



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

COULEUR

Des activités humaines comme l'aménagement forestier, la construction de routes, la construction, le dragage, l'exploitation de gravières et la gestion des déchets industriels peuvent modifier sensiblement les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des cours d'eau situés à proximité et en aval des zones d'activité. Les changements de couleur de l'eau peuvent servir d'indicateur de l'incidence des activités humaines sur l'environnement.

La couleur de l'eau est le résultat de la rétrodiffusion ascendante de la lumière consécutive à sa propagation jusqu'à diverses profondeurs et à son absorption sélective. La couleur de la lumière (c.-à-d., sa longueur d'onde) et la turbidité de l'eau déterminent la profondeur jusqu'à laquelle la lumière pénètre dans un milieu aquatique. Dans l'eau pure, la lumière est fortement absorbée dans la section infrarouge du spectre et très peu absorbée dans la section bleue. C'est le rayonnement bleu qui est réfracté, réfléchi ou ré-émis et qui donne à l'eau sa couleur caractéristique (Jerome et coll., 1994a, 1994b).

La couleur de l'eau peut être définie comme réelle ou apparente. La couleur réelle de l'eau dépend de la fraction dissoute, qui peut comprendre des minéraux naturels comme l'hydroxyde ferrique et des matières organiques dissoutes comme les acides humiques ou fulviques (Hongve et Akesson, 1996). Les teintures (p. ex., le produit nettoyant bleu pour cuvettes), les produits de préservation du bois, les produits anti-tache colorée de l'aubier et diverses autres substances organiques de source anthropique peuvent également avoir une incidence sur la couleur de l'eau (McCrum, 1984; Brown, 1987; Borgerding et Hites, 1994). Des composés organiques comme les acides humiques absorbent sélectivement les longueurs d'onde bleues et vertes ainsi que, dans une moindre mesure, les longueurs d'onde infrarouges et rouges. La couleur de l'eau dépend également de facteurs qui agissent sur la solubilité et la stabilité des fractions dissoute et particulaire de l'eau, comme le pH et la température.

On peut mesurer la couleur réelle par les méthodes polychromatique et colorimétrique. La méthode polychromatique est fondée sur la comparaison visuelle d'un échantillon d'eau à une solution colorée étalon contenant

en général du chlorure de platine (Pt) et du chlorure de cobalt (Co) ou à un jeu de filtres colorés. La méthode colorimétrique repose sur l'étalonnage de l'absorbance d'un échantillon d'eau à diverses longueurs d'ondes, ordinairement à l'aide d'un étalon Pt-Co (Bennett et Drikas, 1993; Hongve et Akesson, 1996). La couleur de l'eau naturelle se situe entre $<5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pt pour les eaux très limpides et $1200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pt pour les eaux sombres et tourbeuses (Kullberg, 1992).

La couleur apparente de l'eau est fonction des matières dissoutes et en suspension, comme les débris organiques végétaux, le phytoplancton et le zooplancton ainsi que les sédiments inorganiques en suspension (Effler et Auer, 1987; APHA, 1992; Bennett et Drikas, 1993). Ainsi, une couleur bleu-vert peut être attribuable à la présence d'algues bleues, une couleur jaune-brun, à celle de diatomées ou de dinoflagellés, et une couleur rouge ou violet, à celle de *Daphnia* sp. ou de copépodes (Chapman, 1992). Comme la prolifération de ces organismes est favorisée par les rejets et les perturbations anthropiques (p. ex., engrais et activités sylvicoles), les eaux polluées peuvent avoir une couleur apparente très prononcée. Certaines utilisations des terres comme l'exploitation forestière peuvent également modifier la couleur apparente de l'eau en augmentant la turbidité (Bilby et Bisson, 1992). La couleur apparente de l'eau est ordinairement évaluée en fonction de la transmittance mesurée au disque de Secchi.

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour la couleur aux fins de la protection de la vie aquatique (Moore et coll., 1997a).

Vie aquatique—Dulcicole, estuarienne et marine

Couleur réelle :

L'absorbance moyenne d'échantillons d'eau filtrée à 456 nm ne doit pas être supérieure de façon significative à l'espérance mathématique désaisonnalisée pour le milieu à l'examen.

Couleur apparente :

Le pourcentage moyen de transmission de lumière blanche par mètre ne doit pas être inférieur de façon significative à l'espérance mathématique désaisonnalisée pour le milieu à l'examen.

De nombreuses études de surveillance ont mis en évidence une forte corrélation positive entre la production primaire et la couleur des eaux douces (Henebry et Cairns, 1984; Arvola, 1986; Ilmavirta et Huttunen, 1989; Del Giorgio et Peters, 1994). La couleur de l'eau peut également avoir une incidence sur la composition des espèces algales, car le rendement photosynthétique à diverses longueurs d'onde varie sensiblement d'un groupe d'algues à l'autre selon la quantité de pigments accessoires associés à la chlorophylle *a* (Atlas et Bannister, 1980; Arvola, 1986; Sheath et coll., 1986; Vegas-Vilarrubia, 1995). En Finlande, des lacs colorés par des substances humiques ($150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Pt}$) présentent de plus importantes populations d'algues bleu-vert, un plus grand nombre d'espèces motiles et, dans l'ensemble, une plus grande richesse spécifique que les lacs limpides ($5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Pt}$) (Ilmavirta et Huttunen, 1989).

Peu d'études ont été menées en vue de quantifier les effets de la couleur sur les producteurs primaires estuariens et marins. Une forte corrélation inverse a été observée entre la couleur de l'eau et la densité d'une diatomée estuarienne (*Phaeodactylum tricornutum*) dans des expériences de laboratoire réalisées avec de l'eau d'un lac d'Australie (Haynes et coll., 1994). Les sources de coloration des eaux de ce lac comprenaient les effluents urbains, industriels et des usines de pâtes et papiers. Une variation de la couleur de l'eau de 10 à $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Pt}$ a entraîné une réduction de 15,3 % de la densité des cellules algales. Les effluents colorés des usines de pâtes et papiers réduiraient également la productivité algale dans les zones à faible chasse d'eau de la côte de la Colombie-Britannique. Ainsi, un effluent (coloré à $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Pt}$ par des substances humiques) rejeté par une usine de Colombie-Britannique dans les couches d'eau supérieures du sommet du bras d'Alberni a empêché la photosynthèse chez le phytoplancton subhalocline (Parker et Sibert, 1976).

Bon nombre d'invertébrés possèdent des photorécepteurs dont les crêtes spectrales d'absorption correspondent aux caractéristiques spectrales des milieux préférés de ces espèces. Ainsi, chez la mysis (*Mysis* sp.), qui n'habite que dans les eaux profondes, limpides et de couleur photique bleue, la crête spectrale d'absorption de ses photorécepteurs se situe à 515 nm (Wetzel, 1975). D'autres espèces comme la crevette d'eau douce *Macrobrachium rosenbergii* manifestent par leur comportement une préférence marquée pour les fonds de couleur foncée, probablement parce qu'elles perçoivent les couleurs foncées comme un refuge (Juarez et coll.,

1987). Les poissons dulçaquicoles qui habitent typiquement des milieux de couleur photique bleue (p. ex., les lacs limpides profonds) possèdent plus de photorécepteurs dont la crête d'absorption se situe dans les régions bleue et verte du spectre visible (Wetzel, 1975). Une modification des caractéristiques spectrales de l'eau pourrait donc avoir des effets considérables sur le comportement de certaines espèces d'invertébrés et de poissons.

La plupart des études menées sur les effets de la coloration de l'eau sur les poissons ont porté principalement sur l'interaction entre la couleur et la toxicité des métaux. Plusieurs études ont montré que dans l'eau colorée, l'aluminium, le zinc et le cuivre forment des complexes avec les substances humiques, ce qui réduit la toxicité de ces métaux (Wilson, 1972; Nilssen, 1982; Winner, 1985; Hutchinson et Sprague, 1987). La CL_{50} combinée d'un mélange d'aluminium, de zinc et de cuivre pour *Jordanella floridae* a affiché une baisse correspondant à un facteur de 2,1 lorsque la couleur apparente (c.-à-d., en l'absence de filtration des échantillons d'eau) est passée de 3 à $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Pt}$ (Hutchinson et Sprague, 1987).

En revanche, la disponibilité, la bioaccumulation et donc la toxicité du mercure sont directement proportionnelles à la couleur de l'eau (Mierle et Ingram, 1991; Nilsson et Hakanson, 1992; Haines et coll., 1995). Cette relation s'explique en partie par le fait que le mercure transporté dans un milieu aquatique à partir du bassin d'alimentation environnant soit lié à des substances colorées (Mierle et Ingram, 1991; Nilsson et Hakanson, 1992). Dans les eaux profondes, par ailleurs, des concentrations élevées de matières humiques favorisent probablement la méthylation bactérienne du mercure dans des conditions anoxiques (Nilsson et Hakanson, 1992). Des analyses de régression indiquent que dans des lacs profonds de la Suède, lorsque la couleur de l'eau passe de 10 à $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ Pt}$, on observe chez la perche et le brochet une augmentation des concentrations tissulaires de mercure variant de 23,4 à 82,8 % (Nilsson et Hakanson, 1992).

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux relatives aux couleurs réelle et apparente de l'eau correspondent aux critères de qualité de l'eau pour la couleur établis par la Colombie-Britannique (Moore et coll., 1997a).

Vies dulcicole et marine

Couleur réelle

Une modification des caractéristiques spectrales de la lumière dans les eaux peut avoir une incidence profonde sur la productivité primaire (Gallegos et Kenworthy, 1996), la composition des espèces phytoplanctoniques (Atlas et Bannister, 1980; Ilmavirta et Huttunen, 1989) ainsi que le comportement en quête de nourriture et le choix de l'habitat des invertébrés et des poissons (Wetzel, 1975; Juarez et coll., 1987; Kullberg, 1992). Par conséquent, toute variation des caractéristiques spectrales de l'eau attribuable aux activités humaines devrait être considérée préoccupante. Les modifications des caractéristiques spectrales sont beaucoup plus intimement liées aux variations de la couleur réelle qu'aux variations des concentrations de particules, les propriétés de diffusion des particules étant relativement non sélectives. La couleur réelle présente cependant une variabilité spatiale et temporelle considérable. La recommandation pour la qualité des eaux relative à la couleur apparente ne doit donc pas, pour être utile, correspondre à une valeur unique. La recommandation relative à la couleur réelle est la suivante : l'absorbance moyenne d'échantillons d'eau filtrée à 456 nm ne doit pas être supérieure de façon significative à l'espérance mathématique désaisonnalisée pour le milieu à l'examen. Cette recommandation s'applique aux milieux aquatiques dulçaquicoles, estuariens et marins.

La gamme de longueurs d'onde appropriée à la détermination des caractéristiques spectrales, et donc de la couleur réelle de l'eau, devrait se situer dans la région bleue du spectre parce que l'absorption par l'eau y est faible et que les acides humiques et fulviques affichent une absorbance égale à celle de la solution témoin Pt-Co à environ 410 nm et entre 445 et 470 nm (Bennett et Drikas, 1993; Hongve et Akesson, 1996). On a fondé la recommandation sur une longueur d'onde de 456 nm, car l'incidence de la turbidité observée après la filtration est négligeable à ce point du spectre (Bennett et Drikas, 1993). Le guide d'échantillonnage qui accompagne les critères de la Colombie-Britannique visant la turbidité et les sédiments en suspension et benthiques renferme une description plus détaillée des méthodes d'échantillonnage et des approches statistiques pouvant être utilisées pour déterminer si une activité humaine a eu un effet néfaste sur la transmission de la lumière blanche dans un milieu aquatique (Moore et coll., 1997b).

Couleur apparente

Une augmentation relativement faible de l'atténuation de la lumière par les matières organiques dissoutes ou les particules en suspension peut faire varier considérablement la limite inférieure de la zone euphotique (Eloranta, 1978). Cet effet peut entraîner une réduction de la productivité primaire (Parker et Sibert, 1976; Haynes et coll., 1994; Christensen et coll., 1996), le recouvrement des macrophytes immergés (Orth et Moore, 1983; McPherson et Miller, 1987; Gallegos et Kenworthy, 1996) ainsi que des effets indirects sur les organismes dulçaquicoles et estuariens des niveaux trophiques supérieurs (Kullberg, 1992). Toute augmentation de la couleur apparente attribuable à l'activité humaine devrait être jugée préoccupante.

La transmission de la lumière blanche à travers l'eau est fonction des deux variables qui déterminent la couleur apparente, les matières dissoutes et les particules, et constitue donc une grandeur utile dans la surveillance de ce paramètre (Jerome et coll., 1994a, 1994b). Comme la couleur réelle, la transmission de la lumière blanche présente une variabilité spatiale, annuelle et saisonnière considérable (Jerome et coll., 1994a). Il ne convient donc pas de faire correspondre à une valeur unique le critère de qualité des eaux relatif à la couleur apparente. Une démarche plus appropriée consiste à vérifier si une activité humaine précise (p. ex., la construction routière ou l'exploitation forestière) occasionne dans les milieux aquatiques environnants une baisse appréciable de la transmission de la lumière blanche par rapport à la transmission mesurée dans les conditions ambiantes. Par conséquent, la recommandation pour la couleur apparente est la suivante : le pourcentage moyen de transmission de lumière blanche par mètre ne doit pas être inférieur de façon significative à l'espérance mathématique désaisonnalisée pour le milieu à l'examen. Cette recommandation s'applique aux milieux aquatiques dulçaquicoles, estuariens et marins.

Références

- APHA (American Public Health Association). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18e éd. APHA, Washington, DC.
- Arvola, L. 1986. Spring phytoplankton of 54 small lakes in southern Finland. *Hydrobiologia* 137:125-134.
- Atlas, D. et T.T. Bannister. 1980. Dependence on mean spectral extinction coefficient of phytoplankton on depth, water colour, and species. *Limnol. Oceanogr.* 25:157-159.
- Bennett, L.E. et M. Drikas. 1993. The evaluation of colour in natural waters. *Water Res.* 27:1209-1218.

- Bilby, R.E. et P.A. Bisson. 1992. Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested systems. *J. can. Sci. Halieutiques Aquat.* 49:540–551.
- Borgerding, A.J. et R.A. Hites. 1994. Identification and measurement of food and cosmetic dyes in a municipal wastewater treatment plant. *Environ. Sci. Technol.* 28:1278–1284.
- Brown, D. 1987. Effects of colorants in the aquatic environment. *Ecotox. Env. Saf.* 13:139–147.
- Chapman, D. 1992. Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Chapman and Hall, Londres.
- Christensen, D.L., S.R. Carpenter, K.L. Cottingham, S.E. Knight, J.P. LeBouton, D.E. Schindler, N. Voichick, J.J. Cole et M.L. Pace. 1996. Pelagic responses to changes in dissolved organic carbon following division of a seepage lake. *Limnol. Oceanogr.* 41:553–559.
- Del Giorgio, P.A. et R.H. Peters. 1994. Patterns in planktonic P:R ratios in lakes: Influence of lake trophy and dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.* 39:772–787.
- Effler, S.W. et M.T. Auer. 1987. Optical heterogeneity in Green Bay. *Wat. Resour. Bull.* 23:937–942.
- Eloranta, P. 1978. Light penetration in different types of lakes in central Finland. *Holarctic Ecol.* 1:362–366.
- Gallegos, C.L. et W.J. Kenworthy. 1996. Seagrass depth limits in the Indian River Lagoon (Florida, U.S.A.): Application of an optical water quality model. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 42:267–288.
- Haines, T.A., V.T. Komov, V.E. Matey et C.H. Jagoe. 1995. Perch mercury content is related to acidity and color of 26 Russian lakes. *Water Air Soil Pollut.* 85:823–828.
- Haynes, D., P. Rayment, K. Raynes et P.R.L. Mosse. 1994. Laboratory-based investigation into the potential for algal proliferation in Lake Coleman, Victoria. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 45:625–634.
- Henebry, M.S. et J. Cairns, Jr. 1984. Protozoan colonization rates and trophic status of some freshwater wetland lakes. *J. Protozool.* 31:456–467.
- Hongve, D. et G. Akesson. 1996. Spectrophotometric determination of water color in hazen units. *Wat. Res.* 30:2771–2775.
- Hutchinson, N.J. et J.B. Sprague. 1987. Reduced lethality of aluminum zinc and copper mixtures to American flagfish by complexation with humic substances in acidified soft waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 6:755–766.
- Ilmavirta, V. et P. Huttunen. 1989. Water chemistry and phytoplankton communities in acidic clear and brown-water lakes in eastern Finland. *Wat. Air Soil Pollut.* 46:415–432.
- Jerome, J.H., R.P. Bukata, P.H. Whitfield et N. Rousseau. 1994a. Colours of natural waters: 2. Observations of spectral variations in British Columbia rivers. *Northwest Sci.* 68:53–64.
- . 1994b. Colours of natural waters: 1. Factors controlling the dominant wavelength. *Northwest Sci.* 68:43–52.
- Juarez, L.M., K.H. Holtschmit, J.J. Salmeron et M.K. Smith. 1987. The effects of chemical and visual communication, space availability, and substratum color on growth of the juvenile fresh-water prawn *Macrobrachium rosenbergii* (De Man). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 110:285–295.
- Kullberg, A. 1992. Benthic macroinvertebrate community structure in 20 streams of varying pH and humic content. *Environ. Pollut.* 78:103–106.
- McCrum, W.A. 1984. The use of second-order derivative spectroscopy in the investigation of sources of colored pollutants in water. *Water Res.* 18:1249–1252.
- McPherson, B.F. et R.L. Miller. 1987. The vertical attenuation of light in Charlotte Harbor, a shallow, subtropical estuary, South-western Florida USA. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 25:721–737.
- Mierle, G. et R. Ingram. 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. *Water Air Soil Pollut.* 56:349–357.
- Moore, D.R.J., P.-Y. Caux et N. Nagpal. 1997a. Ambient water quality criteria for colour in British Columbia. Technical appendix. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, BC.
- . 1997b. Sampling strategy for turbidity, suspended and benthic sediments in British Columbia. Technical appendix addendum. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, BC.
- Nilssen, J.P. 1982. Acidification in southern Norway: Seasonal variation of aluminum in lake waters. *Hydrobiologia* 94:217–222.
- Nilsson, A. et L. Hakanson. 1992. Relationships between mercury in lake water, water colour and mercury in fish. *Hydrobiologia* 235/236:675–683.
- Orth, R.J. et K.A. Moore. 1983. Chesapeake Bay: An unprecedented decline in submerged aquatic vegetation. *Science* 222:51–53.
- Parker, R.R. et Sibert. 1976. Responses of phytoplankton to renewed solar radiation in a stratified inlet. *Water Res.* 10:123–128.
- Sheath, R.G., M.O. Morison, J.E. Korch, D. Kaczmarczyk et K.M. Cole. 1986. Distribution of stream macroalgae in south-central Alaska USA. *Hydrobiologia* 135:259–270.
- Vegas-Vilarrubia, T. 1995. Distribution of the phytoplankton from the Guri reservoir (Venezuela). *Hydrobiologia* 310:33–46.
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Company, Philadelphia, PA.
- Wilson, R.C.H. 1972. Prediction of copper toxicity in receiving waters. *J. Fish. Res. Board Can.* 29:1500–1502.
- Winner, R.W. 1985. Bioaccumulation and toxicity of copper as affected by interactions between humic acid and water hardness. *Water Res.* 19:449–455.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2001. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique — couleur*, mis à jour, 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.