14100. Conseil national de recherches Canada, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Ottawa.
- Doudoroff, O. et D.L. Shumway. 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. FAO Technical Paper No. 86. Food Agriculture Organization, Nations Unies, Rome.
- Edmunds, G.F.J., S.L. Jensen et L. Berner. 1976. The mayflies of North and Central America. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN.
- EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission). 1973. Water quality criteria for European freshwater fish: Report on dissolved oxygen and inland fisheries. EIFAC Technical Paper No. 86. Food and Agriculture Organization, Nations Unies, Rome.
- Feldmeth, C.R. et C.H. Eriksen. 1978. A hypothesis to explain the distribution of native trout in a drainage of Montana's Big Hole River. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20:2040–2044.
- Gaufin, A.R. 1973. Water quality requirements of aquatic insects. Ecological Research Series. EPA-660/3-73-004. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Giles, M.A., S.B. Brown, M. Van Der Zweep, L. Vendenbyllardt, G. Van der Kraak et K. Rowes. 1996. Dissolved oxygen requirements for fish of the Peace, Athabasca and Slave river basins: A laboratory study of bull trout (*Salvelinus confluentus*) and mountain whitefish (*Prosopium williamsoni*) Northern River Basins Study Project Report No. 120. Edmonton.
- Hughes, G.M. 1981. Effects of low oxygen and pollution on the respiratory system of fish, dans *Stress and fish*, A.D. Pickering, éd. Academic Press Inc., Londres.
- Jacob, U. et H. Walther. 1981. Aquatic insect larvae as indicators of limiting minimal content of dissolved oxygen. *Aquatic Insects* 4:219–224.
- Jacob, U., H. Walther et R. Klenke. 1984. Aquatic insect larvae as indicators of limiting minimal content of dissolved oxygen. Part II. *Aquat. Insects* 6:185–190.
- Jensen, F.B., M. Nikinmaa et R.E. Weber. 1993. Environmental perturbations of oxygen transport in teleost fishes: Causes, consequences and compensations, dans *Fish ecophysiology*, J.C. Rankin et F.B. Jensen, éd. Chapman & Hall, London.
- Johnson, T.B. et D.O. Evans. 1991. Behaviour, energetics and associated mortality of young-of-the-year white perch (*Morone americana*) and yellow perch (*Perca flavescens*) under simulated winter conditions. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 48:672–680.
- Kaur, K. et H.S. Toor. 1978. Effect of dissolved oxygen on the survival and hatching of eggs of scale carp. *Prog. Fish-Cult.* 40:35–37.
- Kolar, C.S. et F.J. Rahel. 1993. Interaction of a biotic factor (predator presence) and an abiotic factor (low oxygen) as an influence on benthic invertebrate communities. *Oecologia* 95:210–219.
- Leonard, J.W. et F.A. Leonard. 1962. Mayflies of Michigan trout streams. Canbrook Institute of Science, Bloomfield Hills, MI.
- Lloyd, R. et D.W. Herbert. 1962. The effect of the environment on the toxicity of poisons to fish. *J. Inst. Public Health Eng.* 61:132–145.
- Lowell, R.B., and J.M. Culp. 1996. Combined effects of dissolved oxygen level and bleached kraft pulp mill effluent and municipal sewage on a mayfly (*Baetis tricaudata*): Assessments using artificial streams. Préparé pour The Northern River Basins Study. Report No. 98. Edmonton.
- Mason, J.C. 1969. Hypoxial stress prior to emergence and competition among coho salmon fry. *J. Fish. Res. Board Can.* 26(1):63–91.
- McGreer, E.R. et G.A. Vigers. 1983. Development and validation of an *in situ* fish preference-avoidance technique for environmental monitoring of pulp mill effluents, dans *Aquatic toxicology and hazard assessment: 6th symposium*, ASTM STP 802, W.E. Bishop, R.D. Cardwell et B.C. Heidolph, éd. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- NAQUADAT. 1985. Base nationale de données sur la qualité des eaux. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- Nebeker, A.V. 1972. Effect of low oxygen concentration on survival and emergence of aquatic insects. *Trans. Am. Fish. Soc.* 101:675–679.
- Oseid, D.M. et L.L. Smith, Jr. 1971. Survival and hatching of walleye eggs at various stages of dissolved oxygen levels. *Prog. Fish-Cult.* 33:81–85.
- Rahel, F.J. et J.W. Nutzman. 1994. Foraging in a lethal environment: Fish predation in hypoxic waters of a stratified lake. *Ecology* 75:1246–1253.
- Scherer, E. 1971. Effects of oxygen depletion and of carbon dioxide buildup on the photic behaviour of the walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* 25:1303–1307.

- Siefert, R.E., A.R. Carlson et L.J. Herman. 1974. Effects of reduced oxygen concentrations on the early life stages of mountain whitefish, smallmouth bass, and white bass. *Prog. Fish-Cult.* 36:186–190.
- Siefert, R.E. et W.A. Spoor. 1974. Effects of reduced oxygen on embryos and larvae of the white sucker, coho salmon, brook trout, and walleye, dans *The early life history of fish*, J.H.S. Blaxter, éd. Springer-Verlag, Berlin.
- Silver S.J., C.E. Warren et P. Doudoroff. 1963. Dissolved oxygen requirements of developing steelhead trout and Chinook salmon embryos at different water velocities. *Trans. Am. Fish. Soc.* 92:327–343.
- Smale, M.A. et C.F. Rabeni. 1995. Hypoxia and hypothermia tolerances of headwater stream fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124:698–710.
- Spoor, W.A. 1977. Oxygen requirements of embryos and larvae of the largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Lacepede). *J. Fish. Biol.* 11:77–86.
- Truelson, R.L. 1997. Water quality criteria for dissolved oxygen. Préparé pour le British Columbia's Ministry of Environment, Lands and Parks, Water Management Branch, Victoria.
- 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.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. 2^e éd. Saunders College Publishing, Philadelphia.
- Winter, A., J.J.H. Ciborowski et T.B. Reynoldson. 1996. Effects of chronic hypoxia and reduced temperature on survival and growth of burrowing mayflies, *Hexagenia limbata* (Ephemeroptera: Ephemeridae). *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 53:1656.

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 douce), 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