



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

pH  
(eau de mer)

Le pH représente le négatif du logarithme décimal de l'activité chimique (concentration en mol·L<sup>-1</sup>) des ions d'hydrogène en solution. À un pH de 7,0, la solution est neutre; à un pH inférieur à 7,0, elle est acide et à un pH supérieur à 7,0, elle est alcaline (basique). Une variation d'une unité de pH fait varier par un facteur de 10 la concentration en ions d'hydrogène. Un faible changement de pH peut donc modifier sensiblement la chimie des eaux de mer et d'estuaire.

Le pH de l'eau de mer est ordinairement assez stable (variant entre 7,5 et 8,5 dans le monde entier) et comparable à celui de l'eau d'estuaire, ces deux types d'eau présentant une abondance de cations basiques forts, comme le sodium, le potassium et le calcium, et d'anions acides faibles, comme les carbonates et les borates, qui leur confèrent un pouvoir tampon (Wetzel, 1983). Des pH élevés sont habituellement mesurés dans les eaux superficielles en raison du rayonnement solaire. Celui-ci a un effet double sur le pH : il favorise la photosynthèse et accroît la température en surface, deux phénomènes qui réduisent la quantité d'acide carbonique libre et font donc augmenter le pH (Skirrow, 1965; Wetzel, 1983). Ainsi, dans la mer de Beaufort, à une profondeur de 23 mètres, un pH moyen de 7,79 a été enregistré, tandis qu'en surface, le pH moyen s'établissait à 8,1 (Thomas et coll., 1982). Ces effets peuvent résulter de fluctuations tant diurnes que saisonnières (Skirrow, 1965). Dans la mer de Beaufort, par exemple, le pH moyen atteint les 8,1 en juin, lorsque les périodes d'éclairement solaire sont longues, mais ne dépasse pas les 7,84 en février (Thomas et coll., 1982).

Même dans les estuaires et les baies, où se produit une importante dilution de l'eau de mer par des eaux douces, le pouvoir tampon est suffisant pour que le pH demeure stable, se situant ordinairement dans la plage de faible alcalinité. Des pH variant de 7,3 à 8,3, de 7,4 à 8,8 et de 7,85 à 8,6 ont été enregistrés dans les eaux saumâtres de l'estuaire du Fraser (Swain et Holms, 1985, 1988), le bras de mer Burrard (Nijman et Swain, 1990) et le delta du Mackenzie (Thomas et coll., 1982), respectivement.

Dans les milieux aquatiques, les fluctuations de pH d'origine anthropique sont attribuables en grande mesure à l'activité industrielle. Les précipitations acides dues aux émissions de SO<sub>2</sub> et de NO<sub>x</sub> produites par l'industrie et

les véhicules peuvent abaisser le pH des eaux superficielles, en particulier après la fonte nivale printanière, lorsque des quantités appréciables de dépôts acides accumulés (dans le stock nivale) sont évacués dans les eaux marines et estuariennes (Knutzen, 1981; Kaufmann et coll., 1992). Le dépôt du CO<sub>2</sub> émis dans l'atmosphère pendant la combustion des combustibles fossiles peut également entraîner dans les eaux de mer des baisses d'alcalinité et de pH (Jones et Levy, 1981). Des variations de pH peuvent en outre survenir dans les milieux aquatiques sous l'effet d'apports directs d'acides attribuables au drainage minier acide et à certains lixivats de déchets industriels (McNeely et coll., 1979).

### Effets biologiques

Les données montrent que les fluctuations de pH ont sur des organismes marins et estuariens très divers des effets néfastes dont bon nombre sont physiologiques. Chez la crevette marine *Penaeus monodon*, une baisse du pH entraînerait une diminution du poids de la carapace, une augmentation de la teneur en magnésium (la teneur en calcium demeurant constante) et une légère réduction de la teneur en strontium (Wickins, 1984). Chez la pieuvre marine *Octopus dofleini*, un pH inférieur à 7,2 déterminerait une diminution de la saturation maximale en oxygène de l'hémocyanine, un transporteur d'oxygène sanguin (Miller et Magnum, 1988). À un pH de moins de 7, une inhibition de la croissance, une perte pondérale, une réduction des dimensions de la coquille, une dissolution de la coquille et une inhibition de l'alimentation ont été observées chez quatre espèces de bivalves (Bamber, 1987, 1990). Des mortalités appréciables ont été enregistrées chez ces quatre mêmes espèces après une exposition de 60 jours à des conditions expérimentales similaires.

Une hausse de l'acidité peut avoir une incidence sur les processus physiques qui se déroulent dans les organismes. Chez les embryons de l'oursin (*Hemicentrotus pulcherrimus*), l'agrégation cellulaire serait inhibée à faible pH et arrêtée à un pH de moins de 4,0 (Tonegawa et coll., 1990). Les fluctuations de pH peuvent également entraver les mécanismes photosynthétiques. Chez la zostère marine *Zostera muelleri*, une inhibition de la photosynthèse a été

observée à un pH de moins de 7,8, tandis qu'une activité photosynthétique maximale a été enregistrée à un pH de 8,4 (Millhouse et Strother, 1986). Une augmentation combinée du pH et de la concentration d'oxygène et une réduction de la concentration de carbone inorganique dissous ont inhibé l'activité photosynthétique chez cinq espèces de macroalgues marines (Gordon et Sand-Jensen, 1990).

Dans le milieu marin, les variations de pH peuvent également avoir une incidence considérable sur les formes chimiques et la toxicité d'autres substances. Dans l'eau, l'ammoniac existe sous deux formes : une espèce non ionique, le  $\text{NH}_3$ , et une espèce ionique, le  $\text{NH}_4^+$ . La toxicité de l'ammoniac pour les organismes marins est intimement liée à la concentration de l'espèce non ionique de cette substance. La concentration relative de  $\text{NH}_3$  dans l'eau de mer est déterminée en partie par le pH; une baisse d'une unité de pH réduit par un facteur de 10 la teneur de l'eau en  $\text{NH}_3$  (Miller et coll., 1990). Les réactions des organismes marins aux changements dans les concentrations ambiantes de  $\text{NH}_3$  causés par les variations de pH varient d'une espèce à l'autre. Chez des mysidacés juvéniles (*Mysidopsis bahia*), la toxicité aiguë de l'ammoniac était inversement proportionnelle au pH dans la plage de 7,0 à 9,0. Chez *Menidia beryllina*, en revanche, la toxicité aiguë de l'ammoniac était maximale à des pH de 7,0 et de 9,0 et minimale à un pH de 8,0 (Miller et coll., 1990). La spéciation des métaux et la solubilité de certains composés organiques sont également intimement liées au pH (Bengtsson, 1978; Kaiser et Valdmanis, 1982; Drever, 1988).

### Recommandation provisoire

Le pH des eaux de mer et d'estuaire doit se situer entre 7,0 et 8,7, à moins qu'il puisse être montré qu'un pH inférieur ou supérieur à cette plage est attribuable à des processus naturels. À l'intérieur de cette gamme, le pH ne doit pas présenter un écart de plus de 0,2 unité par rapport au pH naturel attendu au moment du prélèvement. Lorsque le pH est naturellement inférieur ou supérieur à cette plage, les activités humaines ne doivent pas déterminer un écart de plus de 0,2 unité par rapport au pH naturel prévu au moment du prélèvement, et toute variation doit rapprocher le pH de la gamme recommandée (CCME, 1996).

### Justification

La recommandation provisoire relative à la plage acceptable de pH au Canada est fondée en grande partie

sur la recommandation établie par la Colombie-Britannique (McKean et Nagpal, 1991). La recommandation canadienne reflète la gamme de pH ordinairement observée dans les eaux côtières canadiennes. Afin de fournir une indication supplémentaire lorsque le pH dépasse naturellement la plage recommandée, on a adopté la disposition restrictive de la recommandation de l'Alaska (State of Alaska, 1989), qui ne permet que les variations induites qui rapprochent le pH de la gamme prescrite.

En l'absence d'une limite relative aux variations de pH d'origine anthropique à l'intérieur de la plage prescrite, les organismes à faible intervalle de tolérance de pH pourraient ne pas être bien protégés. Afin de réduire le risque d'effets sur ces organismes, on a recommandé que les variations induites de pH à l'intérieur de la gamme prescrite ne dépassent pas 0,2 unité. Des recommandations similaires ont été adoptées par plusieurs autorités, dont celles de l'Australie, de la Californie, des États-Unis, de Washington et de l'Australie occidentale.

### Références

- Bamber, R.N. 1987. The effects of acidic sea water on young carpet-shell clams *Venerupis decussata* (L.) (Mollusca: Veneracea). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 108:241-260.
- . 1990. The effects of acidic seawater on three species of lamellibranch mollusc. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 143:181-191.
- Bengtsson, B.-E. 1978. Use of a harpacticoid copepod in toxicity tests. Mar. Pollut. Bull. 9:238-241.
- 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.
- Drever, J.I. 1988. The geochemistry of natural waters. 2e éd. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Gordon, D.M. et K. Sand-Jensen. 1990. Effects of  $\text{O}_2$ , pH, and DIC on photosynthetic net- $\text{O}_2$  evolution by marine macroalgae. Mar. Biol. 106:445-451.
- Jones, E.P. et E.M. Levy. 1981. Oceanic  $\text{CO}_2$  increase in Baffin Bay. Mar. Res. 39(3):405-416.
- Kaiser, K.L.E. et I. Valdmanis. 1982. Apparent octanol/water partition coefficients of pentachlorophenol as a function of pH. J. can. Chim. 60 (16):2104-2106.
- Kaufmann, P.R., A.T. Herlihy et L.A. Baker. 1992. Sources of acidity in lakes and streams of the United States. Environ. Pollut. 77:115-122.
- Knutzen, J. 1981. Effects of decreased pH on marine organisms. Mar. Pollut. Bull. 12:25-29.
- McKean, C.J.P. et N.K. Nagpal. 1991. Ambient water quality criteria for pH. Technical appendix. Ministry of Environment, Water Management Division, Water Quality Branch, Victoria. BC

- McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1979. Références sur la qualité des eaux: Guide des paramètres de la qualité de l'eau. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- 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.
- Miller, K.I. et C.P. Magnum. 1988. An investigation of the nature of Bohr, Root, and Haldane effects in *Octopus dofleini* hemocyanin. J. Comp. Physiol. B. 158:547-552.
- Millhouse, J. et S. Strother. 1986. The effect of pH on the inorganic carbon source for photosynthesis in the seagrass *Zostera muelleri* Irmisch ex Ascher. Aquat. Bot. 24:199-209.
- Nijman, R. et L.G. Swain. 1990. Coquitlam-Pitt River area. Burrard inlet water quality assessment and objectives. Technical appendix. Ministry of Environment, Resource Quality Section, Water Management Branch, Victoria, BC.
- Skirrow, G. 1965. The dissolved gases-carbon dioxide, dans *Chemical oceanography*, J.P. Riley et G. Skirrow, éd. Academic Press, Londres.
- State of Alaska. 1989. Water quality standard regulations. 18 AAC 70, and revisions July 1992. Department of Environmental Conservation, Juneau, AK.
- Swain, L.G. et G.B. Holms. 1985. Water quality assessment and objectives. Fraser-Delta area. Fraser River sub-basin from Kanaka Creek to the mouth. Technical appendix. Ministry of Environment, Water Management Branch, Victoria, BC.
- . 1988. Water quality assessment and objectives: Fraser-Delta area. Boundary Bay and its tributaries. Technical appendix. Ministry of Environment, Resource Quality Section, Water Management Branch, Victoria, BC.
- Thomas D.J., R.W. MacDonald et A.B. Cornford. 1982. Arctic data compilation and appraisal. Vol. 2. Beaufort Sea: Chemical oceanography. Rapport statistique canadien sur l'hydrographie et les sciences océaniques. No. 5. Ministère des Pêches et des Océans Canada.
- Tonegawa, Y., E. Hojiri et K. Takahashi. 1990. Effect of pH on the participation of calcium ion in the cell aggregation of sea urchin embryos. Zool. Sci. 7:229-234.
- Wetzel, R.G. 1983. Limnology. 2e éd. CBS College Publishing, Philadelphia.
- Wickins, J.F. 1984. The effect of reduced pH on carapace calcium, strontium and magnesium levels in rapidly growing prawns (*Penaeus monodon* Fabricius). Aquaculture 41:49-60.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — pH (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 : [spccme@chc.gov.mb.ca](mailto:spccme@chc.gov.mb.ca)