

5. Caractéristiques physiques et chimiques

On peut trouver les méthodes qui permettent de déterminer les caractéristiques physiques et chimiques des eaux utilisées à des fins récréatives dans *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association, 1989) et dans le *Manuel de méthodes analytiques* (Environnement Canada 1981).

5.1 pH

Limites maximales

Qu'elles soient alcalines ou acides, les eaux peuvent causer des irritations de l'oeil; par conséquent, le pH des eaux utilisées pour des activités récréatives au cours desquelles le corps tout entier entre en contact avec l'eau devrait se situer entre 6,5 et 8,5. Si l'eau possède un pouvoir tampon très faible, des valeurs de pH comprises entre 5,0 et 9,0 devraient être acceptables.

Critères

Mood (1968) a conclu que le contact avec l'eau n'était pas naturel pour l'oeil et qu'il pouvait, dans certaines conditions, être très irritant. Selon lui, la solution idéale qui n'irriterait pas l'oeil aurait des propriétés physiques ou chimiques semblables à celles des larmes, soit un pH de 7,4, bien qu'il y ait lieu de croire que dans la pratique, on préfère des solutions ophtalmologiques légèrement plus alcalines (Raber et Breslin, 1978).

Mood (1968) a observé que les larmes pouvaient neutraliser rapidement une solution non tamponnée ayant un pH d'à peine 3,5 ou pouvant atteindre jusqu'à 10,5. Le pouvoir neutralisant des larmes serait dépassé par des eaux fortement tamponnées. Toutefois, Mood (1968) a conclu que, dans des conditions normales, il n'existait pas d'eau non tamponnée dans la nature; c'est pourquoi, d'après lui, le pH des eaux ayant un faible pouvoir tampon devrait se situer entre 5,0 et 9,0. Dillon et coll., (1978) ont signalé que la plupart des lacs du centre-sud de l'Ontario avaient un pouvoir de neutralisation des acides de 10 à 200 microéquivalents par litre ($\mu\text{eq/L}$), et que le pH de bon nombre de ces lacs était abaissé. Des cartes détaillées décrivant les zones sensibles dans certaines provinces ont été établies par le *United States-Canada Research Consultation Group on the Long-Range Transport of Air Pollutants* (1979).

L'eau de deux lacs intérieurs de l'Ontario, le lac Clearwater (ph environ 4,5), ayant un pouvoir de neutralisation des acides de $-40 \mu\text{eq/L}$ (Yan, 1980), et le lac Red Chalk (pH environ 6,5) doté d'un pouvoir de neutralisation des acides de $70 \mu\text{eq/L}$, a servi à la réalisation d'études effectuées par Basu et ses collaborateurs (1984). Les yeux de lapins et de personnes volontaires ont été exposés à ces eaux, et l'on n'a observé aucune différence significative au niveau des réactions (Basu et coll., 1984). Dans tous les cas, un oeil a été exposé à de l'eau à pH faible et l'autre à de l'eau à pH plus élevé. Les yeux des humains ont été exposés pendant des périodes de cinq minutes et aucun symptôme inhabituel n'a été observé. Les yeux des lapins ont été exposés pendant des périodes de 15 minutes, puis on les a examinés pour voir s'il y avait une congestion de la conjonctive, une coloration de l'épithélium de la cornée par la fluorescéine, des cellules épithéliales et des leucocytes dans les larmes, des variations de la molarité des larmes et une pénétration de la fluorescéine dans la chambre antérieure. Basu et coll., (1984) ont conclu que l'exposition des yeux sains à l'eau de lacs dont le pH n'est pas inférieur à 4,5 n'était pas nocive pour les tissus oculaires externes.

5.2 Température

Limites maximales

Les caractéristiques thermiques des eaux utilisées pour la baignade et la natation ne doivent pas causer une élévation ou un abaissement sensible de la température centrale chez les baigneurs et les nageurs.

Critères

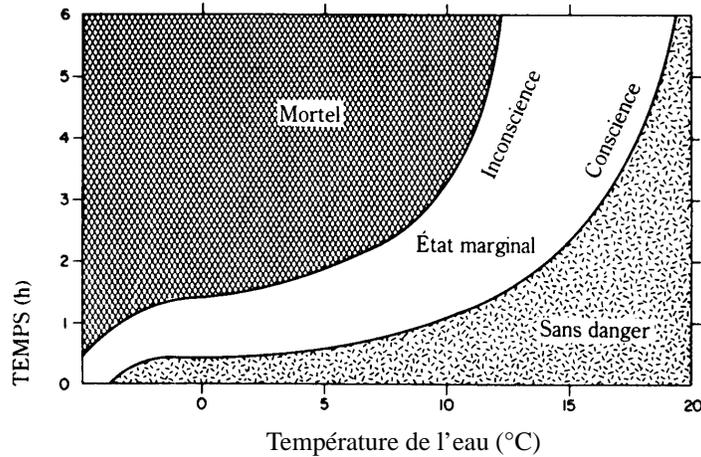
La température des eaux naturelles est un facteur important qui régit la nature et l'étendue des activités récréatives, principalement pendant les mois d'été.

La limite maximale de température recommandée est de $30 \text{ }^\circ\text{C}$. Il est prouvé scientifiquement qu'une immersion prolongée dans une eau dont la température dépasse 34 ou $35 \text{ }^\circ\text{C}$ est dangereuse. Le degré de danger varie suivant la température de l'eau, le temps d'immersion et le métabolisme du nageur.

Pendant l'hiver, les personnes qui s'adonnent à des activités récréatives sur la glace, comme le patin ou la pêche, le font en sachant très bien qu'il leur faut éviter à tout prix de tomber dans l'eau. Une immersion accidentelle dans une eau dont la température a atteint le point de congélation ou presque est

dangereuse, parce que le temps médian d'immersion risquant d'être mortel est inférieur à 30 minutes pour les enfants et la plupart des adultes (Molnar, 1946; *National Academy of Sciences*, 1973) (figure 1).

Figure 1. Relation entre la température de l'eau et le temps de survie en eau froide



(Adaptation de la Société royale de sauvetage du Canada 1978)

La vitesse de refroidissement du corps et l'incidence de la survie en eau froide varient beaucoup d'un individu à un autre. La variabilité est fonction de la taille, de l'importance du tissu adipeux, d'une acclimatation antérieure et de la condition physique dans son ensemble. Le rapport entre la masse corporelle et la surface exposée est plus grand chez les personnes fortes et lourdes, et leur température change plus lentement que celle d'un petit enfant (Kreider, 1964).

Lorsqu'il fait froid, il importe avant tout de conserver à l'organisme sa température normale. Dans l'eau froide, la chaleur corporelle est perdue surtout par conduction à partir des organes internes au niveau du tronc. L'exposition des membres joue un rôle relativement mineur au niveau de la déperdition globale de chaleur. Dans bien des cas où l'on a attribué des décès à la noyade, c'est probablement l'exposition au froid qui avait été la cause (Keatinge, 1969).

Contrairement à ce qu'on croyait auparavant, l'exercice dans l'eau augmente la déperdition de chaleur corporelle et, par conséquent, diminue le temps de survie. Ce fait est mis en évidence par le nombre de noyades chez des nageurs expérimentés qui ont essayé d'atteindre la rive après un naufrage, tandis que ceux qui sont restés dans l'eau près du bateau ont survécu jusqu'à

ce qu'on vient à leur secours. Une étude attentive de cas de noyade, effectuée par Press (1969), semble corroborer une grande partie de ce qui précède à propos de la survie en eau froide. L'auteur a relevé 299 cas de ce genre sur 874 noyades, c'est-à-dire que 34 % des noyades se sont produites dans des eaux considérées comme très froides (dont la température devait être inférieure à 20 °C). En outre, parmi les gens qui ont succombé dans l'eau froide, le pourcentage le plus élevé était constitué de bons nageurs.

Dans l'eau chaude, la température la plus élevée qui puisse être supportée sans danger au cours d'une immersion dans un but récréatif varie d'une personne à l'autre et semble tenir à des facteurs d'ordre psychologique plutôt que physiologique. La situation n'est pas la même que dans l'eau froide, et le rapport masse/surface corporelle joue en faveur des enfants. Au point de vue physiologique, ni l'adulte ni l'enfant ne subirait une agression thermique s'il y avait une production modeste de chaleur par le métabolisme, pourvu que la température de l'eau demeure inférieure à la température normale de la peau, soit 33 °C (Newburgh, 1949). La vitesse à laquelle la chaleur est conduite à travers un corps humain immergé est si rapide qu'un corps au repos dans l'eau ne peut atteindre un équilibre thermique que si la température de l'eau est de 34 °C environ (Beckman, 1963). La survie d'un individu immergé dans l'eau à une température supérieure à 34 ou 35 °C dépend de sa tolérance à l'élévation de sa température interne, et une exposition prolongée peut effectivement lui être nocive. Une eau dont la température varie entre 26 et 30 °C est agréable pour la plupart des baigneurs pour des périodes prolongées d'exercices physiques modérés.

5.3 Esthétique

Selon le Petit Robert, l'adjectif «esthétique» se définit par «relatif au sentiment du beau, à sa perception» dans la nature. La beauté naturelle d'un site à vocation récréative repose non seulement sur l'absence d'éléments indésirables, mais aussi sur la présence d'éléments de l'écosystème aquatique et du terrain avoisinant, comme les arbres, d'autres végétaux, les oiseaux, les mammifères, les poissons et les insectes.

L'eau ne doit pas contenir de substances provenant d'eaux usées ou d'autres effluents en quantités telles qu'elles nuisent à l'existence d'organismes vivants ayant une valeur esthétique :

- des matériaux qui se déposeront et formeront des sédiments désagréables;
- des débris flottants, de l'huile, de l'écume et d'autres substances;
- des substances qui donnent à l'eau une couleur, une odeur ou un goût désagréable ou qui la troublent;

- des substances et des conditions ou une combinaison de ces deux facteurs en proportions telles qu'il y ait production d'une vie aquatique indésirable.

L'absence de débris visibles, d'huile, d'écume et d'autres substances résultant de l'activité humaine est strictement indispensable du point de vue esthétique. De même, les valeurs proposées à propos de la pénétration de la lumière, de la couleur et de la turbidité doivent être mesurées de façon à ce qu'il n'y ait aucune augmentation importante par rapport à l'état naturel des choses.

5.3.1 Turbidité

Limites maximales

Nous proposons une limite de 50 unités de turbidité néphéométriques (UTN).

Critères

Comme il est impossible de filtrer l'eau et d'appliquer des méthodes modernes d'épuration dans les plans d'eau naturels où l'on pratique la baignade, c'est la qualité intrinsèque de l'eau qui fait que celle-ci peut être dangereuse lorsqu'elle est trouble ou non limpide. Quoi qu'il en soit, il faut que les surveillants de plage et les autres personnes qui se trouvent au bord de l'eau puissent voir et reconnaître les personnes en détresse. De plus, les nageurs doivent avoir la possibilité de voir assez distinctement lorsqu'ils se trouvent sous l'eau.

La méthode couramment employée pour mesurer la turbidité de l'eau est la méthode néphéométrique (*American Public Health Association*, 1989). Les turbidimètres néphéométriques mesurent l'intensité de la lumière dispersée à un angle de 90 degrés par rapport au trajet de la lumière incidente, et les mesures obtenues correspondent approximativement à celles que donne la méthode standard utilisant la bougie de Jackson.

La turbidité attribuable à des matières organiques représente un cas spécial; elle peut en effet être due à des micro-organismes qui peuvent s'accumuler en quantités si grandes que l'eau en paraît sale et trouble. En été, les efflorescences d'algues bleues dans des eaux de surface utilisées à des fins récréatives, ainsi que les débris d'algues, contribuent à la turbidité attribuable à des micro-organismes (Mackenthun et Keup, 1970).

La turbidité de l'eau brute peut varier entre 1 UTN et 1000 UTN. Les mesures de la qualité de l'eau de ruissellement ont donné des résultats se situant entre 4,8 UTN et 130 UTN pendant la première heure, lors d'une pluie en milieu urbain (*U.S. Environmental Protection Agency*, 1978b). Dans la zone quiescente d'un étang artificiel ou d'une plage utilisée pour la baignade, une

turbidité proche de 50 UTN devrait être considérée comme acceptable pour la plupart des activités récréatives, y compris la navigation de plaisance et la baignade.

La turbidité naturelle de certaines eaux où se pratiquent la baignade et la natation est souvent si forte que la visibilité dans l'eau est dangereusement réduite. Pourvu que tous les autres critères soient satisfaits, on peut s'y baigner ou y nager à condition de supprimer d'abord les dangers existant sous la surface, et que la profondeur de l'eau soit indiquée clairement par des signes faciles à comprendre (*National Academy of Sciences*, 1973).

5.3.2 Limpidité et pénétration de la lumière

Limites maximales

L'eau doit être suffisamment limpide pour qu'un disque de Secchi y soit visible à au moins 1,2 m de profondeur.

Critères

Il est important que l'eau dans laquelle on pratique la baignade et la natation soit suffisamment limpide pour qu'on puisse en évaluer la profondeur, distinguer facilement les dangers qui se trouvent sous la surface et repérer les nageurs ou les plongeurs qui pourraient être en difficulté. La limpidité n'est pas uniquement un facteur de sécurité : une eau claire rend beaucoup plus agréable la fréquentation du milieu aquatique. Plus l'eau est claire, plus on est tenté de s'y baigner (*National Academy of Sciences*, 1973).

Dans le cas des eaux avec lesquelles les utilisateurs entrent en contact direct, la limpidité doit être telle qu'un disque de Secchi y soit visible à une profondeur minimale de 1,2 m (Environnement Canada, 1972). Dans les endroits où l'on enseigne la natation, la limpidité doit être telle qu'on puisse voir un disque de Secchi posé sur le fond. Dans les endroits réservés à la plongée, la limpidité doit correspondre aux normes de sécurité minimales, en fonction de la hauteur du tremplin ou du plongoir (*National Technical Advisory Committee*, 1968).

Le disque de Secchi est un dispositif utilisé pour mesurer la visibilité dans l'eau à différentes profondeurs. La surface d'un disque circulaire de 20 cm de diamètre est divisée en quatre quadrants et peinte de façon que deux quadrants directement opposés l'un à l'autre soient noirs et les deux autres blancs. Lorsqu'on le suspend à différentes profondeurs dans l'eau au moyen d'un fil gradué, le point où il disparaît indique la limite de visibilité. On le remonte alors jusqu'à ce qu'il réapparaisse, et la moyenne des deux profondeurs est la transparence mesurée à l'aide du disque de Secchi.

Dans les eaux naturelles, les principaux facteurs qui influent sur la profondeur à laquelle la lumière pénètre comprennent des végétaux et des animaux microscopiques ainsi que des particules minérales en suspension, des

colorants qui teintent l'eau, des mousses de produits détergents et des nappes denses de débris flottants et en suspension; ils interviennent seuls ou en combinaison.

5.3.3 Couleur

Limites maximales

L'objectif qui doit être visé en ce qui concerne la couleur de l'eau utilisée à des fins récréatives dépend dans une large mesure des préférences des baigneurs; il est donc impossible de fixer une valeur absolue. La couleur ne doit pas être intense au point qu'elle nuise à la visibilité dans les zones où l'on pratique la natation. Une limite maximale de 100 unités platine-cobalt (Pt-Co) a été proposée par Environnement Canada (1972), mais sans données à l'appui.

Critères

Il existe deux mesures de la coloration de l'eau : la coloration réelle et la coloration apparente. La coloration réelle de l'eau naturelle est la couleur de l'eau dont on a éliminé la turbidité (p. ex., l'eau filtrée) (*American Public Health Association*, 1989).

Les minéraux naturels donnent à l'eau sa couleur réelle; par exemple, le carbonate de calcium, dans les régions calcaires, donne à l'eau une couleur verdâtre; l'hydroxyde ferrique, une couleur rouge. Des substances organiques, le tanin, la lignine et des acides humiques provenant de la décomposition des végétaux donnent également une coloration réelle à l'eau (Reid et Wood, 1976).

La coloration apparente de l'eau est généralement due à la présence de particules colorées, au jeu de la lumière sur les particules en suspension et à des facteurs comme la réflexion du fond ou du ciel. Des algues bleues (vivantes) en grandes quantités donnent à l'eau une teinte verdâtre foncée; les diatomies donnent à l'eau une couleur jaunâtre ou brun jaune. Il existe des algues qui peuvent donner à l'eau une coloration rouge et, parfois, les zooplanctons, en particulier des microcrustacés, peuvent teinter l'eau en rouge.

Pour mesurer la vraie coloration de l'eau, il faut la filtrer ou la centrifuger afin d'éliminer les sources de couleur apparente. La coloration vraie est mesurée à l'aide de l'échelle platine-cobalt (unités Pt-Co); les valeurs, très faibles dans les lacs à eau claire, peuvent atteindre plus de 300 unités dans les eaux très foncées des tourbières (Reid et Wood, 1976). La couleur apparente est une qualité d'ordre esthétique et ne peut être quantifiée.

Bon nombre d'auteurs ont traité de la question de la couleur conférée par des composés organiques. Selon Black et Christman (1963), la coloration de l'eau serait due en grande partie à la présence de particules colloïdales de 3,5 à 10 nm de diamètre. Cette observation a été corroborée par Schindler et Alberts (1974). Les substances humiques sont des composés de poids moléculaire

élevé allant de plusieurs centaines à des dizaines de milliers (Schnitzer et Khan, 1972), qui résistent à la décomposition par les bactéries (Felbeck, 1965; Christman et Ghassimi, 1966). Ces composés sont le résultat de réactions de polymérisation et de synthèse bactérienne qui modifient les substances végétales comme la lignine (Flaig, 1964; Felbeck, 1971).

Il est possible que la coloration des lacs ne soit pas uniforme de la surface jusqu'au fond; la coloration peut également changer de façon périodique. Une augmentation du ruissellement de surface apporte de grandes quantités de substances inorganiques et organiques. La prolifération du phytoplancton, en été ou au début de l'automne, donne aux lacs une turbidité verte qui disparaît plus tard. Une exposition à la lumière pâlit certaines couleurs dans les eaux naturelles; cette réaction varie en fonction de la transparence.

En général, un lac riche et hautement productif peut paraître jaune ou gris bleu ou brun en raison des quantités de matières organiques qu'il contient; les lacs moins productifs ont d'habitude une couleur bleue ou verte due à l'absorption différentielle de la lumière et à la dispersion des différentes longueurs d'ondes (Ruttner, 1963; Reid et Wood, 1976).

La coloration des cours d'eau dépend des mêmes facteurs que celle des lacs, mais on n'y trouve pas une si grande diversité. Le cours supérieur de la plupart des cours d'eau est caractérisé par une eau claire, sauf pendant la saison des crues, à cause de l'absence de vrai plancton. D'ordinaire, les cours d'eau qui drainent des marais sont colorés par des substances végétales dissoutes, comme le tanin.

L'irrigation et de nombreux effluents industriels contribuent à la fois à la coloration vraie et à la coloration apparente de l'eau réceptrice.

On ne comprend pas très bien ce qui cause la coloration de l'eau de mer, mais il est certain que les substances dissoutes y contribuent. La couleur bleue de la mer résulte de la dispersion de la lumière par les molécules d'eau, comme dans les eaux intérieures. Des détritiques en suspension et des organismes vivants donnent une coloration brune virant au rouge ou au vert. Dans les estuaires, l'eau n'est pas aussi brillamment colorée qu'au large; les couleurs plus sombres résultent de la turbidité élevée qu'on observe habituellement dans ces endroits (Reid et Wood, 1976).

La couleur de l'eau influe sur la vie aquatique, mais nous ne traiterons pas de ce sujet dans le présent document. En ce qui concerne les activités récréatives, les principaux effets de la coloration de l'eau se font sentir sur le plan de l'esthétique et de la sécurité. La couleur esthétique de l'eau ne peut pas être évaluée quantitativement, car chacun peut avoir sa préférence. Une eau très sombre restreint la visibilité des nageurs et des personnes qui veillent à leur sécurité. Dans le cas des eaux utilisées à des fins récréatives, il est souhaitable que la couleur naturelle de l'eau ne soit pas altérée par l'intervention de quelque activité humaine.

5.3.4 Huile et graisse

Limites maximales

La teneur en huile ou en produits pétrochimiques ne doit pas être telle :

- qu'elle forme un film visible ou des reflets, ou encore qu'elle colore la surface;
- qu'elle puisse être décelée à l'odeur;
- qu'elle puisse former sur les rives et sur les fonds des dépôts et des sédiments visibles ou décelables à l'odeur (*International Joint Commission*, 1977).

Critères

La contamination des eaux utilisées à des fins récréatives par des substances huileuses peut être attribuable à des causes naturelles ou à l'intervention humaine. Certaines huiles sont d'origine naturelle, comme le suintement de dépôts naturels d'huile sous l'eau ou elles proviennent de la dégradation de certaines matières. Des populations biologiques naturelles peuvent libérer des composés lipidiques pouvant former des nappes naturelles.

La contamination issue des activités humaines est la plus inquiétante. Elle peut provenir de nombreuses sources : le déversement de déchets industriels, le ruissellement des routes, les dépôts d'hydrocarbures résiduels provenant des échappements des bateaux à moteur, le rejet du contenu du réservoir de mazout des bateaux, accidentellement ou volontairement et, enfin, les naufrages.

La méthode d'analyse de l'huile et des graisses (seuil de détection 1,0 mg/L) ne donne qu'une idée sommaire de la quantité présente et ne permet pas d'identifier les différents composants (Environnement Canada, 1981).

Il est très difficile d'établir des critères en ce qui concerne l'huile et les graisses, étant donné que les mélanges appartenant à cette catégorie sont très complexes. La présence de très faibles quantités de substances huileuses rend l'eau repoussante; celles peuvent dégager une odeur, encrasser le matériel ou se coller au corps des baigneurs et à la rive, mais il est possible que des vacanciers pratiquent encore des activités récréatives là où la contamination est faible. Les substances huileuses, lorsqu'elles sont ingérées, absorbées par la peau ou inhalées à l'état de vapeur, sont relativement peu toxiques, sauf dans le cas des substances aromatiques (Gage, 1924).

5.4 Caractéristiques chimiques

On s'est demandé avec une certaine inquiétude si la présence de produits chimiques dans les eaux utilisées à des fins récréatives représentait un danger pour les baigneurs. Les écrits scientifiques ne contiennent que très peu d'études

sur le danger que pourrait représenter l'absorption par la peau de contaminants présents dans l'eau des rivières et des lacs, chez les nageurs et autres utilisateurs (Brown et coll., 1984).

5.4.1 Produits chimiques inorganiques

Des enquêtes effectuées à l'échelle nationale sur la qualité des eaux des lacs et des rivières utilisées à des fins récréatives indiquent que les concentrations de produits chimiques inorganiques sont faibles (*National Water Quality Data Bank*, 1988). Des analyses (1983-1988) pratiquées en vue de déceler les métaux lourds indiquent que ceux-ci sont présents à des concentrations considérablement inférieures à celles qui sont recommandées à propos de l'eau potable (ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, 1989). Les animaux aquatiques sont considérablement plus sensibles à la plupart des produits chimiques toxiques que ne le sont les humains. Il est donc très peu probable que les personnes qui s'adonnent à des activités récréatives dans les rivières et les lacs ainsi que dans les régions voisines courent un danger du fait de la présence dans l'eau de produits chimiques inorganiques.

5.4.2 Produits chimiques organiques

Il existe de nombreuses sources de contamination par des produits chimiques organiques, notamment la fabrication ainsi que l'utilisation industrielle et domestique des peintures, des carburants, des teintures, des colles, des pesticides et des produits de nettoyage (*National Water Quality Data Bank*, 1988).

Des enquêtes nationales ont analysé le degré de contamination par les produits chimiques organiques des eaux utilisées à des fins récréatives. Les concentrations de produits chimiques organiques qui ont été décelées dans les eaux qui pouvaient être utilisées à des fins récréatives étaient inférieures à celles qui étaient recommandées pour l'eau potable (ministère de la Santé nationale et du Bien-être social 1989) et ne devraient donc représenter aucune menace pour la santé humaine.

Brown et ses collaborateurs (1984) ont effectué une étude des solvants volatiles, ont comparé la dose absorbée par la peau à la dose absorbée par la bouche dans un certain nombre de situations d'exposition, comme la nage, les bains et l'ingestion volontaire par la bouche. D'après leurs résultats, l'absorption par la peau représenterait 29 à 91 % de la dose totale. Par exemple, si un enfant pesant 21,9 kg nageait pendant une heure dans l'eau (submersion à 90 %) et buvait un litre (dose quotidienne normale) d'eau contenant 0,5 mg/L de toluène, la dose de toluène absorbée par voie cutanée représenterait 91 % de la dose absorbée quotidiennement à partir des deux sources.

En résumé, il existe quelques contaminants de nature chimique qui pourraient être une source d'inquiétude en ce qui concerne les eaux utilisées à des fins récréatives. En raison de l'insuffisance des informations dont on

dispose sur les types de produits chimiques, leurs concentrations effectives ainsi que sur leurs effets, il est difficile d'établir des recommandations pour le moment.

Résumé

1. En raison du manque d'informations scientifiques sur le risque que comporte l'exposition des humains aux produits chimiques présents dans les eaux utilisées à des fins récréatives, il est recommandé de ne pas établir de limites mesurables pour la concentration de ces produits. Les décisions à prendre sur l'utilisation des eaux à des fins récréatives doivent être fondées sur la qualité esthétique de ces eaux (p. ex., odeur ou présence visible d'huile ou de graisses) ainsi que sur d'autres facteurs envisagés dans l'évaluation de l'hygiène du milieu (p. ex., proximité d'un déversement industriel).

6.0 Échantillonnage et analyse microbiologique

6.1 Échantillonnage

Dans les recherches sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives, l'objet de l'échantillonnage est d'obtenir des parties aliquotes qui soient aussi représentatives que possible des propriétés microbiologiques de la région. L'échantillonnage doit être effectué pendant la saison de baignade, mais le meilleur moment est quand les eaux utilisées à des fins récréatives sont suspectées d'être une source de maladies d'origine hydrique. Il n'est sans doute pas nécessaire de procéder à un échantillonnage régulier dans toutes les zones où l'eau est utilisée à des fins récréatives. Les données historiques, associées à une évaluation annuelle de l'hygiène du milieu, peuvent indiquer qu'il suffit de procéder à un échantillonnage occasionnel. Par contre, s'il s'est produit une détérioration de la qualité de l'eau, il est indispensable de procéder à une surveillance systématique de la zone. Une telle méthode permettra aux fonctionnaires de la santé de concentrer leurs ressources sur les plages de qualité douteuse. Nous allons maintenant étudier les facteurs à prendre en considération pour établir un programme d'échantillonnage efficace permettant d'optimiser l'estimation des bactéries fécales indicatrices dans les eaux utilisées à des fins récréatives.

6.1.1 Choix des lieux d'échantillonnage

La plupart des plans d'eau utilisés à des fins récréatives manquent souvent d'homogénéité en ce qui concerne leurs propriétés microbiologiques, ce qui rend nécessaire un échantillonnage en plusieurs points. Les sites d'échantillonnage doivent être choisis en fonction des informations rassemblées au cours de l'évaluation de l'hygiène du milieu. D'une manière idéale, les sites choisis doivent être représentatifs de la qualité de l'eau dans toute la zone où se produisent les contacts avec les baigneurs. La sélection des sites doit se faire en portant une attention particulière aux conditions strictement locales qui peuvent influencer les concentrations et la distribution des micro-organismes indicateurs et des agents pathogènes.

Les sites d'échantillonnage doivent comprendre les points où règne la plus grande activité des baigneurs ainsi que les points périphériques sujets à une pollution fécale externe. Les apports d'eau naturels ou artificiels déversant des eaux de pluie ou des eaux usées peuvent conférer à certaines sections d'un plan d'eau des propriétés microbiologiques très différentes de celles des eaux dans leur ensemble. Le degré d'hétérogénéité peut également être influencé par les

pluies, la vitesse et la direction du vent, ainsi que par les marées. Dans le cas des plans d'eau plus vastes, la contribution des phénomènes locaux est quelque peu diminuée par l'importance de la masse des eaux en question.

L'importance du choix des sites d'échantillonnage a été examinée dans un certain nombre d'études. Brenniman et ses collaborateurs (1981), dans une étude du programme d'échantillonnage des eaux sur deux plages du lac Érié, ont observé que les concentrations de micro-organismes indicateurs variaient de façon significative selon l'heure et le jour du prélèvement, mais pas sur le plan de la diversité des différents sites d'échantillonnage dans les zones consacrées à la baignade. Les auteurs ont conclu que, sur les plages dans lesquelles la dispersion des apports fécaux est incomplète, il est nécessaire d'effectuer des échantillonnages à divers endroits ainsi que pendant les périodes de fréquentation maximale par les baigneurs.

Quand l'eau a été agitée par l'activité des baigneurs ou par la personne qui prélève les échantillons, il faut envisager de faire les prélèvements sous la surface de l'eau lorsque celle-ci est à hauteur de gué (Warrington, 1989). Récemment, deux études épidémiologiques ont mis en lumière l'importance de l'échantillonnage en eau peu profonde fréquentée par de jeunes enfants (Fattal et coll., 1986; Seyfried, 1987).

6.1.2 Fréquence de l'échantillonnage

Un échantillon d'eau apporte une estimation quantitative des bactéries présentes dans un site particulier à un moment déterminé. Plus on augmentera le nombre de prélèvements, plus les données obtenues seront représentatives de la qualité de l'eau en général.

Les échantillons doivent être prélevés à intervalles irréguliers pendant les périodes d'activités maximales (p. ex., en milieu d'après-midi, en fin de semaine ou pendant les vacances, comme le recommandait Sherry en 1986), ainsi qu'au moment où l'on peut escompter la contamination fécale maximale (p. ex., périodes de ruissellement des eaux de pluie et des vents forts venant du large qui remuent les sédiments de fond). Si la concentration des micro-organismes indicateurs présente une fluctuation cyclique (p. ex., déversement d'effluents à intervalles réguliers ou variations en fonction des marées) ainsi que le montrent Churchland et Kan (1982), les échantillons doivent être prélevés pendant toutes les phases du cycle, en plus des périodes de forte fréquentation par les baigneurs.

La fréquence minimale recommandée pour l'échantillonnage dans le cadre des enquêtes systématiques est de cinq prélèvements pour chaque site effectués au cours d'une période ne dépassant pas 30 jours. La fréquence d'échantillonnage doit être augmentée sur les plages qui présentent une plus forte fréquentation par les baigneurs ou sur celles qui sont reconnues pour avoir des eaux de qualité médiocre, ou sur celles où l'on soupçonne la présence de maladies d'origine hydrique associées aux activités de baignade. Le nombre

des prélèvements sera déterminé à partir de l'identification des sites d'échantillonnage décrits précédemment. Un échantillonnage occasionnel suffira pour les régions qui, depuis un certain temps, ont une eau de qualité acceptable. Cependant, si les informations rassemblées avant la saison des baignades indiquent que la qualité de l'eau s'est détériorée, il est nécessaire d'établir une surveillance systématique.

Quand les analyses indiquent qu'un seul échantillon contient plus de 4000 *Escherichia coli* ou coliformes fécaux/L ou plus de 700 entérocoques/L, il est nécessaire de procéder à un nouvel échantillonnage de la zone. Le nombre d'échantillons prélevés ainsi que la distribution de leurs emplacements doivent être suffisants pour indiquer les sources possibles de contamination.

6.1.3 Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau

Les échantillons destinés à l'examen microbiologique doivent être prélevés au moyen de bouteilles stériles, d'une contenance de 200 à 500 mL, «sans danger pour l'environnement». Quand le prélèvement est fait à la main, la bouteille doit être tenue d'une main, près de la base et plongée dans l'eau le goulot vers le bas. On penche légèrement la bouteille vers le haut pour déloger l'air et on la pousse en avant, contre le courant, en l'éloignant du bateau ou de la plate-forme d'échantillonnage, afin d'éviter la contamination. L'échantillonnage doit être effectué à une profondeur de 15 à 30 cm sous la surface, qu'il s'agisse d'une eau profonde ou peu profonde. Quand le prélèvement est effectué à l'aide d'une perche d'échantillonnage, la bouteille doit être fixée dans son support de la façon recommandée, puis on retire le couvercle et on recueille l'échantillon en faisant le même mouvement que pour recueillir un échantillon à la main, en dirigeant la bouteille en amont et en l'éloignant de l'échantillonneur.

Dans les deux méthodes, une fois la bouteille sortie de l'eau, il faut verser une petite quantité de l'échantillon de façon à laisser une couche d'air permettant de mélanger l'échantillon avant d'effectuer l'analyse. On remet ensuite le bouchon, on étiquette la bouteille et on la place dans une glacière. Les échantillons doivent être prélevés et traités individuellement. Les échantillons mélangés ne sont pas acceptables.

6.1.4 Méthodes de prélèvement des échantillons de sédiments

Quand les observations indiquent que des plages pourraient être la source de maladies d'origine hydrique chez les baigneurs, il est recommandé de procéder à des échantillonnages de sédiments en vue d'une analyse de dépistage des germes pathogènes suspectés. De nombreuses enquêtes ont montré que les micro-organismes indicateurs de pollution et les bactéries pathogènes ont des périodes de survie prolongées dans les sédiments (p. ex., Burton et coll., 1987).

Les échantillons de sédiments peuvent être prélevés au moyen d'un bocal stérile à large ouverture et d'une contenance variant entre 250 et 500 mL, en observant les mêmes précautions aseptiques que pour le prélèvement des échantillons d'eau. Dans les eaux peu profondes, le bocal est poussé le long du fond afin de recueillir les matières se trouvant à l'interface sédiments-eau, jusqu'à ce qu'il soit à moitié plein. L'excès d'eau est rejeté, et l'échantillon est conservé selon les recommandations précédemment décrites. En eau plus profonde, on peut utiliser des bennes preneuses de Ponar ou d'Ekman, qui servent également à recueillir des invertébrés benthiques (*American Public Health Association* 1989). Quand les sédiments sont ramenés à la surface, un sous-échantillon est transféré de façon aseptique de la partie centrale des matières recueillies vers le bocal stérile.

6.1.5 Conservation et entreposage des échantillons

Des échantillons d'eau et de sédiments doivent être maintenus entre 1 et 5 °C et être traités dans les 30 heures suivant leur prélèvement. Pour le transport au laboratoire, les bouteilles d'échantillons doivent être placées dans une glacière contenant de la glace fondante ou des sachets frigorifiques. Pour éviter toute contamination, il faut éviter l'immersion totale des bouteilles dans l'eau. Les échantillons ne doivent jamais être congelés. Si l'on utilise des sachets frigorifiques, les échantillons doivent être protégés du contact direct de façon à éviter la congélation. La conservation à l'obscurité dans ces conditions (ou à 4 ou 5 °C dans un réfrigérateur) diminue le problème de prolifération et de mortalité pour une période allant jusqu'à 30 heures après le prélèvement. Une étude sur la conservation des échantillons, effectuée par Dutka et El-Shaarawi en 1980, indique que lorsque les échantillons d'eau sont entreposés à 1,5 °C, les concentrations de micro-organismes indicateurs restent stables pendant au moins 24 heures. La température de l'eau à l'origine, pas plus que la charge en bactéries et en nutriments, ne semble pas affecter la conservation.

Si les résultats des analyses doivent être utilisés en justice, ils doivent être livrés au laboratoire dans les six heures qui suivent leur prélèvement et être analysés dans les deux heures qui suivent leur réception, avec preuve de possession continue (*American Public Health Association* 1989).

6.2 Méthodes d'analyse microbiologique

6.2.1 *Escherichia coli* et coliformes fécaux

La 16^e édition de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (*American Public Health Association*, 1989) contient deux méthodes officielles de numération des coliformes fécaux : la technique de fermentation en tubes multiples ou méthode du nombre le plus probable (NPP) et la méthode de la membrane filtrante (MF).

Fermentation en tubes multiples ou méthode du nombre le plus probable (NPP)

Cette technique n'est pas une numération véritable des bactéries; c'est une méthode statistique qui permet d'obtenir un indice, qui est le nombre le plus probable de bactéries présentes dans un échantillon. Une série de tubes (généralement cinq, avec un nombre égal de témoins) de bouillon au lauryl tryptose est ensemencée avec des quantités décimales de l'échantillon; après un séjour de 48 heures à l'étuve à 35 °C, on détermine les tubes qui montrent la présence d'un développement des bactéries ou une production de gaz. Les tubes positifs sont repiqués dans un bouillon EC et portés à l'étuve à 44,5 °C pendant 24 heures. La présence de gaz produit au cours d'une période ne dépassant pas 24 heures est considérée comme une réaction positive et indique la présence de coliformes d'origine fécale. Le nombre de tubes positifs par dilution est comparé à un tableau des NPP qui donne une estimation du nombre le plus probable de coliformes fécaux par 100 mL d'échantillon. Si l'on désire obtenir une estimation de *E. coli*, les tubes positifs en bouillon EC sont étalés sur gélose EMB et mis à l'étuve à 35 °C pendant 24 heures; les colonies isolées sont alors repiquées et identifiées par les techniques IMViC systématiques.

Cette méthode exige beaucoup de temps, de grandes quantités de milieux de culture ainsi que beaucoup de verrerie et d'espace dans les étuves; il faut en outre attendre 72 heures pour obtenir une confirmation. À l'exception des eaux troubles ou suspectées de contenir des micro-organismes nocifs, elle a été remplacée par la technique de la membrane filtrante. Cependant, l'addition de 4-méthylumbelliféron glucuronide (MUG) aux bouillons contenant des coliformes et des coliformes fécaux en vue de la détection directe de *E. coli*, décrite par Feng et Hartman (1982), devrait rendre plus facile et plus rapide la numération de *E. coli* dans les échantillons troubles.

Technique de la membrane filtrante (MF)

Dans cette méthode, les coliformes fécaux sont comptés directement. L'eau (en général 100 mL) passe à travers un filtre qui retient les bactéries; le filtre est déposé sur la surface d'un milieu approprié (un bouillon mFC pour les coliformes fécaux) et mis à incuber. Après un séjour de 24 heures dans un bain-marie à 44,5 °C, on compte les colonies bleues caractéristiques des coliformes fécaux, et leur nombre est enregistré comme étant le nombre de coliformes fécaux par 100 mL d'échantillon. Avec les eaux utilisées à des fins récréatives qui sont contaminées par des eaux usées, il peut être nécessaire de diluer l'échantillon pour éviter d'obtenir un trop grand nombre de colonies sur la membrane. On a également décrit une méthode qui consiste à mettre la membrane à l'étude dans des conditions anaérobies, de façon à inhiber la croissance des bactéries non coliformes (Doyle et coll., 1984). Un inconvénient du bouillon mFC est son incapacité à faire la distinction entre *E. coli* et d'autres espèces thermotolérantes fermentant le lactose. Afin de résoudre ce

problème, on a mis au point une méthode MF qui permet de faire les numérations d'*E. coli* dans l'eau (Dufour et coll., 1981). Cette méthode utilise un milieu (mTEC) pour les bactéries Gram-négatives lactose positives, une étape de réanimation pour les micro-organismes stressés et un test à l'uréase *in situ* destiné à différencier *E. coli* (uréase négatif) des autres coliformes fécaux thermotolérants (dont la plupart sont uréase positifs). Cette méthode devrait permettre de compter les *E. coli* dans la plupart des eaux de surface. Cependant, comme certaines sous-espèces de *Klebsiella pneumoniae* sont également uréases négatives, la méthode risque de ne pas être utile pour les eaux recevant des effluents industriels dont on sait qu'ils contiennent de hauts niveaux de *Klebsiella pneumoniae*. Dans ce cas, il serait sans doute plus approprié d'utiliser le milieu mTEC comprenant de l'indoxyl bêta-D-glucoside (Shaw et Cabelli, 1980). Plus récemment, on a envisagé l'incorporation de 4-méthylumbelliférone glucuronide (MUG) dans les divers milieux destinés aux coliformes fécaux, afin d'augmenter leur spécificité à *E. coli* (Freier et Hartman, 1987; Brodsky, 1989; Young, 1989). Divers laboratoires du Canada sont sans doute désireux d'évaluer si ces méthodes sont applicables aux eaux utilisées à des fins récréatives de leurs régions.

Les avantages de la technique MF sont les suivants : économie d'espace, de temps et d'équipement, possibilité d'examiner des volumes d'eau importants, rapidité et facilité des examens et degré de reproductibilité important. Grâce à un équipement portable, on peut l'employer directement sur place.

L'utilisation généralisée de la méthode MF a donné naissance à certains problèmes imprévus. De nombreux chercheurs ont montré qu'il existait des différences très importantes entre différentes marques de membranes en ce qui concerne leur capacité de récupérer les coliformes fécaux des eaux naturelles. Par exemple, Tobin et Dutka (1977) ont conclu que les membranes filtrantes n'avaient pas toutes la même capacité de récupérer les bactéries contenues dans les échantillons d'eau, et ils ont insisté sur la nécessité d'une normalisation. À part les différences entre les filtres de diverses marques, de nombreuses études ont également montré que la méthode du NPP permettait souvent d'obtenir une meilleure récupération des coliformes fécaux que la technique MF. On pense que les bouillons utilisés dans la méthode du NPP offrent un environnement plus favorable que le milieu sélectif et la structure membranaire de la technique MF pour la récupération et la croissance des coliformes fécaux stressés. Enfin, malgré ce problème, la technique MF, en particulier quand elle est utilisée avec des techniques de réanimation, est probablement suffisamment précise pour détecter de faibles différences dans l'indice de pollution d'une aire donnée quand celle-ci est échantillonnée régulièrement.

6.2.2 Entérocoques

Les entérocoques contenus dans l'eau de mer et dans l'eau douce des zones à vocation récréative sont généralement comptés au moyen de la technique MF décrite par la U.S. *Environmental Protection Agency* (1985). Après filtration d'une partie de l'échantillon, la membrane est placée sur gélose mE et mise en incubation à 41 °C pendant 48 heures. Les membranes sont alors transférées sur des plaques EIA (dosage immuno-enzymatique) et remises en incubation pendant 20 minutes encore. Toutes les colonies de coloration rose à rouge avec des précipités noirs ou rougeâtres sont considérées comme des entérocoques. On a également étudié une modification de cette méthode MF à une seule étape (Dufour, 1989). Les eaux à forte turbidité et celles qui sont directement influencées par des eaux usées chlorées doivent être examinées au moyen de la technique NPP avec un bouillon à l'azide dextrose, en terminant par une confirmation au moyen de la gélose sélective Pfizer réservée aux entérocoques (*American Public Health Association*, 1989).

6.2.3 *Pseudomonas aeruginosa*

À propos de *Pseudomonas aeruginosa*, il existe diverses méthodes de numération dans les eaux naturelles. Levin et Cabelli (1972) ont décrit une technique MF et un milieu mPA qui étaient plus efficaces et plus précis que les méthodes NPP en usage. Dutka et Kwan (1977) ont corroboré leurs résultats et, au moyen d'une légère modification du milieu mPA et d'une période d'incubation plus longue, ils ont augmenté la sensibilité du test. Brodsky et Ciebin (1978) ont encore modifié le milieu, ce qui leur a permis de rapporter des récupérations de *P. aeruginosa* comparables à celles qui avaient été obtenues par Dutka et Kwan, mais après 24 heures d'incubation seulement.

Cependant, si l'on doit examiner des eaux à forte turbidité ou des sédiments, c'est la technique NPP qui doit être employée (Environnement Canada, 1978; *American Public Health Association*, 1989). Cette méthode exige des périodes d'incubation prolongées, ainsi que la confirmation des tubes supposés positifs. Utilisant une technique NPP, Seyfried et ses collaborateurs (1985b) ont observé des récupérations de *P. aeruginosa* plus importantes à partir des sédiments qu'à partir des eaux ambiantes.

6.2.4 *Staphylococcus aureus*

L'*American Public Health Association* (1989) indique une technique expérimentale de numération NPP de *Staphylococcus aureus* dans l'eau. Une technique MF a été proposée pour la numération de *S. aureus* dans l'eau des piscines (Alico et Dragonjac, 1978) et elle s'est montrée utile dans les eaux utilisées à des fins récréatives (Seyfried, 1980). Récemment, on a mis au point un nouveau milieu MF destiné à la numération des staphylocoques totaux ainsi que des *S. aureus* (Borrego et coll., 1987a).

6.2.5 *Salmonella* et *Shigella*

Il existe pour l'isolement de *Salmonella* et de *Shigella* dans l'eau et les sédiments de nombreuses méthodes ayant recours à la concentration et à l'enrichissement, puis à l'identification et au dépistage au moyen de techniques d'immuno-fluorescence (Environnement Canada, 1978; *American Public Health Association*, 1989). On a également décrit des techniques NPP et MF destinées à la détermination quantitative de *Salmonella* (*American Public Health Association*, 1989).

6.2.6 *Aeromonas*

Il existe quelques méthodes qui permettent de faire la numération d'*Aeromonas* en eau douce et en eau de mer. On s'est servi de la méthode NPP pour compter *A. hydrophila* dans de l'eau d'estuaire (Kaper et coll., 1981). On a également décrit des techniques MF destinées à l'eau douce et à l'eau de mer (Rippey et Cabelli, 1979; Havelaar et coll., 1987).

6.2.7 *Campylobacter jejuni*

À l'heure actuelle, il n'existe pas de méthode normalisée pour la numération ou la détection de *Campylobacter jejuni* dans l'eau (*American Public Health Association*, 1989). Cependant, on a déjà pratiqué la numération des espèces *Campylobacter* au moyen des méthodes NPP, suivies de techniques permettant d'identifier *C. jejuni* (Bolton et coll., 1987; Carter et coll., 1987).

6.2.8 *Legionella*

Des milieux et des méthodes permettant de faire l'isolement et la numération de *Legionella* dans l'eau ont été décrites (Calderson et Dufour, 1984; Hsu et coll., 1984; Voss et coll., 1984). L'*American Public Health Association* (1989) a également rassemblé de la documentation sur un prélèvement d'échantillons et sur l'identification et l'isolement des espèces *Legionella*.

6.2.9 Protozoaires

La technique de récupération des protozoaires dans l'eau est complexe; elle comporte deux étapes : la concentration de volumes importants d'eau et une identification au microscope ordinaire, à contraste de phase ou à fluorescence.

L'*American Public Health Association* (1989) a décrit un dispositif d'échantillonnage utilisé pour la détection de *Giardia lamblia*. Spaulding et coll., (1983) ont suggéré la quantification des cystes de *Giardia* au moyen de la membrane filtrante. Jakubowski et Ericksen (1979) ont revu les méthodes permettant de détecter les kystes de *Giardia* dans l'eau, et Sauch (1985) a étudié en détail leur identification microscopique.

Les *Cryptosporidium* spp. peuvent être concentrés à partir de l'eau au moyen de filtres à cartouche de polypropylène, ainsi que l'ont décrit Musial et ses collaborateurs (1987). L'identification des ookystes dans l'eau des rivières a été signalée par Ongerth et Stibbs (1987) et par Gallaher et coll., (1989).

6.2.10 Virus et coliphages

Grâce à des méthodes qui permettent de concentrer des virus à partir de volumes d'eau importants (Wallis et coll., 1972; Payment et coll., 1976; Sobsey et coll., 1980; Gerba et Goyal, 1982; Block et Schwartzbrod, 1982; Gerba, 1983; Payment et Trudel, 1988) et grâce à leur détection par des méthodes extrêmement sensibles (Payment et Trudel, 1985; Margolin et coll., 1986), on peut actuellement faire l'analyse virologique des eaux de surface. Dans une certaine mesure, la méthodologie qui permet de concentrer et d'isoler les virus à partir de volumes importants d'eau a été normalisée (*American Public Health Association*, 1989), si bien qu'il est possible de surveiller des eaux utilisées à des fins récréatives dans les cas où les données épidémiologiques l'exigent. L'utilisation de filtres à micropores chargés positivement a été recommandée par Sobsey et Jones (1979), mais les filtres à fibres de verre torsadées en profondeur se sont montrés moins coûteux (Payment et Trudel, 1988).

Il existe maintenant des méthodes plutôt simples, rapides et peu coûteuses pour la surveillance des coliphages et des bactériophages dans l'eau. L'une des techniques les plus sensibles pour la numération des coliphages dans l'eau ou les effluents est décrite dans *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (*American Public Health Association*, 1989) et utilise *E. coli* (ATCC 13706) comme hôte.

6.2.11 Phytoplancton toxique

La présence d'espèces de couleur bleu vert présentant un risque de toxicité peut être déterminée au microscope, mais cette méthode ne permet pas de distinguer les espèces toxiques de celles qui ne le sont pas, car elles se ressemblent fortement.

En vue de remplacer les méthodes utilisées antérieurement, qui sont plus longues et font appel à la filtration sur gel (Krishnamurthy et coll., 1986), il a été proposé d'effectuer des analyses chimiques rapides par chromatographie liquide à haute performance en phase inversée (Harada et coll., 1988), par CLHP et colonnes à surface interne en phase inversée (Meriluoto et Eriksson, 1988) de même que par chromatographie sur couche mince à haute performance (Jamel Al-Layl et coll., 1988) dans le cas des toxines agissant sur le foie et provenant de *Microcystis aeruginosa* et de *Anabaena flos-aquae*.

Le dosage biologique standard sur souris (Bishop et coll., 1959; Elleman et coll., 1978) constitue une méthode rapide d'évaluation globale de la présence et de la toxicité des hépatotoxines. La durée de survie est une mesure de la toxicité. Falconer et coll., (1981) ainsi que Siegelman et coll., (1984) offrent également des guides d'interprétation des résultats. Codd et coll., (1989) décrivent des tests de cytotoxicité *in vitro*, des dosages immunologiques et d'autres méthodes nouvelles qui viennent s'ajouter au dosage biologique standard sur souris.

L'analyse chimique de la neurotoxine alcaloïde anatoxine-a provenant d'*Anabaena flos-aquae* peut être effectuée en quelques heures (Smith et Lewis, 1987). Ikawa et coll., (1982) ainsi que Sasner et coll., (1984) décrivent les analyses chimiques des aphantoxines d'*Aphanizomenon flos-aquae*.

Pour recueillir des échantillons d'eau destinés à l'identification microscopique et à la numération des espèces d'algues, on doit se servir d'un flacon de verre de 100 mL muni d'un couvercle à fermeture rapide. Quand l'échantillon est prélevé, on doit, pour sa conservation, y ajouter quelques gouttes d'une solution de Lugol, jusqu'à ce qu'il prenne la coloration du thé. L'échantillon doit être maintenu réfrigéré.

Pour les essais de toxicité ainsi que pour l'extraction et l'identification des toxines, les échantillons doivent être prélevés au moyen de deux contenants Nalgene d'un litre. La masse d'algues prélevée doit être suffisante pour remplir aux trois quarts chaque contenant. Les échantillons doivent être congelés immédiatement après leur prélèvement, et maintenus dans cet état afin d'empêcher les toxines de se décomposer.

Les animaux que l'on soupçonne d'être morts empoisonnés par les algues bleues doivent être autopsiés par le chirurgien vétérinaire local. Au cours d'une enquête, il peut être approprié de prélever des échantillons d'eau afin d'y rechercher les principaux polluants et pesticides, les constituants chimiques habituels, les nutriments et d'en évaluer la qualité bactériologique.

7. Affichage relatif aux eaux utilisées à des fins récréatives

Quand l'autorité appropriée a déterminé qu'une plage ou un plan d'eau ne convenait pas à l'utilisation récréative, le public doit en être avisé. Normalement, cela comporte l'installation d'un ou de plusieurs panneaux aux endroits les plus visibles le long de la plage ou du rivage. Ces affiches doivent indiquer de façon claire et concise les risques pour la santé et les mesures recommandées. Le texte et les symboles employés doivent être simples et faciles à comprendre; ils doivent indiquer avec clarté l'autorité responsable de la décision. Enfin, l'affichage doit être laissé en place aussi longtemps que nécessaire, mais retiré rapidement dès la disparition des risques pour la santé.

Annexe 1 :

Évaluation de l'hygiène du milieu d'une zone de baignade

Nom de la plage : _____ Plan d'eau : _____

Type d'eau : Eau douce _____ Eau de mer _____ Eau d'estuaire _____

Emplacement : _____

Propriétaire ou responsable : _____

Adresse : _____ N° de téléphone : _____

Risques microbiologiques

Au besoin, consulter les ministères de la Santé, de l'Environnement ou de l'Agriculture.

<i>Eaux usées</i>	O	N
La qualité de l'eau risque-t-elle d'être affectée par des déversements provenant :		
1. d'installations privées d'évacuation d'eaux usées sur le site?	_____	_____
2. d'installations communales de traitement d'eaux usées?	_____	_____
3. d'activités agricoles?	_____	_____
 <i>Eaux de ruissellement</i>	 O	 N
La qualité de l'eau risque-t-elle d'être affectée par des ruissellements provenant :	_____	_____
1. d'émissaires d'évacuation d'eaux de pluie urbaines?	_____	_____
2. de terres cultivées?	_____	_____
3. d'écoulements naturels?	_____	_____

N. B. : Toute réponse positive doit entraîner une enquête détaillée et une analyse des risques.

Risques physiques

<i>Accès</i>	O	N
1. La plage est-elle protégée de l'accès par les véhicules?	—	—
2. La zone réservée aux baigneurs est-elle protégée de l'accès par les embarcations?	—	—
<i>Rivage</i>	O	N
1. Le rivage est-il exempt de grosses roches, d'objets pointus ou d'autres objets dangereux?	—	—
2. Le rivage est-il exempt d'arbres ou de buissons risquant de gêner la visibilité?	—	—
<i>Description du fond de l'eau</i>	O	N
1. Le fond est-il constitué de matières qui ne se dispersent pas facilement?	—	—
2. Le fond est-il en pente douce?	—	—
3. Le fond est-il exempt de gros rochers, d'objets aigus ou de tout autre obstacle?	—	—
4. La profondeur maximale de la zone réservée aux nageurs est-elle inférieure à 4,5 mètres?	—	—
5. Le fond est-il exempt d'herbes?	—	—
<i>Description de l'eau</i>	O	N
1. La profondeur de l'eau reste-t-elle constante pendant la saison?	—	—
2. Les courants latéraux et circulaires ont-ils été estimés sans danger?	—	—
3. A-t-on vérifié s'il n'existait pas de risque de contre-courants en profondeur ou de courants portant au large menaçant les véliplanchistes?	—	—
4. Existe-t-il un espace libre de 2,8 à 3,7 mètres carrés par nageur?	—	—

N. B. : Toute réponse négative doit entraîner une enquête détaillée et une analyse des risques.

Risques chimiques

Au besoin, consulter les ministères de l'Environnement ou de l'Agriculture.

<i>Produits chimiques</i>	O	N
La qualité de l'eau risque-t-elle d'être affectée par :	—	—
1. des déversements d'origine industrielle?	—	—
2. des écoulements d'origine agricole?	—	—
3. le mouillage et la navigation des embarcations?	—	—

N. B. : Toute réponse positive doit entraîner une enquête détaillée et une analyse des risques.

Mécanismes de déclaration

	O	N
1. Existe-t-il des mécanismes officiels pour la déclaration à l'autorité de santé locale des évacuations et des déversements anormaux de déchets, des effluents détournés des installations de traitement, etc.?	—	—
2. Existe-t-il un mécanisme de déclaration des maladies ou des blessures qui permettrait d'effectuer une surveillance épidémiologique efficace?	—	—

Recommandations relatives à l'échantillonnage et à l'affichage

Date de l'évaluation

Autorité responsable

Bibliographie

Alico, R. et Dragonjac, M. 1978. «*Staphylococcus aureus* as an indicator of swimming pool water quality». Abrégé, Assemblée annuelle de l'Am. Soc. Microbiol. 1978:211.

Allen, M. 1989. Communication. Nouveau-Brunswick ministère de la Santé et des services communautaires.

American Public Health Association. 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16^e édition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.

Andre, D.A., Weiser, H.H. et Maloney, G.W. 1967. «Survival of bacterial enteric pathogens in farm pond water». J. Am. Water Works Assoc. 59:503-508.

Anonyme. 1974. «Shigellosis associated with swimming in the Mississippi River». Morbid. Mortal. Wkly. Rep. 23:398-399.

Aziz, K.M.S. 1974. «Diarrhea toxin obtained from a waterbloom-producing species, *Microcystis aeruginosa* Kutzing». Science 183:1206-1207.

Babin, J., Prepas, E.E., Murphy, T.P. et Hamilton, H.R. 1989. «A test of the effects of lime on algal biomass and total phosphorus concentrations in Edmonton stormwater retention lakes». Lake and Reservoir Management, 5:129-135.

Bastein, J.A.P., Vanderwint, J., Beauchamp, M., Toxopeus, R. et Tennant, A.D. 1974. «Bacteriological Water Quality, Gatineau Park Beaches, National Capital Commission 1974». Environment Canada Surveillance Report EPS-5-OR-74-1.

Basu, P.K., Avaria, M., Cutz, A. et Chipman, M. 1984. «Ocular effects of water from acidic lakes: an experimental study». Can. J. Ophthalmol. 19:134-141.

Bates, R., Shaffer, P. et Sutherland, S. 1977. «Development of poliovirus having increased resistance to chlorine inactivation». Appl. Environ. Microbiol. 34:849-853.

- Beckman, E.L. 1963. «Thermal protection during immersion in cold water». *In* Proceedings of the 2nd Symposium on Underwater Physiology. C.J. Lambertson and L.J. Greenbaum (eds.). National Academy of Sciences, Washington, D.C. pp. 247-266.
- Bell, J.B., Zaal, J.E.J., Macrae, W. et Vanderpost, J.M. 1978. «A Bacteriological Study of the North Saskatchewan River in the Reaches from Prince Albert to Nipawin, Saskatchewan». Environment Canada Surveillance Report EPS-5-NW-78-5.
- Benenson, A.S. 1985. Control of Communicable Diseases in Man. 14^e édition. American Public Health Association.
- Berg, G. 1978. «The indicator system». *In* Indicators of Viruses in Water and Food. G. Berg (ed.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Mich. pp. 1-13.
- Berg, G. et Metcalf, T.G. 1978. «Indicators of viruses in waters». *In* Indicators of Viruses in Water and Food. G. Berg (ed.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Mich. pp. 267-296.
- Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. 1986. The Williams & Wilkins Co., Baltimore, Md.
- Billings, W.H. 1981. «Water associated human illness in northeast Pennsylvania and its suspected association with blue-green algae blooms». *In* The Water Environment: Algal Toxins and Health. W.W. Carmichael (ed.). Plenum Press, New York, N.Y. pp. 243-255.
- Bishop, C.T., Anet, E.F.L.J. et Gorham, P.R. 1959. «Isolation and definition of the fast death factor in *Microcystis aeruginosa* NRC-1». Canadian Journal of Biochemistry and Physiology. 37:453-471.
- Bitton, G., Farrah, S., Montague, C., Binford, M., Scheuerman, P. et Watson, A. 1985. Survey of Virus Isolation Data from Environmental Samples. Report to the U.S. Environmental Protection Agency.
- Black, A.P. et Christman, R.E. 1963. «Characteristics of colored surface waters». J. Am. Water Works Assoc. 55:897-912. Cited in Schindler and Alberts (1974).
- Blaser, H. et Newman, L. 1982. «A review of human salmonellosis: I. Infective dose». Rev. Infect. Dis. 4: 1096-1106.
- Blaser, M.J., Hardesty, H.L. et Powers, B. 1980. «Survival of *Campylobacter fetus* subsp. *jejuni* in biological milieus». J. Clin. Microbiol. 11:309-313.

- Block, J. et Schwartzbrod, L. 1982. Analyse virologique des eaux. Technique et documentation, Lavoisier, Paris.
- Bolton, F.J., Coates, D., Hutchison, D.N. et Godfree, A.F. 1987. «A study of thermophilic *Campylobacter* in a river system». J. Appl. Bacteriol. 62: 167-176.
- Borczyk, A., Thompson, S., Smith, D. et Lior, H. 1987. «Waterborne outbreak of *Campylobacter laridis* associated gastroenteritis». Lancet i:164-165.
- Borrego, J.J., Florido, P.R., Mrocek, P.R. et Romero, P. 1987a. «Design and performance of a new medium for the quantitative recovery of *Staphylococcus aureus* from recreational waters». J. Appl. Bacteriol. 63:85-93.
- Borrego, J.J., Morinigo, M.A., de Vincente, A., Cornax, R. et Romero, P. 1987b. «Coliphages as an indicator of fecal pollution in water, its relationship with indicators and pathogenic microorganisms». Water Res. 21:1473.
- Boyd, W.L. et Boyd, J.W. 1962. «Viability of thermophiles and coliform bacteria in Arctic soils and water». Can. J. Microbiol. 8:189-192.
- Brabender, W., Hinthorn, D., Asher, M., Lindsey, N. et Liu, C. 1983. «*Legionella pneumophila* wound infection». J. Am. Med. Assoc. 250: 3091-3092.
- Bradley, D.E. 1967. «Ultrastructure of bacteriophages and bacteriocins». Bacteriol. Rev. 31:230.
- Brenniman, G.R., Rosenberg, S.H. et Northrop, R.L. 1981. «Microbial sampling variables and recreational water quality standards». Am. J. Public Health 71:283-289.
- Brodsky, M. 1989. Communication. Ministère de la Santé de l'Ontario.
- Brodsky, M.H. et Ciebin, B.W. 1978. «Improved medium for recovery and enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* from water using membrane filters». Appl. Environ. Microbiol. 36:36-42.
- Brown, H.S., Bishop, D.R. et Rowan, C.A. 1984. «The role of skin absorption as a route of exposure for volatile organic compounds in drinking water». Am. J. Public Health 74:479-484.
- Brown, M.B., Campbell, E.A., Richards, A.D. et Wheeler, D. 1987. «Sewage pollution of bathing water». Lancet ii:1208-1209.

- Bryan, J.A., Lehmann, J.D., Setiady, I.F. et Hatch, M.H. 1974. «An outbreak of hepatitis-A associated with recreational lake water». *Am. J. Epidemiol.* 99:145-154.
- Burton, G.A., Gunnison, D. et Lanza, G.R. 1987. «Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments». *Appl. Environ. Microbiol.* 53: 633-648.
- Cabelli, V.J. 1977. «Indicators of recreational water quality». *Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ.* 635:222-238.
- Cabelli, V.J. 1979. «Evaluation of recreational water quality, the EPA approach». *In Biological Indicators of Water Quality.* A. James et L. Evison (eds.). Wiley-Interscience, London. pp. 14-1 to 14-23.
- Cabelli, V.J. 1983. «Health Effects Criteria for Marine Recreational Waters». U.S. Environmental Protection Agency Report EPA-600/1-80-031.
- Cabelli, V.J., Levin, M.A., Dufour, A.P. et McCabe, L.J. 1975. «The development of criteria for recreational waters». *In Discharge of Sewage from Sea Outfalls.* A.L.H. Gameson (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 63-73.
- Cabelli, V.J., Kennedy, H. et Levin, M.A. 1976. «*Pseudomonas aeruginosa* fecal coliform relationship in estuarine and fresh recreational waters». *J. Water Pollut. Control Fed.* 48:367-376.
- Cabelli, V.J., Dufour, A.P., Levin, M.A., McCabe, L.J. et Habermann, P.W. 1979. «Relationship of microbial indicators to health effects at marine bathing beaches». *Am. J. Public Health* 69:690-696.
- Cabelli, V.J., Dufour, A.P., McCabe, L.J. et Levin, M.A. 1983. «A marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts and risk analysis». *J. Water Pollut. Control Fed.* 55:1306-1314.
- Calderson, R.L. et Dufour, A.P. 1984. «Media for the detection of *Legionella* spp. in environmental water samples». *In Proceedings of the 2nd International Symposium on Legionella.* C. Thornsberry, A. Balows, J.C. Feeley and W. Jakubowski (eds.). American Society for Microbiology, Washington, D.C. pp. 290-292.
- Caldwell, G., Lindsay, N., Wulff, H., Donnelly, D. et Bohl, F. 1974. «Epidemic of adenovirus type 7 conjunctivitis in swimmers». *Am. J. Epidemiol.* 99: 230-234.

- Caplenas, N.R. et Kanarek, M.S. 1984. «Thermotolerant non-fecal source *K. pneumoniae*: Validity of the fecal coliform test in recreational waters». Am. J. Public Health 74:1273-1275.
- Carmichael, W.W. et Gorham, P.R. 1978. «Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of western Canada». Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21:285-295.
- Carmichael, W.W., Jones, C.A., Mahmood, N.A. et Theiss, W.C. 1985. «Algal toxins and water-based diseases». Crit. Rev. Environ. Control 15:275-313.
- Carmichael, W.W. 1988. «Toxins of freshwater algae». In Handbook of Natural Toxins, Marine Toxins et Venoms. Vol. 3. A.T. Tu (ed.). Marcel Dekker, New York, N.Y. pp. 121-147.
- Carter, A.M., Pacha, R.E., Clark, G.W. et Williams, E.A. 1987. «Seasonal occurrence of *Campylobacter* spp. in surface waters and their correlation with standard indicator bacteria». Appl. Environ. Microbiol. 53:523-526.
- Cassisi, N., Cohn, A., Davidson, T. et Witten, B.R. 1977. «Diffuse otitis externa: Clinical and microbiologic findings in the course of a multicenter study on a new otic solution». Ann. Otol. Rehnol. Laryngol. 86:1.
- Cherry, W.B., Hanks, J.B., Thomason, B.M., Murlin, A.M., Bridle, J.W. et Croom, J.M. 1972. «Salmonellae as an index of pollution of surface waters». Appl. Microbiol. 24:334-340.
- Christman, R.E. et Ghassimi, M. 1966. The Nature of Organic Color in Water. Univ. Wash. Coll. Eng. Dep. Civ. Eng. 45 pp. Cited in Giesy and Briese (1977).
- Churchland, L.M. et Kan, G. 1982. «Variation in fecal pollution indicators through tidal cycles in the Fraser River Estuary». Can. J. Microbiol. 28:239-247.
- Clausen, E.M., Green, B.L. et Litsky, W. 1977. «Fecal streptococci: Indicators of pollution». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635:247-264.
- Codd, G.A., Brooks, W.P., Priestley, I.M., Poon, G.K. et Bell, S.G. 1989. «Production, detection, and quantification of cyanobacterial toxins». Toxicity Assessment: An International Journal. 4:499-511.
- Cohen, J. et Shuval, H.I. 1973. «Coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci as indicators of water pollution». Water Air Soil Pollut. 2:85-95.
- Corber, S. 1988. Communication. Regional Municipality of Ottawa-Carleton.

- Craun, G.F. 1976. «Microbiology-waterborne outbreaks». J. Water Pollut. Control Fed. 48:1378-1397.
- Craun, G.F. 1986. Waterborne Diseases in the United States. CRC Press, Inc., Boca Raton, Fla.
- Cross, T.F. et Southgate, T. 1980. «Mortalities of fauna of rocky substrates in south-west Ireland associated with the occurrence of *Gyrodinium aureolum* blooms during autumn 1979». J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 60:1071-1073.
- D'Antonio, R., Winn, R., Taylor, J., Gustafson, T., Current, W., Rhodes, M., Gary, G. et Zajac, R. 1985. «A waterborne outbreak of cryptosporidiosis in normal hosts». Ann. Intern. Med. 103:886-888.
- Davis, W.A., Kane, J.G. et Garagusi, V.P. 1978. «Human *Aeromonas* infections: a review of the literature and a case report of endocarditis». Medicine (Baltimore) 57:267-277.
- Denis, F.A., Blanchouin, E., deLignieres, A. et Flamen, P. 1974. «Coxsackie A16 infection from lake water». J. Am. Med. Assoc. 228:1370-1371.
- Dewailly, E., Poirier, C. et Meyer, F. 1986. «Health hazards associated with wind-surfing on polluted water». Am. J. Public Health 76:690-691.
- Dillenberg, H.O. et Dehnel, M.K. 1960. «Toxic waterbloom in Saskatchewan 1959». Can. Med. Assoc. J. 83:1151-1154.
- Dillon, P.J., Jeffries, D.S., Snyder, W., Reid, R., Yan, N.D., Evans, D., Moss, J. et Scheider, W.A. 1978. «Acidic precipitation in south-central Ontario: Recent observations». J. Fish. Res. Board Can. 35:809-815.
- Dimitracopoulos, G., Kalkani-Boussiakou, H. et Papavassiliou, J. 1977. «Animal fecal carriership and biotypes of *Staphylococcus aureus*». Appl. Environ. Microbiol. 34:461-464.
- Doyle, J.D., Tunnicliff, B., Brickler, S.K., Kramer, R.E. et Sinclair, N.A. 1984. «Anaerobic incubation of membrane filter cultures for improved detection of fecal coliforms from recreational waters». Appl. Environ. Microbiol. 48:324-326.
- Drake, C.H. 1966. «Evaluation of culture media for the isolation and enumeration of *Pseudomonas aeruginosa*». Health Lab. Sci. 3:10.
- Dudley, R.H., Hekimian, K.K. et Mechalas, B.J. 1976. «A scientific basis for determining recreational water quality criteria». J. Water Pollut. Control Fed. 48:2761-2777.

- Dufour, A.P. 1977. «*Escherichia coli*: The fecal coliform». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635:45-58.
- Dufour, A.P. 1984. «Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters». U.S. Environmental Protection Agency Report EPA-600/1-84-004.
- Dufour, A.P. 1989. Communication. U.S. Environmental Protection Agency.
- Dufour, A.P. et Cabelli, V.J. 1976. «Characteristics of *Klebsiella* from textile finishing plant effluents». J. Water Pollut. Control Fed. 48:872-879.
- Dufour, A.P., Strickland, E.R. et Cabelli, V.J. 1981. «Membrane filter method for enumerating *Escherichia coli*.» Appl. Environ. Microbiol. 41:1152-1158.
- Duncan, I.B.R. 1988. «Waterborne *Klebsiella* and human disease». Toxic. Assess. 3:581-598.
- Dutka, B.J. et Bell, J.A. 1973. «Isolation of salmonellae from moderately polluted waters». J. Water Pollut. Control Fed. 45:316-324.
- Dutka, B.J. et El-Shaarawi, A.H. 1980. «Microbiological water and effluent sample preservation». Can. J. Microbiol. 26:921-929.
- Dutka, B.J. et Kwan, K.K. 1977. «Confirmation of single step membrane filtration procedure for estimating *Pseudomonas aeruginosa* densities in water». Appl. Environ. Microbiol. 33:240-245.
- Dutka, B.J. et Kwan, K.K. 1980. «Bacterial die-off and stream transport studies». Water Res. 14:909-915.
- Dutka, B.J., El-Shaarawi, A., Martins, M.T. et Sanchez, P.S. 1987. «North and South American studies on the potential of coliphage as a water quality indication». Water Res. 21:1127.
- Edelstein, P. 1985. «Environmental aspects of *Legionella*». ASM News 51:460-467.
- Elleman, T.C., Falconer, I.R., Jackson, A.R.B. et Runnegar, M.T. 1978. «Isolation, characterization and pathology of the toxin from a *Microcystis aeruginosa* (= *Anacystis Cyanea*) bloom». Australian Journal of Biological Sciences. 31: 209-218.
- Elliot, E.L. et Colwell, R.R. 1985. «Indicator organisms for estuarine et marine waters». FEMS Microbiol. Rev. 32:61-79.
- Environnement Canada. 1972. Guidelines for Water Quality Objectives and Standards. Direction des eaux intérieures. Tech. Bull. No. 67.

- Environnement Canada. 1978. Methods for Microbiological Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments. Direction des eaux intérieures, Division des opérations scientifiques, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington.
- Environnement Canada. 1981. Analytical Methods Manual. Direction des eaux intérieures. Direction générale des eaux intérieures.
- Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1978. Microbiological Characteristics of Urban Storm Water Run-offs in Central Ontario. Research Report No. 87, Ministre des Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.
- Evans, J.B. 1977. «Coagulase-positive staphylococci as indicators of potential health hazards from water». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635: 126-130.
- Ewing, W.H., Hugh, R. et Johnson, J.G. 1961. «Studies on the *Aeromonas* Group». Center for Disease Control, Atlanta, Ga.
- Falconer, I.R., Jackson, A.R.B., Langley, J. et Runnegar, M.T. 1981. «Liver pathology in mice in poisoning by the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*». Australian Journal of Biological Sciences. 34: 179-187.
- Farrant, J., Drury, A., et Thompson, R. 1988. «Legionnaires' disease following immersion in a river». Lancet ii:460.
- Fattal, B., Peleg-Olevsky, E., Yoshpe-Purer, Y. et Shuval, H.I. 1986. «The association between morbidity among bathers and microbial quality of seawater». Water Sci. Technol. 18:59-69.
- Favero, M.S., Drake, C.H. et Randall, G. 1964. «Use of staphylococci as indicators of swimming pool pollution». Public Health Rep. 79:61-70.
- Felbeck, G.T. 1965. «Structural chemistry of soil humic substances». Adv. Agron. 17:327-368. Cited in Giesy and Briese (1977).
- Felbeck, G.T. 1971. «Chemical and biological characterization of humic matter». In Soil Biochemistry 2. A.D. McLoren and J. Skeyins (eds.). Marcel Dekker, New York, N.Y. pp. 55-56. Cited in Giesy and Briese (1977).
- Feng, P.C. et Hartman, P.A. 1982. «Fluorogenic assays for immediate confirmation of *Escherichia coli*». Appl. Environ. Microbiol. 43:1320-1329.
- Flaig, W. 1964. «Effects of microorganisms in the transformation of lignin to humic substances». Geochim. Cosmochim. Acta 28:1523-1535. Cited in Giesy et Briese (1977).

- Foy, H., Cooney, M. et Hatlen, J. 1968. «Adenovirus type 3 epidemic associated with intermittent chlorination of a swimming pool». *Arch. Environ. Health* 17:795-802.
- Freier, T.A. et Hartman, P.A. 1987. «Improved membrane filtration media for enumeration of total coliforms and *Escherichia coli* from sewage and surface waters». *Appl Environ. Microbiol.* 53:1246-1250.
- Fuhs, G.W. 1975. «A probabilistic model of beach safety». *Sci. Total Environ.* 4:165-175.
- Gage, S.D. 1924. «The control of oil pollution in Rhode Island». *J. Boston Soc. Civ. Eng.* 11:237. Cited in McKee and Wolfe (1963).
- Gallaher, M., Herndon, J., Nims, L., Sterling, C., Grabowski, D. et Hull, H. 1989. «Cryptosporidiosis and surface water». *Am. J. Public Health* 79:39-42.
- Geldreich, E.E. 1966. «Sanitary Significance of Fecal Coliforms in the Environment». *Water Pollution Control Research Series No. WP-20-3*, Government Printing Office, Washington, D.C.
- Geldreich, E.E. 1970. «Applying bacteriological parameters to recreational water quality». *J. Am. Water Works Assoc.* 62:113-120.
- Geldreich, E.E. 1972. «Water pathogens». *In Water Pollution Microbiology*. R. Mitchell (ed.). Wiley-Interscience. pp. 207-241.
- Geldreich, E.E. 1976. «Microbiology of water». *J. Water Pollut. Control Fed.* 48:1338-1356.
- Geldreich, E.E., Huff, C.B., Bordner, R.H., Kabler, P.W. et Clark, H.F. 1962. «The faecal coli-aerogenes flora of soils from various geographic areas». *J. Appl. Bacteriol.* 25:87-93.
- Geldreich, E.E., Best, L.C., Kenner, B.A. et Van Donsel, D.J. 1968. «The bacteriological aspects of stormwater pollution». *J. Water Pollut. Control Fed.* 40:1861-1872.
- Gerba, C. 1983. «Methods for recovering viruses from the water environment». *In Viral Pollution of the Water Environment*. G. Berg (ed.). CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Gerba, C. 1988. Communication. The University of Arizona, Tucson, Ariz.
- Gerba, C. et Goyal, S. 1982. *Methods in Environmental Virology*. Marcel Dekker Inc., New York, N.Y.

- Gerba, C., Rose, J. et Singh, S. 1985. «Waterborne gastroenteritis and viral hepatitis». *Crit. Rev. Environ. Control* 15:213-236.
- Gibson, A.K. et Smith, J.R. 1988. «The Use of Enterococci as an Indicator of Receiving Water Quality». Greater Vancouver Regional District.
- Giesy, J.P. et Briese, L.A. 1977. «Metals associated with organic carbon extracted from Okefenokee swamp water». *Chem. Geol.* 20:109-120.
- Goldberg, D., Collier, P., Fallon, R., McKay, T., Markwick, T., Wrench, J., Emslie, J., Forbes, G., Macpherson, A. et Reid, D. 1989. «Lochgoilhead fever: Outbreak of non-pneumonic Legionellosis due to *Legionella micdadei*». *Lancet* i:316-318.
- Goodrich, T.D., Stuart, D.G., Bissonnette, G.K. et Walter, W.G. 1970. «A bacteriological study of the waters of Bozeman Creek's south fork drainage». *Mont. Acad. Sci.* 30:59-65.
- Gosselin, F.M. 1979. «Compared survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in cold water». *Ann. Microbiol.* 130B:197.
- Goyal, W.M., Gerba, C.P. et Melnick, J.L. 1978. «Prevalence of human enteric viruses in coastal canal communities». *J. Water Pollut. Control Fed.* 50: 2247-2256.
- Greensmith, C., Stanwick, R., Elliot, B. et Fast, M. 1988. «Giardiasis associated with the use of a water slide». *Pediatr. Infect. Dis.* 7:91-94.
- Griffin, J. 1977. «Pathogenic free-living amoeba. *In Parasitic Protozoa*». Vol. 2. J. Kreier (ed.). Academic Press, New York, N.Y.
- Gust, I. et Purcell, R. 1987. «Report of a workshop: Waterborne non-A, non-B hepatitis». *J. Infect. Dis.* 156:630-635.
- Hallenbeck, W.H. et Brenniman, G.R. 1989. «Risk of fatal amoebic meningencephalitis from waterborne *Naegleria fowleri*». *Environ. Manage.* 13:227-232.
- Hanson, M.J. et Stefan, H.G. 1984. «Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont Lakes», Minnesota. *Water Res. Bull.* 20:889-900.
- Hanson, P.G., Standridge, J., Jarrett, F. et Maki, D.G. 1977. «Freshwater wound infection due to *Aeromonas hydrophila*». *J. Am. Med. Assoc.* 238:1053-1055.

- Harada, K.I., Matsuura, K., Suzuki, M., Oka, H., Watanabe, M.F., Oishi, S., Dahlem, A.M., Beasley, V.R. et Carmichael, W.W. 1988. «Analysis and purification of toxic peptides from cyanobacteria by reversed-phase high-performance liquid chromatography». *Journal of Chromatography*. 448:275-283.
- Harter, L., Frost, F., Greunfelder, G., Perkins-Jones, K. et Libby, J. 1984. «Giardiasis in an infant and toddler swim class». *Am. J. Public Health* 74: 155-156.
- Havelaar, A.H., During, M. et Versteegh, J.F.M. 1987 «Ampicillin-dextrin agar medium for the enumeration of *Aeromonas* species in water by membrane filtration». *J. Appl. Bacteriol.* 62:279-287.
- Hawley, H.B., Morin, D.P., Geraghty, M.E., Tomkow, J. et Phillips, C.A. 1973. «Coxsackievirus epidemic at a boys' camp. Isolation of virus from swimming water». *J. Am. Med. Assoc.* 226:33-36.
- Hazen, T.C., Fliermans, C.B., Hirsch, R.P. et Esch, G.W. 1978. «Prevalence and distribution of *Aeromonas hydrophila* in the United States». *Appl. Environ. Microbiol.* 36:731-738.
- Hendricks, C.W. 1971. «Increased recovery rate of salmonellae from stream bottom sediments versus surface waters». *Appl. Microbiol.* 21:379-380.
- Hendricks, C.W. 1972. «Enteric bacterial growth in river water». *Appl. Microbiol.* 24:168-174.
- Henson, E.B. 1966. «Aquatic insects as inhalant allergens: A review of American literature». *Ohio J. Sci.* 66:529-532. Cited in National Academy of Sciences (1973).
- Hill, G.A. et Grimes, D.J. 1984. «Seasonal study of a freshwater lake and migratory waterfowl for *Campylobacter jejuni*». *Can. J. Microbiol.* 30: 845-849.
- Hoadley, A.W. 1977. «Potential health hazards associated with *Pseudomonas aeruginosa* in water». *Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ.* 635: 80-114.
- Hoadley, A.W. et Knight, D.E. 1975. «External otitis among swimmers and non-swimmers». *Arch. Environ. Health* 30:445-448.
- Hoadley, A.W., Kemp, W.M., Firmin, A.C., Smith, G.T. et Schelhorn, P. 1974. «Salmonellae in the environment around a chicken processing plant». *Appl. Microbiol.* 27:818-857.
- Hoeffler, D.E. 1977. «Swimmers' itch (cercarial dermatitis)». *Cutis* 1977: 461-467.

- Hsu, S., Martin, R. et Wentworth, B. 1984. «Isolation of *Legionella* species from drinking water». Appl. Environ. Microbiol. 48:830-832.
- Huntley, B.E., Jones, A.E. et Cabelli, V.J. 1976. «*Klebsiella* densities in waters receiving wood pulp effluents». J. Water Pollut. Control Fed. 48: 1766-1771.
- International Association of Milk, Food and Environmental Sanitarians, Inc. 1979. Procedures to Investigate Waterborne Illness. 1^{re} édition. Ames, Iowa.
- International Joint Commission. 1977. New and Revised Great Lakes Water Quality Objectives. Vol. II. An International Joint Commission Report to the Governments of the United States and Canada.
- Ikawa, M., Wegener, K., Foxall, T.D. et Sasner, J.J. 1982. «Comparison of the toxins of the blue-green alga *Aphanizomenon flos-aquae* with the *Gonyaulax* toxins». Toxicon. 20: 747-751.
- Isaac-Renton, J.L., Fogel, D., Stibbs, H.H. et Ongerth, J.E. 1987. «*Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water». Lancet i:973-974.
- Jakubowski, W. et Ericksen, T. 1979. «Methods for detection of *Giardia* cysts in water supplies». In Waterborne Transmission of Giardiasis. W. Jakubowski et J. Hoff (eds.). U.S. Environmental Protection Agency EPA-600/9-79-001. pp. 193-210.
- Jamel Al-Layl, K., Poon, G.K. et Codd, G.A. 1988. «Isolation and purification of peptide and alkaloid toxins from *Anabaena flos-aquae* using high-performance thin-layer chromatography». Journal of Microbiological Methods. 7: 251-258.
- Jones, E.H. 1965. External Otitis: Diagnosis and Treatment. C.C. Thomas Publ., Springfield, Ill.
- Jones, M. et Newton, W. 1950. «The survival of cysts of *Entamoeba histolytica* in water at temperatures between 45° and 55°C». Am. J. Trop. Med. 30:51-58.
- Joseph, S.W., Daily, P.O., Hunt, W.S., Seidler, R.J., Allen, D.A. et Colwell, R.R. 1979. «*Aeromonas* primary wound infection of a diver in polluted waters». J. Clin. Microbiol. 10:46-48.
- Kaper, J.B., Lockman, H. et Colwell, R.R. 1981. «*Aeromonas hydrophila*: Ecology and toxicology of isolates from an estuary». J. Appl. Bacteriol. 50:359-377.

- Kappus, K., Marks, J., Holman, R., Kenicott, B.J., Baker, C., Gary, W. et Greenberg, H. 1982. «An outbreak of Norwalk gastroenteritis associated with swimming in a pool and secondary person-to-person transmission». *Am. J. Epidemiol.* 116:834-839.
- Keatinge, W.R. 1969. *Survival in Cold Water: The Physiology and Treatment of Immersion Hypothermia and of Drowning*. Blackwell Scientific Publ., Oxford. 135 pp.
- Koopman, J., Eckert, E., Greenberg, H., Strohm, B., Isaacson, R. et Monto, A. 1982. «Norwalk virus enteric illness acquired by swimming exposure». *Am. J. Epidemiol.* 115:173-177.
- Kott, Y., Roze, N., Speber, S. et Betzer, N. 1974. «Bacteriophages as viral pollution indications». *Water Res.* 8:165.
- Kott, Y., Ben-Ari, H. et Vinokur, L. 1978. «Coliphage survival as viral indicator in various wastewater quality effluents». *Prog. Water Technol.* 10:337.
- Kreider, M.B. 1964. «Pathogenic effects of extreme cold». *In Medical Climatology*. S. Licht et E. Licht (eds.). New Haven, Conn. pp. 428-468.
- Krishnamurthy, T., Carmichael, W.W. et Sarver, E.W. 1986. «Toxic peptides from freshwater cyanobacteria (blue-green algae). Isolation, purification and characterization of peptides from *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena flos-aquae*». *Toxicon*: 24: 865-873.
- Kush, B.J. et Hoadley, A.W. 1980. «A preliminary survey of the association of *Pseudomonas aeruginosa* with commercial whirlpool bath waters». *Am. J. Public Health* 70:279.
- Lanyi, B., Gregacs, M. et Adam, M.M. 1966. «Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* serogroups in water and human feces». *Acta Microbiol. Acad. Sci. Hung.* 13:319.
- Larsen, J.L. et Willeberg, P. 1984. «The impact of terrestrial and estuarial factors on the density of environmental bacteria and fecal coliforms in coastal waters». *Zentralbl. Bakteriol. Hyg.* 179:308-323.
- Le Maistre, C., Sappenfield, R., Culbertson, C., Carter, F., Offut, A., Black, H. et Brooke, M. 1956. «Studies of a waterborne outbreak of amoebiasis, South Bend, Indiana. I. Epidemiological aspects». *Am. J. Hyg.* 64:30-45.
- Lessard, E.J. et Sieburth, J.M. 1983. «Survival of natural sewage populations of enteric bacteria in diffusion and batch chambers in the marine environment». *Appl. Environ. Microbiol.* 45:950-959.

- Levin, M.A. et Cabelli, V.J. 1972. «Membrane filter technique for enumeration of *Pseudomonas aeruginosa*». *Appl. Microbiol.* 24:864-870.
- Levy, G.E. et Folstad, J.W. 1969. «Swimmers' itch». *Environment* 11:14-21.
- Lin, S.D. 1985. «*Giardia lamblia* and water supply». *J. Am. Water Works Assoc.* 77:40-47.
- Lund, E. 1978. «Human pathogens as potential health hazards». *Ambio* 7:56-61.
- Mackenthun, K.M. et Keup, L.E. 1970. «Biological problems encountered in water supplies». *J. Am. Water Works Assoc.* 62:520-526.
- Makintubee, S., Mallonee, J. et Istre, G.R. 1987. «Shigellosis outbreak associated with swimming». *Am. J. Public Health* 77:166-168.
- Mallman, W.L. 1962. «Cocci test for detecting mouth and nose pollution of swimming pool water». *Am. J. Public Health* 52:2001-2008.
- Mangione, E., Remis, R., Tait, K., McGee, H., Gorman, G., Wentworth, B., Baron, P., Hightower, A., Barbaree, J. et Broome, C. 1982. «An outbreak of Pontiac fever related to whirlpool use, Michigan 1982». *J. Am. Med. Assoc.* 253:535-539.
- Mann, E., Sekla, L., Nayar, G. et Koschik, C. 1986. «Infection with *Cryptosporidium* spp. in humans and cattle in Manitoba». *Med. J. Vet. Res.* 50:174-178.
- Margolin, A., Hewlett, M. et Gerba, C. 1986. «Use of a C-DNA dot-blot by hybridization technique for detection of enteroviruses in water» *In Proceedings of a Water Quality Technology Conference, Houston, Tex., December 8-11, 1985.* American Water Works Association.
- Mates, A. et Schaffer, M. 1988. «Quantitative determination of *E. coli* from faecal coliforms in seawater». *Microbios* 53:161-165.
- Matsen, J.M., Spindler, J.A. et Blosser, R.O. 1974. «Characterization of *Klebsiella* isolates from natural receiving waters and comparison with human isolates». *Appl. Microbiol.* 28:672-678.
- McCabe, L.J. et Craun, G.F. 1975. «Status of waterborne diseases in the U.S. and Canada». *J. Am. Water Works Assoc.* 67:95-98.
- McCambridge, J. et McMeekin, T.A. 1981. «Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria». *Appl. Environ. Microbiol.* 41:1083-1087.

- McClausland, W.J. et Cox, P.J. 1975. «*Pseudomonas* infection traced to motel whirlpool». *J. Environ. Health* 37:455-459.
- McFeters, G.A., Bissonnette, G.K., Jezeski, J.J., Thomson, C.A. et Stuart, D.G. 1974. «Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water». *Appl. Microbiol.* 27:829-838.
- McKee, J.E. et Wolfe, J.W. 1963. «Water Quality Criteria». 2^e édition. State Water Quality Board Publication 3A, Sacramento, Calif.
- McLean, D. 1965. «Transmission of viral infections by recreational water». *In* Transmission of Viruses by the Water Route. Interscience Publ., New York, N.Y.
- McLeod, J.A. et Bondar, G.S. 1952. «A case of suspected algal poisoning in Manitoba». *Can. J. Public Health* 43:347-350.
- Melnick, J.L. 1976. «Viruses in water: an introduction». *In* Viruses in Water. G. Berg (ed.). American Public Health Association, Washington, D.C. pp. 3-10.
- Menon, A.S. 1985. «*Salmonella* and pollution indicator bacteria in municipal and food processing effluents and the Cornwallis River». *Can. J. Microbiol.* 31:598-603.
- Mentzing, L.-O. 1981. «Waterborne outbreaks of *Campylobacter enteritis* in central Sweden». *Lancet* i:352-354.
- Meriluoto, J.A.O. et Eriksson, J.E. 1988. «Rapid analysis of peptide toxins in cyanobacteria». *Journal of Chromatography.* 438: 93-99.
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1984. «Microorganisms in Recreational Waters». Scientific Criteria Document for Standard Development No. 1-84.
- Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1977. Qualités microbiologiques des eaux potables. Direction de l'hygiène du milieu 77-EHD-2, Ottawa.
- Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1983. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. 75 pp.
- Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Direction de l'hygiène du milieu 4^e édition. Ottawa.

- Molnar, W.G. 1946. «Survival of hypothermia by men immersed in the ocean». J. Am. Med. Assoc. 131:1046-1050.
- Mood, E.W. 1968. «The Role of Some Physico-chemical Properties of Water as Causative Agents of Eye Irritation of Swimmers». Report of the Committee of Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration, U.S. Department of the Interior. pp. 15-16.
- Moore, R.E. 1977. «Toxins from blue-green algae». BioScience 27:797-802.
- Musial, C., Arrowood, M., Sterling, C. et Gerba, C. 1987. «Detection of *Cryptosporidium* in water using polypropylene cartridge filters». Appl. Environ. Microbiol. 53:687-692.
- National Academy of Sciences. 1973. Water Quality Criteria (1972). U.S. Environmental Protection Agency EPA 3-73-003.
- National Academy of Sciences. 1977. Drinking Water and Health, Part I. Washington, D.C.
- National Technical Advisory Committee. 1968. Water Quality Criteria. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C.
- National Water Quality Data Bank (NAQUADAT). 1988. Direction de la qualité des eaux, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
- Neil, J.H. 1957. «Problems and control of unnatural fertilization of lake waters». In Proceedings of the 12th Industrial Waste Conference, Purdue University, May. pp. 301-316.
- Neil, J.H. 1975. «*Cladophora* in the Great Lakes». H. Shear et D. Konasewich (eds.). International Joint Commission, Windsor. 179 pp.
- Newburgh, L.H. 1949. Physiology of Heat Regulation and the Science of Clothing. W.B. Saunders Company, Philadelphia, Pa. p. 457.
- Nicholls, K.H., Beaver, J.L. et Estabrook, R.H. 1980. «Lakeside Odours in Ontario and New Hampshire Caused by *Chrysochromulina breviturrita* Nich. (Prymnesiophyceae)». APIOS Technical Report No. 001/81, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. 11 pp.
- O'Donoghue, J.G. et Wilton, G.S. 1951. «Algae poisoning in Alberta». Can. J. Comp. Med. 15:193-198.
- Ongerth, J. et Stibbs, H. 1987. «Identification of *Cryptosporidium* oocysts in river water». Appl. Environ. Microbiol. 53:672-676.

- Oriz, J.S. 1977. «The use of *Staphylococcus aureus* as an indicator of bather's pollution». Réunion annuelle de l'Am. Soc. Microbiol. 77:271.
- Paffenbarger, R.S., Berg, G., Clarke, N.A., Stevenson, R.E., Poller, B.G. et Hyde, R.T. 1959. «Viruses and illness at a boys' summer camp». Am. J. Hyg. 70:254-274.
- Pagel, J.E., Qureshi, A.A., Young, D.M. et Vlassoff, L.T. 1982. «Comparison of four membrane filter methods for fecal coliform enumeration». Appl. Environ. Microbiol. 43:787-793.
- Palmateer, G. 1980. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario .
- Palmateer, G. 1989. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- Palmer, C.M. 1962. «Algae in Water Supplies». U.S. Public Health Service Publication No. 657, Washington, D.C.
- Palmquist, A.F. et Jankow, D. 1973. «Evaluation of *Staphylococcus aureus* as indicators of bacterial quality of swimming pools». J. Environ. Health 36: 230-232.
- Paul, R.A. 1972. «An environmental model for swimming pool bacteriology». Am. J. Public Health 62:770-772.
- Payment, P. 1977. «L'analyse virologique de l'eau». Eau Que. 10:14-18.
- Payment, P. 1984. «Viruses and bathing beach quality». Can. J. Public Health 75:43-48.
- Payment, P. et Trudel, M. 1985. «Immunoperoxidase method with human immune serum globulin for broad spectrum detection of cultivable viruses: application to enumeration of cultivable viruses in environmental samples». Appl. Environ. Microbiol. 50:1308.
- Payment, P. et Trudel, M. 1988. «Wound fiberglass depth filters as a less expensive approach for the concentration of viruses from water». Can. J. Microbiol. 34:271-272.
- Payment, P., Gerba, C.P., Wallis, C. et Melnick, J.L. 1976. «Methods for concentrating viruses from large volumes of estuarine water on pleated membranes». Water Res. 10:893-896.
- Payment, P., Lemieux, M. et Trudel, M. 1982. «Bacteriological and virological analysis of water from four freshwater beaches». Water Res. 16:939-943.

- Payment, P., Affrayon, F. et Trudel, M. 1988. «Detection of animal and human enteric viruses in water from the Assumption River and its tributaries». *Can. J. Microbiol.* 34:967-973.
- Petrovicova, A., Simkova, A. et Cervenka, J. 1988. «Enteroviruses and coliphages in different water ecosystems». *Z. Gesamte Hyg.* 34:522.
- Philipp, R., Evans, E.J., Hughes, A.O., Gridale, S.K., Endicott, R.G. et Jephcott, A.E. 1985. «Health risks of snorkel swimming in untreated water». *Int. J. Epidemiol.* 14:624-627.
- Pickert, A. et Botzenhart, K. 1985. «Survival of *Campylobacter jejuni* in drinking water, river water and sewage». *Zentralbl. Bakteriolog. Hyg. B* 182: 49-57.
- Pipes, W.O. (ed.). 1978. *Water Quality and Health Significance of Bacterial Indicators of Pollution Workshop Proceedings*. Drexel University, Philadelphia, Pa., and National Science Foundation. 228 pp.
- Plotkin, S.A. et Katz, M. 1967. «Minimal infective doses of viruses for man by the oral route». *In* *Transmission of Viruses by the Water Route*. G. Berg (ed.). J. Wiley & Sons, New York, N.Y. pp. 151-166.
- Popoff, M.Y., Coymault, C., Kiredjan, M. et Lemelin, M. 1981. «Polynucleotide sequence relatedness among motile *Aeromonas* species». *Curr. Microbiol.* 5:109-114.
- Porter, J., Ragazzoni, H., Buchanon, J., Waskin, H., Juranek, D. et Parkin, W. 1988. «*Giardia* transmission in a swimming pool». *Am. J. Public Health* 78:659-662.
- Prepas, E.E. et Murphy, T.P. 1988. «Sediment – water interactions in farm dugouts previously treated with copper sulphate». *Lake and Reservoir Management*, 4:161-168.
- Press, E. 1969. «An interstate drowning study». *Am. J. Public Health* 58: 2275-2289.
- Qureshi, A.A. 1977. *Microbiological Characteristics of Storm Water Runoffs at East York (Toronto) and Guelph Separate Storm Sewers*. Research Report No. 87, Research Program for the Abatement of Municipal Pollution under Provisions of the Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality.
- Qureshi, A.A. et Dutka, B.J. 1979. «Storm runoff microbiology adds to concern». *Water Sewage Works* 126:86-88.

- Raber, I. et Breslin, C.W. 1978. «Tolerance of artificial tears – The effects of pH». *Can. J. Ophthalmol.* 13:247-249.
- Ramoz-Alvarez, M. et Sabin, A.B. 1956. «Intestinal viral flora of healthy children demonstrated by monkey kidney tissue culture». *Am. J. Public Health* 46:295-299.
- Ratnam, S., Hogan, K., March, S.B. et Butler, R.W. 1986. «Whirlpool- associated folliculitis caused by *Pseudomonas aeruginosa*: Report of an outbreak and review». *J. Clin. Microbiol.* 233:655-659.
- Reid, G.K. et Wood, R.D. 1976. *Ecology of Inland Waters and Estuaries*. D. Van Nostrand Co., Toronto. pp. 138-146.
- Reynolds, C.S. et Walsby, A.E. 1975. «Water-blooms». *Biol. Rev.* 50:437-481.
- Richard, D.S., Beattie, K.A., et Codd, G.A. 1983. «Toxicity of cyanobacterial blooms from Scottish fresh waters». *Environ. Technol. Lett.* 4:377-382.
- Rippey, S.R. et Cabelli, V.J. 1979. «Membrane filter for enumeration of *Aeromonas hydrophila* in fresh waters». *Appl. Environ. Microbiol.* 38: 108-113.
- Rippey, S.R., Adams, W.N. et Watkins, W.D. 1987. «Enumeration of fecal coliforms and *E. coli* in marine and estuarine waters: An alternative to the APHA-MPN approach». *J. Water Pollut. Control Fed.* 59:795-798.
- Robertson, W.J. et Tobin, R.S. 1983. «The relationship between three potential pathogens and pollution indicator organisms in Nova Scotian coastal waters». *Can. J. Microbiol.* 29:1261-1269.
- Robinson, D.A. 1981. «Infective dose of *Campylobacter jejuni* in milk». *Br. Med. J.* 282:1584.
- Rokosh, D.A., Rao, S.S. et Jurkovic, A.A. 1977. «Extent of effluent influence on lake water determined by bacterial population distributions». *J. Fish. Res. Board Can.* 34:844-849.
- Rose, J.B. 1988. «Occurrence and significance of *Cryptosporidium* in water». *J. Am. Water Works Assoc.* 80: 53-58.
- Rosenberg, M.L., Hazlet, K.K., Schaefer, J., Wells, J.G. et Pruneda, R.C. 1976. «Shigellosis from swimming». *J. Am. Med. Assoc.* 236:1849-1852.
- Royal Life Saving Society of Canada. 1978. *Proceedings of the Cold Water Symposium, May 8.* p. 7.

- Rutkowski, A.A. et Sjogren, R.E. 1987. «Streptococcal population profiles as indicators of water quality». *Water Air Soil Pollut.* 34:273-284.
- Ruttner, F. 1963. *Fundamentals of Limnology*. 3^e édition. Traduit par D.G. Frey et F.E.J. Fry. University of Toronto Press, Toronto.
- Sacks, J.J., Lieb, S., Baldy, L.M., Berta, S., Patton, C.M., White, M.C., Bigler, W.J. et Witte, J.J. 1986. «Epidemic campylobacteriosis associated with a community water supply». *Am. J. Public Health* 76:424-428.
- Sasner, J.J., Jr., Ikawa, M. et Foxall, T.L. 1984. «Studies on *Aphanizomenon* and *Microcystis* toxins». *In* *Seafood Toxins*. E.P. Ragelis (ed.). American Chemical Society Symposium Series 262. pp. 391-406.
- Sattar, S.A. 1978a. *Viral Pollution of the Ottawa River and its Possible Impact on the Quality of Potable and Recreational Waters in the Ottawa Area – Phase I*. Rapport final au ministère de l'Environnement de l'Ontario, Rapport de recherche, contrat No. 77-044-11. 103 pp.
- Sattar, S.A. 1978b. *Viruses, Water and Health*. Presse de l'Université d'Ottawa, Ottawa. 106 pp.
- Sattar, S.A. 1981. Virus survival in receiving waters. *In* *Viruses and Wastewater Treatment*. M. Goddard and M. Butler (eds.). Pergamon Press, Toronto.
- Sattar, S.A. et Westwood, J.C.N. 1977. «Isolation of apparently wild strains of poliovirus type 1 from sewage in the Ottawa area». *Can. Med. Assoc. J.* 116:25-27.
- Sattar, S.A. et Westwood, J.C.N. 1978. «Viral pollution of surface waters due to chlorinated primary effluents». *Appl. Environ. Microbiol.* 36:427-431.
- Sauch, J. 1985. «Use of immunofluorescence and phase contrast microscopy for detection and identification of *Giardia* cysts in water samples». *Appl. Environ. Microbiol.* 50:1434-1438.
- Scarpino, P.V. 1975. «Human enteric viruses and bacteriophages as indicators of sewage pollution». *In* *Discharge of Sewage from Sea Outfalls*. A.L.H. Gameson (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 49-61.
- Schindler, J.E. et Alberts, J.J. 1974. «Analysis of organic-inorganic associations of four Georgia reservoirs». *Arch. Hydrobiol.* 74:429-440.
- Schnitzer, M. et Khan, S.U. 1972. *Humic Substances in the Environment*. Marcel Dekker Inc., New York, N.Y. p. 3.

- Schuett, W. et Rapoport, H. 1962. «Saxitoxin, in the paralytic shellfish poison. Degradation to a pyrrolopyrimidine». J. Am. Chem. Soc. 84:2266-2267.
- Schwimmer, M. et Schwimmer, D. 1968. «Medical aspects of phycology». In *Algae, Man and the Environment*. F. Jackson (ed.). Plenum Press, New York, N.Y. pp. 279-358.
- Seidler, R.J., Allen, D.A., Lockman, H., Colwell, R.R., Joseph, S.W. et Daily, O.P. 1980. «Isolation, enumeration and characterization of *Aeromonas* from polluted waters encountered in diving operations». Appl. Environ. Microbiol. 39:1010-1018.
- Sekla, L., Stackiw, W., Kay, C. et VanBuckenhou, L. 1980. «Enteric viruses in renovated water in Manitoba». Can. J. Microbiol. 26:518-523.
- Sekla, L., Stackiw, W., Buchanan, A. et Parker, S. 1982. «*Legionella pneumophila* pneumonia». Can. Med. Assoc. J. 126:116-118.
- Sekla, L., Williamson, D., Greensmith, C., Balacko, G., Brown, D. et Stackiw, W. 1987. «Bacteriological characteristics of 15 freshwater beaches in Manitoba». Can. J. Public Health 78:181-184.
- Seligmann, E.G. 1951. A Study of Streptococci and Micrococci as Indicators of Pollution in Swimming Pool Water. Thesis, Michigan State College of Agriculture and Applied Science, East Lansing, Mich. Cited in Favero *et al.* 1964.
- Senior, V.E. 1960. «Algal poisoning in Saskatchewan». Can. J. Comp. Med. 24:26-31.
- Seyfried, P.L. 1973. The Examination of Recreational Waters for the Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* and Coagulase-positive *Staphylococcus aureus* and their Potential as Indicators of Water Quality. Direction des eaux intérieures Contrat n° KW 412-3-0828, Environnement Canada, Ottawa.
- Seyfried, P.L. 1980. Epidemiological Study of Disease Incidence Related to Recreational Use of Great Lakes Waters – Phase III Report. Rapport d'études (contrat) au ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, 27 mars.
- Seyfried, P.L. 1987. Supplementary Analysis of Novel Data Collected During a Survey of Rivers and Beaches in 1983. Research Report, RAC Project No. 89 PL, ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. pp. 18-23.
- Seyfried, P.L., Brown, N.E., Cherwinsky, C.L., Jenkins, G.D., Cotter, D.A., Winner, J.M. et Tobin, R.S. 1984. «Impact of sewage treatment plant effluents on surface waters». Can. J. Public Health 75:25-31.

- Seyfried, P.L., Tobin, R.S., Brown, N.E. et Ness, P.F. 1985_a. «A prospective study of swimming-related illness I. Swimming associated health risk». Am. J. Public Health 75:1068-1070.
- Seyfried, P.L., Tobin, R.S., Brown, N.E. et Ness, P.F. 1985_b. «A prospective of swimming-related illness II. Morbidity and the microbiological quality of water». Am. J. Public Health 75:1071-1075.
- Shaw, D.R. et Cabelli, V.J. 1980. «R-Plasmid transfer frequencies from environmental isolates of *Escherichia coli* to laboratory and fecal strains». Appl. Environ. Microbiol. 40:756-764.
- Sherry J.P. 1986. «Temporal distribution of faecal pollution indicators and opportunistic pathogens at a Lake Erie bathing beach». J. Great Lakes Res. 12:154-160.
- Shuval, H.I. 1975. «The case for microbial standards for bathing beaches». In Discharge of Sewage from Sea Outfalls. A.L.H. Gameson (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 95-101.
- Siegelman, H.W., Adams, W.H., Stoner, R.D. et Slatkin, D.N. 1984. «Toxins of *Microcystis aeruginosa* and their hematological and histopathological effects». In Seafood Toxins. E.P. Ragelis (ed.). American Chemical Society Symposium Series 262. pp. 407-413.
- Simkova, A. et Cervenka, J. 1981. «Coliphages as ecological indicators of enteroviruses in various water systems». Bull. W.H.O. 59:611.
- Smith, R.A., et Lewis, D. 1987. «A rapid analysis of water for Anatoxin A, the unstable toxic alkaloid from *Anabaena flos-aquae*, the stable non-toxic alkaloids left after bioreduction and a related amine which may be nature's precursor to Anatoxin A». Veterinary and Human Toxicology. 29: 153-154
- Smith, J.R. 1988. Communication. Greater Vancouver Regional District.
- Smith, R.J. et Twedt, R.M. 1971. «Natural relationship of indicator and pathogenic bacteria in stream waters». J. Water Pollut. Control Fed. 43: 2200-2209.
- Smith, R.J., Twedt, R.M. et Flanigan, L.K. 1973. «Relationships of indicators and pathogenic bacteria in stream waters». J. Water Pollut. Control Fed. 45:1736-1745.
- Sobsey, M. 1989. «Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection processes». Water Sci. Technol. 21:179-195.

- Sobsey, M. et Jones, B. 1979. «Concentration of poliovirus from tap water using positively charged microporous filters». *Appl. Environ. Microbiol.* 37:588-599.
- Sobsey, M., Glass, J., Carrick, R., Jacobs, R. et Rutala, W. 1980. «Evaluation of the tentative standard method for enteric virus concentration from large volumes of tap water». *J. Am. Water Works Assoc.* 72:292.
- Soll, M.D. et Williams, M.C. 1985. «Mortality of a white rhinoceros (*Ceratotherium simum*) suspected to be associated with the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*». *J. S. Afr. Vet. Assoc.* 56:49-51.
- Spaulding, J., Pacha, R. et Clark, G. 1983. «Quantitation of *Giardia* cysts by membrane filtration». *J. Clin. Microbiol.* 18:713-715.
- Stevenson, A.H. 1953. «Studies of bathing water and health». *Am. J. Public Health* 43:529-538.
- Stewart, A.G., Barnum, D.A. et Henderson, J.A. 1950. «Algal poisoning in Ontario». *Can. J. Comp. Med.* 14:197-202.
- Subrahmanyam, T.P. 1977. Occurrence of Viruses in Natural Waters Used for Recreational Purposes in Ontario. Rapport de bourse de recherche provinciale PR 557 à la Direction de la recherche, ministère de la Santé de l'Ontario.
- Subrahmanyam, T.P., Cherwinsky, C.L., Wilson, I.J. et Palmateer, G. 1979. «Virological examination of wastewaters during a polio outbreak». *Can. J. Public Health* 70:53 (Abstract).
- Taft, C.E. 1965. *Water and Algae, World Problems*. Educational Publ., Chicago, Ill.
- Tangen, K. 1977. «Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms». *Sarsia* 63:123-133.
- Taylor, D.N., Brown, M. et McDermott, K.T. 1982. «Waterborne transmission of *Campylobacter enteritis*». *Microb. Ecol.* 8:347-354.
- Taylor, D.N., McDermott, K.T., Little, J.R., Wells, J.G. et Blaser, M.J. 1983. «*Campylobacter enteritis* from untreated water in the Rocky Mountains». *Ann. Intern. Med.* 99:38-40.
- Tobin, R.S. et Dutka, B.J. 1977. «Comparison of the surface structure, metal binding and fecal coliform recoveries of nine membrane filters». *Appl. Environ. Microbiol.* 34:69-79.

- Trimbee, A.M. et Prepas, E.E. 1987. «Evaluation of total phosphorous as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes». Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 44:1337-1342.
- Turnbull, P.C., Lee, J.V., Miliotis, M.D., Van de walle, S., Koornhof, H.J., Jeffery, L. et Bryant, T.N. 1984. «Enterotoxin production in relation to taxonomic grouping and source of isolation of *Aeromonas* spp». J. Clin. Microbiol. 19:175-180.
- United States-Canada Research Consultation Group on the Long-Range Transport of Air Pollutants. 1979. The LRTAP Problem in North America: A Preliminary Overview. Coprésidé par A.P. Altsheller (U.S.) et G.A. McBean (Canada), Ministère des Affaires extérieures et le State Department.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1978a. Human Viruses in the Aquatic Environment: A Status Report with Emphasis on the EPA Research Program. Report to Congress, EPA-570/9-78-006, Washington, D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1978b. Urban Stormwater Management Workshop Proceedings, Edison, N.J., December 1, 1977, EPA-600/9-78-017. pp. 110.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1985. Test Methods for *Escherichia coli* and Enterococci in Water by the Membrane Filtration Procedure. EPA-600/4-85/076, Cincinnati, Ohio.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1986. Ambient Water Quality Criteria for Bacteria. EPA-440/5-84/002.
- Van Donsel, D.J. et Geldreich, E.E. 1971. «Relationships of salmonellae to fecal coliforms in bottom sediments». Water Res. 5:1079-1087.
- Van Donsel, D.J., Geldreich, E.E. et Clarke, N.A. 1967. «Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to stormwater pollution». Appl. Microbiol. 15:1362-1370.
- Vlassoff, L.T. 1977. «*Klebsiella*». Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ. 635:275-288.
- Vlassoff, L.T. 1981. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- Von Graevenitz, A. 1985. «*Aeromonas* and *Plesiomonas*». In Manual of Clinical Microbiology. 4^e édition. E.H. Lennette, A. Balows, W.J. Hausler, et H.J. Shadomy (eds.). American Society for Microbiology, Washington, D.C. pp. 278-281.

- Voss, L., Button, K.S., Rheins, M.S. et Tuovinen, O.H. 1984. «Sampling methodology for enumeration of *Legionella* spp. in water distribution systems». In Proceedings of the 2nd International Symposium on *Legionella*. C. Thornsberry, A. Balows, J.C. Feeley, et W. Jakubowski (eds.). American Society for Microbiology, Washington, D.C. pp. 290-292.
- Wallis, C., Homma, A. et Melnick, J.L. 1972. «A portable virus concentrator for testing water in the field». Water Res. 6:1249-1256.
- Walter-Offenhauser, R. et Horn, K. 1974. «Sanitary- virological investigation of surface waters». Gig. Sanit. 9:72. Cited by Berg and Metcalf (1978).
- Wang, W.L.L., Dunlop, S.G. et Munson, P.S. 1966. «Factors influencing the survival of *Shigella* in wastewater and irrigation water». Water Pollut. Control Fed. 38:1775-1781.
- Ward, R. et Akin, E. 1984. «Minimum infectious dose of animal viruses». CRC Crit. Rev. Environ. Control 14:297-310.
- Ward, R., Bernstein, D., Young, E., Sherwood, J., Knolton, D. et Schiff, G. 1986. «Human rotavirus studies in volunteers: determination of infectious dose and serological response to infection». J. Infect. Dis. 159:871-880.
- Warrington P. 1989. Communication. Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.
- Williamson, D.A. 1988. A Four Year Study of Bacteriological Characteristics at Recreational Beaches, Manitoba, Canada. Manitoba Environment and Workplace Safety and Health, Water Standards and Studies Report 88-7.
- Wilson, L.A. et Ahearn, D.G. 1977. «*Pseudomonas* induced corneal ulcers associated with contaminated eye mascara». Am. J. Ophthalmol. 84:112.
- Wolf, H.W. 1972. «The coliform count as a measure of water quality». In Water Pollution Microbiology. R. Mitchell (ed.). Wiley-Interscience, Toronto. pp. 333-345.
- Yan, N.D. 1980. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- Young, L.S. et Armstrong, D. 1972. «*Pseudomonas aeruginosa* infections». CRC Crit. Rev. Clin. Lab. Sec. 3:291-347.
- Young, M. 1989. Communication. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.