



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

TEMPÉRATURE (eau de mer)

La température de l'eau, de même que la salinité, est l'un des plus importants facteurs physiques ayant une incidence sur les organismes marins et estuariens. La température agit sur presque toutes les propriétés physiques de l'eau de mer. La constante d'ionisation, la tension superficielle et la chaleur latente de vaporisation varient en fonction inverse quasi linéaire de la température. La compressibilité, la viscosité et la chaleur massique de l'eau varient en raison inverse non linéaire de la température. La tension de vapeur et la conductivité thermique, la vitesse du son dans l'eau de mer, la conductivité électrique ainsi que la tension osmotique sont toutefois proportionnelles à la température. En revanche, la solubilité des gaz, par exemple l'azote, l'hydrogène, le dioxyde de carbone et l'oxygène, est inversement proportionnelle à la température (Cox, 1965; Houston, 1982).

Dans les eaux littorales et estuariennes atlantiques et pacifiques du Canada, les températures varient considérablement en fonction du lieu, de la profondeur, des apports en eau douce, de l'importance de la formation de glace, des remontées d'eau et des courants (Dera, 1992). Sur les deux côtes, les températures en surface des eaux littorales présentent une variabilité saisonnière marquée. Les mesures effectuées le long de la côte atlantique du Canada ont montré que les températures hivernales varient souvent de -2 à 6 °C, tandis que les températures estivales se situent entre 7 et 18 °C (Petrie et Jordon, 1993). Dans les détroits de Géorgie et de Juan de Fuca, le long de la côte pacifique du Canada, on a mesuré des températures hivernales variant de 5 à 8 °C et des températures estivales se situant entre 12 et 15 °C (Thomson, 1981). Ces écarts généraux de température sont souvent dépassés dans des zones précises, comme certains fjords de la Colombie-Britannique (p. ex., Pendrell ou Hotham Sound), où la stratification estivale peut faire passer la température en surface à plus de 20 °C (Valiela, 1979; Thomson, 1981). Dans l'océan Arctique, les températures affichent également des variations géographiques, saisonnières et annuelles, mais les fluctuations sont plus faibles que celles qu'on observe dans les eaux littorales pacifiques et atlantiques du Canada. Dans les zones où flottent des glaces à la dérive, la température des eaux de la couche supérieure se maintient ordinairement à environ -1,8 °C pendant toute l'année. En été, dans les zones dépourvues de glace, la

température peut s'élever à quelques degrés au-dessus de la barre des 0 °C (Heimdal, 1989). Dans le nord de la baie de Baffin, les températures moyennes mensuelles pendant une période de 2 ans n'ont varié que légèrement entre un minimum de -1,53 °C et un maximum de 0,19 °C (Ross, 1991). Les schémas de transport des glaces et des eaux, les températures atmosphériques hivernales et les apports en eau douce peuvent contribuer à des variations locales considérables de la température mesurée des eaux marines arctiques (Drinkwater, 1986; Prinsenbergh, 1986; Hopky et coll., 1990).

La plupart des activités humaines qui ont une incidence sur la température des eaux marines et estuariennes du Canada comportent un rejet de chaleur perdue. Les sources majeures de ces rejets comprennent les processus des industries chimique, pétrochimique et des pâtes et papier; les eaux d'égouts urbains ainsi que les centrales thermiques (Swiss, 1984). Les centrales thermiques sont à l'origine de plus de 75 % de la chaleur totale rejetée dans le milieu marin. Il a ainsi été observé que les six centrales thermiques de la Nouvelle-Écosse réchauffaient leur effluent à une température supérieure d'entre 6,1 et 14,4 °C aux températures naturelles (Swiss, 1984).

D'autres perturbations des régimes thermiques aquatiques peuvent être liées à la modification physique d'une masse d'eau. Des interventions comme les détournements de cours d'eau, les prélèvements d'eau dans les zones côtières ainsi que la construction de murs de retenue dans les estuaires et de grandes jetées, de brise-lames et de levées empierrées dans les zones littorales peuvent entraîner des variations considérables de la température de l'eau. La construction d'un barrage anti-marée dans la partie supérieure de la baie de Fundy a, par exemple, accru l'amplitude locale de la marée et mené, dans cette zone, à une diminution globale de la température superficielle de la mer (Greenberg, 1984).

Effets biologiques

Sommaire

La température exerce une influence sur bon nombre de processus chimiques et biologiques. Les constantes d'équilibre chimique, les solubilités et les vitesses des réactions chimiques sont des valeurs qui varient en

fonction de la température (Whitehouse, 1984). La plupart des organismes marins et estuariens sont poïkilothermes (c.-à-d., dépourvus de mécanismes de régulation de la température centrale). Chez ces organismes, par conséquent, des indicateurs biologiques comme le rendement photosynthétique, la fréquence respiratoire, le frai, l'assimilation de substances toxiques et la structuration du comportement sont tous sensibles aux variations de température (Strickland, 1965; Houston, 1982; Aiken et Waddy, 1990).

Kinne (1963) a réalisé un examen exhaustif des effets des variations de la température de l'eau sur les animaux d'eau de mer et d'eau saumâtre. Les résultats de cette étude indiquent que les processus biologiques peuvent être fortement influencés par les fluctuations, les gradients, les amplitudes et les moyennes thermiques de même que par la fréquence et l'intensité des variations, la durée des régimes et les unités thermiques accumulées. La plupart des espèces marines et estuariennes et des populations qui les composent sont caractérisées par une plage de tolérance thermique délimitée par des températures létales spécifiques supérieure et inférieure. Les espèces eurhythmes (c.-à-d., celles dont la plage de tolérance thermique est vaste) sont caractéristiques des milieux aquatiques où les températures fluctuent. Les espèces sténothermes (c.-à-d., celles dont la plage de tolérance thermique est petite) sont caractéristiques des milieux où les températures sont quasi constantes. Les variations graduelles de la température de l'eau sont ordinairement mieux tolérées par toutes les espèces que les variations subites (Kinne, 1963).

Après une variation de température, bon nombre d'organismes marins et estuariens peuvent s'adapter grâce à diverses réactions biologiques. Ce mécanisme, que l'on appelle acclimatation, peut comprendre des réactions comportementales, morphologiques, physiologiques et biochimiques. La durée, la fréquence et l'intensité des expositions de même que les antécédents thermiques sont des facteurs qui ont une incidence déterminante sur la réaction d'un individu aux variations de température (Fry, 1971; Hochachka et Somero, 1971; Thompson et Newell, 1985).

Les effets potentiels des refroidissements extrêmes de l'eau sur les organismes aquatiques comprennent une intégration insuffisante des processus nerveux et métaboliques, de trop faibles vitesses de libération d'énergie, une modification des bilans hydriques et minéraux, un accroissement de l'osmoconcentration produit par un gel extracellulaire suivi d'une déshydratation des cellules, la liquéfaction du protoplasme

cortical et la gélification de l'intérieur cellulaire (Kinne, 1963). De nombreuses espèces de poissons marins sont constituées de liquides organiques dont la pression osmotique est inférieure à celle de l'eau de mer, ce qui entraîne le gel de telles espèces à des températures se situant au-dessus du point de congélation de l'eau de mer. La plupart des espèces de poissons marins se prémunissent contre le gel en évitant les eaux marines chargées de glace ou en augmentant la concentration osmotique de leur sang (DeVries, 1971).

Des températures très élevées peuvent notamment entraîner un apport insuffisant d'oxygène, des défauts d'intégration des processus, un dessèchement (organismes intertidaux), une inactivation enzymatique, un changement d'état lipidique, l'augmentation de la viscosité protoplasmique, l'accroissement de la perméabilité des membranes cellulaires, une dénaturation protéique et la libération de substances toxiques par les cellules endommagées. Une exposition à des eaux extrêmement chaudes ou froides peut provoquer la mort (Kinne, 1963).

Les variations thermiques non létales peuvent produire de nombreux effets sublétaux importants. Elles peuvent par exemple avoir une incidence considérable sur la photosynthèse; la respiration; la sensibilité à la maladie; l'osmorégulation; l'absorption de polluants; la sensibilité aux effets toxiques des polluants; divers facteurs liés au comportement, dont l'activité physique, la reproduction, l'alimentation, la croissance, la migration, la distribution, la compétition intraspécifique et interspécifique, les relations prédateur-proie, la composition de la biocénose et les relations parasite-hôte ainsi que de nombreux autres processus biologiques (Kinne, 1963). Certains exemples d'effets des variations thermiques de l'eau sur les écosystèmes marins et estuariens sont présentés ci-dessous. Les exemples choisis portent dans la mesure du possible sur des milieux marins ou estuariens du Canada.

Effets spécifiques

Lüning et Freshwater (1988) ont étudié la plage de tolérance thermique (4,5 à 30 °C) des algues marines (49 espèces) et des zostères (2 espèces) près de l'île de Vancouver. Les espèces étudiées ont affiché une grande tolérance au froid : elles ont toutes survécu à 0 °C, et seulement 6 d'entre elles sont mortes à 4,5 °C. La tolérance à la chaleur était beaucoup plus variable. Pour la plupart des organismes subtidiaux, le seuil de survie était inférieur à 20 °C, tandis que pour les espèces intertidales, il se situait entre 20 et 28 °C. Une seule espèce, la zostère

Zostera marina, a survécu à une température de 30 °C. Les auteurs ont qualifié de « psychrosténothermes » ces zostères du nord-est du Pacifique dont la plage de tolérance thermique est petite et se situe à l'extrémité inférieure de la gamme mondiale des températures marines.

Dans une plage donnée de température de l'eau, la productivité varie d'un organisme à l'autre. Dans les eaux côtières de Terre-Neuve, Pomeroy et Deibel (1986) ont mesuré de faibles taux de croissance et de respiration bactériennes pendant la prolifération phytoplanktonique printanière, lorsque les températures en surface se situaient entre 1 et 2 °C. On a émis l'hypothèse que dans les milieux très froids, une faible activité bactérienne (c.-à-d., de décomposition) au cours d'une période de forte production primaire pourrait accroître la disponibilité alimentaire pour les herbivores, ce qui aurait pour effet d'intensifier la production secondaire. La régulation thermique de l'activité bactérienne pourrait donc avoir une incidence considérable sur la production des organismes de niveaux trophiques supérieurs (Pomeroy et Deibel, 1986; Pomeroy et coll., 1991).

La température de l'eau joue un rôle de limitation du succès d'alimentation et de recrutement des larves de poissons et de crustacés. Dans la mer de Béring, les œufs de la goberge de l'Alaska (*Theragra chalcogramma*) éclosent généralement à des températures qui varient de 3 à 6 °C, et les larves se nourrissent de nauplius de copépodes. On a observé que les larves élevées à 5,5 °C étaient plus aptes à capturer des nauplius de copépodes lorsque la concentration de proie était faible que les cohortes larvaires élevées à 3 °C. En revanche, les larves dont l'éclosion se produisait à 5 °C avaient besoin de 8 % plus de calories que celles dont l'éclosion se déroulait à 3 °C (Paul, 1983 et les références qui y sont fournies). Paul et Nunes (1983) ont noté que les larves de crevette nordique (*Pandalus borealis*) ayant éclos pendant une année chaude (soit à 6 °C) nécessitaient 63 % plus de calories pour satisfaire à leurs besoins métaboliques que des larves du même poids ayant éclos au cours d'une année plus froide (soit à 3 °C). Si les besoins métaboliques des larves étaient accrus au point de dépasser la capacité de ces organismes à trouver et à ingérer de la nourriture, la survie des recrues de l'année pourrait être menacée.

Le réchauffement de l'eau entraîne généralement une accélération de la respiration chez les animaux aquatiques et les plantes aquatiques vasculaires et avasculaires (Kinne, 1963; Dawson, 1966). Au-delà d'une température donnée, les organismes subissent un stress thermique

(Kinne, 1963; Paul et Nunes, 1983; Paul, 1986; Paul et coll., 1988). À mesure que la respiration s'accélère, les besoins métaboliques en énergie (alimentation ou photosynthèse) augmentent. Cette relation a d'importantes conséquences sur la productivité globale de même que sur la survie des organismes marins et estuariens qui se développent dans des habitats où les régimes thermiques sont variables. Les besoins métaboliques en oxygène d'espèces de poissons du Pacifique présentant une importance commerciale ont été étudiés. Dans la partie linéaire de la relation entre la consommation d'oxygène et la température, les besoins métaboliques non alimentaires affichaient une hausse de 11 %, de 7 à 12 %, de 9 % et de 18 % par °C pour la morue du Pacifique, la morue, le navaga jaune et la goberge de l'Alaska juvénile, respectivement (Paul, 1986; Paul et coll., 1988, 1990 et les références qui y sont fournies).

La température de l'eau peut également avoir une incidence sur le potentiel reproductif des organismes marins. Tanasichuk et Ware (1987) ont constaté que pour le hareng du Pacifique, ce sont les variations de la température moyenne de la mer dans les aires de survie hivernale pendant les trois mois précédant le frai (décembre à mars) qui expliquaient le mieux les variations de fécondité chez les individus de taille comparable. Au cours des cinq ans de l'étude, les températures moyennes mensuelles en surface de la mer pendant les trois mois précédant le frai ont varié de 5,6 à 8,1 °C. Cette plage est relativement petite, compte tenu du fait qu'on a délibérément inclus dans la période étudiée une année fortement influencée par un épisode El Niño et que le hareng provenait de sept emplacements répartis sur une distance de près de 700 km le long d'un axe nord-sud (Tanasichuk et Ware, 1987).

Toutes les relations décrites ci-dessus montrent que dans les eaux côtières des hautes latitudes, une variation relativement faible de l'importance des phénomènes thermiques et du moment auquel ils se produisent peut avoir une incidence considérable sur les processus biologiques.

La température et les substances toxiques

En général, la sensibilité des organismes aquatiques aux substances toxiques est directement proportionnelle à la température (Cairns et coll., 1975). Les interactions entre la température et la toxicité sont cependant très complexes, car la température agit généralement sur les propriétés chimiques et la disponibilité des substances

toxiques, la survie et la fonction des organismes ainsi que les réactions des organismes aux toxiques. Dans l'eau, l'ammoniac existe sous deux formes, une espèce non ionique (NH_3) et une espèce ionique (NH_4^+). La toxicité de l'ammoniac pour les organismes aquatiques est en grande partie déterminée par la concentration de l'espèce non ionique, laquelle varie dans une certaine mesure en fonction de la température. Une diminution de la température entraînera une hausse de la teneur de l'eau en NH_3 (Whitfield, 1974; Miller et coll., 1990).

Dans certains documents renfermant des critères ou des recommandations, différentes concentrations moyennes de toxiques admissibles ou recommandées sont prescrites pour différentes températures. Les critères de qualité de l'eau établis par la Colombie-Britannique aux fins de la protection de la vie marine (Nordin, 1992, d'après USEPA, 1989) présentent des concentrations maximales et moyennes d'azote ammoniacal total qui varient en fonction de la température de l'eau.

Selon Voyer et Modica (1990), les données disponibles ne suffisent pas à l'établissement d'une relation entre la température ou la salinité de l'eau et la toxicité des métaux lourds dans l'eau de mer. Les auteurs affirment toutefois que les données disponibles permettent de croire que la survie, la bioconcentration et les effets sublétaux des polluants sur les organismes estuariens sont souvent liés aux conditions ambiantes de salinité et de température. En général, le réchauffement de l'eau détermine une accélération des processus métaboliques et, par conséquent, un accroissement de l'absorption de métaux ainsi que de la toxicité de ces substances pour les organismes marins et estuariens (Phillips, 1976; Waldichuk, 1985; McLusky et coll., 1986; Voyer et Modica, 1990).

Recommandation provisoire

Les activités humaines ne doivent entraîner aucune variation de plus de 1 °C de la température ambiante des eaux marines et estuariennes à un moment, à un endroit et à une profondeur donnés. Les activités humaines ne doivent en outre modifier ni l'amplitude ni la fréquence du cycle thermique naturel caractéristique de l'emplacement examiné. La vitesse maximale de toute variation thermique anthropique ne doit pas dépasser 0,5 °C par heure (CCME, 1996).

Justification

Bon nombre des processus biologiques qui se déroulent dans les eaux marines et estuariennes sont sensibles aux

variations de température. En établissant une recommandation provisoire qui limite à 1 °C les variations thermiques anthropiques, on s'assure d'en réduire au minimum les effets néfastes sur ces mécanismes. La variabilité des eaux côtières et estuariennes est telle que cette variation limite est probablement mineure par rapport aux fluctuations totales auxquelles les organismes sont exposés dans les milieux examinés. De plus, la vitesse maximale recommandée de variation de la température (0,5 °C par heure), valeur tirée de la recommandation de l'Alaska en ce qui concerne la température (BNA, 1986; State of Alaska, 1989), devrait permettre de réduire les répercussions des variations anthropiques soudaines de température sur l'environnement marin.

Il importe que la recommandation provisoire assure le maintien des régimes thermiques diurnes, saisonniers et annuels de l'eau propres à chaque emplacement. C'est pourquoi on a incorporé dans la recommandation provisoire canadienne à l'égard de la température une disposition adaptée à partir des recommandations de l'USEPA (1986) et de l'Alaska (BNA, 1986; State of Alaska, 1989) et visant le maintien de l'amplitude et de la fréquence des cycles de température ambiante.

Il est entendu que dans la mise en œuvre de la recommandation provisoire établie pour la température, on pourra tenir compte de l'existence de zones de mélange. La définition de la zone de mélange varie généralement d'un emplacement à l'autre et prend en considération les exigences des autorités responsables d'une activité précise.

Références

- Aiken, D.E. et S.L. Waddy. 1990. Winter temperature and spring photoperiod requirements for spawning in the American lobster, *Homarus americanus*, H. Milne Edwards, 1837. *J. Shellfish Res.* (1):41-43.
- BNA (Bureau of National Affairs, Inc.). 1980-87. *Environment Reporter*. Washington, DC.
- Cairns, J. Jr., B.C. Heath et B.C. Parker. 1975. The effect of temperature upon the toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Hydrobiologia* 47:135-171.
- 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 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.
- Cox, R.A. 1965. The physical properties of sea water, dans *Chemical oceanography*, J.P. Riley et G. Skirrow, éd. Academic Press, Londres.
- Dawson, E.Y. 1966. *Marine botany*. Holt, Reinhart and Winston, Toronto.

- Dera, J. 1992. Marine physics. Elsevier Oceanography Series 53. PWN Polish Scientific Publishers, Amsterdam.
- DeVries, A.L. 1971. Freezing resistance in fishes, dans *Fish physiology*, Vol. VI, Environmental relations and behaviour. W.S. Hoar et D.J. Randall, éd. Academic Press, New York.
- Drinkwater, K.F. 1986. Physical oceanography of Hudson Strait and Ungava Bay, dans *Canadian inland seas*, I.P. Martini, éd., Elsevier Oceanography Series 44. New York.
- Fry, F.E.J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish, dans *Fish physiology*, Vol. VI, Environmental relations and behaviour. W.S. Hoar et D.J. Randall, éd. Academic Press, New York.
- Greenberg, D.A. 1984. The effects of tidal power development on the physical oceanography of the Bay of Fundy and Gulf of Maine, dans *Update on the marine consequences of tidal power development in the upper reaches of the Bay of Fundy*. D.C. Gordon Jr. et M.J. Dadswell, éd. Rapport technique can. Sci. Halieutiques Aquat. 1256.
- Heimdal, B.R. 1989. Arctic ocean phytoplankton, dans *The Arctic seas: Climatology, oceanography, geology, and biology*. Y. Herman, éd. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Hochachka, P.W. et G.N. Somero. 1971. Biochemical adaptation to the environment, dans *Fish physiology*, Vol. VI, Environmental relations and behaviour. W.S. Hoar et D.J. Randall, éd. Academic Press, New York.
- Hopky, G.E., D.B. Chipczak, M.J. Lawrence et L. de March. 1990. Seasonal salinity, temperature, and density data for Tuktoyaktuk Harbour and Mason Bay, N.W.T., 1980 to 1988. Rapport statistique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques no 801. Ministère des Pêches et des Océans Canada. Winnipeg.
- Houston, A.H. 1982. Effets de la pollution thermique sur les poissons. Centre national de recherches Canada, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Ottawa.
- Kinne, O. 1963. The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals. I. Temp. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 1:301-340.
- Lüning, K. et W. Freshwater. 1988. Temperature tolerance of Northeast Pacific marine algae. J. Phycol. 24:310-315.
- McLusky, D.S., V. Bryant et R. Campbell. 1986. The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 24:481-520.
- Miller, D.C., S. Poucher, J.A. Cardin et D. Hansen. 1990. The acute and chronic toxicity of ammonia to marine fish and a mysid. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19:40-48.
- Nordin, R.N. 1992. Ambient water quality criteria for ammonia to protect marine aquatic life. Ministry of Environment, Water Management Branch, Victoria, BC.
- Paul, A.J. 1983. Light, temperature, nauplii concentrations, and prey capture by first feeding pollock larvae *Theragra chalcogramma*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 13:175-179.
- . 1986. Respiration of juvenile pollock, *Theragra chalcogramma* (Pallas), relative to body size and temperature. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 97:287-293.
- Paul, A.J. et P. Nunes. 1983. Temperature modification of respiratory metabolism and caloric intake of *Pandalus borealis* (Kroyer) first zoeae. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 66:163-168.
- Paul, A.J., J.M. Paul et R.L. Smith. 1988. Respiratory energy requirements of the cod *Gadus macrocephalus* Tilesius relative to body size, food intake, and temperature. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 122:83-89.
- . 1990. Rates of oxygen consumption of yellowfin sole (*Limanda aspera* (Pallas)) relative to body size, food intake and temperature. J. Cons. Int. Explor. Mer 47:205-207.
- Petrie B. et F. Jordan. 1993. Nearshore, shallow-water temperature atlas for Nova Scotia. Rapport technique can. Sci. Halieutiques Aquat. n° 145. Ministère des Pêches et des Océans Canada, Dartmouth, NS.
- Phillips, D.J.H. 1976. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. Mar. Biol. 38:59-69.
- Pomeroy, L.R. et D. Deibel. 1986. Temperature regulation of bacterial activity during the spring bloom in Newfoundland coastal waters. Science 233:359-361.
- Pomeroy, L.R., W.J. Wiebe, D. Deibel, R.J. Thompson, G.T. Rowe et J.D. Pakulski. 1991. Bacterial responses to temperature and substrate concentration during the Newfoundland spring bloom. Mar. Ecol. Prog. Ser. 75:143-159.
- Prinsenberg, S.J. 1986. Salinity and temperature distributions of Hudson Bay and James Bay, dans *Canadian inland seas*. I.P. Martini, éd. Elsevier Publisher Ltd., Amsterdam, Les Pays Bas.
- Ross, C.K. 1991. Currents, temperature, and salinity from northern Baffin Bay, Oct. 1985-Aug. 1986. Rapport statistique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques no. 95. Ministère des Pêches et des Océans Canada. Dartmouth, NS.
- State of Alaska. 1989. Water quality standard regulations. 18 AAC 70, and revisions July 1992. Dept. of Environmental Conservation, Juneau, AK.
- Strickland, J.D.H. 1965. Production of organic matter in the primary stages of the marine food chain, dans *Chemical oceanography*. J.P. Riley et G. Skirrow, éd. Academic Press, Londres.
- Swiss, J.J. 1984. The effects of heated effluents on marine water quality in the Atlantic region, dans *Health of the Northwest Atlantic*. R.C.H. Wilson et R.F. Addison, éd. Ministère de l'Environnement/ Ministère des Pêches et des Océans/Ministère de l'Énergie, Mines et Ressources, Ottawa.
- Tanasichuk, R.W. et D.M. Ware. 1987. Influence of interannual variations in winter sea temperature on fecundity and egg size in Pacific herring (*Clupea harengus pallasii*). J. can. Sci. Halieutiques Aquat. 5(8):1485-1495.
- Thompson, R.J. et R.I.E. Newell. 1985. Physiological responses to temperature in two latitudinally separated populations of the mussel, *Mytilus edulis*, dans *Proc. 19th. European Mar. Biol. Symp.*, Plymouth, Devon, GB.
- Thomson, R.E. 1981. Oceanography of the British Columbia coast. Publ. spéc. sci. halieutiques aquat. can. 56. Ministère des Pêches et des Océans, Ottawa.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1986. Quality criteria for water 1986. EPA 440/5-86-001. USEPA, Office of Water Regulation and Standards, Washington, DC.
- . 1989. Ambient water quality criteria for ammonia (saltwater)-1989. EPA 440/5-88-004. USEPA, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Narragansett, RI.
- Valiela, D. 1979. The B.C. oyster industry: Policy analysis for coastal resource management. Vol. I: Oyster ecology and culture in British Columbia. Westwater Research Centre Tech. Rep. No. 19, University of British Columbia, Vancouver.
- Voyer, R.A. et G. Modica. 1990. Influence of salinity and temperature on acute toxicity of cadmium to *Mysidopsis bahia* Molenock. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19:124-131.
- Waldichuk, M. 1985. Biological availability of metals to marine organisms. Mar. Pollut. Bull. 16(1):7-11.
- Whitehouse, B.G. 1984. The effects of temperature and salinity on the aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. Mar. Chem. 14:319-332.
- Whitfield, M. 1974. The hydrolysis of ammonium ions in sea water-A theoretical study. J. Mar. Biol. Assoc. GB. 54:565-580.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — température (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.