



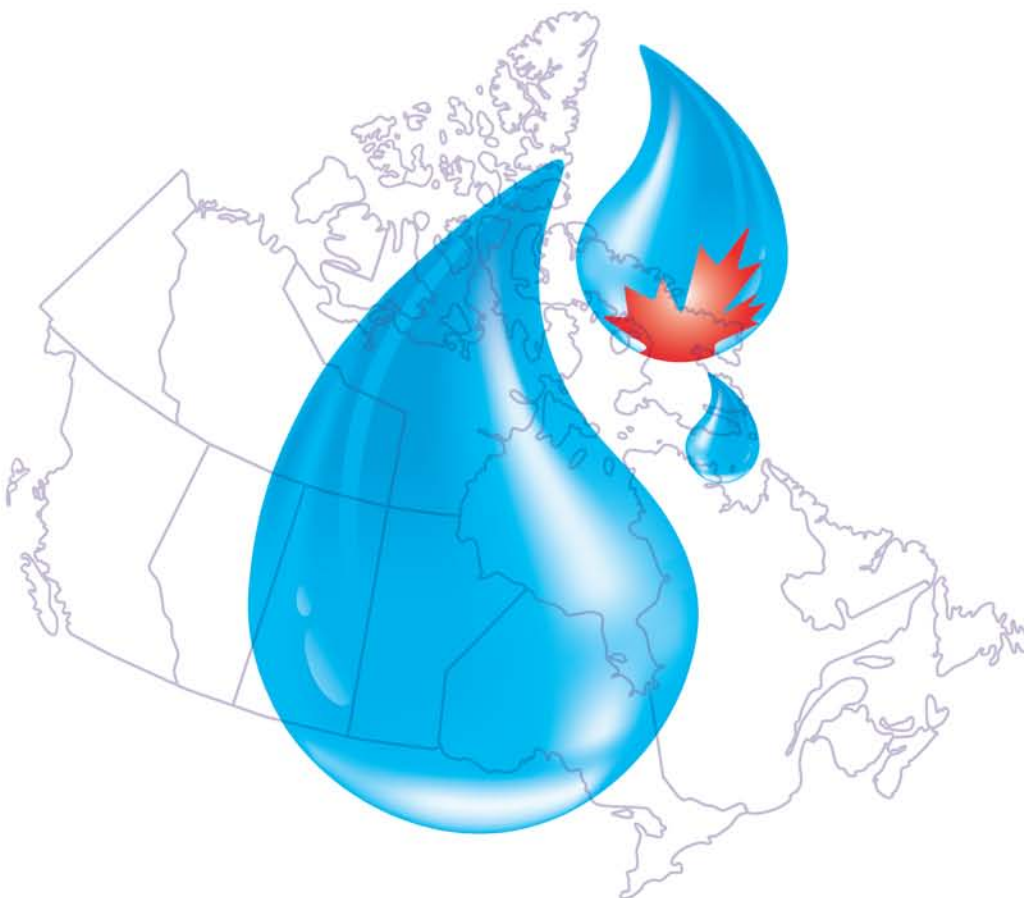
Santé
Canada Health
Canada

*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

*Your health and
safety... our priority.*

Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada

Troisième édition



Canada

Santé Canada est le ministère fédéral qui aide les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Nous évaluons l'innocuité des médicaments et de nombreux produits de consommation, aidons à améliorer la salubrité des aliments et offrons de l'information aux Canadiennes et aux Canadiens afin de les aider à prendre de saines décisions. Nous offrons des services de santé aux peuples des Premières nations et aux communautés inuites. Nous travaillons de pair avec les provinces pour nous assurer que notre système de santé répond aux besoins de la population canadienne.

Publication autorisée par la ministre de la Santé.

Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada

est disponible sur Internet à l'adresse suivante : <http://www.santecanada.gc.ca>

Also available in English under the title:

Guidelines for Canadian Recreational Water Quality

La présente publication est disponible sur demande sous d'autres formes.

Pour obtenir plus de renseignements ou des copies supplémentaires, veuillez communiquer avec :

Publications

Santé Canada

Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Tél. : 613-954-5995

Télec. : 613-941-5366

Courriel : info@hc-sc.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de la Santé, 2012

La présente publication peut être reproduite sans autorisation dans la mesure où la source est indiquée en entier..

Cat. : H129-15/2012F

ISBN : 978-1-100-99431-4

Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada

Troisième édition

Document préparé par le
Groupe de travail fédéral-provincial-territorial
sur la qualité des eaux à usage récréatif
du
Comité fédéral-provincial-territorial sur la
santé et l'environnement

Ottawa (Ontario)

Avril 2012

Le présent document peut être cité de la façon suivante :

Santé Canada (2012). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada, troisième édition. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). (Numéro de catalogue H129-15/2012F)

Le présent document a été préparé par le Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la qualité des eaux à usage récréatif du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement.

Vous pouvez faire parvenir vos questions ou vos commentaires à l'adresse suivante :

Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques
Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs
Santé Canada
269, av. Laurier Ouest, indice de l'adresse 4903D
Ottawa (Ontario)
Canada K1A 0K9

Tél. : 613-948-2566

Télec. : 613-952-2574

Courriel : water_eau@hc-sc.gc.ca

Site Web: www.santecanada.gc.ca/eauqualite

Table des matières

Membres du Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la qualité des eaux à usage récréatif.....	1
Remerciements	2
Sommaire.....	3
Introduction.....	8
Partie I : Gestion des eaux récréatives.....	10
1.0 Approche à barrières multiples	11
2.0 Enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu	12
2.1 Préparatifs pré-enquête	12
2.2 Visite des lieux.....	13
2.3 Rapport d'évaluation.....	14
3.0 Barrières pour la protection des eaux récréatives	16
3.1 Surveillance de la conformité	16
3.1.1 Fréquence de l'échantillonnage microbiologique.....	18
3.1.2 Sites de prélèvement des échantillons microbiologiques.....	19
3.1.3 Autres outils de surveillance	21
3.2 Communication et sensibilisation du public.....	22
3.3 Avis de santé publique	25
3.4 Maîtrise des dangers	26
Partie II : Documentation technique.....	28
4.0 Indicateurs recommandés de contamination fécale.....	28
4.1 Organismes indicateurs pour les activités récréatives de contact primaire.....	29
4.1.1 Eaux douces : Escherichia coli (E. coli)	29
4.1.2 Eaux marines : entérocoques	38
4.2 Conseils concernant les eaux destinées aux activités récréatives de contact secondaire	45
4.3 Examen d'autres organismes indicateurs potentiels	48
5.0 Microorganismes pathogènes.....	59
5.1 Bactéries pathogènes.....	59
5.1.1 Bactéries entériques pathogènes (Campylobacter, E. coli pathogènes, Salmonella, Shigella)	60
5.1.2 Bactéries pathogènes libres (Aeromonas, Legionella, Mycobacterium, Pseudomonas)	65
5.1.3 Autres bactéries pathogènes (Leptospira, Staphylococcus).....	69
5.2 Agents pathogènes viraux.....	72
5.2.1 Virus entériques	72
5.3 Protozoaires pathogènes.....	76
5.3.1 Protozoaires entériques (Giardia, Cryptosporidium)	77
5.3.2 Protozoaires libres.....	80

6.0	Cyanobactéries et leurs toxines.....	82
7.0	Autres dangers biologiques	99
7.1	Schistosomes à l'origine de la dermatite du baigneur	99
7.2	Plantes vasculaires aquatiques et algues	103
7.3	Autres organismes.....	105
8.0	Caractéristiques physiques, esthétiques et chimiques	105
8.1	Caractéristiques physiques.....	106
8.1.1	pH.....	106
8.1.2	Température	107
8.2	Caractéristiques esthétiques	110
8.2.1	Turbidité.....	110
8.2.2	Limpidité (pénétration de la lumière)	112
8.2.3	Couleur.....	113
8.2.4	Huiles et graisses.....	114
8.2.5	Déchets.....	115
8.3	Caractéristiques chimiques	116
9.0	Contamination fécale et sable des plages.....	118
10.0	Dépistage des sources de pollution fécale.....	124
	Bibliographie	127
	Annexe A : Liste des sigles et des abréviations	150
	Annexe B : Échantillonnage et analyse microbiologique	151
B.1	Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau.....	151
B.2	Méthodes de prélèvement des échantillons de sable et de sédiments	152
B.3	Transport, conservation et entreposage des échantillons	152
B.4	Méthodes d'analyse microbiologique	153
B.4.1	Indicateurs recommandés de contamination fécale	153
B.4.2	Microorganismes pathogènes.....	155
	Annexe C : Échantillonnage composite pour la contamination fécale.....	161
C.1	Description	161
C.2	Introduction.....	161
C.3	Résultats de recherche.....	162
C.4	Conclusions.....	163
	Annexe D : Liste des informations à recueillir par les enquêtes relatives à la sécurité et à l'hygiène du milieu (ESHM) dans les eaux de baignade à vocation récréative.....	164
	Annexe E : Exemple de formulaire d'échantillonnage et de rapport	169
	Annexe F : Exemples de panneaux d'information sur les plages.....	170
F.1	Signalisation de plage : exemple d'un panneau informatif d'interdiction de baignade	170
F.2	Signalisation de plage : exemple d'un panneau informatif d'autorisation de baignade	171

Membres du Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la qualité des eaux à usage récréatif

Membres provinciaux

Alberta

Karina Bodo
Public Health Surveillance and
Environmental Health
Alberta Health and Wellness

Manitoba

Dwight Williamson (*président*)
Water Science and Management Branch
Manitoba Water Stewardship

Terre-Neuve et Labrador

Renee Paterson
Water Resources Management Division
Newfoundland and Labrador Department of
Environment and Conservation

Nouvelle-Écosse

Darrell Taylor
Water and Wastewater Branch
Nova Scotia Department of the Environment
and Labour

Ontario

Tim Fletcher
Direction de l'élaboration des normes
Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Colombie-Britannique

Howard Singleton
Population Health and Wellness
British Columbia Ministry of Health

Nouveau-Brunswick

Diane Fury
Division de la santé publique et des services
médicaux
Ministère de la Santé et du Mieux-être du
Nouveau-Brunswick

Terre-Neuve et Labrador (*suppléant*)

Ali Khan
Water Resources Management Division
Newfoundland and Labrador Department of
Environment and Conservation

Québec

Denis Brouillette
Direction du suivi de l'état de
l'environnement
Ministère du Développement durable, de
l'Environnement et des Parcs du Québec

Ontario (*suppléant*)

Cassandra Lofranco
Direction de l'élaboration des normes
Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Membres correspondants

Île-du-Prince-Édouard

Joe Bradley
Environmental Health Services
Prince Edward Island Department of Health

Saskatchewan

Tim Macaulay
Population Health Branch
Saskatchewan Health

Membres invités

Environnement Canada

Tom Edge
Institut national de recherche sur les eaux

United States Environmental Protection Agency

Alfred Dufour
National Exposure Research Laboratory

Secrétariat

Santé Canada

Will Robertson
Direction générale de la santé
environnementale et de la sécurité des
consommateurs

Santé Canada

Gordon Yasvinski
Direction générale de la santé
environnementale et de la sécurité des
consommateurs

Remerciements

Nous remercions ici les personnes suivantes pour leur contribution à l'élaboration de ces recommandations :

Justin Balko
Alexandra Bourne
Cecily Flemming
Julie Kinzelman
Debra Mooney
Wendy Ralley

Alberta Health and Wellness
Manitoba Water Stewardship
Ministère de l'environnement de l'Ontario
City of Racine (Wisconsin) Health Department
Alberta Health and Wellness
Manitoba Water Stewardship

Sommaire

Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* ont pour objectif premier la protection de la santé et de la sécurité publiques. Le présent document examine les facteurs qui peuvent compromettre la salubrité de ces eaux sur le plan de la santé humaine. Son objectif est de guider les décisions des autorités provinciales et locales responsables de la gestion des eaux récréatives.

La qualité des eaux récréatives relève généralement des provinces et des territoires, la responsabilité de leur gestion sécuritaire pouvant être partagée entre ces mêmes autorités, les exploitants de plages et les fournisseurs de services. La répartition des responsabilités (p. ex. la surveillance et la communication des résultats) peut varier en fonction des politiques provinciales ou territoriales en place. Les eaux récréatives sont des étendues naturelles d'eau douce, salée ou estuarienne utilisées pour les loisirs. Il peut s'agir de lacs, de rivières et de fleuves, ou de constructions humaines telles que des carrières ou des lacs artificiels remplis d'eau naturelle non traitée. Les infections transmises par les microorganismes pathogènes constituent le principal risque pour la santé dans les eaux récréatives. Parmi les autres risques, figurent les maladies ou les blessures liées aux propriétés physiques et chimiques de l'eau.

Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* prennent en considération les risques pour la santé humaine associés aux activités récréatives : activités de contact primaire, telles que la baignade (qui inclut, aux fins de ce document, la nage et la marche dans l'eau), la planche à voile et le ski nautique, et activités de contact secondaire telles que le canotage ou la pêche, effectuées dans des eaux naturelles, par immersion intentionnelle ou non. Elles établissent des valeurs de recommandations pour certains paramètres utilisés pour évaluer la qualité des eaux récréatives, comme les indicateurs bactériologiques de contamination fécale, les cyanobactéries et leurs toxines, et des objectifs d'ordre physique et esthétique. Le présent document donne également un aperçu d'une approche de gestion du risque visant à assurer la salubrité des eaux récréatives, tout en décrivant l'état actuel des connaissances scientifiques concernant les dangers liés à la qualité de l'eau que pourraient présenter les eaux naturelles à vocation récréative. Il traite des microorganismes pathogènes préoccupants, de l'échantillonnage et de l'analyse de l'eau, et de questions récentes comme la contamination fécale du sable sur les plages et le dépistage des sources de pollution fécale.

Gestion des eaux récréatives

La protection et la gestion sécuritaire des eaux récréatives exigent la collaboration de tous les intervenants. La meilleure approche à cet égard est fondée sur une stratégie de gestion préventive des risques, axée sur l'identification et la maîtrise des dangers liés à la qualité de l'eau et des risques qui leur sont associés, et ce, avant que les usagers n'aient pu être exposés. Comme pour l'eau potable, l'approche à barrières multiples assure une gestion préventive grâce à un système intégré de procédures, de mesures et d'outils qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition humaine aux dangers liés à la qualité des eaux à vocation récréative. Les résultats des activités de surveillance et l'application des valeurs de recommandations permettent de vérifier ou de confirmer l'efficacité de ces procédures, mesures et outils. Le succès de cette approche repose principalement sur la mise en place de barrières multiples afin de protéger les bassins versants.

Les dangers potentiels ou les scénarios de risque liés à la qualité de l'eau susceptibles d'avoir une incidence sur la zone des eaux récréatives doivent être recensés par le biais d'une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu. Les résultats de cette enquête sont ensuite utilisés afin de déterminer les procédures ou les mesures appropriées à mettre en place pour réduire les risques de contamination. Il peut s'agir soit de mesures concrètes, comme le nettoyage et l'entretien des plages, soit de procédés et d'outils visant à améliorer l'efficacité du programme de gestion des eaux récréatives, comme la surveillance, les recommandations et les normes, ainsi que les stratégies de sensibilisation et de communication.

Valeurs de recommandations et renseignements techniques

L'établissement de valeurs de recommandations pour divers paramètres de la qualité de l'eau constitue une composante importante de l'approche globale de gestion du risque visant à assurer la salubrité des eaux récréatives. Ces valeurs doivent être utilisées conjointement avec la documentation technique appropriée qui se rapporte à ces paramètres. Les valeurs établies pour les paramètres de la qualité de l'eau sont indiquées au tableau 1. Les paramètres et les dangers liés à la qualité de l'eau pour lesquels une recommandation n'a pu être établie sont également indiqués.

Tableau 1. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : tableau sommaire

Recommandations		
Paramètre	Considérations	Recommandation
<i>Escherichia coli</i> (Activités récréatives de contact primaire)*	Moyenne géométrique (d'au moins 5 échantillons) Concentration maximale dans un seul échantillon	≤ 200 <i>E. coli</i> /100 mL ≤ 400 <i>E. coli</i> /100 mL
Entérocoques (Activités récréatives de contact primaire)*	Moyenne géométrique (d'au moins 5 échantillons) Concentration maximale dans un seul échantillon	≤ 35 entérocoques/100 mL ≤ 70 entérocoques/100 mL
Microorganismes pathogènes (bactéries, virus, protozoaires)	Analyse requise uniquement lorsque les données épidémiologiques ou autres le justifient	Aucune valeur numérique recommandée
Cyanobactéries Cyanotoxines	Nombre total de cyanobactéries Nombre total de microcystines	≤ 100 000 cellules/mL ≤ 20 µg/L
Autres dangers biologiques (p.ex. : des schistosomes pouvant entraîner une dermatite du baigneur ou des plantes vasculaires aquatiques et des algues)	Les activités récréatives ne devraient pas être pratiquées dans des eaux où les autorités responsables estiment que la présence d'organismes représente un risque pour la santé et la sécurité des usagers	Aucune valeur numérique recommandée
pH	Pour les eaux utilisées pour des activités récréatives de contact primaire	5,0 à 9,0
Température	Ne doit pas entraîner une hausse ou une baisse sensible de la température corporelle des baigneurs	Aucune valeur numérique recommandée
Dangers chimiques	Les risques associés aux dangers chimiques dépendent des conditions propres au secteur considéré et devront être évalués au cas par cas	Aucune valeur numérique recommandée

*Des conseils relatifs aux eaux récréatives destinées à des activités de contact secondaire se trouvent à la section 4.2

Objectifs esthétiques		
Paramètre	Considérations	Objectif esthétique
Turbidité	Doit être propice à la plupart des usages récréatifs	50 uTN
Limpidité	L'eau doit être suffisamment limpide pour que les usagers puissent estimer la profondeur et apercevoir les dangers sous l'eau	Disque de Secchi visible à une profondeur de 1,2 m
Couleur	Ne doit pas être intense au point de réduire la visibilité dans les eaux de baignade	Aucune valeur numérique recommandée
Huiles et graisses	Ne doivent pas être présentes en concentrations telles qu'elles forment un film visible ou des reflets, colorent la surface ou dégagent une odeur, et forment des dépôts sur les rives ou le fond qui sont visibles ou décelables à l'odeur	Aucune valeur numérique recommandée
Déchets	Les eaux doivent être exemptes de débris flottants et de matières en suspension qui forment des dépôts indésirables	Aucune valeur numérique recommandée

Indicateurs de contamination fécale – activités récréatives de contact primaire

E. coli est le meilleur indicateur de contamination fécale dans les eaux douces utilisées à des fins récréatives, et les entérocoques sont les meilleurs indicateurs de contamination fécale dans les eaux marines utilisées à des fins récréatives. Les valeurs de recommandations pour ces deux indicateurs sont fondées sur l'analyse des données épidémiologiques reliant leurs concentrations à l'incidence, chez les baigneurs, de maladies gastro-intestinales associées à la baignade. Elles sont le résultat de décisions de gestion du risque fondées sur l'évaluation des risques sanitaires chez les personnes qui participent à des activités aquatiques récréatives et prennent en considération les avantages importants que procurent ces dernières, tant sur le plan de la santé que de la détente. Il est en outre recommandé que les zones d'eaux récréatives régulièrement utilisées pour des activités récréatives de contact primaire fassent l'objet au minimum d'un contrôle hebdomadaire, et que les contrôles soient encore plus nombreux dans le cas des plages très fréquentées ou qui sont connues pour accueillir simultanément de nombreux utilisateurs. Par ailleurs, il peut arriver dans certains cas qu'une réduction de la fréquence des échantillonnages soit justifiée.

Conseils concernant les eaux destinées aux activités de contact secondaire

Compte tenu de l'intérêt croissant des autorités pour une distinction entre activités de contact primaire et activités de contact secondaire, il a été décidé d'inclure, à partir de la présente édition des *Recommandations*, des conseils concernant les activités de contact secondaire et la concentration d'indicateurs de contamination fécale. On ne dispose pas de données épidémiologiques suffisantes permettant de calculer des valeurs limites précises des indicateurs de contamination fécale fondées sur des critères sanitaires et ayant pour objectif de protéger les usagers participant à des activités récréatives de contact secondaire d'une exposition à une contamination fécale. Une activité de contact secondaire est une activité au cours de laquelle seuls les membres sont régulièrement mouillés et où le contact d'une plus grande partie du corps avec l'eau (y compris l'ingestion d'eau) est inhabituel. Il est clair que, à l'occasion de la majorité des activités récréatives de contact secondaire, et en raison d'un niveau prévu d'exposition à l'eau la plupart du temps plus faible, il pourrait y avoir certaines eaux pour lesquelles une désignation d'utilisation pour des activités de contact secondaire, accompagnée de valeurs

distinctes de qualité de l'eau, serait souhaitable et considérée comme acceptable par les exploitants et les autorités réglementaires. On pourrait conseiller, comme première approche en vue de définir des valeurs limites des indicateurs de contamination fécale pour des activités de contact secondaire, d'appliquer un facteur 5 à la moyenne géométrique des concentrations des indicateurs de matières fécales utilisée pour protéger les usagers pratiquant des activités récréatives de contact primaire. Ces valeurs représentent une décision de gestion des risques s'appuyant sur l'évaluation des scénarios d'exposition attendus et des risques sanitaires potentiels pour les usagers des eaux récréatives, et constituent une approche raisonnable et tolérable de la protection des utilisateurs participant à une activité volontaire.

Autres organismes indicateurs possibles

Les organismes le plus souvent considérés comme indicateurs potentiels de la qualité des eaux récréatives sont les *Bacteroides* spp., le *Clostridium perfringens*, les coliphages à ARN-F+ et les bactériophages infectant le *Bacteroides fragilis*. Pour l'instant, aucun de ces organismes ne satisfait à un nombre suffisant d'exigences pour servir couramment d'indicateur de la qualité des eaux récréatives. Il serait plus approprié de les utiliser comme indicateurs de pathogènes ou de contamination fécale. Des progrès dans les méthodes de détection et de numération pourraient permettre de mieux comprendre ces organismes et leurs rôles éventuels dans les futurs programmes de surveillance des eaux récréatives.

Microorganismes pathogènes (bactéries, virus, protozoaires)

La détection des microorganismes pathogènes dans les eaux récréatives présente actuellement des défis trop grands pour qu'il soit possible de recommander qu'elle fasse partie d'un programme de surveillance régulier. Des circonstances spéciales, comme des enquêtes relatives aux éclosions de maladies d'origine hydrique, pourraient cependant entraîner un besoin de surveillance. Les indicateurs fécaux comme *E. coli* et les entérocoques sont les meilleurs indicateurs disponibles pour détecter la présence de microorganismes entériques pathogènes. Toutefois, l'absence des indicateurs fécaux recommandés ne signifie pas nécessairement qu'il n'y a pas de microorganismes pathogènes.

Cyanobactéries et toxines

Des cas de maladies graves ont été rapportés chez des baigneurs ayant été exposés à des proliférations de cyanobactéries (fleurs d'eau) toxiques dans des eaux à vocation récréative. Des valeurs de recommandations ont été établies pour les cyanobactéries et leurs toxines (microcystines); elles visent à assurer une protection contre le risque d'exposition aux microcystines et contre les effets néfastes qui pourraient résulter d'une exposition à de fortes densités de cyanobactéries. Les eaux où les valeurs de recommandations sont dépassées ou dans lesquelles il y a prolifération de cyanobactéries peuvent poser un risque pour la santé humaine. Il revient dans ce cas aux autorités compétentes d'émettre un avis d'interdiction de baignade si elles le jugent nécessaire. Il convient alors d'éviter tout contact avec l'eau jusqu'à ce que l'avis d'interdiction de baignade ait été levé.

Autres dangers biologiques

Dans les zones récréatives où d'autres dangers biologiques présentent un risque pour la santé et la sécurité des usagers, il est déconseillé de pratiquer des activités aquatiques. Parmi ces dangers,

mentionnons la présence d'organismes responsables de la dermatite du baigneur et les fortes densités de plantes aquatiques.

Caractéristiques physiques, chimiques et esthétiques

Les caractéristiques physiques, chimiques et esthétiques de l'eau peuvent avoir un impact sur la pratique d'activités aquatiques dans les zones à vocation récréative. Les eaux récréatives doivent présenter une bonne qualité esthétique et être exemptes de substances qui compromettent leur appréciation esthétique. Les propriétés esthétiques de l'eau peuvent également avoir une incidence sur la santé et la sécurité des usagers des eaux récréatives, notamment lorsque la visibilité est considérablement réduite.

Aucune recommandation n'a été établie pour des substances chimiques spécifiques dans les eaux récréatives. En général, les risques potentiels liés à une exposition à des substances chimiques seront propres à un site et beaucoup plus faibles que les risques microbiologiques. Il est important que les exploitants de plages et les fournisseurs de services disposent d'un mécanisme pour s'assurer que les dangers chimiques potentiels sont connus et que des mesures adéquates sont prises.

Contamination fécale du sable des plages

Le sable des plages peut constituer une importante source diffuse de contamination fécale des eaux récréatives. Il peut fournir un milieu propice aux microorganismes d'origine fécale en leur permettant de survivre plus longtemps que dans les eaux adjacentes. Des facteurs physiques tels que les ondes de tempête, les marées et une forte densité de baigneurs peuvent entraîner le transfert, dans les eaux de baignade, des microorganismes fécaux contenus dans le sable et les sédiments des zones riveraine et intertidale.

Des recherches plus poussées sont nécessaires pour établir des relations entre les bactéries fécales indicatrices et la présence possible de pathogènes fécaux dans le sable des plages, et pour déterminer les répercussions potentielles sur la santé humaine. Les barrières qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition des personnes qui fréquentent les plages pourraient comprendre des campagnes de sensibilisation, de meilleures pratiques d'hygiène sur les plages, des méthodes de nettoyage appropriées du sable et des mesures conçues pour éloigner les animaux (oiseaux et autres espèces sauvages) des plages.

Dépistage des sources de pollution fécale

Le dépistage des sources de pollution fécale est un nouveau champ qui s'intéresse à la compréhension des sources particulières de contamination fécale ayant des impacts sur une zone donnée. De nombreux outils de dépistage des sources chimiques et microbiologiques ont été décrits. Il est impératif de bien cerner le problème de contamination fécale avant d'envisager d'entreprendre une étude de dépistage des sources de pollution fécale.

Introduction

La qualité des eaux récréatives relève généralement des provinces et des territoires, la responsabilité de leur gestion sécuritaire pouvant être partagée entre ces mêmes autorités, les exploitants de plages et les fournisseurs de services. La répartition des responsabilités (p. ex. la surveillance et la communication des résultats) variera en fonction des politiques provinciales ou territoriales en place. Le Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la qualité des eaux à usage récréatif a été mis sur pied par le Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement afin d'examiner et d'évaluer les informations scientifiques actuelles portant sur la qualité des eaux récréatives et d'élaborer des recommandations à jour à leur sujet. Une version actualisée (troisième édition) des *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*, prenant en compte les informations scientifiques récentes et proposant une méthode recommandée de gestion du risque adaptée à ce domaine, a donc été élaborée. Le groupe de travail a procédé à une nouvelle évaluation des critères définissant les indicateurs de la qualité des eaux à vocation récréative, ainsi qu'à un examen de la documentation spécialisée portant sur cette question et sur l'incidence de la qualité des eaux à vocation récréative sur la santé et la sécurité humaines : articles scientifiques, rapports d'enquêtes épidémiologiques, documents publiés, rapports de surveillance des maladies, et guides élaborés par d'autres organisations gouvernementales et internationales dans le monde.

Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* ont pour objectif premier la protection de la santé et de la sécurité publiques. Principalement destinées aux autorités compétentes et aux décideurs, elles proposent des recommandations concernant les facteurs pouvant interférer avec la salubrité des eaux récréatives sur le plan de la santé humaine. Elles préconisent l'adoption d'une stratégie de gestion préventive des risques axée sur l'identification et la maîtrise des dangers liés à la qualité de l'eau et des risques qui leur sont associés avant le point de contact avec les usagers des eaux récréatives. Elles recommandent également le recours à l'approche à barrières multiples comme moyen le plus efficace de réduire les risques d'exposition humaine aux dangers liés à la qualité de l'eau que présentent les eaux récréatives.

Les eaux récréatives sont des étendues naturelles d'eau douce, salée ou estuarienne utilisées par un nombre important de personnes pour leurs activités récréatives. Il peut s'agir également de constructions humaines utilisant de l'eau naturelle non traitée (p. ex. des lacs artificiels ou des carrières).

Les activités aquatiques récréatives ou loisirs aquatiques englobent toute activité pouvant conduire à une immersion intentionnelle ou non dans une étendue d'eau naturelle. On peut les définir plus précisément comme suit (classement inspiré de OMS, 2003a) :

- *Activités de contact primaire* : activités au cours desquelles tout le corps ou le visage et le tronc sont fréquemment immergés ou au cours desquelles le visage est fréquemment éclaboussé, et où il y a possibilité d'ingestion d'eau (p. ex. baignade, surf, ski nautique, navigation en eau vive (en canot, en kayak ou en canot pneumatique), planche à voile, plongée);

- *Activités de contact secondaire* : activités au cours desquelles seuls les membres sont régulièrement mouillés et où le contact d'une plus grande partie du corps avec l'eau (y compris l'ingestion d'eau) est inhabituel (p. ex. aviron, voile, canoë-kayak, pêche sportive).

Le présent document n'aborde pas les activités récréatives qui se déroulent dans des installations telles que les piscines, les cuves thermales, les bains tourbillons et les baignoires d'hydrothérapie, ni les activités de contact tertiaire où aucun contact avec l'eau n'est prévu (p. ex. promenade sur la grève, bain de soleil). Les blessures liées à l'eau, par exemple à l'occasion d'activités de plongée, et les noyades ne sont pas prises en compte, ni les problèmes propres à certaines personnes ou groupes de personnes particulièrement sensibles. Les individus inquiets à propos de leur état de santé ou à propos de la santé de groupes de populations vulnérables devraient consulter leur fournisseur de soins de santé ou le service régional de santé en vue de prendre une décision éclairée avant de participer à toute activité dans des eaux récréatives.

Le présent document se divise en deux parties :

- La partie I (Gestion des eaux récréatives) offre des recommandations sur la gestion des eaux récréatives, notamment des méthodes d'évaluation des risques liés à la qualité de l'eau, de surveillance des eaux, et de mise en œuvre de mesures préventives ou correctrices.
- La partie II (Documentation technique) définit des valeurs de recommandations et des objectifs esthétiques, et fournit des informations techniques et scientifiques pertinentes relatives aux paramètres de la qualité des eaux et aux principaux risques que peuvent présenter les eaux récréatives au Canada.

Les valeurs de recommandations et les objectifs esthétiques définis dans le présent document ne doivent pas être considérés comme des normes ayant force de loi, sauf quand ils sont promulgués par un organisme provincial, territorial ou fédéral compétent. Il est également possible que ledit organisme décide d'appliquer des valeurs et des objectifs plus contraignants, si cela lui semble nécessaire. Le présent document a pour vocation de servir de guide aux autorités ayant en charge l'élaboration de normes d'exploitation dans le cadre d'un plan global de gestion des plages. Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* seront périodiquement révisées ou adaptées, le cas échéant, afin de continuer à jouer leur rôle de protection de la santé et de la sécurité de l'ensemble de la population canadienne.

Partie I : Gestion des eaux récréatives

La répartition des responsabilités relatives à une gestion sécuritaire des eaux récréatives variera en fonction des politiques provinciales ou territoriales en place. Les autorités qui supervisent les opérations qui se déroulent quotidiennement dans une zone aquatique disposent généralement des connaissances les plus complètes concernant cette zone, et sont donc dans une situation privilégiée pour prendre les mesures nécessaires en vue de garantir une exploitation sécuritaire des installations. Les informations de gestion présentées dans cette section sont plus particulièrement adaptées aux plages aménagées (qu'elles soient publiques ou privées); les mêmes principes peuvent toutefois être appliqués à n'importe quelle zone aquatique naturelle à vocation récréative.

La gestion avisée des eaux récréatives exige la collaboration de toutes les parties concernées, en particulier les exploitants de plages, les fournisseurs de services, les pouvoirs publics, les entreprises et sociétés industrielles locales, et les usagers. Tous les intervenants doivent être informés de leurs rôles et responsabilités dans la gestion sécuritaire des eaux récréatives.

Une démarche de gestion préventive à barrières multiples, mettant l'accent sur la mise en évidence et sur la maîtrise des dangers liés à la qualité de l'eau et des risques associés, avant que l'utilisateur n'entre en contact avec les eaux récréatives, constitue la meilleure stratégie de protection de la santé publique contre les risques associés aux eaux récréatives. Les stratégies de gestion réactive exclusivement fondées sur le contrôle du respect de la réglementation ne sauraient suffire à protéger la santé des usagers des eaux récréatives.

1.0 Approche à barrières multiples

Cette approche consiste en un système intégré de procédures, de mesures et d'outils qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition humaine aux dangers associés aux eaux à vocation récréative. Elle s'apparente à l'approche dite « de la source au robinet » appliquée au Canada pour la gestion des approvisionnements en eau potable (CCME, 2004).

Cette approche de la gestion des eaux récréatives a été approuvée par les spécialistes de la qualité des eaux du monde entier. Les concepts de gestion préventive des risques et de mise en place de barrières multiples étaient au cœur des recommandations formulées pour une meilleure gestion des eaux récréatives par un groupe international d'experts suite à une réunion financée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) à Stockholm (Suède), en 1999. Le rapport sur les conclusions de cette réunion a ensuite été publié dans un document désormais connu sous le nom de « Protocole d'Annapolis » (OMS, 1999). De même, c'est cette démarche qui constitue le fondement du cadre de gestion énoncé dans les directives de l'OMS pour la salubrité des eaux récréatives (*Guidelines for Safe Recreational Water Environments* – OMS, 2003a).

La démarche à barrières multiples permet d'obtenir des résultats en érigeant un certain nombre de barrières propres à différents aspects de la gestion (p. ex. la protection des sources, la surveillance, la maîtrise des dangers, la communication et la consultation), plutôt que de faire porter tous les efforts sur une seule barrière.

Les avantages propres à cette démarche comprennent notamment :

- une meilleure protection de la santé publique;
- une gestion plus efficace des eaux récréatives (les plans d'exploitation pouvant être établis en fonction des besoins de la zone considérée et des ressources disponibles);
- une amélioration de la communication publique (favorisant chez les usagers une meilleure compréhension des concepts clés et du rôle du public dans la salubrité des eaux récréatives);
- une gestion plus efficace des situations d'urgence (les dangers potentiels liés à la qualité de l'eau ayant été compris, et des plans ayant été mis en place pour remédier efficacement aux problèmes).

Les sections suivantes fournissent des informations complémentaires sur divers aspects de la stratégie à barrières multiples, notamment sur l'évaluation de la situation (enquêtes relatives à la sécurité et à l'hygiène du milieu) et l'application/mise en place des barrières (respect de la réglementation, sensibilisation du public, communication, conseils de santé publique et mesures de lutte contre les dangers).

2.0 Enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu

L'enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu (ESHM) constitue le fondement ou la trame d'un plan avisé de gestion des risques pour les eaux récréatives, et de sa mise en œuvre. Une telle enquête se présente sous la forme d'une recherche exhaustive et d'une évaluation des dangers existants et potentiels liés à la qualité de l'eau, qu'ils soient biologiques, chimiques ou physiques, et des risques qui leur sont associés sur le plan de la santé et de la sécurité du public dans les zones désignées comme plages. L'ESHM constitue également un examen général de tous les aspects de l'exploitation d'une plage. Les données recueillies apportent aux exploitants de plages, aux fournisseurs de services et aux autorités compétentes les informations nécessaires à la prise de décisions avisées aux fins de la gestion des risques, ainsi qu'à la formulation et à l'application d'un programme efficace de surveillance des plages. L'ESHM a sa place dans l'approche à barrières multiples de la gestion des eaux récréatives dans la mesure où elle permet de déterminer les zones d'intervention prioritaire en vue de la réduction du niveau de risque auquel sont exposés les usagers.

Les ESHM doivent être répétées chaque année, juste avant la saison de baignade. Elles permettent :

- de recenser les caractéristiques fondamentales des eaux récréatives;
- de détecter toute source possible de contamination fécale;
- de mettre en évidence tout autre danger potentiel pour la qualité de l'eau, qu'il soit de nature physique, chimique ou biologique, ou les sources d'un tel danger, susceptible de représenter un risque pour les usagers des eaux récréatives;
- d'évaluer l'efficacité des programmes de surveillance et des mesures de gestion des risques en vigueur.

L'autorité disposant des connaissances les plus complètes concernant l'exploitation quotidienne de la plage constitue le candidat le mieux placé pour conduire le processus des ESHM. Le processus peut également être grandement amélioré par une collaboration intersectorielle. Parmi les personnes et les groupes qu'il pourrait être intéressant de consulter au sujet du processus, on trouve :

- l'organisme provincial, territorial ou fédéral réglementaire ou de gestion compétent;
- les exploitants de plages;
- le ministère de la Santé publique et environnementale;
- les membres de la communauté;
- des particuliers représentant les entreprises et l'industrie locales.

Les ESHM reposent sur trois grandes étapes : les préparatifs pré-enquête, la visite des lieux et le rapport d'évaluation.

2.1 Préparatifs pré-enquête

Cette étape couvre la collecte et l'examen de toutes les informations disponibles sur la plage et les zones avoisinantes, y compris les rapports d'enquête précédents. Elle peut fournir des informations utiles sur les tendances passées, les problèmes et les succès, et permettre une visite plus approfondie et plus efficace sur le terrain. Les préparatifs peuvent démarrer par un examen général des informations concernant la plage, par exemple ses caractéristiques physiques, les

différents types d'activités qui s'y déroulent et les estimations de sa fréquentation. Les cartes topographiques, les photos aériennes et les données issues des systèmes d'information géographique (SIG) peuvent apporter une perspective différente favorisant l'identification des sources de contamination, des sites d'échantillonnage possibles et de l'utilisation des sols à proximité. L'étude des données antérieures concernant les résultats des épreuves microbiologiques, les affichages publics et la surveillance des maladies fournit des informations permettant de déterminer si la zone se prête à des activités récréatives, ainsi que les risques potentiels pour les baigneurs. L'évaluation des données hydrologiques et météorologiques et des autres données sur la qualité de l'eau compte tenu des précipitations, des courants, des marées, des vents dominants et des rejets potentiels (eaux usées, eaux pluviales et autres rejets de déchets) peut contribuer à préciser leur impact (individuel ou collectif) sur la qualité des eaux.

2.2 Visite des lieux

La visite des lieux a pour objet d'identifier de visu et de confirmer tous les dangers, réels ou potentiels, liés à la qualité de l'eau. Par ailleurs, des informations peuvent être recueillies sur l'existence et la conformité des installations publiques, des dispositifs de sécurité et des mécanismes d'information et de sensibilisation du public. Aux fins d'une ESHM, on entend par « danger » tout objet ou circonstance pouvant mettre en péril la sécurité ou la santé humaines. Dans la plupart des zones de baignade, les risques de contact avec la pollution fécale du milieu ambiant constituent une préoccupation majeure; c'est pourquoi il convient de porter attention aux sources possibles de contamination fécale à la fois ponctuelles (rejets ou déversements pouvant contenir des eaux usées, des eaux de pluie ou d'autres déchets d'origine fécale) et non ponctuelles (p. ex. les oiseaux et les animaux sauvages et domestiques, les ruissellements d'eau de pluie depuis la plage et les zones avoisinantes, les eaux septiques et la contamination provenant des baigneurs eux-mêmes).

D'autres dangers réels ou potentiels peuvent aussi être présents, notamment :

- des dangers chimiques (p. ex. les rejets industriels, les contaminations provenant des marinas/bateaux);
- des dangers biologiques (p. ex. les proliférations de cyanobactéries, les organismes responsables de la dermatite du baigneur);
- des dangers physiques (p. ex. des déchets ou une faible visibilité).

D'autres informations peuvent s'avérer utiles pour déceler les dangers difficiles à discerner à l'œil nu. Ainsi, la présence de grandes quantités de débris flottants peut indiquer des rejets d'eaux usées ou d'eaux de pluie. Une liste des différents types d'informations à recueillir pendant la visite des lieux est fournie à l'annexe D.

Il est parfois souhaitable de visiter les lieux par temps sec et par temps de pluie. Les effets des épisodes de chutes de pluie et de tempêtes sur la qualité de l'eau doivent être étudiés. Certains types de contamination (p. ex. ruissellement, rejets d'eaux pluviales) ne sont visibles qu'en périodes de pluie. Des échantillons d'eau représentatifs peuvent également être prélevés et analysés pour confirmer une éventuelle contamination et en déterminer la variabilité et la source. Des enquêtes succinctes peuvent aussi être effectuées tout au long de la saison estivale, en même temps que la surveillance microbiologique, afin de recueillir des informations récentes sur les zones vouées à des activités récréatives. Ces informations se sont avérées utiles pour élaborer des

modèles qui aident à prévoir la qualité des eaux. De plus amples informations sur la question sont fournies à la section 10.0 (Dépistage des sources de pollution fécale) ainsi qu'à l'annexe B (Échantillonnage et analyse microbiologique).

2.3 Rapport d'évaluation

Une fois la visite des lieux terminée, il faut entreprendre une évaluation des risques pour préciser les dangers prioritaires. Les risques devront, aux fins de l'ESHM, prendre en considération la probabilité d'une exposition à un danger donné et les conséquences associées à cette exposition. La mise en œuvre d'une évaluation des risques adaptée exige donc la prise en compte de facteurs susceptibles de contribuer à l'exposition d'un baigneur. Ces facteurs sont notamment la proximité d'un danger par rapport à la zone de baignade, les effets des caractéristiques physiques de l'endroit (profondeur, circulation de l'eau), l'incidence possible des conditions météorologiques, les types et modes d'exécution des activités récréatives pratiquées dans la zone, et les effets de toute barrière existante. Ainsi, dans le cas d'un trop-plein d'égout unitaire, les facteurs contribuant à l'exposition des usagers pourraient être de fortes précipitations entraînant un déversement d'eaux usées, des courants ou des vents qui pousseraient ces eaux vers la zone de baignade, et l'absence de moyens d'information pour faire savoir au public que la zone de baignade doit être évitée immédiatement après de fortes pluies. L'évaluation des risques peut aussi contribuer à préciser les endroits où des barrières supplémentaires pourraient s'avérer nécessaires pour réduire l'exposition humaine.

Le processus doit aboutir à la production d'un rapport d'évaluation sur lequel devront être fondés les nouveaux plans de gestion ou d'exploitation de la plage. Outre la présentation des constats faits durant l'enquête, le rapport doit définir les priorités d'intervention, préciser les barrières à mettre en place et formuler des recommandations en vue d'un programme adapté de surveillance de la plage.

Ces recommandations doivent indiquer les lieux, périodes et fréquences spécifiques d'échantillonnage et donner un aperçu des mesures à prendre si une alerte ou d'autres formes d'intervention s'imposent.

L'organigramme présenté à la figure 1 (d'après Codd et coll., 2005) pourrait illustrer le déroulement des activités de conception et de mise en place de la stratégie à barrières multiples pour les eaux récréatives. Les exploitants de plages, les fournisseurs de services ou les autorités compétentes désireux d'élaborer leur propre plan d'exploitation peuvent s'en inspirer.

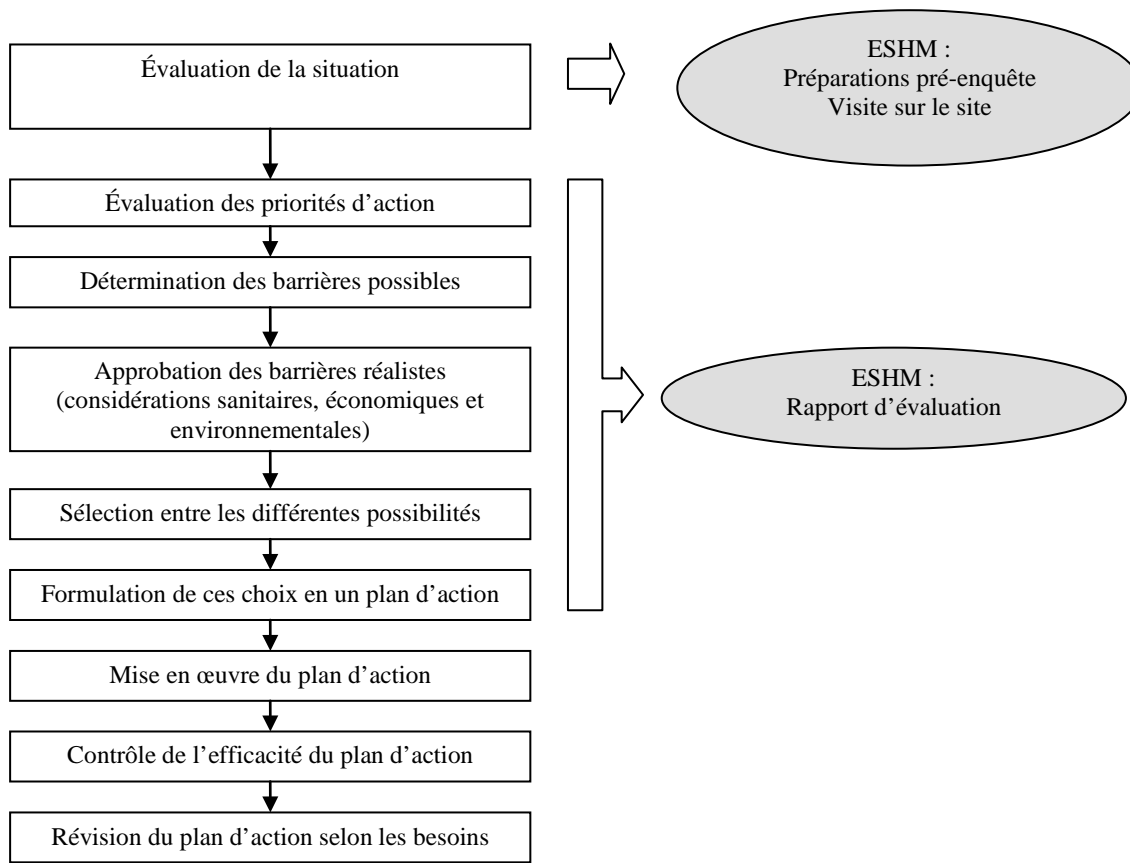


Figure 1. Déroulement possible des activités de conception et d'application de la stratégie à barrières multiples pour les eaux récréatives.

3.0 Barrières pour la protection des eaux récréatives

Les barrières sont des procédures ou des mesures qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition humaine aux dangers que présentent les eaux à vocation récréative. Il peut s'agir de mesures concrètes, comme le nettoyage et l'entretien des plages, ou de procédés et d'outils visant à améliorer l'efficacité du programme de gestion des eaux récréatives, tels que des politiques et des textes de loi, des directives, des normes et des stratégies de sensibilisation et de communication.

Quatre grands domaines ont été décrits en vue de la mise en place de barrières (OMS, 2003a) : la surveillance de la conformité, la communication et la sensibilisation du public, les conseils de santé publique, et les mesures de lutte contre les dangers.

3.1 Surveillance de la conformité

La surveillance est un concept très large susceptible de remplir de nombreuses fonctions. Elle peut être utilisée pour :

- déterminer si la qualité de l'eau respecte les présentes recommandations;
- préciser les impacts des événements ayant une incidence sur la qualité de l'eau;
- mettre en évidence les tendances à long terme de la qualité de l'eau;
- souscrire aux constatations de l'ESHM ou mettre ses lacunes en évidence;
- vérifier que les barrières (p. ex. les notifications et les actions correctives) sont bien en place;
- vérifier que ces barrières fonctionnent efficacement.

La surveillance de la conformité a pour objet de mettre en évidence les dangers liés à la qualité de l'eau existants et de conserver un suivi d'éventuels changements. Il est essentiel d'avoir un bon système de surveillance et de rapports pour évaluer la salubrité des eaux récréatives et communiquer des informations à ce sujet. Les décisions concernant les zones à surveiller, la sélection des indicateurs et la conception du programme de surveillance sont prises par les organismes de gestion et de réglementation compétents. Le programme de surveillance doit intégrer les informations livrées par l'ESHM et tenir compte des recommandations relatives aux zones devant faire l'objet d'une attention prioritaire. Un plan de surveillance documenté doit être établi pour toutes les plages surveillées et contenir au minimum des instructions sur les aspects suivants :

- les paramètres à analyser;
- les endroits où prélever les échantillons;
- les dates et la fréquence des prélèvements d'échantillons.

Il faut surveiller régulièrement les eaux récréatives pour dépister toute contamination fécale, au moyen des indicateurs primaires suivants :

- eaux douces : *E. coli*;
- eaux marines : entérocoques.

Des valeurs de recommandations ont été établies concernant ces paramètres pour ce qui est de la moyenne géométrique et des concentrations indicatives pour un seul échantillon (voir le tableau 1 [Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au

Canada – Tableau sommaire] et la section 4.0 [Indicateurs recommandés de contamination fécale]).

En outre, d'autres organismes décrits pourraient constituer d'utiles indicateurs apportant des informations complémentaires sur la contamination fécale des eaux récréatives. Ces organismes peuvent également être intégrés au programme de surveillance des eaux récréatives, dans la mesure où leur pertinence a été reconnue par les organismes de gestion et de réglementation compétents.

D'autres paramètres de la qualité de l'eau relatifs aux caractéristiques physiques et esthétiques d'une zone vouée aux loisirs aquatiques et de ses alentours se rapportent à la santé et à la sécurité des usagers et peuvent donc être inclus dans un programme de surveillance. Des valeurs de recommandations ou des objectifs esthétiques ont été prescrits pour ces paramètres lorsque cela était possible (voir le tableau 1 [Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : tableau sommaire] et la section 8.0 [Caractéristiques physiques, chimiques et esthétiques]).

On peut également procéder à des tests visant à déceler des dangers particuliers liés à la qualité de l'eau, s'il existe une preuve épidémiologique ou autre de leur présence dans l'eau. Ces preuves peuvent prendre les formes suivantes :

- des rapports concernant une éclosion de maladies ou des maladies d'étiologie particulière;
- des rapports faisant état de suspicions quant à une maladie de cause indéterminée;
- des rapports signalant des lésions liées à l'eau;
- des indicateurs dont le niveau suggère fortement la présence d'un danger particulier;
- des rapports relatifs à un événement particulier tel qu'un rejet d'eaux usées ou un déversement de produits chimiques;
- une prolifération de cyanobactéries.

Des procédures peuvent également être définies pour la surveillance d'autres barrières susceptibles d'être utilisées pour la gestion des eaux récréatives. Notamment :

- les avis affichés ou les panneaux d'avertissement installés à l'intention du public;
- les actions mises en œuvre pour la maîtrise des dangers liés à la qualité de l'eau;
- les autorités sanitaires informées;
- les politiques, la législation, les protocoles ou les recommandations en place.

Il est reconnu que les zones aquatiques récréatives sont dotées chacune de caractéristiques et de problématiques d'exploitation uniques. Les décisions concernant la conception d'un programme donné de surveillance des eaux récréatives doivent être prises par les autorités compétentes (locales, régionales, fédérales ou provinciales, selon les cas). Elles devront prendre en compte les besoins propres et la situation particulière de la zone concernée, les types d'usagers et d'activités récréatives pratiquées, ainsi que toute information passée pertinente.

3.1.1 Fréquence de l'échantillonnage microbiologique

Les décisions concernant la fréquence de la collecte d'échantillons d'eau à des fins d'analyse microbiologique devront être prises par les autorités locales ou régionales compétentes. Des orientations sont fournies sur certains des facteurs à considérer pour choisir la fréquence d'échantillonnage. Des textes publiés, susceptibles de fournir des informations supplémentaires relatives à la conception et à la mise en œuvre de programmes de surveillance des eaux récréatives, sont disponibles (p. ex. Bartram et Rees, 2000).

Nombre de facteurs peuvent influencer à un moment ou à un autre sur la qualité microbiologique d'une étendue d'eau utilisée à des fins récréatives. Mentionnons, par exemple, le type et la périodicité des épisodes de contamination (de sources ponctuelles ou diffuses), l'heure de la journée, les conditions météorologiques récentes, le nombre d'usagers de la zone de baignade et les caractéristiques physiques de la zone elle-même. Les variations importantes de la densité des organismes indicateurs dans les eaux récréatives au cours d'une journée ou d'un jour à l'autre ont été bien documentées (Leecaster et Weisberg, 2001; Boehm et coll., 2002; Whitman et Nevers, 2004; U.S. EPA, 2005a).

D'après les résultats d'un projet de surveillance environnementale (projet EMPACT, Environmental Monitoring for Public Access and Community Tracking) réalisé par l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), les variations quotidiennes constituent la principale cause d'incertitude dans l'estimation de la qualité de l'eau d'une zone vouée aux loisirs aquatiques pendant une période donnée (U.S. EPA, 2005a). Les seules corrélations mises en évidence se rapportent aux niveaux mesurés le lendemain même. Les corrélations avec les concentrations d'organismes indicateurs mesurées plus de deux jours après étaient négligeables.

Un échantillonnage fréquent (quotidien plutôt qu'hebdomadaire; hebdomadaire plutôt que mensuel) présente plusieurs avantages. Compte tenu de l'importante variation des concentrations des indicateurs fécaux enregistrée d'un jour à l'autre, une surveillance quotidienne n'améliore pas nécessairement à elle seule l'aptitude à prévoir la qualité de l'eau le lendemain en se basant sur les résultats microbiologiques du jour. Toutefois, le complément d'information apporté par un échantillonnage plus fréquent permet aux autorités compétentes de se faire une meilleure idée des tendances de la qualité de l'eau et de déterminer de façon plus éclairée si la zone se prête globalement à des activités récréatives. Il leur permet également de déceler plus rapidement d'éventuels problèmes persistants de la qualité de l'eau.

Les *Recommandations* préconisent d'utiliser une limite maximale pour la moyenne géométrique des concentrations d'indicateurs fécaux ainsi que pour la concentration maximale dans un seul échantillon. Le recours à une double limite permet aux exploitants des eaux récréatives de mieux évaluer la qualité de l'eau à court terme et sur toute la durée de la saison de baignade. La concentration maximale dans un échantillon unique attire l'attention des gestionnaires sur tout problème immédiat de qualité de l'eau, tandis que la moyenne géométrique maximale les renseigne sur les problèmes de contamination chronique. Cette double démarche est conforme aux bonnes pratiques reconnues en matière de surveillance et témoigne d'un engagement global en matière de stratégie de gestion du risque pour les eaux récréatives.

Afin d'assurer une protection adéquate de la santé humaine, il convient d'analyser les eaux utilisées régulièrement pour la pratique d'activités de contact primaire au moins une fois par semaine pendant la saison de baignade. Cette fréquence hebdomadaire de la surveillance permet d'alerter les gestionnaires et les autorités compétentes en cas de problèmes de contamination persistants et d'aboutir à la prise des décisions nécessaires dans un temps raisonnablement bref. Elle est également conforme aux recommandations formulées par l'U.S. EPA dans son guide de 2002 intitulé *Implementation Guidance for Ambient Water Quality Criteria for Bacteria*.

Au cours de l'échantillonnage, il est aussi souhaitable de prélever des échantillons qui permettent de caractériser les épisodes de pollution résultant d'événements précis et pouvant avoir un effet préjudiciable sur les eaux récréatives, par exemple juste après de fortes précipitations ou pendant les périodes où les baigneurs sont les plus nombreux.

Il est recommandé d'accroître la fréquence de la surveillance dans les zones susceptibles d'accueillir de fortes densités de baigneurs. On peut alors prélever davantage d'échantillons afin de pouvoir calculer, si nécessaire, une moyenne géométrique hebdomadaire, voire journalière (sur la base de cinq échantillons au moins).

De même, certaines circonstances peuvent justifier une réduction de la fréquence d'échantillonnage recommandée. C'est le cas, par exemple, des plages isolées situées dans des zones où les activités de contact primaire avec l'eau sont peu fréquentes, ou encore des plages où la qualité de l'eau s'est toujours révélée acceptable. Dès lors qu'on comprend bien le comportement de la qualité de l'eau dans un site donné du fait d'une surveillance assez intensive et de la réalisation d'une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu, il peut être justifié de réduire la fréquence d'échantillonnage, ce qui permet d'alléger la charge de la surveillance (Bartram et Rees, 2000; OMS, 2003a). Ainsi, si on peut déterminer qu'une zone aquatique récréative est régulièrement de bonne qualité microbiologique, n'a aucune source évidente de contamination fécale et ne semble pas présenter de risque important pour la santé et la sécurité de ses usagers, la fréquence de surveillance peut être réduite à celle nécessaire pour s'assurer que les conditions ne se sont pas détériorées.

Il peut aussi être justifié de réduire la fréquence de surveillance des zones vouées aux loisirs aquatiques lorsque les analyses de l'eau donnent systématiquement des résultats médiocres, à condition toutefois que les mesures de gestion appropriées soient mises en place pour y décourager les usages récréatifs et que les risques encourus soient clairement communiqués au public.

3.1.2 Sites de prélèvement des échantillons microbiologiques

Les décisions concernant l'emplacement et la profondeur les plus appropriés pour la collecte d'échantillons d'eau à des fins d'analyse microbiologique devront être prises par les autorités locales ou régionales compétentes. Des orientations sont fournies sur certains des facteurs à considérer pour sélectionner les emplacements et les profondeurs d'échantillonnage. Des textes publiés, susceptibles de fournir des informations supplémentaires relatives à la conception et à la mise en œuvre de programmes de surveillance des eaux récréatives, sont disponibles (p. ex. Bartram et Rees, 2000).

La plupart des étendues d'eau utilisées à des fins récréatives ne sont pas parfaitement homogènes du point de vue de leurs propriétés microbiologiques. Aux fins de l'évaluation des eaux récréatives, l'échantillonnage a pour objet d'obtenir des aliquotes aussi représentatives que possible de la qualité microbiologique de l'eau dans une certaine zone. Un échantillon d'eau fournit à lui seul une estimation quantitative des bactéries indicatrices présentes sur un site donné et à un moment donné. Whitman et Nevers (2004) ont constaté qu'il pouvait y avoir des variations importantes entre les échantillons prélevés en des points multiples le long de la plage, ainsi qu'entre ceux recueillis dans des endroits proches les uns des autres quasiment au même moment. Plus le nombre d'échantillons augmente, plus les données sur la qualité globale de l'eau sont représentatives.

Les sites doivent être choisis de manière à être représentatifs de la qualité de l'eau dans la zone de baignade tout entière. Il faut aussi tenir compte des conditions particulières pouvant influencer sur la concentration et la répartition des organismes et agents pathogènes indicateurs. Les sites d'échantillonnage doivent être sélectionnés à la fois dans les zones de forte baignade ainsi qu'à des endroits périphériques soumis à une pollution fécale d'origine externe. La présence d'exutoires d'eaux pluviales ou d'eaux usées et de décharges fluviales peut faire varier fortement la qualité microbiologique dans certaines sections d'un plan d'eau. Le degré d'hétérogénéité peut également dépendre des précipitations, de la direction et de la vitesse du vent, des courants et des marées, ou de la présence d'obstacles physiques tels que des bancs de sable ou des jetées et brise-lames naturels ou artificiels.

La profondeur à laquelle les échantillons sont prélevés peut avoir un impact significatif sur les estimations résultantes de la qualité de l'eau (aux fins de ces *Recommandations*, « profondeur » fait référence à la distance verticale allant de la surface de l'eau au point considéré). Lorsque l'eau est très peu profonde, les perturbations du sable et des sédiments de l'estran provoquées par le ressac des vagues et l'activité des baigneurs peuvent entraîner une resuspension des microorganismes. Lorsque l'eau est plus profonde, cet effet a moins d'influence sur les mesures de la qualité de l'eau. Par contre, les eaux plus profondes présentent une exposition relativement plus importante aux sources de contamination fécale en provenance de la zone extracôtière que les eaux moins profondes (U.S. EPA, 2005a).

L'expérience a montré qu'il est préférable de prélever les échantillons à « hauteur de poitrine » d'adulte (soit environ 1,2 à 1,5 mètre). On considère en effet traditionnellement qu'il s'agit de la profondeur à laquelle se concentre l'activité des baigneurs, et du lieu le plus proche du point d'immersion de la tête, ce qui fournit des indications sur les risques liés à une ingestion d'eau accidentelle. Les études épidémiologiques publiées montrent en général que seuls les échantillons prélevés à cette profondeur ont permis de mettre en évidence une relation mathématique entre la densité des organismes indicateurs et les maladies chez les baigneurs.

On a suggéré que des échantillonnages à des profondeurs moindres (chevilles ou genou, soit environ 0,15 à 0,5 m) pourraient être plus représentatifs de la qualité de l'eau à laquelle sont confrontés les jeunes enfants jouant au bord de l'eau. On prévoit la publication plus fréquente de conseils concernant la baignade utilisant cette approche de la surveillance. Les perturbations en provenance du sable et des sédiments peuvent entraîner une augmentation de la numération microbiologique dans les eaux peu profondes. On ne dispose pas actuellement d'éléments de

preuve suffisants pour déterminer si l'accroissement attendu du nombre d'avis concernant la baignade à cette profondeur de surveillance produirait une réduction proportionnelle du nombre de maladies des baigneurs.

Une autre stratégie de surveillance proposée vise à rechercher un équilibre entre la profondeur où la majorité des effets délétères a été prouvée et la profondeur où les numérations microbiologiques seraient les plus élevées (U.S. EPA, 2005a). D'après les recommandations du rapport EMPACT précité (U.S. EPA, 2005a), un échantillonnage pratiqué à hauteur des genoux ou de la taille constitue une démarche de surveillance raisonnable, mais toujours prudente.

Enfin, une autre approche consiste pour les autorités à prélever des échantillons à diverses profondeurs, par exemple entre les genoux et la taille et entre la taille et la poitrine. Ce protocole permet de produire des estimations distinctes de la qualité de l'eau, à la fois en eau peu profonde et à la profondeur propice pour la natation. Il doit être noté que, lorsqu'on compare les résultats d'échantillons d'eau prélevés dans des eaux de profondeurs différentes, les échantillons collectés à une profondeur donnée doivent être analysés comme un groupe singulier afin d'améliorer la précision des données.

La profondeur ou les profondeurs d'échantillonnage choisies pour une plage individuelle peuvent être déterminées par les autorités locales ou régionales en vue d'obtenir les meilleures informations pour la zone aquatique récréative visée.

3.1.3 Autres outils de surveillance

Échantillonnage composite

Les techniques d'échantillonnage composite constituent un des moyens permettant d'élargir la zone de plage faisant l'objet du programme de surveillance, tout en offrant la possibilité de réduire les coûts d'analyse. L'échantillonnage composite consiste à prélever de multiples échantillons sur une étendue de plage, à les réunir en un ensemble composite et à en analyser un sous-échantillon.

L'utilisation de cette technique présente un certain nombre d'obstacles à surmonter. Il est nécessaire, dans un premier temps, d'augmenter l'échantillonnage pour valider la faisabilité d'un échantillonnage composite dans une zone donnée. La zone doit également être caractérisée pour recenser des endroits sensibles (c'est-à-dire des points d'échantillonnage produisant régulièrement une mauvaise qualité de l'eau) susceptibles de perturber l'analyse. Un certain niveau de connaissances statistiques est également nécessaire pour analyser les données. Néanmoins, d'après de premiers travaux de recherche, un échantillonnage composite bien réalisé permet de tirer des conclusions sur la qualité de l'eau qui offrent un degré d'exactitude comparable à celui obtenu en analysant les échantillons individuels et en établissant la moyenne des résultats (Kinzelman et coll., 2006). Des informations complémentaires sur l'échantillonnage composite sont fournies à l'annexe C (Échantillonnage composite pour la contamination fécale).

Modèles prédictifs de la qualité de l'eau

La mise au point de modèles prédictifs capables de produire des estimations de la qualité microbiologique de l'eau pour la journée en cours est un domaine de recherche en pleine évolution. Les chercheurs ont élaboré et validé, pour certaines plages, des modèles permettant de prévoir les niveaux d'*E. coli* en utilisant des données de différents paramètres hydriques et météorologiques (p. ex. la pluviométrie, la hauteur des vagues, la direction du vent, la turbidité, les numérations indicatrices de matières fécales de la journée précédente). Plusieurs modèles sont actuellement exploités aux États-Unis dans le cadre des programmes de surveillance des plages :

- SwimCast, exploité sur plusieurs plages du lac Michigan, dans le comté de Lake County dans le Michigan, utilise les températures de l'air et de l'eau, la direction et la vitesse du vent, les précipitations, l'humidité relative, la hauteur des vagues, le niveau du lac, la lumière du soleil et d'autres paramètres caractéristiques de la qualité de l'eau pour prédire si les niveaux actuels d'*E. coli* sont acceptables pour la baignade (Olyphant et Pfister, 2005; Lake County Health Department, 2010).
- Le projet S.A.F.E. (Swimming Advisory Forecast Estimate), exploité sur cinq plages du lac Michigan dans le nord de l'Indiana, utilise la direction du vent, le niveau de l'eau à Burns Ditch situé à proximité, les précipitations des précédentes 48 heures et des paramètres du lac comme la chlorophylle et la turbidité pour effectuer des prévisions sur les niveaux relatifs d'*E. coli* et déterminer si l'eau convient pour la baignade (Whitman, 2005; U. S. Geological Survey, 2007).
- Nowcasting, exploité sur les plages de Huntington et de Edgewater sur le lac Érié dans l'Ohio, utilise des données de turbidité \log_{10} , la hauteur des vagues et la pluviosité radar en provenance des grilles entourant chacune des zones de plage durant les précédentes 24 ou 48 heures, pour estimer si les niveaux d'*E. coli* sont acceptables pour la baignade sur ces plages (Francy, 2007).

D'après les résultats obtenus à ce jour, un modèle bien conçu offre un degré de précision comparable à celui fourni par les démarches conventionnelles fondées sur les concentrations indicatrices de la journée précédente.

La mise au point des modèles pose nombre de difficultés. Il faut de grandes compétences techniques pour les élaborer et analyser les données, et les modèles ne fonctionnent pas nécessairement dans toutes les zones. Ils constituent néanmoins un moyen de prévoir la qualité de l'eau et de prendre des décisions plus rapidement quant à l'ouverture ou à la fermeture des zones de baignade. Les exploitants de plages, les fournisseurs de services ou les autorités compétentes en quête d'outils supplémentaires pour accélérer la prise de décisions sur la qualité de l'eau souhaitent peut-être faire des recherches complémentaires sur cette approche.

3.2 Communication et sensibilisation du public

Pour être en mesure de s'adonner à des loisirs aquatiques sécuritaires et récréatifs, le public doit avoir accès à des informations concernant la qualité de la zone et de ses installations, et doit être prévenu de tout danger existant pour la qualité de l'eau. Il incombe aux exploitants de plages, aux fournisseurs de services et aux autorités compétentes d'informer et d'éduquer le public et d'émettre des avertissements en cas de danger dans les zones récréatives dont ils ont la responsabilité.

Les efforts déployés pour améliorer la compréhension et la sensibilisation du public quant à la qualité de l'eau peuvent avoir de nombreuses retombées positives (Bartram et Rees, 2000; Pendleton et coll., 2001). Les outils de communication permettent notamment :

- de réduire les risques potentiels de blessures ou de maladies chez les baigneurs;
- d'améliorer la qualité de l'eau;
- de corriger les idées fausses des usagers quant à la qualité de l'eau;
- de rehausser la confiance du public;
- d'accroître la fréquentation des plages.

Affichage des informations sur les zones de loisirs aquatiques

Les informations sur la qualité de l'eau doivent être transmises au public au moyen de panneaux d'affichage. Ces panneaux doivent avertir les usagers lorsque l'eau est impropre aux activités aquatiques récréatives, et également leur signaler lorsque la qualité de l'eau permet la pratique de telles activités.

Les panneaux doivent être installés à des endroits bien visibles pour le public. Les informations présentées doivent être faciles à comprendre et ne pas prêter à des interprétations erronées. Idéalement, la présentation des panneaux devrait être normalisée pour permettre des comparaisons entre les différentes zones de loisirs aquatiques. Les avertissements doivent être donnés en temps opportun et être levés dès que les autorités compétentes estiment qu'il n'y a plus de risques.

Les informations présentées sur les panneaux d'affichage doivent comporter au minimum :

- une déclaration précisant le risque pour la santé ou la sécurité;
- la ou les mesures recommandées;
- le nom de l'autorité qui a émis l'avertissement;
- les coordonnées de l'autorité responsable.

De même, lorsque la zone est jugée utilisable sans danger, le public doit en être informé au moyen de panneaux clairs. Il convient aussi de communiquer aux utilisateurs des plages, par le biais de mesures éducatives et informatives, le concept important suivant : même si des eaux sont considérées comme étant de bonne qualité pour la baignade, il subsiste toujours une probabilité pour que les baigneurs puissent être victimes d'effets nocifs pour la santé.

On trouvera à l'annexe F divers exemples de panneaux d'information sur les plages.

Deux situations principales justifient l'affichage d'un avertissement : après une alerte concernant la baignade et après une décision de fermer une plage. Les avis d'interdiction de baignade ou de fermeture d'une plage sont émis par un médecin des autorités sanitaires ou autres autorités compétentes, conformément aux lois et aux règlements en vigueur dans chaque province ou territoire. Cette décision doit reposer sur une évaluation approfondie de la situation basée sur les informations recueillies dans le cadre du programme de surveillance des eaux récréatives, de l'enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu et des activités de surveillance de la santé publique.

Un avis d'interdiction de baignade peut être émis si les autorités compétentes constatent que l'eau est impropre aux loisirs aquatiques. Dans ce cas, il est conseillé aux usagers d'éviter de mettre le corps entier en contact avec l'eau. Le contact avec la plage reste généralement autorisé et l'accès aux installations n'est pas limité. Parmi les exemples de scénarios qui pourraient porter les autorités à émettre un avis d'interdiction de baignade à l'intention des baigneurs, on trouve :

- le dépassement des valeurs de la recommandation pour les indicateurs de contamination fécale;
- le dépassement des valeurs de la recommandation pour les cyanobactéries toxiques et leurs toxines, ou la prolifération de cyanobactéries;
- la mise en évidence de risques de dermatite du baigneur chez les usagers des eaux récréatives;
- de fortes précipitations, nécessitant l'émission d'un avis d'interdiction comme mesure préventive.

La fermeture d'une plage peut être décidée si l'autorité compétente conclut que la plage ou un plan d'eau présente un risque important pour la santé et la sécurité des usagers et qu'il faut en outre empêcher les personnes d'entrer en contact avec la zone. En période de fermeture, toutes les activités de loisirs pratiquées dans la zone sont également interrompues. Il est conseillé aux usagers d'éviter tout contact avec la plage et la zone de loisirs aquatiques, et l'accès aux installations peut être interdit. Parmi les exemples de situations qui pourraient porter les autorités à décider la fermeture d'une plage, on trouve :

- la zone considérée est soupçonnée d'être à l'origine de l'éclosion de maladies d'origine hydrique;
- un déversement d'eaux usées ou de produits chimiques susceptible d'avoir un impact sur la zone de loisirs aquatiques a eu lieu;
- d'autres situations amenant à considérer la zone comme présentant un risque élevé pour la santé publique (p. ex. une eau demeurant de façon répétée de qualité très médiocre);
- la détection d'une prolifération de cyanobactéries.

Des panneaux appropriés peuvent également être affichés dans les zones jugées propices aux activités de contact secondaire (p. ex. l'aviron, la voile, les promenades en canot, la pêche), mais non aux activités de contact primaire (p. ex. la baignade, la marche dans l'eau, la planche à voile, le ski nautique). Il peut alors s'avérer nécessaire d'installer des panneaux au-delà de la zone de plage afin qu'ils soient davantage visibles. Les emplacements suggérés sont les lieux d'accès et de mise à l'eau.

Les usagers peuvent quant à eux s'informer des mesures à prendre pour se protéger et pour protéger les plages, se renseigner sur l'endroit où sont affichés les résultats des activités de surveillance de la qualité de l'eau et consulter ces informations avant de se rendre à la plage.

Autres outils de communication et d'éducation du public

Outre les panneaux d'affichage, d'autres outils permettent de diffuser l'information et d'éduquer le public, en particulier :

- les supports imprimés (p. ex. affiches, fiches d'information, bulletins éducatifs, brochures, dépliants);
- les médias (p. ex. journaux locaux, messages à la radio et à la télévision, sites Web);

- la participation à des programmes de remise de prix ou de certification des plages;
- les manifestations éducatives telles que les programmes de surveillance par des bénévoles et les journées de nettoyage des plages;
- les systèmes de classement et de notation des plages.

Les systèmes de classement et de notation des plages ont suscité de l'intérêt en tant qu'outil de promotion de la communication et de la compréhension des informations sur la qualité de l'eau. On estime également qu'ils favorisent et encouragent un sens des responsabilités partagées parmi les autorités et les usagers de la plage. Plusieurs entités et organisations multinationales ont inclus un système de classement dans leurs recommandations pour la gestion des eaux récréatives (OMS, 2003a; MDDEP, 2004; NHMRC, 2008). Les recommandations australiennes et celles de l'OMS (OMS, 2003a; NHMRC, 2008) utilisent un système de notation pour la concentration des indicateurs de contamination fécale au sein de leur cadre d'évaluation de la pollution fécale dans les eaux récréatives. Ces approches s'appuient sur une composante d'évaluation microbiologique exploitée simultanément avec une catégorisation par inspection sanitaire en vue de produire une classification de la mesure dans laquelle une zone se prête aux activités récréatives. En vertu du cadre québécois d'évaluation de la pollution fécale (MDDEP, 2004), la qualité des eaux récréatives est notée en fonction de la moyenne annuelle des résultats de surveillance des indicateurs fécaux. Cette note est utilisée comme un outil de communication avec la population, et détermine également les exigences de fréquence d'échantillonnage pour la zone.

Les systèmes de notation des plages présentent des avantages et des inconvénients. Les autorités compétentes doivent être conscientes des limites inhérentes à tout système lorsqu'elles envisagent d'y avoir recours comme moyen de communication. Ainsi, le système de classement fondé sur les résultats de la surveillance des indicateurs fécaux ne renseigne que sur l'un des aspects de la qualité des eaux récréatives. De plus, la précision de n'importe quel système de notation de ce type sera fortement perturbée par les limitations dont on sait qu'elles sont associées avec la surveillance des indicateurs fécaux. Idéalement, un système efficace de notation des plages devrait reposer sur des critères relevant de plusieurs catégories, restituant les résultats de la surveillance, les outils de communication utilisés, et les mesures mises en place en matière de lutte contre les dangers liés à la qualité de l'eau.

3.3 Avis de santé publique

Les consultations avec les autorités de santé publique constituent un autre aspect fondamental de la gestion des risques. Lorsque survient un incident (microbiologique, chimique ou physique) constituant une menace pour la santé ou la sécurité publiques, les autorités sanitaires peuvent jouer un rôle de conseil déterminant quant aux mesures qui s'imposent. Les autorités sanitaires locales doivent être rapidement avisées de toute situation qui met en péril la santé ou la sécurité des usagers des eaux récréatives. De même, on peut consulter périodiquement les agents de santé publique locaux, dans le cadre des activités normales, pour obtenir des informations et des avis pertinents concernant l'utilisation sécuritaire des eaux récréatives.

Lorsqu'elles évaluent les risques que présentent les eaux récréatives, les autorités sanitaires locales doivent, dans la mesure du possible, instaurer une surveillance des maladies ou des lésions observées chez les baigneurs. Cette activité peut s'intégrer aux mécanismes existants de

surveillance de la santé publique ou donner lieu à des investigations spécifiques. Les sources d'information comprennent :

- les ministères ou organismes fédéraux, provinciaux/territoriaux ou régionaux dotés de programmes de surveillance ou de systèmes de rapports;
- les rapports cliniques établis par les services d'urgence des hôpitaux et les médecins locaux;
- les rapports d'accident ou d'incident détenus par les exploitants des zones de loisirs aquatiques ou par les fournisseurs de services;
- les enquêtes épidémiologiques officielles;
- d'autres mécanismes de surveillance potentiels (p. ex. le suivi des ventes en pharmacie de médicaments disponibles sans ordonnance).

Les méthodes d'enquête sur les maladies associées aux eaux récréatives sont conformes aux recommandations formulées dans *Procedures to Investigate Waterborne Illness* (International Association for Food Protection, 2002).

3.4 Maîtrise des dangers

La maîtrise des dangers consiste à recourir à des mesures concrètes pour réduire l'impact des dangers microbiologiques, chimiques ou physiques dans une zone de loisirs aquatiques donnée. Une analyse des nombreux types de mesures possibles de lutte contre les dangers sortirait de la portée de ce document. De plus, les types de mesures de lutte contre les dangers requis, ainsi que leur efficacité relative, seraient propres à chaque plage et à chaque situation. Les autorités souhaiteront peut-être consulter les types de ressources suivants pour obtenir des informations destinées à les aider à faire face à des problèmes particuliers relatifs à une plage :

- Textes publiés : on dispose de textes proposant une analyse exhaustive de sujets plus larges comme la gestion des eaux de ruissellement, le traitement des eaux usées et la gestion des eaux côtières.
- Bases de données consultables d'articles de journaux : des recherches par mots-clés peuvent diriger l'utilisateur vers des études scientifiques précises, des articles connexes, des citations bibliographiques et des articles de synthèse sur un sujet donné.
- Actes de conférences internationales : l'examen des actes permet de repérer des descriptions de mesures évaluées dans d'autres communautés, offrant une indication des résultats ainsi que des contacts potentiels; les conférences pertinentes incluent notamment les conférences de la Great Lakes Beach Association (www.great-lakes.net/glba) et les conférences National Beach de l'U.S. EPA (www.epa.gov).
- Des manuels ou des publications produits par des organisations parties prenantes (p. ex. Griffiths, 1999).

Une évaluation aide à déterminer des mesures à plus petite échelle susceptibles d'offrir de bons résultats d'un point de vue coûts-avantages. Toutefois, certains problèmes de fond pourront parfois exiger de recourir à des méthodes plus pointues. Les exemples de mesures de lutte à petite échelle visant à réduire la contamination fécale peuvent inclure des activités de nettoyage et d'entretien des plages ou l'installation d'ouvrages tels que des clôtures ou des câbles aériens pour éloigner les oiseaux et les autres espèces sauvages. À plus grande échelle, elles peuvent comprendre le traitement des eaux usées ou la mise en place de dispositifs de rétention des

déchets contenus dans les eaux pluviales. Toute mesure de lutte potentielle doit être évaluée du point de vue de son incidence sur la santé des usagers et sur l'environnement.

Les questions liées à la qualité de l'eau peuvent relever simultanément de nombreux secteurs (p. ex. la santé, l'environnement, l'agriculture, les infrastructures municipales, etc.) et nécessitent donc une collaboration intersectorielle. Les consultations avec les autorités compétentes, les exploitants de plages, les fournisseurs de services et les spécialistes de la qualité des eaux récréatives peuvent aider à recenser les mesures qui ont donné de bons résultats dans d'autres collectivités.

Partie II : Documentation technique

4.0 Indicateurs recommandés de contamination fécale

Les eaux récréatives peuvent être contaminées par des matières fécales provenant de sources diverses : eaux usées, eaux de ruissellement urbaines ou agricoles, animaux domestiques ou sauvages, et même des baigneurs. De nombreuses études épidémiologiques ont fait état chez les baigneurs de maladies gastro-intestinales et de maladies des voies respiratoires supérieures qui résultaient de cette contamination. Par le passé, les bactéries du groupe des coliformes et de ses sous-groupes (coliformes totaux, coliformes thermotolérants [fécaux], *E. coli*) et les entérocoques – la portion du groupe de streptocoques fécaux la plus étroitement associée aux matières fécales – ont servi aux fins des tests de dépistage de la contamination fécale dans les eaux récréatives. Elles ont également servi à indiquer la présence possible de microorganismes pathogènes responsables de ces maladies. Le dépistage systématique des organismes pathogènes dans les eaux récréatives n'est pas recommandé pour les raisons suivantes :

- Le dépistage de toutes les formes possibles de microorganismes pathogènes présents dans l'eau serait trop coûteux et les analyses prendraient trop de temps. Ces organismes sont difficiles à isoler et à dénombrer, et les tests exigent des installations de confinement spéciales, des équipements spécialisés et des microbiologistes hautement qualifiés et expérimentés. Dans le cas de certains agents pathogènes, il n'existe même pas de méthode de détection.
- Les agents pathogènes ne sont habituellement présents qu'en petits nombres et sont répartis irrégulièrement dans les étendues d'eaux récréatives, même durant les éclosions de maladies.
- L'absence d'un pathogène donné ne signifie pas nécessairement qu'il n'y a pas d'autres microorganismes entériques pathogènes.

En conséquence, la surveillance porte plutôt sur des bactéries fécales indicatrices non pathogènes qui sont présentes en grand nombre dans les excréments des animaux et des humains. La présence dans les milieux aquatiques d'un grand nombre de ces bactéries indique une contamination fécale et laisse ainsi conclure à la présence possible de microorganismes entériques pathogènes.

Les indicateurs fécaux idéaux devraient répondre aux exigences suivantes (Cabelli et coll., 1983; Elliot et Colwell, 1985), c'est-à-dire être :

- présents dans le tractus intestinal des humains et des animaux à sang chaud;
- présents dans les eaux contaminées par les matières fécales lorsqu'il y a des pathogènes entériques, mais en plus grand nombre que ces derniers;
- incapables de se développer dans le milieu aquatique, mais capables de survivre plus longtemps que les pathogènes;
- utilisables dans toutes les eaux récréatives naturelles (p. ex. dulcicoles, marines et estuariennes);
- absents des eaux non polluées et associés exclusivement à la présence de matières fécales d'origine animale et humaine.

Les autres qualités souhaitables des microorganismes indicateurs sont :

- une corrélation directe entre la densité de l'indicateur et le degré de contamination fécale;
- l'existence d'un rapport quantitatif entre la densité de l'indicateur et l'incidence de maladies chez les baigneurs;
- des méthodes de détection et de numération rapides, faciles à réaliser, peu coûteuses, spécifiques et sensibles.

Aucun microorganisme ne répond à lui seul sans équivoque à l'ensemble de ces critères. *E. coli* et les entérocoques sont actuellement considérés comme les meilleurs indicateurs de contamination fécale des eaux récréatives puisqu'ils répondent le mieux aux critères susmentionnés. Le recours aux indicateurs pour l'évaluation de la qualité des eaux récréatives comporte certaines limites. Une utilisation judicieuse des valeurs de recommandations dans le cadre d'une approche à barrières multiples aux fins de la gestion des eaux récréatives représente une démarche rationnelle pour la protection des baigneurs contre l'exposition aux pathogènes fécaux dans les eaux à vocation récréative.

4.1 Organismes indicateurs pour les activités récréatives de contact primaire

4.1.1 Eaux douces : Escherichia coli (E. coli)

Recommandations

Pour les eaux douces qui servent aux activités récréatives de contact primaire, les valeurs de recommandations sont les suivantes :

Moyenne géométrique (d'au moins 5 échantillons) :
 $\leq 200 E. coli/100 \text{ mL}$

Concentration maximale dans un seul échantillon :
 $\leq 400 E. coli/100 \text{ mL}$

Le calcul de la moyenne géométrique de la concentration doit porter sur au moins 5 échantillons prélevés à des moments et dans des sites qui permettront d'obtenir une estimation représentative de la qualité probable de l'eau utilisée. Dans le cas où l'une quelconque de ces valeurs de recommandations serait dépassée, des mesures supplémentaires devront être prises. Il faudra, au minimum, procéder immédiatement à un nouvel échantillonnage du site ou des sites. Par ailleurs, un avis d'interdiction de baignade pourrait être diffusé si les autorités compétentes jugent que les eaux en question ne conviennent pas aux activités récréatives.

Il est en outre recommandé que les eaux régulièrement utilisées pour des activités récréatives de contact primaire fassent l'objet, au minimum, d'un contrôle hebdomadaire, et que les contrôles soient encore plus nombreux dans le cas des plages très fréquentées ou qui sont réputées pour accueillir de très nombreux usagers. Par ailleurs, il peut arriver dans certains cas qu'une réduction de la fréquence des échantillonnages soit justifiée. Pour en savoir plus sur les recommandations relatives à la fréquence d'échantillonnage et sur l'affichage relatif à

l'utilisation des eaux à vocation récréative, voir la partie I du présent document (Gestion des eaux récréatives).

Les entérocoques (section 4.1.2) constituent également de bons indicateurs de la contamination fécale des eaux douces utilisées à des fins récréatives (Cabelli, 1983; Pruss, 1998; Wade et coll., 2003, 2006). Si on peut démontrer que ces organismes peuvent signaler de façon appropriée la présence d'une contamination fécale dans les milieux dulcicoles, il devient possible d'adopter des limites maximales de concentration dans les milieux marins. En cas de doute, il convient de soumettre les échantillons au dépistage des deux types d'indicateurs pendant des périodes prolongées afin de déterminer s'il existe une relation positive.

Justification des recommandations

Les valeurs de recommandations établies sont fondées sur les données épidémiologiques reliant les concentrations d'*E. coli* dans les eaux douces récréatives à l'incidence, chez les baigneurs, de maladies gastro-intestinales associées à la baignade. Les données épidémiologiques existantes ne suffisent pas pour permettre l'estimation du degré de risque lié aux cas individuels d'exposition. En s'appuyant sur l'analyse de régression des données épidémiologiques effectuée par l'U.S. EPA (Dufour, 1984), Santé Canada a estimé que l'utilisation des valeurs de recommandations pour les indicateurs recommandés de contamination fécale en eaux douces et en eaux marines correspondra à une incidence saisonnière de maladies gastro-intestinales d'environ 1 à 2 % (10 à 20 cas pour 1 000 baigneurs).

Pour déterminer la recommandation pour la concentration maximale d'indicateurs de contamination fécale autorisée dans un échantillon unique, les équations de l'U.S. EPA servant au calcul de la limite dans un seul échantillon ont été étudiées (U.S. EPA, 1986). Les données concernant la concentration maximale admissible d'indicateurs dans les zones de plage désignées sont conformes avec l'application d'un coefficient 2 aux résultats de la moyenne géométrique recommandée. La concentration maximale dans un seul échantillon de 400 *E. coli*/100 mL est donc réaffirmée.

Ces valeurs sont le résultat de décisions de gestion du risque fondées sur une évaluation approfondie des risques que peuvent courir les usagers des eaux récréatives. En tenant compte à la fois des risques possibles pour la santé et des avantages de l'utilisation des eaux à des fins récréatives tant sur le plan de l'activité physique que de la détente, il a été conclu qu'il s'agissait d'une estimation acceptable et raisonnable du risque de maladies que peuvent vraisemblablement courir les personnes qui s'adonnent volontairement à une activité physique aquatique.

À la lumière de son évaluation des informations épidémiologiques publiées depuis la parution des recommandations antérieures, le groupe de travail a conclu que les données actuellement disponibles justifiaient les recommandations actuelles concernant l'utilisation d'*E. coli* comme indicateur de contamination fécale dans les eaux douces utilisées à des fins récréatives. Aucun élément de preuve ne rend nécessaire à l'heure actuelle une révision des valeurs de recommandations en vigueur.

Description

E. coli est l'organisme qui répond le mieux aux critères de l'indicateur idéal de la contamination fécale des eaux douces. Il est présent en très grand nombre dans le tractus intestinal et dans les excréments des humains et des animaux à sang chaud. La grande majorité des isolats d'*E. coli* est sans danger. En revanche, quelques sérotypes ou souches sont dotés de facteurs de virulence qui en font des agents pathogènes pour l'humain; il convient toutefois de noter que les concentrations fécales des isolats non pathogènes d'*E. coli* seront toujours supérieures à celles des souches pathogènes, même durant des éclosions. *E. coli* est considéré comme un indicateur plus spécifique de contamination fécale que les coliformes totaux ou les coliformes thermotolérants (fécaux); de plus, sa numération dans les eaux récréatives est rapide et facile. On a également démontré l'existence d'une corrélation étroite entre la concentration d'*E. coli* dans les eaux douces et le risque de maladies gastro-intestinales chez les baigneurs (Dufour, 1984; Wade et coll., 2003).

Depuis plusieurs décennies, les experts canadiens en qualité des eaux récréatives considèrent que *E. coli* est l'indicateur de choix des contaminations fécales. L'utilisation d'*E. coli* en tant qu'indicateur de la qualité des eaux récréatives a toutefois été limitée jusqu'aux années 1980, quand des méthodes normalisées de laboratoire, permettant sa détection en moins de 24 à 48 heures, sont devenues disponibles. Le groupe des coliformes thermotolérants avait jusque-là servi d'indicateur principal de contamination fécale dans les eaux récréatives. Toutefois, la découverte ultérieure du fait que certaines espèces de coliformes thermotolérants avaient une origine non fécale ou environnementale, et qu'on pouvait les isoler en grand nombre à partir des eaux réceptrices d'effluents de sources telles que les usines de pâtes et papiers et de textiles (Dufour et Cabelli, 1976; Huntley et coll., 1976; Rokosh et coll., 1977; Vlassoff, 1977) a conduit à s'inquiéter de la fiabilité de ce groupe comme indicateur de la contamination fécale des eaux récréatives. Malgré l'existence de méthodes spécifiques de détection d'*E. coli*, les laboratoires d'analyse étaient déjà équipés pour la détection des coliformes thermotolérants, et les exigences relatives à l'utilisation de ces microorganismes aux fins de la surveillance de la qualité des eaux récréatives faisaient partie intégrante de règlements et de documents législatifs en vigueur depuis longtemps. C'est la raison pour laquelle il a fallu de nombreuses années pour modifier les recommandations et normes existantes et les actualiser afin qu'elles reflètent l'état actuel des connaissances et reconnaissent qu'*E. coli* est l'indicateur de choix pour le dépistage de la pollution fécale des eaux douces à vocation récréative.

Dans l'édition de 1992 des Recommandations, le remplacement des coliformes thermotolérants utilisés dans les Recommandations de 1983 par *E. coli* comme indicateur recommandé de la qualité des eaux douces représentait une nouvelle orientation pour la surveillance des eaux à vocation récréative. Une disposition a donc été prise permettant l'utilisation des coliformes thermotolérants dans les cas où il pouvait être démontré que plus de 90 % de ces coliformes étaient en fait des *E. coli*. Ceci a été fait afin de donner aux différentes instances réglementaires le temps de s'adapter à l'application des nouvelles recommandations. Depuis cette date, le temps a largement passé et les différentes instances ont eu tout loisir pour procéder au changement et passer, comme indicateurs de la qualité des eaux récréatives, des coliformes thermotolérants à des *E. coli* plus spécifiques des matières fécales. C'est pourquoi cette troisième édition ne recommande pas l'utilisation des coliformes thermotolérants comme indicateurs de la qualité des

eaux récréatives. Elle réaffirme plutôt qu'*E. coli* est l'indicateur de choix pour la surveillance de la qualité des eaux douces à vocation récréative au Canada.

Présence dans le milieu aquatique

E. coli atteint dans les excréments humains et animaux des concentrations d'environ 10^9 cellules par gramme (Edberg et coll., 2000) et représente environ 1 % de la biomasse totale dans le gros intestin (Leclerc et coll., 2001; Santé Canada, 2012a). Des études de caractérisation de la flore fécale humaine ont conduit à conclure qu'*E. coli* était présent dans 94 et 100 % des sujets testés (Finegold et coll., 1983; Leclerc et coll., 2001). Ces valeurs étaient sensiblement plus élevées que celles rapportées pour d'autres membres du groupe des coliformes et n'étaient égales ou dépassées que par les entérocoques et certaines espèces de bactéries anaérobies (*Bacteroides*, *Eubacterium*).

E. coli représente environ 97 % des coliformes présents dans les excréments humains, suivi des *Klebsiella* spp. (1,5 %) et des *Enterobacter* et *Citrobacter* spp. (1,7 % au total). On a démontré qu'*E. coli* représente de 90 à 100 % de l'ensemble des coliformes présents dans les excréments de huit espèces d'animaux domestiques, y compris les poules (Dufour, 1977).

On ne s'attend pas à ce que les bactéries fécales excrétées par leurs hôtes humains ou animaux survivent longtemps dans le milieu aquatique (Winfield et Groisman, 2003). La survie d'*E. coli* dans les eaux récréatives dépend de nombreux facteurs dont la température, l'exposition au rayonnement solaire, la présence de nutriments, les caractéristiques de l'eau comme le pH et la salinité, ainsi que la concurrence et la prédation par les autres microorganismes.

De nombreux auteurs font état de la capacité du sable et des sédiments à prolonger la survie des microorganismes fécaux (Whitman et Nevers, 2003; Ishii et coll., 2006a; Kon et coll., 2007a). On croit que ce milieu procure des conditions plus favorables de température et de concentration de nutriments que le milieu aquatique adjacent, et qu'il protège par ailleurs les bactéries contre certains agents stressants comme le rayonnement solaire. D'autres ont fait état de l'aptitude d'*E. coli* à survivre dans des milieux riches en matières organiques qui, d'après ce qu'on en sait, ne sont pas associés à la contamination fécale, comme les déchets de procédés industriels et ceux provenant des usines de pâtes et papiers (Megraw et Farkas, 1993; Gauthier et Archibald, 2001). Des chercheurs ont récemment fait état de l'aptitude d'*E. coli* et d'autres bactéries fécales à survivre dans les amas d'algues vertes *Cladophora* (Whitman et coll., 2003; Olapade et coll., 2006).

On a longtemps cru qu'il n'existait pas de source non fécale d'*E. coli*, et que cet organisme était incapable de se développer dans un environnement aquatique. Des études récentes remettent toutefois en question ces hypothèses (Kon et coll., 2007b; Hartz et coll., 2008; Vanden Heuvel et coll., 2009), et des recherches dans ce domaine sont en cours. Ces résultats récents n'invalident cependant pas l'utilisation d'*E. coli* comme le meilleur indicateur disponible pour la qualité des eaux récréatives.

E. coli est considéré comme un bon indicateur du taux de survie des bactéries entériques pathogènes dans les eaux récréatives. Plusieurs auteurs font état de taux de survie semblables pour ces deux types de bactéries (Rhodes et Kator, 1988; Korhonen et Martikainen, 1991;

Chandran et Mohamed Hatha, 2005). On considère toutefois qu'*E. coli* constitue un indicateur plus sensible aux stress environnementaux que les virus et protozoaires entériques humains et qu'il ne survit donc pas aussi longtemps que ces derniers dans l'environnement.

Dans beaucoup de régions du Canada, les plages d'eau douce font l'objet d'une surveillance régulière des concentrations d'*E. coli* aux fins de l'évaluation de la contamination fécale. La qualité microbiologique de beaucoup de milieux aquatiques canadiens à vocation récréative est bonne; toutefois, certains sont contaminés pendant toute la saison estivale ou durant une partie de celle-ci. L'examen des données de surveillance de la qualité de l'eau des plages recueillies sur une période de dix ans (1993-2003) sur 10 plages à vocation récréative du lac Huron (Ontario) montre que les concentrations d'*E. coli* peuvent varier grandement à un endroit donné d'une année à l'autre, ainsi que d'une plage à l'autre (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2005). Les concentrations d'*E. coli* peuvent en effet varier de 0/100 mL dans les régions isolées à plusieurs milliers/100 mL dans les zones directement touchées par la contamination fécale (Payment et coll., 1982; Sekla et coll., 1987; Williamson, 1988; ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2005).

Association avec les pathogènes

E. coli est considéré comme un bon indicateur de la présence de bactéries pathogènes entériques comme les *Salmonella*, les *Shigella*, les *Campylobacter* et *E. coli* O157:H7 (Santé Canada, 2012a). Les études effectuées par la Water Environment Research Foundation (Yanko et coll., 2004) ont examiné les rapports qui existent entre les concentrations d'*E. coli* dans les échantillons d'eau de surface prélevés en divers endroits des bassins versants du sud de la Californie et la probabilité de détecter la présence de *Salmonella* et d'*E. coli* producteurs de Shiga-toxines (STEC). Les résultats ont montré que la probabilité de détecter des *Salmonella* à l'aide de méthodes fondées sur les cultures augmente régulièrement jusqu'à une concentration d'environ 1 000 *E. coli*/100 mL, point à partir duquel on fait état d'une probabilité de détection de 100 %. Des méthodes fondées sur la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) donnent des résultats similaires pour la détection des souches de STEC. Malgré l'existence d'un lien évident entre les concentrations d'*E. coli* et la probabilité de détection des *Salmonella* et des souches de STEC, les chercheurs ont précisé qu'aucun des échantillons ne permettait à lui seul de prouver hors de tout doute la présence ou l'absence de ces agents pathogènes.

E. coli est un indicateur moins efficace de la présence des virus et des protozoaires entériques pathogènes. De nombreuses études font état de l'absence de corrélation entre les concentrations d'*E. coli* et la présence de virus et protozoaires entériques dans les eaux de surface (Griffin et coll., 1999; Denis-Mize et coll., 2004; Hörman et coll., 2004; Dorner et coll., 2007).

E. coli est toujours présent lorsqu'il y a contamination fécale d'origine humaine ou animale. Sa détection signale la contamination fécale de l'eau et, de ce fait, la présence possible de bactéries, virus ou protozoaires fécaux pathogènes. La présence de pathogènes fécaux dans les eaux récréatives dépend fortement de la nature des sources de contamination ayant des impacts sur la zone de baignade. Leur présence dans l'environnement peut être sporadique et leur concentration peut être éminemment variable. Par ailleurs, certains pathogènes entériques peuvent survivre plus longtemps que les indicateurs de contamination fécale. Ainsi, l'absence d'*E. coli* ne signifie

pas nécessairement qu'il n'existe pas dans l'eau d'autres microorganismes entériques pathogènes.

La combinaison d'une surveillance régulière de la présence d'*E. coli* et de mesures, procédures et outils qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition des baigneurs à la contamination fécale dans les eaux à vocation récréative constitue le moyen le plus efficace de protéger la santé des usagers de ces eaux.

Recommandations utilisées par d'autres pays ou d'autres organisations

Les paramètres et les valeurs de recommandations définis par d'autres gouvernements et des organisations multinationales dans le monde entier relativement aux organismes indicateurs de contamination fécale en eau douce (Tableau 2 ci-dessous) ont été examinés pour rédiger l'édition révisée de ce document.

Tableau 2. Recommandations pour les concentrations d'indicateurs de matières fécales dans les eaux douces à vocation récréative définies par d'autres pays ou d'autres organisations

Pays ou organisation	Indicateur d'eau douce	Paramètres et recommandations	Référence
U.S. EPA ^a	<i>E. coli</i>	Moyenne géométrique de la concentration : 126/100 mL Concentration maximale dans un seul échantillon ^b : 235/100 mL	U.S. EPA, 2002
	Entérocoques	Moyenne géométrique de la concentration : 33/100 mL Concentration maximale dans un seul échantillon ^b : 62/100 mL	
OMS	Entérocoques intestinaux ^c	95 ^e centile/100 mL : A : ≤40 B : 41-200 C : 201-500 D : > 500	OMS, 2003a
Australie	Entérocoques intestinaux ^c	95 ^e centile/100 mL : A : ≤40 B : 41-200 C : 201-500 D : > 500	NHMRC, 2008
Union européenne	Entérocoques intestinaux	95 ^e centile/100 mL : Excellente : 200/100 mL Bonne : 400/100 mL 90 ^e centile/100 mL : Acceptable : 330/100 mL	UE, 2006
	<i>E. coli</i>	95 ^e centile/100 mL : Excellente : 500/100 mL Bonne : 1 000/100 mL 90 ^e centile/100 mL : Acceptable : 900/100 mL	

a. Il convient de noter que de nouveaux critères, en cours d'élaboration, pourraient être disponibles en 2012.

b. Zone de plage désignée (niveau de confiance de 75 %).

c. Conseille d'utiliser les recommandations pour les eaux côtières jusqu'à ce qu'un nombre plus important de données sur l'eau douce soient disponibles.

Études épidémiologiques connexes

L'étude épidémiologique initiale de l'U.S. EPA en eaux douces à vocation récréative mesurait les concentrations d'organismes indicateurs de contamination fécale (coliformes thermotolérants fécaux, *E. coli*, entérocoques) dans les eaux de baignade, et les comparait avec les incidences de maladies associées à la baignade signalées les jours où les échantillons avaient été recueillis (Dufour, 1984). Des taux statistiquement significatifs de maladies gastro-intestinales ont été observés chez les personnes se baignant dans des eaux considérées comme étant plus contaminées sur le plan fécal. S'agissant des symptômes non liés aux maladies gastro-intestinales, aucune différence statistiquement significative n'a été constatée. À des fins d'analyse des données, un graphe a été tracé, pour chacun des indicateurs, mettant en relation l'incidence pour 1 000 personnes de symptômes gastro-intestinaux associés à la baignade saisonnière et la concentration saisonnière moyenne de l'indicateur de matières fécales par 100 mL. On a ensuite utilisé des analyses de corrélation et de régression pour déterminer les coefficients de corrélation et la pente de l'équation de régression linéaire pour chacun des indicateurs. Le meilleur coefficient de corrélation (r) a été obtenu avec *E. coli* ($r = 0,80$), les entérocoques ($r = 0,74$) fournissant un coefficient de corrélation pratiquement égal. Les données *E. coli* ont été utilisées pour produire une équation de régression :

Risque saisonnier de maladies

gastro-intestinales pour = 9,40 (concentration logarithmique d'*E. coli* par 100 mL) – 11,74
1 000 personnes

Plusieurs études épidémiologiques ont été réalisées en eau douce depuis l'élaboration des *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* (Lightfoot, 1988; Ferley et coll., 1989; Calderon et coll., 1991; van Asperen et coll., 1998). Toutes ont confirmé l'existence d'un rapport étroit entre l'exposition aux eaux récréatives et la fréquence des maladies associées à la baignade. Toutefois, rares sont celles qui ont réussi à démontrer l'existence d'un rapport mathématique entre les numérations d'indicateurs fécaux et la morbidité chez les baigneurs. Van Asperen et coll. (1998) ont fait état d'un risque significativement plus élevé de gastro-entérite chez des triathlètes ayant nagé dans des eaux où la concentration d'*E. coli* présentait une moyenne géométrique supérieure à 355 unités formant colonies (ufc)/100 mL (équivalent à *E. coli*/100 mL). Ferley et coll. (1989) ont avancé que les streptocoques fécaux constituaient de meilleurs indicateurs du risque de maladies gastro-intestinales sur les plages en eau douce de France. Calderon et coll. (1991) ont signalé que les numérations de staphylocoques totaux étaient très étroitement liées aux maladies gastro-intestinales chez les baigneurs fréquentant des étangs récréatifs non exposés à des sources ponctuelles de contamination.

Seules quelques-unes des études épidémiologiques se sont penchées sur les effets sanitaires d'activités récréatives autres que la baignade – par exemple, le canotage en eau vive ou le rafting (Fewtrell et coll., 1992; Lee et coll., 1997). Les données liant la qualité de l'eau aux maladies découlant de ces activités sont moins concluantes. Malgré tout, les études tendent à conclure que les maladies gastro-intestinales sont les problèmes de santé les plus fréquemment signalés dans

le cadre de ce type d'activité et que les facteurs liés au risque de maladie comprennent la qualité de l'eau et la fréquence de l'immersion et de l'ingestion d'eau.

Plusieurs examens de résultats d'études épidémiologiques ont également été publiés. En 1998, l'OMS (Pruss, 1998) a publié un examen complet des résultats de recherches épidémiologiques réalisées de 1953 à 1996. Il s'agissait de la première étude exhaustive de la documentation scientifique portant sur ce sujet. Pruss (1998) a conclu que les maladies gastro-intestinales constituaient le problème de santé le plus fréquent pour lequel on fait état de rapports dose-réponse, et que les indicateurs qui laissaient constater la meilleure corrélation avec ce type de problème étaient les entérocoques dans le cas des eaux marines, et *E. coli* et les entérocoques pour l'eau douce.

L'U.S. EPA a publié deux examens d'études épidémiologiques portant sur les eaux récréatives. Le premier, publié dans un ouvrage intitulé *Implementation Guidance for Ambient Water Quality Criteria for Bacteria* (U.S. EPA, 2002), était un examen succinct des enquêtes épidémiologiques réalisées depuis la publication du guide antérieur, en 1986. L'U.S. EPA y concluait que les méthodes épidémiologiques utilisées pour élaborer les critères de la qualité de l'eau de 1986 restaient scientifiquement valides et qu'aucun nouveau principe scientifique n'avait été établi qui aurait justifié une révision des recommandations en vigueur. L'U.S. EPA a par la suite réalisé une méta-analyse des données épidémiologiques disponibles dans la documentation scientifique (Wade et coll., 2003) afin de déterminer si les normes réglementaires en vigueur garantissaient une protection suffisante contre le risque de maladies gastro-intestinales posé par les eaux récréatives. Les auteurs ont démontré que dans les études portant sur l'eau douce, *E. coli* se révélait le meilleur indicateur du risque de maladie posé par les eaux récréatives. Ils ont par ailleurs relevé qu'une comparaison des valeurs sommaires du risque relatif et des recommandations de l'U.S. EPA concernant les eaux douces laissait constater l'existence d'un lien entre des densités d'*E. coli* supérieures aux valeurs de la recommandation et l'augmentation du risque de maladie, et l'absence d'un tel lien dans le cas des taux d'exposition inférieurs à ces valeurs.

Wiedenmann et coll. (2006) ont fait état des résultats d'une étude des cohortes prospective randomisée et contrôlée réalisée sur des sites de baignade en eau douce en Allemagne. Des essais contrôlés randomisés avaient été réalisés plus tôt dans les eaux côtières du Royaume-Uni (Kay et coll., 1994; Fleisher et coll., 1996), mais l'étude allemande était la première de ce type à être réalisée en eau douce. Le protocole expérimental retenu par les chercheurs était semblable à celui utilisé pour les essais du Royaume-Uni. Ses résultats ont donné à conclure à l'existence d'un lien entre les taux observés de maladie et les concentrations mesurées d'*E. coli*, d'entérocoques, de *Clostridium perfringens* et de coliphages somatiques. Les chercheurs ont déterminé les doses sans effet nocif observé (NOAEL) correspondant à diverses définitions de la gastro-entérite, variant de 78 à 180 *E. coli*/100 mL et de 21 à 24 entérocoques/100 mL. Ils ont proposé des recommandations possibles en combinant l'ensemble des données dérivées des différentes définitions de maladies gastro-intestinales étudiées, suggérant des valeurs de 100 *E. coli*/100 mL, 25 entérocoques/100 mL, 10 coliphages somatiques/100 mL et 10 *C. perfringens*/100 mL. Bien que les auteurs aient proposé une valeur de 100 *E. coli*/100 mL, il est important de noter que la NOAEL signalée pour les maladies gastro-intestinales respectant au plus près le critère de « maladie gastro-intestinale hautement crédible » (tel que défini par Cabelli et coll., 1983) était

de 180 *E. coli*/100 mL. De plus, la répartition en quartiles et en quintiles des données, pour la définition britannique d'une maladie gastro-intestinale, montrait que les taux de maladie des baigneurs, comparés à ceux du groupe de contrôle, n'étaient statistiquement significatifs qu'à partir d'une concentration en *E. coli* de 200 *E. coli*/100 mL. Même l'utilisation de la moins stricte des définitions d'une maladie gastro-intestinale a produit une NOAEL (NL-2¹ : 164 *E. coli*/100 mL) bien au-dessus de 100 *E. coli*/100 mL.

L'U.S. EPA et les Centers for Disease Control and Prevention (CDC) aux États-Unis ont également entrepris des études épidémiologiques sur des plages d'eau douce et marine dans le cadre de l'étude National Epidemiologic and Environmental Assessment of Recreational Water – NEEAR (évaluation épidémiologique et environnementale nationale des eaux récréatives). Ces études ont pour but d'étayer l'élaboration de nouvelles recommandations ayant trait à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives (U.S. EPA, 2002; Dufour et coll., 2003) ainsi que d'examiner les nouveaux indicateurs de la qualité de l'eau et les méthodes rapides de surveillance de la qualité de l'eau. Ces travaux devraient être achevés d'ici 2010.

Sommaire

En s'appuyant sur l'ensemble des données disponibles, il a été conclu qu'*E. coli* restait le meilleur indicateur de contamination fécale dans les eaux douces utilisées à des fins récréatives. Pour résumer :

1. Les valeurs de la recommandation sont fondées sur l'analyse des données épidémiologiques reliant les concentrations d'*E. coli* dans les eaux douces à vocation récréative à l'incidence, chez les baigneurs, de maladies gastro-intestinales associées à la baignade. Elles sont le résultat de décisions de gestion du risque fondées sur l'évaluation des risques sanitaires chez les personnes qui participent à des activités aquatiques récréatives et prennent en considération les avantages importants que procurent ces dernières, tant sur le plan de la santé que de la détente.
2. *E. coli* est l'organisme qui répond le mieux aux critères de l'indicateur idéal de la contamination fécale des eaux douces. *E. coli* est toujours présent lorsqu'il y a contamination fécale d'origine humaine ou animale. Sa détection indique une contamination fécale de l'eau et donc la présence possible de bactéries, virus ou protozoaires fécaux pathogènes.
3. L'utilisation d'indicateurs aux fins de l'évaluation de la qualité des eaux récréatives comporte certaines limites. La présence de pathogènes fécaux dans les eaux récréatives dépend de nombreux facteurs; elle peut être variable et sporadique. L'absence d'*E. coli* ne signifie pas nécessairement qu'il n'existe pas dans l'eau d'autres microorganismes entériques pathogènes.
4. La combinaison d'une surveillance régulière de la présence d'*E. coli* et de mesures, procédures et outils qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition des baigneurs à la contamination fécale dans les eaux à vocation récréative constitue le moyen le plus efficace de protéger la santé des usagers de ces eaux.

¹ NL-2 – Définition d'une maladie gastro-intestinale utilisée aux Pays-Bas selon van Asperen et coll., 1998.

4.1.2 Eaux marines : entérocoques

Recommandations

Pour les eaux marines utilisées pour les activités récréatives de contact primaire, les valeurs de recommandations sont les suivantes :

Moyenne géométrique (d'au moins 5 échantillons) :
 ≤ 35 entérocoques/100 mL

Concentration maximale dans un seul échantillon :
 ≤ 70 entérocoques/100 mL

Le calcul de la moyenne géométrique de la concentration doit porter sur au moins 5 échantillons prélevés à des moments et dans des sites qui permettront d'obtenir une estimation représentative de la qualité probable de l'eau utilisée. Dans le cas où l'une quelconque de ces valeurs de recommandations serait dépassée, des mesures supplémentaires devront être prises. Il faudra, au minimum, procéder immédiatement à un nouvel échantillonnage du site ou des sites. Par ailleurs, un avis d'interdiction de baignade pourrait être diffusé à l'intention des baigneurs si les autorités compétentes jugent que les eaux en question ne conviennent pas aux activités récréatives.

Il est en outre recommandé que les eaux régulièrement utilisées pour des activités récréatives de contact primaire fassent l'objet d'un contrôle hebdomadaire au minimum, et que les contrôles soient encore plus nombreux dans le cas de plages très fréquentées ou qui sont réputées pour accueillir de très nombreux usagers. Par ailleurs, il peut arriver dans certains cas qu'une réduction de la fréquence des échantillonnages soit justifiée. Pour en savoir plus sur les recommandations relatives à la fréquence d'échantillonnage et sur l'affichage relatif à l'utilisation des eaux à vocation récréative, voir la partie I du présent document (Gestion des eaux récréatives).

E. coli (section 4.1.1) constitue également un prédicteur utile du risque de maladies gastro-intestinales posé par les eaux récréatives marines (Wade et coll., 2003). Si on peut démontrer que cette bactérie peut signaler de façon appropriée la présence d'une contamination fécale dans les milieux marins, il devient possible d'adopter des limites maximales de concentration dans les milieux dulcicoles. En cas de doute, il convient de soumettre les échantillons au dépistage des deux types d'indicateurs pendant des périodes prolongées afin de déterminer s'il existe une relation positive.

Justification des recommandations

Les valeurs de recommandations établies sont fondées sur les données épidémiologiques reliant les concentrations d'entérocoques dans les eaux marines récréatives à l'incidence, chez les baigneurs, de maladies gastro-intestinales associées à la baignade. Les données épidémiologiques existantes ne suffisent pas pour permettre l'estimation du degré de risque lié aux cas individuels d'exposition. En s'appuyant sur l'analyse de régression des données épidémiologiques effectuée par l'U.S. EPA (Cabelli, 1983), Santé Canada a estimé que l'utilisation des valeurs de recommandations pour les indicateurs recommandés de contamination fécale en eaux douces et

en eaux marines correspondra à une incidence saisonnière de maladies gastro-intestinales d'environ 1 à 2 % (10 à 20 cas pour 1 000 baigneurs). Il a été signalé que, compte tenu de la géographie et du climat du Canada, la proportion de personnes qui pratiquent des activités récréatives en milieu marin est sensiblement plus faible que celle des personnes qui pratiquent des activités récréatives en eau douce.

Les équations de l'U.S. EPA servant au calcul de la limite dans un seul échantillon ont été examinées pour la détermination de la recommandation de la concentration maximale d'indicateurs de contamination fécale autorisée dans un échantillon unique (U.S. EPA, 1986). Les données concernant la concentration maximale admissible d'indicateurs dans les zones de plage désignées sont conformes avec l'application d'un coefficient 2 aux résultats de la moyenne géométrique recommandée. Ainsi, une concentration maximale dans un échantillon unique de 70 entérocoques/100 mL est réaffirmée.

Ces valeurs sont le résultat de décisions de gestion du risque fondées sur une évaluation approfondie des risques que peuvent courir les usagers des eaux récréatives. En tenant compte à la fois des dangers possibles pour la santé et des avantages de l'utilisation des eaux à des fins récréatives tant sur le plan de l'activité physique que de la détente, le groupe de travail a conclu que ces valeurs représentaient une estimation acceptable et raisonnable du risque de maladies que peuvent vraisemblablement courir les personnes qui s'adonnent volontairement à une activité physique aquatique.

À la lumière de son évaluation des informations épidémiologiques publiées depuis la parution des recommandations antérieures, le groupe de travail a conclu que les données actuellement disponibles justifient les recommandations actuelles concernant l'utilisation des entérocoques comme indicateurs de contamination fécale dans les eaux marines utilisées à des fins récréatives. Aucun élément de preuve ne rend nécessaire, à l'heure actuelle, une révision des valeurs de recommandations en vigueur.

Description

Les entérocoques sont des membres du genre *Enterococcus*. Le genre a été créé pour accueillir les espèces du genre *Streptococcus* les plus caractéristiques des matières fécales et qui étaient auparavant appelées streptocoques du groupe D. En pratique, les termes entérocoques, streptocoques fécaux, *Enterococcus* et entérocoques intestinaux ont été utilisés indistinctement (Bartram et Rees, 2000). Les entérocoques se caractérisent par leur aptitude à répondre aux critères suivants : croissance à des températures variant de 10 à 45 °C, résistance à 60 °C pendant 30 minutes, croissance en présence d'une concentration de 6,5 % de chlorure de sodium et à un pH de 9,6, et aptitude à réduire le bleu de méthylène à 0,1 % (Bartram et Rees, 2000; APHA et coll., 2005). Ce genre comprend notamment les espèces suivantes : *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. durans*, *E. hirae*, *E. gallinarum* et *E. avium*.

E. faecalis et *E. faecium* s'observent en quantités importantes dans les excréments humains et animaux et, avec *E. durans*, ont été signalés comme étant les espèces les plus fréquemment observées dans les milieux aquatiques pollués (Bartram et Rees, 2000). *E. gallinarum* et *E. avium* sont présents en grand nombre dans les excréments animaux, mais ils ne sont pas associés exclusivement à la présence de matières fécales d'origine animale.

Les entérocoques répondent de près à nombre des critères des bons indicateurs de la contamination fécale des eaux récréatives. Beaucoup d'espèces de ce groupe se trouvent en grand nombre dans les excréments humains et animaux. Les entérocoques ne sont pas présents normalement dans les eaux non polluées et sont généralement considérés comme incapables de se développer dans les eaux récréatives (Ashbolt et coll., 2001). Comparativement à d'autres indicateurs (p. ex. *E. coli* et les coliformes thermotolérants), les entérocoques présentent une résistance plus grande au stress environnemental dans les eaux récréatives – par exemple, le rayonnement solaire et la salinité. Ils se montrent également plus résistants aux techniques de traitement des eaux usées, et notamment à la chloration. On a également démontré l'existence d'une corrélation étroite entre la concentration d'entérocoques dans l'eau de mer et le risque de maladies gastro-intestinales chez les baigneurs (Cabelli, 1983; Kay et coll., 1994).

On avait recours par le passé à un ratio des concentrations de coliformes thermotolérants aux concentrations de streptocoques fécaux pour chercher à déterminer l'origine des contaminations bactériennes (Geldreich, 1976; Clausen et coll., 1977). On considérait qu'un ratio égal ou supérieur à 4 était indicatif d'une contamination d'origine humaine, et qu'un ratio plus bas traduisait une contamination d'origine animale. Toutefois, étant donné les différences du temps de survie reconnues depuis entre ces deux groupes de bactéries dans l'environnement et la variabilité des méthodes de numération employées, l'utilisation de ce ratio a depuis été jugée imprécise (Ashbolt et coll., 2001; APHA et coll., 2005) et n'est donc plus recommandée. Pour en savoir plus sur le dépistage des sources de pollution fécale, consulter la section 10.0 (Dépistage des sources de pollution fécale).

Présence dans le milieu aquatique

On trouve régulièrement des entérocoques dans les eaux douces et marines récréatives qui, d'après ce qu'on en sait, sont exposées à des sources humaines ou animales de pollution fécale. Ces organismes sont présents en grand nombre dans les excréments humains et animaux, où leurs concentrations peuvent atteindre de 10^6 à 10^7 cellules/g (Sinton, 1993; Edberg et coll., 2000). Globalement, on pense que leurs concentrations dans les excréments et les déchets urbains sont de 1 à 3 fois moins élevées que celles d'*E. coli* (Sinton, 1993; Edberg et coll., 2000). Des études de la flore fécale humaine mentionnées par Leclerc et coll. (2001) donnent à conclure que les espèces du genre *Enterococcus* pourraient être détectées dans les excréments de 100 % des sujets testés.

Plusieurs études indiquent par ailleurs que la survie des entérocoques pourrait être prolongée dans les sédiments dulcicoles ou marins (Davies et coll., 1995; Desmarais et coll., 2002; Ferguson et coll., 2005). On croit que ces milieux offrent des conditions plus favorables de température et de concentration de nutriments que les eaux récréatives adjacentes. D'autres études font état de l'aptitude des entérocoques à survivre dans des milieux riches en matières organiques qui, d'après ce qu'on en sait, ne sont pas associés à une contamination fécale, comme les amas d'algues vertes *Cladophora* (Whitman et coll., 2003).

Peu d'enquêtes ont été publiées au Canada sur la distribution des entérocoques dans le milieu marin. Gibson et Smith (1988) ont cherché à déterminer la distribution des entérocoques sur 26 plages marines de la région de Vancouver. Cette étude démontre que 1,6 % des résultats

auraient dépassé la recommandation de 35/100 mL fixée pour la moyenne géométrique des concentrations de ces organismes. En 1988, le Ministère de la Santé et des Services communautaires du Nouveau-Brunswick (1989) a mesuré les concentrations d'entérocoques sur huit plages marines du détroit de Northumberland, au Nouveau-Brunswick. Les niveaux globaux d'entérocoques étaient faibles, avec une moyenne géométrique de 3,5/100 mL. Les résultats de l'étude ont montré que les entérocoques étaient absents dans 60 % des échantillons.

Association avec les pathogènes

Les entérocoques sont considérés comme de bons indicateurs de la présence de bactéries pathogènes entériques. Une étude d'échantillons d'eau de surface prélevés en divers endroits des bassins versants du sud de la Californie a permis de constater qu'ils présentent une bonne valeur prédictive avec la méthode de détection des souches de STEC fondée sur la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) (Yanko et coll., 2004). On a signalé qu'à une concentration supérieure à 100 NPP (nombre le plus probable)/100 mL, la probabilité de détection du STEC s'établissait à environ 60-70 %.

Les entérocoques sont des indicateurs un peu moins efficaces de la présence des virus et des protozoaires entériques pathogènes. Un certain nombre d'études font état de l'absence de rapport entre les concentrations d'entérocoques et la présence de virus humains dans les eaux de surface (Griffin et coll., 1999; Schvoerer et coll., 2000, 2001; Jiang et coll., 2001; Jiang et Chu, 2004).

Les entérocoques sont considérés comme les meilleurs indicateurs disponibles de la qualité des eaux marines à vocation récréative (Pruss, 1998; OMS, 1999; Wade et coll., 2003). Leur détection signale la contamination fécale de l'eau et, de ce fait, la présence possible de bactéries, virus ou protozoaires fécaux pathogènes. Les virus et protozoaires entériques pathogènes humains d'origine fécale peuvent survivre longtemps en eaux marines. Même si des numérations élevées d'entérocoques peuvent indiquer la présence possible de virus et de protozoaires pathogènes, il n'est pas certain, à l'opposé, que l'absence d'entérocoques signifie que ces pathogènes sont également absents.

La combinaison d'une surveillance régulière de la présence des entérocoques et de mesures, procédures et outils qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition des baigneurs à la contamination fécale dans les eaux à vocation récréative constitue le moyen le plus efficace de protéger la santé des usagers de ces eaux.

Recommandations utilisées par d'autres pays ou d'autres organisations

Les paramètres et les recommandations définis par d'autres gouvernements et des organisations internationales dans le monde entier relativement aux organismes indicateurs de contamination fécale en eaux marines (Tableau 3 ci-dessous) ont été examinés pour rédiger l'édition révisée de ce document.

Tableau 3. Recommandations pour les concentrations indicatrices de matières fécales dans les eaux marines à vocation récréative définies par d'autres pays ou d'autres organisations

Pays ou organisation	Indicateur d'eaux marines	Paramètres et recommandations	Référence
U.S. EPA ^a	Entérocoques	Moyenne géométrique de la concentration : 35/100 mL Concentration maximale dans un seul échantillon ^b : 104/100 mL	U.S. EPA, 2002
OMS	Entérocoques intestinaux	95 ^e centile/100 mL : A : ≤40 B : 41-200 C : 201-500 D : >500	OMS, 2003a
Australie	Entérocoques intestinaux	95 ^e centile/100 mL : A : ≤40 B : 41-200 C : 201-500 D : >500	NHMRC, 2008
Union européenne	Entérocoques intestinaux	95 ^e centile/100 mL : Excellente : 100/100 mL Bonne : 200/100 mL	UE, 2006
	<i>E. coli</i>	90 ^e centile/100 mL : Acceptable : 185/100 mL 95 ^e centile/100 mL : Excellente : 250/100 mL Bonne 500/100 mL	
		90 ^e centile/100 mL : Acceptable : 500/100 mL	

a. Il convient de noter que de nouveaux critères, en cours d'élaboration, pourraient être disponibles en 2012.

b. Zone de plage désignée (niveau de confiance de 75 %).

Études épidémiologiques connexes

Les études épidémiologiques initiales de l'U.S. EPA dans des eaux marines à vocation récréative (Cabelli, 1983) mesuraient les concentrations d'organismes indicateurs de contamination fécale (coliformes totaux, coliformes thermotolérants fécaux, *E. coli*, entérocoques) dans les eaux de baignade, et les comparaient avec les incidences de maladies associées à la baignade signalées les jours où les échantillons avaient été recueillis. Des taux statistiquement significatifs de maladies gastro-intestinales ont été observés chez les individus se baignant dans des eaux considérées comme étant plus contaminées sur le plan fécal. S'agissant des symptômes non liés aux maladies gastro-intestinales, aucune différence statistiquement significative n'a été constatée. À des fins d'analyse des données, un graphe a été tracé, pour chacun des indicateurs, mettant en relation l'incidence pour 1 000 personnes de symptômes gastro-intestinaux associés à

la baignade saisonnière et la concentration saisonnière moyenne de l'indicateur de matières fécales par 100 mL. On a ensuite utilisé des analyses de corrélation et de régression pour déterminer les coefficients de corrélation et la pente de l'équation de régression linéaire pour chacun des indicateurs. Le meilleur coefficient de corrélation (r) a été obtenu avec les entérocoques ($r = 0,75$). L'équation de régression suivante a été produite pour les données relatives aux entérocoques :

$$\begin{array}{l} \text{Risque saisonnier de} \\ \text{maladies gastro-intestinales} \\ \text{pour 1 000 personnes} \end{array} = 0,20 + 12,17 \text{ (concentration logarithmique d'entérocoques} \\ \text{par 100 mL).}$$

Plusieurs études épidémiologiques ont été réalisées en eau marine depuis l'élaboration des *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* (Cheung et coll., 1990; Alexander et coll., 1992; von Schirnding et coll., 1992; Corbett et coll., 1993; Harrington et coll., 1993; Kay et coll., 1994; Kueh et coll., 1995; Marino et coll., 1995; Fleisher et coll., 1996; van Dijk et coll., 1996; McBride et coll., 1998; Haile et coll., 1999; Prieto et coll., 2001). Toutes ont confirmé l'existence d'un rapport entre l'exposition aux milieux aquatiques marins de qualité variable et la manifestation des symptômes de maladies d'origine hydrique chez les baigneurs. Les résultats les plus importants viennent d'un programme d'études épidémiologiques randomisées et contrôlées réalisées sur des plages côtières du Royaume-Uni (Kay et coll., 1994; Fleisher et coll., 1996). Ces études ont été conçues pour combler certaines des lacunes perçues du protocole classique d'étude des plages retenu pour nombre d'études antérieures. Le schéma expérimental contrôlé randomisé a pour caractéristique principale d'assurer une distribution plus aléatoire des sujets entre les groupes qui pratiquent ou non la baignade, et d'assurer une surveillance plus serrée de la qualité de l'eau à laquelle s'exposent les baigneurs. On a constaté que de tous les indicateurs fécaux contrôlés, seules les concentrations de streptocoques fécaux mesurées à hauteur de poitrine laissaient constater un rapport significatif avec l'incidence des maladies gastro-intestinales et celle des maladies respiratoires chez les baigneurs. Les auteurs ont également signalé l'existence de seuils possibles d'un risque accru de gastro-entérite à une concentration de 32 streptocoques fécaux/100 mL et d'un risque accru de maladies respiratoires à une concentration de 60 streptocoques fécaux/100 mL. Dans le cadre d'autres études, McBride et coll. (1998) ont fait état d'un risque accru de maladies respiratoires, correspondant à une hausse des concentrations d'entérocoques, chez les baigneurs sur des plages de Nouvelle-Zélande. Cheung et coll. (1990) ont établi une corrélation modérée ($r = 0,63$) entre les concentrations d'entérocoques et les taux de maladies gastro-intestinales hautement crédibles (HCGI) et de symptômes cutanés combinés sur des plages côtières à Hong Kong; cette corrélation était toutefois moins forte que celle observée avec *E. coli* ($r = 0,73$).

Quelques-unes des études épidémiologiques se sont penchées sur les effets sanitaires d'activités récréatives autres que la baignade, par exemple le surf (Gammie et Wyn-Jones, 1997; Dwight et coll., 2004). Les données liant la qualité de l'eau aux maladies découlant de ces activités sont moins concluantes. Malgré tout, les études tendent à conclure que les maladies gastro-intestinales sont les problèmes de santé les plus fréquemment signalés dans le cadre de ce type d'activité et que les facteurs liés au risque de maladie comprennent la qualité de l'eau et la fréquence de l'immersion et de l'ingestion d'eau.

Plusieurs examens de résultats d'études épidémiologiques ont également été publiés. En 1998, l'OMS (Pruss, 1998) a publié un examen complet des résultats de l'ensemble des études épidémiologiques réalisées de 1953 à 1996. Cet examen a donné à conclure que les symptômes gastro-intestinaux étaient ceux qui étaient le plus fréquemment signalés, parmi les problèmes de santé pour lequel on fait état de rapports dose-réponse, et que les indicateurs qui laissaient constater la meilleure corrélation avec ce type de problème étaient les entérocoques dans le cas des eaux marines, et *E. coli* et les entérocoques pour l'eau douce. L'U.S. EPA a également publié deux examens de la documentation épidémiologique existante portant sur les eaux récréatives. Le premier, publié dans un ouvrage intitulé *Implementation Guidance for Ambient Water Quality Criteria for Bacteria* (U.S. EPA, 2002), était un examen succinct des enquêtes épidémiologiques réalisées depuis la publication du guide antérieur, en 1986. L'U.S. EPA y concluait que les méthodes épidémiologiques utilisées pour élaborer les critères de la qualité de l'eau de 1986 restaient scientifiquement valides et qu'aucun nouveau principe scientifique n'avait été établi qui aurait justifié une révision des recommandations en vigueur. Plus récemment, Wade et coll. (2003) ont réalisé une méta-analyse de l'ensemble des données épidémiologiques publiées depuis 1950 et liant les indicateurs microbiologiques de la qualité des eaux récréatives à l'incidence des maladies gastro-intestinales chez les baigneurs. Les auteurs ont conclu que dans les études sur les eaux marines, les entérocoques et, à un degré moindre, *E. coli*, constituent les prédicteurs les plus fiables de maladies gastro-intestinales. De plus, ils ont observé que les risques indiqués de maladies gastro-intestinales à des concentrations d'entérocoques inférieures aux normes actuelles de l'U.S. EPA n'étaient pas statistiquement significatifs, tandis que les valeurs supérieures à ces normes étaient élevées et statistiquement significatives.

L'U.S. EPA et les CDC effectuent actuellement des études épidémiologiques sur des plages d'eau douce et marine dans le cadre de l'étude NEEAR. Ces études ont pour but d'étayer l'élaboration de nouvelles recommandations ayant trait à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives (U.S. EPA, 2002; Dufour et coll., 2003), ainsi que d'examiner les nouveaux indicateurs de la qualité de l'eau et les méthodes rapides de contrôle de la qualité de l'eau. La collecte de données pour ces études a été achevée en 2010.

Sommaire

En s'appuyant sur l'ensemble des données disponibles, le groupe des entérocoques demeure le meilleur indicateur de contamination fécale dans les eaux marines utilisées à des fins récréatives. Pour résumer :

1. Les valeurs de la recommandation sont fondées sur l'analyse des données épidémiologiques reliant les concentrations d'entérocoques dans les eaux marines récréatives à l'incidence, chez les baigneurs, de maladies gastro-intestinales associées à la baignade. Elles sont le résultat de décisions de gestion du risque fondées sur l'évaluation des risques sanitaires chez les personnes qui participent à des activités aquatiques récréatives et prennent en considération les avantages considérables que procurent ces dernières, tant sur le plan de la santé que de la détente.
2. Les entérocoques sont les organismes qui répondent le mieux aux critères de l'indicateur idéal de contamination fécale des eaux marines à vocation récréative. Leur détection suggère

une contamination fécale de l'eau et donc la présence possible de bactéries, virus ou protozoaires fécaux pathogènes.

3. L'utilisation d'indicateurs aux fins de l'évaluation de la qualité des eaux récréatives comporte certaines limites. La présence de pathogènes fécaux dans les eaux récréatives dépend de nombreux facteurs; elle peut être variable et sporadique. L'absence d'entérocoques ne signifie pas nécessairement qu'il n'existe pas dans l'eau d'autres microorganismes entériques pathogènes.
4. La combinaison d'une surveillance régulière de la présence d'entérocoques et de mesures, procédures et outils qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition des baigneurs à la contamination fécale dans les eaux à vocation récréative constitue le moyen le plus efficace de protéger la santé des usagers de ces eaux.

4.2 Conseils concernant les eaux destinées aux activités récréatives de contact secondaire

Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* sont conçues pour protéger les personnes qui s'adonnent à des activités comportant une immersion intentionnelle ou non dans des eaux naturelles. Compte tenu de l'intérêt croissant des autorités pour une distinction entre activités de contact primaire et activités de contact secondaire, il a été décidé de commencer par inclure dans la présente édition des *Recommandations* des conseils relatifs à la concentration des indicateurs de contamination fécale pour les activités de contact secondaire, indépendamment des conseils fournis en la matière pour les activités de contact primaire.

Les activités récréatives traditionnellement considérées comme des activités de contact secondaire (p. ex. le canotage ou la pêche) impliquent des degrés d'exposition très différents de ceux associés aux activités de contact primaire. On suppose que la probabilité d'ingérer de l'eau, et donc d'être exposé à un risque de présenter ultérieurement des maladies gastro-intestinales, est plus faible durant une activité récréative de contact secondaire, ce risque subsistant toutefois à un certain degré. L'immersion involontaire met tout le corps en contact avec l'eau, et les éclaboussures peuvent donner lieu à différents scénarios d'exposition. On pense que les maladies cutanées et, peut-être, celles qui affectent les muqueuses des yeux ou des oreilles pourraient jouer un rôle relativement plus grand dans le cas des activités de contact secondaire (U.S. EPA, 2002). L'inhalation peut également devenir une voie d'exposition importante pendant les activités de contact secondaire dans les endroits où l'eau est pulvérisée.

Les risques possibles de maladies liées aux activités récréatives de contact secondaire en milieu aquatique n'ont pas fait l'objet de beaucoup de travaux. Dans une étude examinant la relation entre la qualité de l'eau et les maladies contractées au cours d'activités de canotage ou d'aviron, Fewtrell et coll. (1994) ont indiqué l'absence de différences significatives entre le groupe exposé et le groupe non exposé. La grande masse des recherches épidémiologiques sur l'utilisation des eaux récréatives et sur les risques de contracter une maladie a été produite dans un contexte d'activités de contact primaire. En conséquence, on ne dispose pas de données épidémiologiques

suffisantes permettant de calculer des valeurs limites précises des indicateurs de contamination fécale fondées sur des critères sanitaires et ayant pour objectif de protéger les usagers participant à des activités récréatives de contact secondaire d'une exposition à une contamination fécale. Toutefois, il est clair que, à l'occasion de la majorité des activités récréatives de contact secondaire, et en raison d'un niveau prévu d'exposition à l'eau la plupart du temps plus faible, il pourrait y avoir certaines zones aquatiques pour lesquelles une désignation d'utilisation pour des activités de contact secondaire, accompagnée de valeurs distinctes de qualité de l'eau, serait souhaitable et considérée comme acceptable par les autorités locales et régionales.

Lorsqu'on envisage la définition de recommandations indépendantes pour les indicateurs de contamination fécale dans les zones aquatiques exploitées exclusivement pour des usages récréatifs de contact secondaire, il est nécessaire de comprendre clairement les types d'activités qui seront considérées comme entrant dans le cadre de cette description. Dans ses directives pour la sécurité des eaux de baignade relatives aux eaux côtières et aux eaux douces (OMS, 2003a), l'OMS propose une classification des activités de loisirs aquatiques en fonction du degré d'exposition à l'eau qu'elles engendrent. Les descriptions suivantes (inspirées de OMS, 2003a) peuvent servir d'indication initiale pour juger si une activité donnée peut être qualifiée d'activité de contact primaire ou secondaire :

- *Activité de contact primaire* : Activité au cours de laquelle tout le corps ou le visage et le tronc sont fréquemment immergés ou au cours de laquelle le visage est fréquemment éclaboussé, et où il y a possibilité d'ingestion d'eau. L'immersion involontaire, qu'elle soit due à une vague ou à une chute, met aussi tout le corps en contact avec l'eau. On peut citer à titre d'exemples la baignade, le surf, le ski nautique, le canotage, le rafting ou le kayak en eau vive, la planche à voile et la plongée sous-marine.
- *Activité de contact secondaire* : Activité au cours de laquelle seuls les membres sont régulièrement mouillés et où le contact d'une plus grande partie du corps avec l'eau (y compris l'ingestion d'eau) est inhabituel. On peut citer à titre d'exemples l'aviron, la voile, les excursions en canot et la pêche sportive.

Même en utilisant ces critères de classification, il n'est pas toujours évident de distinguer quelles activités constituent des activités de contact primaire et quelles autres constituent des activités de contact secondaire. Certaines activités aquatiques récréatives seront faciles à classer alors que d'autres le seront peut-être moins. Il est donc recommandé d'évaluer au cas par cas les activités potentielles susceptibles d'être exercées dans une zone bénéficiant d'une désignation d'utilisation pour des activités de contact secondaire.

Avant d'affecter une désignation d'utilisation pour des activités de contact secondaire à une zone aquatique récréative, il conviendra de prendre notamment en considération les éléments suivants :

- La zone aquatique devra être soumise à une évaluation des utilisations existantes, de la qualité de l'eau et des possibilités d'amélioration de cette qualité, ainsi que d'autres facteurs pertinents comme les considérations liées à la santé ou à l'environnement.
- Il est en outre recommandé de ne pas attribuer la désignation d'utilisation pour des activités de contact secondaire lorsqu'une évaluation du site a permis de conclure qu'il était souvent utilisé pour des activités récréatives de contact primaire.

- Lorsqu'une zone aquatique fait l'objet d'une utilisation partagée (p. ex. baignade et canotage), ce sont les valeurs correspondant aux activités de contact primaire qui s'appliquent.
- Lorsqu'il est indiqué qu'une zone est réservée uniquement aux activités récréatives de contact secondaire, les matériels de communication devront clairement signaler qu'une immersion accidentelle (lors d'une chute, d'un chavirement, etc.) peut entraîner une exposition du corps tout entier et que, dans ces circonstances, l'ingestion d'eau risque de rendre malade.
- Il conviendra également de rappeler aux usagers de prendre les précautions nécessaires pour éviter le plus possible ces types d'exposition; l'habileté de la personne qui pratique l'activité peut influencer fortement sur son degré d'exposition à l'eau.
- Pour en savoir plus sur l'affichage d'informations dans les zones de loisirs aquatiques, voir la partie I du présent document (Gestion des eaux récréatives).

Les autorités compétentes ont l'obligation de prendre les précautions nécessaires pour protéger la santé et la sécurité de l'ensemble des usagers des eaux récréatives, ainsi que de préserver la meilleure qualité d'eau possible. L'existence de recommandations concernant les activités de contact secondaire ne devrait pas être utilisée comme un mécanisme de rétrogradation du statut d'une zone donnée en réaction à une qualité de l'eau médiocre. Ceci est particulièrement important lorsqu'une évaluation donne à conclure que les recommandations relatives aux activités de contact primaire constituent un objectif réalisable.

En prenant en compte une évaluation des informations disponibles, lorsqu'une zone aquatique est nommément destinée aux activités de contact secondaire (c'est-à-dire lorsque les activités de contact primaire ne constituent pas un usage existant), on pourra multiplier par 5 la moyenne géométrique des concentrations des indicateurs de contamination fécale utilisée pour protéger les usagers s'adonnant à des activités de contact primaire afin de tenter de définir la valeur limite d'un indicateur de contamination fécale pour cette zone. Les valeurs correspondantes pour les concentrations d'*E. coli* et d'entérocoques seront donc les suivantes :

Eaux douces – *E. coli* : $(5 \times 200/100 \text{ mL}) = 1\,000 \text{ E. coli}/100 \text{ mL}$

Eaux marines – entérocoques : $(5 \times 35/100 \text{ mL}) = 175 \text{ entérocoques}/100 \text{ mL}$

Ces valeurs représentent une décision de gestion des risques s'appuyant sur l'évaluation des scénarios d'exposition attendus et des risques sanitaires potentiels pour les usagers des eaux récréatives. Elles visent à permettre aux zones aquatiques indiquées de bénéficier d'une désignation d'adaptation à des activités de contact secondaire lorsque les autorités compétentes locales ou régionales l'estiment opportun, tout en continuant à offrir un certain niveau de protection aux usagers s'adonnant à des activités récréatives de contact secondaire jusqu'à ce que des recommandations basées sur des critères épidémiologiques puissent être calculées. En tenant compte à la fois des risques potentiels pour la santé et des avantages de l'utilisation des eaux à des fins récréatives, le groupe de travail a conclu que l'utilisation de ces valeurs constituait une approche raisonnable pour la protection des usagers qui s'adonnent volontairement à une activité physique. Ces valeurs s'accordent également avec les conseils fournis par d'autres autorités (Saskatchewan Environment, 1997; Alberta Environment, 1999; U.S. EPA, 2002; British

Columbia Ministry of Health, 2007; MDDEP, 2007). Les valeurs seront périodiquement révisées ou ajustées à mesure que des données nouvelles ou plus significatives deviendront disponibles.

On ne dispose pas, pour les autres paramètres des *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*, de suffisamment d'informations pour élaborer des valeurs indépendantes relatives aux zones aquatiques utilisées exclusivement pour des activités récréatives de contact secondaire. Les exploitants des zones aquatiques, les fournisseurs de services et les autorités responsables doivent être conscients du fait que ces paramètres pourraient également avoir un effet sur les zones aquatiques destinées exclusivement à une utilisation pour des activités de contact secondaire. Lorsqu'il n'existe pas de consigne pour les activités de contact secondaire, il est recommandé que les valeurs établies par les recommandations et les consignes associées soient appliquées à l'ensemble des eaux à vocation récréative, indépendamment du type d'activités qu'on y pratique.

4.3 Examen d'autres organismes indicateurs potentiels

On peut trouver dans les eaux récréatives du Canada une variété de pathogènes. Comme mentionné dans la section précédente, l'évaluation de la qualité des eaux récréatives est la plupart du temps fondée sur des bactéries fécales indicatrices dont la détection signale la présence possible de pathogènes d'origine hydrique transmis par les excréments. À l'heure actuelle, *E. coli* (eaux douces) et les entérocoques (eaux marines) demeurent les meilleurs indicateurs disponibles pour évaluer la qualité des eaux récréatives puisqu'ils permettent mieux que tous les autres de respecter les critères établis à cette fin.

Néanmoins, les indicateurs actuels ne satisfont pas sans équivoque à l'ensemble des critères de l'indicateur idéal, et les limites de ces deux organismes à cet égard sont bien connues. Nous savons qu'aucun organisme ne pourrait à lui seul remplir l'ensemble des conditions requises pour être considéré comme un indicateur parfait de la qualité des eaux récréatives – c'est-à-dire, qui combinerait les caractéristiques de l'ensemble des pathogènes connus, fournirait des informations sur le degré et la source de la contamination fécale et renseignerait sur les risques de maladies courus par les usagers des eaux récréatives. On estime que cette tâche pourrait nécessiter l'utilisation de plusieurs indicateurs présentant chacun des caractéristiques uniques leur permettant de remplir des rôles particuliers (Ashbolt et coll., 2001).

La définition du terme « indicateur » peut être élargie pour englober l'ensemble de ces fonctions différentes. Les indicateurs peuvent être considérés comme des « indicateurs fécaux » (nous renseignant sur la présence d'une contamination fécale sans nécessairement permettre d'identifier les pathogènes en cause), ou comme des « indicateurs de pathogènes » (nous renseignant sur la présence et le comportement de pathogènes particuliers). On peut en outre subdiviser les indicateurs fécaux en « indicateurs primaires » (nous renseignant sur l'ampleur ou l'étendue de la contamination fécale) et en « indicateurs secondaires » (fournissant des informations sur la source de cette contamination).

La présente section a pour objectif de résumer les connaissances actuelles au sujet des autres microorganismes qui ont été le plus souvent considérés par les experts, chercheurs et décideurs

comme des indicateurs potentiels de la qualité des eaux récréatives. Ces organismes sont les *Bacteroides* spp., le *Clostridium perfringens*, les coliphages à ARN-F+ et les bactériophages infectant le *Bacteroides fragilis*. Le tableau 4 résume les caractéristiques des indicateurs recommandés et des autres indicateurs potentiels.

Indicateurs potentiels

Bacteroides spp.

Les bactéroïdes sont des bacilles Gram négatif et anaérobies stricts. On considère que les bactéries de ce genre sont les plus abondantes dans les excréments humains (Fiksdal et coll., 1985). Les quatre principales espèces – *B. fragilis*, *B. vulgatus*, *B. distasonis* et *B. thetaiotaomicron* – peuvent atteindre des concentrations de l'ordre de 10^{10} cellules/g d'excréments (Kator et Rhodes, 1994), soit de 100 à 1 000 fois plus que les concentrations d'*E. coli* (Slanetz et Bartley, 1957; Holdeman et coll., 1976; Fiksdal et coll., 1985). Selon certaines études, les espèces de *Bacteroides* atteindraient des concentrations beaucoup moins élevées (inférieures de 10^5 à 10^{10} fois) chez les animaux (Allsop et Stickler, 1985; Kator et Rhodes, 1994), mais on a mesuré des concentrations plus élevées chez certaines espèces comme les animaux de compagnie et les goélands (10^7 - 10^8 ufc/g) (Allsop et Stickler, 1985).

Étant donné leurs fortes concentrations dans les excréments humains, les *Bacteroides* ont longtemps été considérés comme des indicateurs potentiels de contamination fécale. Cependant, les difficultés posées par la culture de ces bacilles anaérobies a découragé leur utilisation dans les études (Kreader, 1995; Bernhard et Field, 2000a). Toutefois, les progrès récents de la biologie moléculaire ont levé cette difficulté. Les chercheurs ont mis au point des tests fondés sur la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) qui permettent la détection de marqueurs génétiques des *Bacteroides* (humains et bovins) particuliers au genre ou à l'espèce dans les excréments. Dans ce cas, la présence des marqueurs génétiques est considérée comme indiquant la présence de cellules de *Bacteroides*.

Les méthodes d'identification des *Bacteroides* par PCR se sont montrées utiles pour la détection de la pollution fécale dans les échantillons d'eau contaminée (Kreader, 1998; Bernhard et Field, 2000b; Field et coll., 2003). Des méthodes de PCR quantitatives (PCRQ) ont également été mises au point pour la numération en temps quasi réel des *Bacteroides* spp. dans les eaux récréatives (Fung, 2004; Seurinck et coll., 2005; Wade et coll., 2006). L'U.S. EPA a inclus le contrôle par PCRQ des *Bacteroides* dans les études de son étude NEEAR (Wade et coll., 2006).

La détection des marqueurs génétiques de *Bacteroides* dans les eaux récréatives constitue une avenue de recherche relativement récente. Les études réalisées à ce jour sur l'analyse de ces marqueurs relativement aux indicateurs fécaux, aux pathogènes fécaux ou aux taux observés de maladie chez les baigneurs restent rares. Wade et coll. (2006) ont rapporté une association positive, mais ténue, entre la présence des *Bacteroides* et les maladies gastro-intestinales chez les baigneurs fréquentant l'une des deux plages d'eau douce examinées à l'occasion de l'étude NEEAR. Les auteurs font état à cet égard d'un problème de sensibilité de la méthode PCRQ (Wade et coll., 2006).

Les avantages constatés de l'utilisation des *Bacteroides* en guise d'indicateurs primaires de contamination fécale comprennent notamment leurs concentrations élevées dans les excréments

humains et les eaux usées, l'incapacité du bacille à se développer dans le milieu naturel et la persistance considérable des marqueurs ADN dans l'environnement. Ses inconvénients comprennent les concentrations plus faibles mesurées dans les excréments animaux, les lacunes actuelles des données concernant l'utilisation de ces bacilles comme indicateurs (indicateurs primaires, indicateurs de pathogènes ou indicateurs de maladies associées à la baignade) et les défis que posent les méthodes d'analyse (coût élevé, exigences techniques, problèmes de sensibilité).

Les informations recueillies à ce jour donnent à penser que les marqueurs *Bacteroides* pourraient jouer un rôle important comme indicateurs secondaires de contamination fécale en fournissant des informations sur les sources possibles des matières fécales.

Clostridium perfringens

Le *C. perfringens* est un bacille Gram positif sporulé et anaérobie qui s'observe habituellement dans les excréments humains et animaux (Bisson et Cabelli, 1980). Les espèces de *Clostridium* peuvent former des spores protectrices qui leur permettent de résister aux stress environnementaux et de persister ainsi dans l'environnement pendant de longues périodes.

Le *C. perfringens* a été considéré depuis la fin du XIX^e siècle comme un indicateur utile de la qualité sanitaire de l'eau (Ashbolt et coll., 2001). L'intérêt manifesté pour l'utilisation de ce bacille comme indicateur de la qualité des eaux récréatives découle de recherches effectuées dans l'État d'Hawaii. Des chercheurs de cet État avaient observé que de nombreux échantillons d'eau et de sol qu'on ne croyait pas exposés à une source connue de pollution fécale présentaient des concentrations de coliformes fécaux et d'*E. coli* supérieures aux normes de la qualité de l'eau en vigueur (Fujioka et Shizumura, 1985). On a aussi constaté que les concentrations de *C. perfringens* dans les eaux recevant des rejets d'eaux usées étaient régulièrement plus élevées que celles mesurées dans les eaux non touchées (Fujioka et Shizumura, 1985). Les chercheurs ont par la suite conclu que le *C. perfringens* était un indicateur de contamination fécale plus fiable pour les eaux d'Hawaii. On a depuis avancé que cette situation pourrait se présenter dans d'autres régions tropicales des États-Unis (U.S. EPA, 2001b). À l'heure actuelle, Hawaii est la seule entité politique connue à inclure le *C. perfringens* au nombre des indicateurs utilisés aux fins de la surveillance de la qualité des eaux récréatives (Anonyme, 1996).

La concentration de *C. perfringens* dans les excréments humains et animaux est beaucoup moins élevée que celle d'*E. coli* ou des entérocoques (Wright, 1982). Les données publiées indiquent que le *C. perfringens* ne serait détecté que dans une proportion faible à modérée des échantillons d'excréments humains (13-35 %) et que ses concentrations atteindraient en moyenne environ 10^3 cellules/g (Ashbolt et coll., 2001). Des concentrations plus élevées du bacille ont été signalées dans les eaux usées (Fujioka et Shizumura, 1985). Sa présence a été détectée dans les excréments d'un grand nombre d'espèces animales, y compris des oiseaux, des mammifères, des reptiles et des amphibiens (Conboy et Goss, 2003). On en a enfin détecté de grandes quantités dans les excréments de quelques espèces particulières, dont le chien (10^8 cellules/g), le chat (10^7 cellules/g) et le mouton (10^5 cellules/g) (Ashbolt et coll., 2001). Le *C. perfringens* n'est pas associé exclusivement aux excréments; c'est un microorganisme commun dans le sol (Toranzos, 1991).

Les enquêtes sur la qualité de l'eau réalisées sur les côtes de la Floride ont révélé qu'il n'existe pas de bonne corrélation entre les concentrations de *C. perfringens* et celles des bactéries fécales indicatrices (Griffin et coll., 1999; Lipp et coll., 2001), ni avec la présence de virus entériques (Griffin et coll., 1999). De plus, on a démontré que les *C. perfringens* sont en général présents en concentrations moindres que les entérocoques ou le groupe des coliformes fécaux dans la colonne d'eau, mais qu'ils sont sensiblement plus nombreux que ces deux types d'indicateurs dans les sédiments sous-jacents (Lipp et coll., 2001). Dans une étude portant sur la présence des indicateurs et des pathogènes dans un échantillon de lacs et de cours d'eau du sud-ouest de la Finlande, Hörman et coll. (2004) ont fait état de l'existence d'une corrélation positive entre la présence de *C. perfringens* et la détection d'un ou de plusieurs autres pathogènes analysés (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Campylobacter* et norovirus). Toutefois, l'absence de *C. perfringens* ne semblait pas être un gage très sûr de l'absence d'autres pathogènes dans les échantillons.

Plusieurs études épidémiologiques qui se penchaient sur les rapports entre la qualité de l'eau et l'incidence des maladies chez les baigneurs ont inclus le *C. perfringens* parmi les indicateurs examinés (Cabelli, 1983; Harrington et coll., 1993; Kueh et coll., 1995; Lee et coll., 1997; Wiedenmann et coll., 2006). Cabelli (1983) a fait état d'une faible corrélation entre les densités de *C. perfringens* et l'incidence des maladies gastro-intestinales aiguës chez les baigneurs lors des études épidémiologiques originales réalisées par l'U.S. EPA sur des plages marines au cours des années 1970. Kueh et coll. (1995) ont constaté une corrélation positive, mais faible, entre l'incidence des cas de gastro-entérite chez les baigneurs et la présence de *C. perfringens* sur deux plages marines de Hong Kong. Wiedenmann et coll. (2006) ont fait état d'un rapport entre la présence de *C. perfringens* et l'incidence des cas de gastro-entérite chez les baigneurs lors d'une étude épidémiologique contrôlée et randomisée réalisée sur des plages d'eau douce allemandes. On a mesuré une NOAEL de 13 *C. perfringens*/100 mL pour diverses définitions des maladies gastro-intestinales.

Le *C. perfringens* a notamment pour avantages d'être incapable de se développer dans l'environnement et de pouvoir survivre plus longtemps que les pathogènes fécaux d'origine hydrique. Les progrès réalisés au chapitre des méthodes de culture (Adcock et Saint, 2001) ont permis de faciliter sa détection – un problème qui entravait auparavant l'utilisation de ce microorganisme comme indicateur de la qualité de l'eau.

Ce bacille présente par contre un certain nombre d'inconvénients : il n'est pas spécifique aux matières fécales; il n'atteint pas dans les excréments des concentrations aussi élevées que les autres bactéries indicatrices; sa détection dépend étroitement de la source de contamination; sa présence n'indique pas nécessairement une contamination récente (étant donné la longue persistance des spores dans l'environnement), et il n'existe aucune preuve épidémiologique d'un lien quelconque entre les concentrations de *C. perfringens* et le risque de contracter une maladie associée à la baignade.

Le *C. perfringens* pourrait être un meilleur indicateur de l'efficacité des procédés de traitement de l'eau potable (Bisson et Cabelli, 1980; Payment et Franco, 1993) ou des apports intermittents ou cumulés d'eaux usées dans le milieu (Sorensen et coll., 1989; Hill et coll., 1993; Lisle et coll., 2004). À l'heure actuelle, ce bacille semble répondre plus utilement au rôle d'indicateur de pathogènes, ou peut-être à celui d'indicateur secondaire de contamination fécale.

Coliphages à ARN-F⁺

Les coliphages sont des bactériophages (virus infectant uniquement les bactéries) qui s'attaquent spécifiquement aux cellules d'*E. coli*. Pour justifier l'étude des coliphages en tant qu'indicateurs possibles de contamination fécale, on précise que ces virus sont ceux qui ressemblent le plus aux virus entériques par leurs caractéristiques physiques, leur persistance dans l'environnement et leur résistance à la désinfection, comparativement aux indicateurs bactériens traditionnels de contamination fécale. Leur numération est par ailleurs moins coûteuse et plus facile que celle des virus humains. Enfin, comme ils n'infectent théoriquement que les cellules d'*E. coli*, on pense que leur détection serait suffisamment indicative de la présence d'une contamination fécale.

Il existe deux types principaux de coliphages : les coliphages somatiques et les coliphages spécifiques au mâle (F⁺). Les premiers infectent les cellules d'*E. coli* en s'attachant aux lipopolysaccharides, une composante de leurs membranes externes. On a étudié la possibilité d'en faire des indicateurs de la qualité des eaux de baignade (Contreras-Coll et coll., 2002; Vantarakis et coll., 2005; Wiedenmann et coll., 2006), mais on considère qu'ils représentent un groupe moins spécifique que les coliphages F⁺, et leurs sources et leur comportement sont toujours mal connus. Par comparaison, les coliphages F⁺ ont fait l'objet d'études beaucoup plus complètes (Duran et coll., 2002).

Les coliphages F⁺ présentent une spécificité plus grande que les coliphages somatiques : ils infectent les cellules d'*E. coli* couvertes de F-pili – structures tubulaires codées par un F-plasmide et qui permettent l'établissement de connexions entre les cellules aux fins du transfert de matériel génétique (Singleton et Sainsbury, 1997; Scott et coll., 2002). Ces F-pili servent de sites d'attachement des phages.

Les coliphages F⁺ comprennent les coliphages à ARN-F⁺ et les coliphages à ADN-F⁺. Les premiers ressemblent davantage aux virus humains qui peuvent être transmis par l'eau et ont donc fait l'objet d'une attention particulière (Sobsey, 2002). En utilisant des méthodes immunologiques ou génétiques, on peut subdiviser ce groupe en quatre sérogroupes ou génogroupes distincts. Des études ultérieures de dépistage des sources ont laissé conclure que la présence d'un sous-groupe particulier peut aider à distinguer la source de contamination fécale (Havelaar et coll., 1990; Brion et coll., 2002; Schaper et coll., 2002b; Cole et coll., 2003). En général, les groupes II et III semblent être associés de près à la contamination fécale d'origine humaine (c'est-à-dire, les eaux usées domestiques ou municipales), tandis que le groupe IV serait lié principalement à la contamination fécale d'origine animale et aux déchets animaux; le groupe I a été isolé à partir de matières fécales et de déchets à la fois humains et animaux (Scott et coll., 2002; Sobsey, 2002).

Les coliphages à ARN-F⁺ ne sont pas toujours présents dans les excréments humains et lorsqu'ils le sont, leur nombre est souvent limité (Havelaar et Pot-Hogboom, 1988; Havelaar et coll., 1990; Luther et Fujioka, 2004). D'autres chercheurs ont également fait état de fréquences d'isolation réduites à partir d'échantillons de boues ou d'eaux usées contaminées par des déchets d'installations septiques (Calci et coll., 1998; Griffin et coll., 1999). On a également signalé une faible fréquence d'isolation parmi les échantillons d'excréments animaux (Calci et coll., 1998;

Luther et Fujioka, 2004). Enfin, on a fait état de nombres sensiblement plus élevés de coliphages à ARN-F⁺ dans les eaux usées (Contreras-Coll et coll., 2002; Lucena et coll., 2003).

Sinton et coll. (1999) ont établi le degré comparatif de survie de divers organismes indicateurs dans l'eau de mer polluée (par des eaux usées) pendant des expériences d'inactivation par rayonnement solaire (conditions estivales simulées), par ordre décroissant d'importance : coliphages somatiques > phages à ARN-F⁺ > entérocoques > *E. coli*. La persistance dans l'environnement varie sensiblement entre les groupes de coliphages à ARN-F⁺ (Brion et coll., 2002; Schaper et coll., 2002a; Sobsey, 2002; Long et Sobsey, 2004). En règle générale, on a constaté que les phages du groupe I sont les plus persistants, suivis dans l'ordre des phages des groupes II, III et IV (Brion et coll., 2002; Schaper et coll., 2002a; Long et Sobsey, 2004).

Les données concernant le degré de fiabilité des coliphages à ARN-F⁺ en tant qu'indicateurs de la pollution fécale dans les eaux naturelles sont contradictoires. Havelaar et coll. (1993) et Ballester et coll. (2005) ont indiqué que les concentrations de coliphages à ARN-F⁺ étaient plus étroitement corrélées avec les concentrations d'entérovirus infectieux et de virus entériques que les coliformes fécaux ou les entérocoques dans les eaux naturelles. Ils soulignent cependant que dans certains cas, les virus ont été isolés en l'absence de coliphages, et vice versa (Havelaar et coll., 1993). Griffin et coll. (1999) ont démontré que les coliphages (somatiques et à ARN-F⁺) étaient de piètres indicateurs de la présence de virus entériques dans l'eau des canaux des Keys de la Floride. Jiang et Chu (2004) concluent qu'il n'existe aucun rapport apparent entre la détection des génomes des adénovirus, des entérovirus et du virus de l'hépatite A (HAV) et les concentrations de coliphages spécifiques au mâle à la suite d'une étude de la contamination virale d'origine humaine des eaux de cours d'eau et de zones côtières du sud de la Californie.

Selon Grabow (2001), on ne saurait s'attendre à une corrélation directe entre le nombre de coliphages et le nombre de virus entériques dans les milieux aquatiques puisque les coliphages sont excrétés continuellement par un certain pourcentage de la population humaine tandis que les virus entériques sont excrétés surtout pendant les infections, qui peuvent être intermittentes et saisonnières.

Certaines informations ont été recueillies concernant le rapport entre les concentrations de coliphages et les taux de maladies associées à la baignade. Lee et coll. (1997) font état d'un lien significatif entre la concentration de coliphages à ARN-F⁺ et la déclaration de symptômes gastro-intestinaux chez des adeptes du canotage et du rafting ayant participé à un cours de canotage en eau douce artificielle au Royaume-Uni. D'autres chercheurs ont inclus les coliphages dans un groupe d'indicateurs potentiels examinés lors d'études épidémiologiques (von Schirnding et coll., 1992; Marino et coll., 1995; McBride et coll., 1998; van Asperen et coll., 1998); ils n'ont toutefois observé aucune corrélation significative.

Les avantages des phages à ARN-F⁺ en tant qu'indicateurs possibles de contamination fécale comprennent les similitudes observées avec les virus entériques humains, des preuves solides d'une association exclusive avec les matières fécales humaines et animales, une inaptitude apparente à se répliquer dans l'environnement et des applications possibles dans l'identification des sources de contamination fécale. Leurs inconvénients comprennent l'incidence des sources de contamination sur leur présence, les taux de survie différents des divers groupes de phages et

l'absence d'un rapport démontré avec la présence de virus entériques ou les taux de maladies associées à la baignade.

Les coliphages à ARN-F⁺ semblent constituer des indicateurs plus utiles d'une contamination par les eaux usées que d'une contamination fécale en général. À l'heure actuelle, ils semblent offrir des possibilités plus intéressantes comme indicateurs de pathogènes ou comme indicateurs secondaires, par opposition aux indicateurs primaires de contamination fécale.

Bactériophages de *Bacteroides fragilis*

L'utilisation des bactériophages de *B. fragilis* comme indicateurs potentiels de contamination fécale s'appuie sur la théorie selon laquelle cet organisme pourrait combiner certaines des propriétés souhaitables attribuées au groupe des coliphages et aux *Bacteroides* spp. : la possibilité d'être présents en très grand nombre dans les matières fécales et des caractéristiques de survie plus représentatives des virus entériques.

Malgré les fortes concentrations de *B. fragilis* dans les excréments humains, les phages de cette bactérie ont été isolés plutôt rarement et en nombre moindre à partir des excréments humains (Tartera et Jofre, 1987; Grabow et coll., 1995). Les rapports publiés établissent le pourcentage des échantillons humains à partir desquels des phages de *B. fragilis* ont été isolés entre 10 et 28 % (Tartera et Jofre, 1987; Grabow et coll., 1995; Puig et coll., 1999; Gantzer et coll., 2002). On a démontré que l'isolation de phages à partir d'excréments humains ou animaux dépendait largement de la souche de la bactérie hôte utilisée aux fins de la récupération (Tartera et Jofre, 1987; Puig et coll., 1999). Des méthodes moléculaires de détection des bactériophages de *B. fragilis* font actuellement l'objet d'études; elles devraient éliminer nombre des difficultés associées aux méthodes actuelles de récupération (Puig et coll., 2000).

On a isolé régulièrement des phages de *B. fragilis* à partir d'échantillons d'eaux usées; toutefois, les concentrations mesurées ($< 10 \cdot 10^5$ phages/100 mL) sont souvent inférieures à celles obtenues dans le cas des coliphages somatiques et des coliphages à ARN-F⁺ (Puig et coll., 1999; Contreras-Coll et coll., 2002; Lucena et coll., 2003). Tartera et Jofre (1987) signalent avoir détecté des phages de *B. fragilis* dans tous les échantillons d'eau et de sédiments prélevés dans des cours d'eau très pollués (10^1 - 10^5 unités formant plages [ufp]/100 mL), mais pas dans des échantillons prélevés dans des zones non considérées comme exposées à une pollution par les eaux usées. Dans une étude plus récente portant sur la présence et sur les concentrations de phages de *B. fragilis* dans les eaux de baignade d'un bout à l'autre de l'Europe, Contreras-Coll et coll. (2002) ont fait état d'une concentration médiane de phages très inférieure à 10 ufp/100 mL, 95 % des échantillons présentant une concentration inférieure à 10^2 ufp/100 mL. Lucena et coll. (2003) ont obtenu des résultats semblables lors d'une étude d'échantillons d'eau prélevés dans des cours d'eau d'Europe et d'Amérique du Sud.

Aucune corrélation n'a été observée entre la concentration des bactéries indicatrices de contamination fécale et les concentrations de phages de *B. fragilis* dans les eaux récréatives (Tartera et coll., 1989; Contreras-Coll et coll., 2002; Lucena et coll., 2003). Certaines études ont donné à conclure que les phages de *B. fragilis* pourraient constituer des indicateurs fiables de la contamination virale des eaux usées traitées (Gantzer et coll., 1998) ainsi que des mollusques et des crustacés (Hernroth et coll., 2002; Formiga-Cruz et coll., 2003). Toutefois, les informations

publiées étudiant le rapport direct entre la présence et les concentrations de virus entériques et celles des phages de *B. fragilis* dans les eaux récréatives restent limitées à ce jour. Dans une étude portant sur des échantillons d'eau de cours d'eau où les eaux usées domestiques étaient considérées comme la source principale de contamination, Tartera et coll. (1989) ont indiqué qu'on pouvait isoler régulièrement des phages de *B. fragilis* à partir des échantillons dans lesquels des entérovirus avaient été détectés.

De tous les organismes proposés comme indicateurs substitués possibles de pollution fécale, les phages de *B. fragilis* sont peut-être ceux qui ont été les moins étudiés. Au nombre des propriétés utiles qu'ils présentent, on peut mentionner l'absence de sources non fécales importantes, l'inaptitude à se répliquer dans l'environnement et les similitudes structurelles avec les virus entériques. Leurs inconvénients comprennent notamment les faibles concentrations fécales, un taux d'isolation variable dépendant de la source de contamination et les difficultés liées à la récupération.

À l'heure actuelle, on suppose qu'à l'instar des coliphages F⁺, les phages de *B. fragilis* pourraient constituer de meilleurs indicateurs de la contamination par les eaux usées et, de ce fait, de bons indicateurs secondaires de contamination fécale.

Sommaire

1. La contamination fécale des eaux récréatives et le risque qu'elle présente pour les usagers constituent des problèmes complexes. *E. coli* et les entérocoques sont considérés comme les meilleurs indicateurs actuels de ce type de contamination; toutefois, aucun organisme ne peut à lui seul répondre à l'ensemble des critères qui définissent l'indicateur idéal. Il faudrait éventuellement étudier plusieurs indicateurs pour mieux saisir cette question dans son ensemble.
2. Les organismes le plus souvent considérés comme indicateurs potentiels de la qualité des eaux récréatives comprennent les *Bacteroides* spp., le *C. perfringens*, les coliphages à ARN-F⁺ et les bactériophages infectant *B. fragilis* (voir le tableau 4).
3. À l'heure actuelle, aucun des indicateurs proposés ne satisfait à un nombre d'exigences suffisant pour servir couramment d'indicateur de la qualité des eaux récréatives. Aucun de ces organismes n'a laissé constater une corrélation cohérente avec la présence de pathogènes d'origine hydrique dans les eaux récréatives, et il n'existe non plus aucune preuve d'un lien épidémiologique étroit entre la présence de ces organismes et l'incidence de maladies associées aux utilisations récréatives de l'eau.
4. Néanmoins, ces organismes présentent certaines propriétés uniques qui pourraient leur permettre de remplir d'autres rôles en tant qu'indicateurs de la qualité des eaux récréatives. Pour l'instant, il serait plus approprié de les utiliser comme indicateurs possibles de pathogènes ou de sources de contamination fécale. L'avancée des méthodes de détection et de numération pourrait permettre d'acquérir de meilleures connaissances sur ces organismes et sur leurs rôles éventuels dans les futurs programmes de surveillance des eaux récréatives.

1 **Tableau 4. Caractéristiques des organismes indicateurs recommandés ou potentiels**

Critère	Organisme					
	<i>E. coli</i>	Entérocoques	<i>C. perfringens</i>	<i>Bacteroides</i> spp. (marqueurs génétiques)	Coliphages à ARN-F ⁺	Phages de <i>B. fragilis</i>
Présents dans le tractus intestinal des humains et des animaux à sang chaud.	Présents en grand nombre dans les excréments humains et animaux.	Présents en grand nombre dans les excréments humains et animaux.	Peu nombreux dans les excréments humains et animaux (sauf chez certaines espèces animales). Plus nombreux dans les eaux usées.	Très nombreux dans les excréments humains. Nombres faibles à élevés dans les excréments animaux (selon l'espèce).	Nombres faibles et variables dans les excréments humains et animaux. Plus nombreux dans les eaux usées.	Nombres faibles et variables dans les excréments humains et animaux. Plus nombreux dans les eaux usées.
Présents dans les eaux contaminées par les excréments lorsque des pathogènes entériques sont présents, et en plus grand nombre.	Bons indicateurs de toutes les sources de contamination fécale. Habituellement présents dans les matières fécales en concentrations plus élevées que les pathogènes.	Bons indicateurs de toutes les sources de contamination fécale. Habituellement présents dans les matières fécales en concentrations plus élevées que les pathogènes.	Concentration tributaire de la source. Récupération difficile à de faibles niveaux de contamination.	Concentration tributaire de la source. Données insuffisantes sur la corrélation avec les concentrations de pathogènes.	Concentration tributaire de la source. Récupération difficile à de faibles niveaux de contamination.	Concentration tributaire de la source. Récupération difficile à de faibles niveaux de contamination.
Incapables de se développer dans le milieu aquatique.	Considéré comme vrai d'une manière générale. Des éléments de preuve donnent à penser que certaines souches seraient capables de se développer dans le sol si les conditions nécessaires étaient remplies.	Considéré comme vrai d'une manière générale. Des éléments de preuve donnent à penser que certaines souches seraient capables de se développer dans le sol si les conditions nécessaires étaient remplies.	Bactéries anaérobies. Incapables de se reproduire dans le milieu aquatique.	Bactéries anaérobies. Incapables de se reproduire dans le milieu aquatique.	Considérés comme incapables de se reproduire dans le milieu aquatique. Possibilité de reproduction dans les eaux usées.	La bactérie hôte est anaérobie. Considérés comme incapables de se reproduire dans le milieu aquatique.

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

Critère	Organisme					
	<i>E. coli</i>	Entérocoques	<i>C. perfringens</i>	<i>Bacteroides</i> spp. (marqueurs génétiques)	Coliphages à ARN-F ⁺	Phages de <i>B. fragilis</i>
Capables de survivre plus longtemps que les microorganismes pathogènes.	Considérés comme un bon indicateur de la survie des bactéries entériques pathogènes, mais pas des virus ni des protozoaires entériques.	Considérés comme un bon indicateur de la survie des bactéries entériques pathogènes, mais pas des virus ni des protozoaires entériques.	Spores extrêmement résistantes dans l'environnement. Capables de survivre plus longtemps que les pathogènes d'origine hydrique.	Données insuffisantes sur la survie comparativement à celle des pathogènes. Marqueurs ADN très persistants dans l'environnement.	Considérés comme de bons modèles de la survie des virus entériques. Divers types présentant une persistance variable dans l'environnement.	Considérés comme de bons modèles de la survie des virus entériques.
Utilisables dans tous les milieux aquatiques (dulcicoles, marins et estuariens).	Oui. Temps de survie plus court en milieu marin.	Oui. Temps de survie similaires dans les milieux dulcicoles et marins.	Oui. Détection démontrée dans les milieux dulcicoles et marins.	Oui. Détection démontrée dans les milieux dulcicoles et marins.	Oui. Détection démontrée dans les milieux dulcicoles et marins.	Oui. Détection démontrée dans les milieux dulcicoles et marins.
Absents des eaux non polluées et associés exclusivement à la présence de matières fécales d'origine animale ou humaine.	Considéré comme vrai d'une manière générale. Des éléments de preuve donnent à penser que ces organismes pourraient survivre dans les milieux riches en matières organiques non associés à la contamination fécale.	Considéré comme vrai d'une manière générale. Des éléments de preuve donnent à penser que ces organismes pourraient survivre dans les milieux riches en matières organiques non associés à la contamination fécale.	Non. Spores capables de persister dans les sols et les sédiments aquatiques.	Données insuffisantes. Les marqueurs à ADN laissent constater une longue persistance et leur présence n'indiquerait pas nécessairement une récente contamination fécale.	Oui. Aucune source non fécale importante connue.	Oui. Aucune source non fécale importante connue.
Corrélation directe entre la densité de l'indicateur et le degré de contamination fécale.	Considéré comme vrai d'une manière générale.	Considéré comme vrai d'une manière générale.	Non. Densité tributaire de la source.	Non. Densité tributaire de la source.	Non. Densité tributaire de la source.	Non. Densité tributaire de la source.

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

Critère	Organisme					
	<i>E. coli</i>	Entérocoques	<i>C. perfringens</i>	<i>Bacteroides</i> spp. (marqueurs génétiques)	Coliphages à ARN- F ⁺	Phages de <i>B. fragilis</i>
Rapport quantitatif entre la densité de l'indicateur et l'incidence de maladies chez les baigneurs.	Oui. Données épidémiologiques démontrant que cet indicateur présente la meilleure corrélation avec les problèmes de santé pour les milieux d'eau douce.	Oui. Données épidémiologiques démontrant que cet indicateur présente la meilleure corrélation avec les problèmes de santé pour les milieux marins, et une bonne corrélation pour les milieux d'eau douce.	Non. Pas de corrélation étroite démontrée avec l'incidence de maladies dans les études épidémiologiques.	Données insuffisantes.	Non. Pas de corrélation étroite démontrée avec l'incidence de maladies dans les études épidémiologiques.	Données insuffisantes.
Méthodes de détection et de numération rapides, faciles à réaliser, peu coûteuses, spécifiques et sensibles.	Oui. Méthodes fondées sur les cultures peu coûteuses, faciles à réaliser, relativement rapides (24 h), spécifiques et sensibles.	Oui. Méthodes fondées sur les cultures peu coûteuses, faciles à réaliser, relativement rapides (24 h), spécifiques et sensibles.	Oui. Méthodes fondées sur les cultures peu coûteuses, faciles à réaliser, relativement rapides (24 h), spécifiques et sensibles.	Non. Méthodes moléculaires de détection rapides, mais techniquement difficiles et coûteuses. La sensibilité pose aussi un problème.	Non. Méthodes de récupération coûteuses et exigeant un surcroît de travail.	Non. Méthodologie complexe.
Rôle proposé pour l'instant	Indicateur primaire de contamination fécale.	Indicateur primaire de contamination fécale.	Indicateur de la présence de pathogènes; indicateur secondaire de contamination fécale.	Indicateur secondaire de contamination fécale.	Indicateur de la présence de pathogènes; indicateur secondaire de contamination fécale.	Indicateur de la présence de pathogènes; indicateur secondaire de contamination fécale.

5.0 Microorganismes pathogènes

Recommandations

Aucune valeur de recommandation ne peut être définie pour les microorganismes pathogènes d'origine hydrique présents dans les eaux récréatives. Des tests de dépistage doivent être réalisés dans celles-ci lorsque les données épidémiologiques ou autres le justifient.

Contexte

Bactéries, virus et protozoaires sont les trois principaux types de microorganismes pathogènes qui peuvent vivre dans les eaux à vocation récréative. La présence de nombre d'entre eux résulte de la contamination des eaux par des déchets humains ou animaux, tandis que d'autres sont des microorganismes libres naturellement présents dans les milieux aquatiques à vocation récréative.

La détection des microorganismes pathogènes dans les eaux récréatives présente actuellement des défis trop grands pour qu'on puisse recommander qu'elle fasse partie d'un programme de surveillance régulier. Seules des circonstances spéciales, comme des enquêtes sur l'éclosion de maladies d'origine hydrique, justifient la mise en place d'une surveillance.

Les indicateurs fécaux comme *E. coli* et les entérocoques sont les meilleurs substituts disponibles pour prévoir la présence de microorganismes entériques pathogènes. Leur détection laisse présager la présence possible de ces microorganismes. Toutefois, l'absence des indicateurs fécaux recommandés ne signifie pas nécessairement qu'il n'y a pas d'organismes pathogènes. Bien qu'on ne puisse éliminer totalement le risque de maladies d'origine hydrique, une gestion des eaux récréatives fondée sur une approche à barrières multiples contribue à minimiser le risque d'exposition humaine aux pathogènes (bactéries, virus et protozoaires) présents dans les eaux récréatives.

Des informations sont fournies sur les pathogènes reconnus comme étant potentiellement préoccupants dans les eaux récréatives du Canada. Cette liste ne se prétend pas exhaustive et les autorités compétentes souhaiteront peut-être fournir des informations sur d'autres organismes qu'elles jugent importants compte tenu des circonstances régionales. Des informations complémentaires sur nombre de ces organismes sont données dans les documents techniques des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*.

5.1 Bactéries pathogènes

Nombre de bactéries pathogènes sont susceptibles d'être présentes dans les eaux récréatives du Canada. On trouve des bactéries entériques pathogènes dans les eaux contaminées par des déchets fécaux d'origine humaine ou animale. Les sources comprennent notamment les rejets d'eaux usées, les trop-pleins d'égout unitaire, les eaux pluviales, les fosses septiques défectueuses et les baigneurs contaminés. Certaines de ces bactéries sont des agents zoopathogènes, ce qui explique que les déjections animales et le ruissellement pluvial provenant de zones fréquentées par des animaux constituent également des sources importantes. La transmission intervient par la voie fécale-orale, suite à l'ingestion accidentelle d'eau contaminée. Les symptômes gastro-intestinaux comptent parmi les manifestations morbides les plus communes en cas d'infection par des bactéries entériques pathogènes. Certains pathogènes peuvent provoquer des maladies ayant des conséquences plus graves. *E. coli* et les entérocoques

sont les meilleurs indicateurs disponibles de la présence possible de bactéries entériques pathogènes.

D'autres bactéries pathogènes sont des espèces libres ou susceptibles de s'introduire dans les eaux naturelles par des voies autres que la contamination fécale. La transmission peut survenir dans des eaux contenant des quantités suffisantes de ces organismes, en règle générale par inhalation ou par contact direct avec le corps. Les maladies peuvent être de types variés, allant d'affections respiratoires à des infections des yeux, des oreilles ou de la peau. Comme il ne s'agit pas d'organismes d'origine fécale, il ne faut pas s'attendre à une bonne corrélation entre les indicateurs fécaux et la présence de ces bactéries. À l'heure actuelle, il n'existe aucun indicateur microbiologique reconnu pour nombre de ces pathogènes.

5.1.1 Bactéries entériques pathogènes (Campylobacter, E. coli pathogènes, Salmonella, Shigella)

Campylobacter

Les *Campylobacter* sont des bacilles Gram négatif, mobiles, asporulés, incurvés, en spirale ou en forme de S. Ils sont thermophiles (leurs conditions idéales de croissance se situent à 42 °C et ils ne peuvent se développer en dessous de 30 °C) et méso-aérophiles (à savoir qu'ils survivent le plus facilement dans des conditions partiellement anaérobies). Le genre *Campylobacter* compte 15 espèces; toutefois, *C. jejuni* et *C. coli* sont celles qui sont principalement préoccupantes pour la santé humaine en milieu aquatique.

Les *Campylobacter* sont majoritairement considérés comme des agents zoonotiques (Fricker, 2006). Ils sont présents dans les intestins d'une large gamme d'animaux domestiques et sauvages, notamment les oiseaux. La volaille est considérée comme la principale source aviaire, l'organisme ayant été isolé dans la quasi-totalité des espèces (Fricker, 2006). Il est probable qu'une proportion importante d'oiseaux de mer en sont aussi porteurs (Moore et coll., 2002; Pond, 2005). On considère également les bovins, les ovins et les porcins comme étant des réservoirs de ces pathogènes.

Les mécanismes exacts de la virulence des *Campylobacter* ne sont pas totalement expliqués. La fixation dans l'intestin et la colonisation de ce dernier chez l'humain sont des facteurs étiologiques importants. Il a été rapporté que *C. jejuni* peut produire une entérotoxine du même type que celle du choléra qui serait à l'origine d'abondantes diarrhées liquides chez les individus malades.

Les symptômes de l'entérite à *Campylobacter* comprennent des débâcles diarrhéiques aqueuses (sanglantes ou non et avec ou sans leucocytes fécaux), des crampes, des douleurs abdominales, des frissons et de la fièvre. La période moyenne d'incubation est de deux à trois jours, mais elle peut durer de un à huit jours (Percival et coll., 2004). En règle générale, la maladie évolue spontanément vers la guérison qui intervient après trois à sept jours. Selon les estimations, le nombre de cellules qui doivent être ingérées pour entraîner une infection pourrait être de l'ordre de 500 à 1 000, dans l'hypothèse basse, et aller jusqu'à 10⁴ organismes dans l'hypothèse haute (Percival et coll., 2004; Pond, 2005). En ce qui concerne les pathogènes de manière générale, la théorie veut qu'un seul organisme suffise pour provoquer une infection chez l'humain. Les

études épidémiologiques ont toutefois montré que la dose requise est généralement plus importante.

Certaines complications (syndrome de Guillain-Barré, syndrome de Reiter, appendicite, cardite et méningite) ont été associées à l'entérite à *Campylobacter*; il s'agit cependant de cas jugés rares. Les cas de décès dus à des infections à *Campylobacter* sont peu fréquents et sont majoritairement limités aux nourrissons, aux personnes âgées ou aux individus souffrant d'autres maladies (Pond, 2005).

Bien que les *Campylobacter* spp. puissent être assez fréquemment isolés dans les eaux de surface, il n'y a eu quasiment aucun cas de maladies déclarées qui leur soit associé du fait d'activités menées dans des eaux récréatives d'Amérique du Nord. Les CDC ont indiqué que les *Campylobacter* spp. n'ont jamais été mis en cause dans les éclosions de gastro-entérite signalées dans les eaux récréatives de ce pays entre 1992 et 2002 (Craun et coll., 2005). De même, aucune éclosion de *campylobactériose* n'a été enregistrée dans les eaux canadiennes à vocation récréative.

E. coli pathogènes

E. coli est un bacille Gram négatif, mobile, anaérobie facultatif et asporulé qui est naturellement présent dans l'intestin des humains et des animaux. La grande majorité des isolats d'*E. coli* est sans danger; en revanche, quelques sérotypes ou souches sont dotés de facteurs de virulence qui en font des agents pathogènes pour l'humain. Les souches entériques pathogènes se divisent en six catégories en fonction de leur sérologie ou de leurs caractéristiques de virulence; on reconnaît les souches entérohémorragiques (EHEC), entérotoxigènes (ETEC), entéroinvasives (EIEC), entéropathogènes (EPEC), entéroagréatives (EAEC) et à adhérence diffuse (DAEC). Les eaux usées domestiques constituent la principale source pour l'ensemble des groupes pathogènes d'*E. coli* les plus importants, à l'exception des EHEC. En ce qui concerne ces derniers, les bovins sont considérés comme la source principale, une autre source importante étant les excréments humains.

Parmi ces catégories, ce sont les EHEC (communément appelés *E. coli* producteurs de vérotoxines [VTEC] ou *E. coli* producteurs de Shiga-toxines [STEC]) qui sont les plus importants pour les eaux récréatives (Craun et coll., 2005). *E. coli* O157:H7 est le plus important sérotype de ce groupe; il a été mis en cause dans de nombreuses éclosions infectieuses survenues dans les eaux récréatives (Craun et coll., 2005).

Les souches EHEC sont dotées d'un facteur de virulence important, à savoir leur capacité à produire des Shiga-toxines semblables à celles produites par *Shigella dysenteriae*. Les infections à EHEC provoquent des colites hémorragiques, caractérisées par des diarrhées très sanglantes, de fortes crampes et douleurs abdominales, et une absence fréquente de fièvre. La période d'incubation va de un à huit jours (Percival et coll., 2004; Pond, 2005), tandis que l'infection peut durer de un à 12 jours (Percival et coll., 2004). En général, les personnes souffrant uniquement de diarrhées se remettent totalement (Pond, 2005). Selon les estimations, 2 à 8 % de l'ensemble des cas évoluent vers ce qu'on appelle un syndrome hémolytique urémique (SHU), une affection qui menace le pronostic vital par destruction massive des globules rouges et

insuffisance rénale. Les enfants, les personnes âgées et les individus immunodéprimés risquent davantage d'évoluer vers ce syndrome.

On considère que l'ingestion d'un très petit nombre de cellules EHEC suffit à provoquer l'infection. D'après les estimations générales concernant le caractère infectieux de la souche *E. coli* O157:H7, il suffirait d'une centaine de cellules (Percival et coll., 2004), et 50, voire même cinq organismes, pourraient à eux seuls déclencher la maladie (Pond, 2005).

Selon des données de surveillance publiées par les CDC pour la période 1992-2002, les souches EHEC ont été associées à 25 % (16 sur 64) du nombre total d'éclotions de maladies gastro-intestinales signalées en rapport avec les eaux naturelles (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). Le sérotype *E. coli* O157:H7 a été mis en cause dans 14 de ces 16 éclotions. Les deux autres étaient dues aux sérotypes O121:H19 et O26:NM.

En août 2001, une maladie due à *E. coli* O157:H7 a frappé quatre enfants qui s'étaient baignés dans une plage publique de Montréal (Bruneau et coll., 2004). Il s'agissait du premier incident impliquant le sérotype *E. coli* O157:H7 signalé en rapport avec des activités récréatives dans les eaux canadiennes. Il a été établi que les échantillons d'eau prélevés toutes les semaines à l'époque de l'éclotion entraient dans les limites définies par la Province de Québec pour la qualité des eaux récréatives. On a avancé que la transmission de ces organismes a pu être favorisée par le nombre important de baigneurs et la faible profondeur de l'eau dans la zone de baignade. À ce jour, aucun cas de décès n'a été rapporté suite à une infection par les *E. coli* pathogènes contractée à l'occasion d'activités récréatives dans les eaux naturelles des États-Unis ou du Canada.

Salmonella

Les *Salmonella* appartiennent à la famille des Entérobactériacés. Ce sont des bacilles Gram négatif mobiles, anaérobies facultatifs et asporulés. La taxonomie du genre *Salmonella* est extrêmement complexe. À l'heure actuelle, plus de 2 500 sérotypes (ou sérovars) de *Salmonella* ont été dénombrés (Lightfoot, 2004). Le genre serait officiellement composé de deux espèces : *S. enterica* et *S. bongori* (Percival et coll., 2004). L'espèce *S. enterica* compte six sous-espèces : *enterica*, *salmae*, *arizonae*, *diarizonae*, *houtenae* et *indica*. La plupart des sérotypes rencontrés dans les cas de gastro-entérite chez l'humain appartiennent à la sous-espèce *S. enterica enterica* (Lightfoot, 2004). Compte tenu de la complexité de la nomenclature, le sérotype est utilisé par convention au lieu du nom d'espèce lorsqu'on fait référence aux *Salmonella*. En conséquence, on utilise *S. enteritidis* plutôt que *S. enterica enterica* sérovar *enteritidis*.

Sauf pour les espèces typhoïdes (*S. typhi*, *S. paratyphi*), les *Salmonella* sont considérés comme des agents zoonotiques. Les réservoirs d'espèces non typhoïdes sont notamment la volaille, les porcins, les oiseaux, les bovins, les rongeurs, les tortues, les chiens et les chats (Percival et coll., 2004). Les humains en convalescence peuvent également constituer une source de *Salmonella*, et des infections asymptomatiques sont également possibles chez l'humain. En revanche, les humains sont considérés comme la principale source de *S. typhi* et de *S. paratyphi*. Il est rare que ces isolats soient présents chez des animaux ou dans le milieu naturel, notamment au Canada.

La gastro-entérite est de loin le type de maladie le plus fréquemment associé aux *Salmonella*. Les principaux symptômes comprennent des diarrhées légères à graves, des nausées et des vomissements. Ils apparaissent généralement entre 12 et 48 heures après l'infection, voire plus rapidement en cas d'ingestion d'un grand nombre de cellules (Percival et coll., 2004). La maladie est généralement bénigne et autorésolutive, avec une durée moyenne de deux à cinq jours. D'après des études sur l'infectivité des *Salmonella*, la dose médiane pour les espèces non typhoïdes pourrait être aussi faible que 1 000 cellules, et parfois même inférieure à 10 cellules (Hunter, 1997; Pond, 2005).

La fièvre entérique (fièvre typhoïde ou paratyphoïde) est une forme plus grave, et souvent mortelle, de salmonellose causée par *S. typhi* et *S. paratyphi*. Elle se caractérise par une fièvre prolongée, des diarrhées et des douleurs abdominales; on constate parfois une évolution vers une septicémie. Les éclosions de fièvre entérique d'origine hydrique sont plus fréquentes dans les pays en développement où l'entassement des lieux de vie et le manque d'hygiène prévalent et elles sont souvent associées au traitement insuffisant des approvisionnements en eau potable. Les cas sont rares en Amérique du Nord.

L'invasion du système sanguin par les bactéries entraîne une septicémie qui s'accompagne de symptômes visibles tels qu'une forte fièvre rémittente. Le foie, la rate, les fonctions respiratoires ou neurologiques peuvent être irrémédiablement atteints dans les cas où les bactéries se sont propagées jusque-là. Les cas de septicémie dus à des espèces non typhoïdes sont peu fréquents (Pond, 2005).

Bien que les *Salmonella* soient assez fréquemment détectés dans les eaux de surface, on n'a enregistré aucune éclosion de *Salmonella* du fait de loisirs pratiqués dans les eaux récréatives d'Amérique du Nord. Selon les données de surveillance des CDC pour les années 1992-2002, les *Salmonella* n'ont jamais été cités comme agent causal des éclosions de gastro-entérite d'origine hydrique signalées pendant cette période. Au Canada, la surveillance a été assez limitée, mais aucune éclosion morbide due aux *Salmonella* n'a été enregistrée dans les eaux récréatives canadiennes.

Shigella

Les *Shigella* font partie de la famille des Entérobactériacés. En tant que tels, ils présentent nombre des caractéristiques d'*E. coli*. Tous les deux sont des bacilles Gram négatif, anaérobies facultatifs et asporulés. Cependant, à la différence de la plupart des isolats d'*E. coli*, les espèces de *Shigella* sont dotées de certains attributs qui en font d'importants agents pathogènes chez l'humain. Le genre *Shigella* compte quatre espèces : *S. sonnei* (1 sérotype), *S. flexneri* (6 sérotypes), *S. boydii* (15 sérotypes) et *S. dysenteriae* (10 sérotypes connus). Deux espèces, *S. sonnei* et *S. flexneri*, sont responsables de la grande majorité des maladies provoquées par les *Shigella* en Amérique du Nord (CDC, 2005a). Les autres espèces de *Shigella* sont peu fréquentes, tout en restant d'importantes causes de morbidité dans les pays en développement (CDC, 2005a).

Les humains sont considérés comme le seul réservoir important de *Shigella* (Percival et coll., 2004). Les individus non infectés ne devraient pas être porteurs de l'organisme. Les personnes en convalescence peuvent continuer à excréter des quantités importantes de bactéries pendant

plusieurs semaines après la disparition des symptômes, et il est toujours possible d'être un porteur asymptomatique de *Shigella*. Les eaux usées municipales constituent une source évidente de *Shigella*, mais certains avancent que les déjections de baigneurs infectés pourraient être la source majeure à l'origine de la présence de cet organisme dans les eaux récréatives (Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998).

Les *Shigella* provoquent une maladie appelée dysenterie bacillaire ou shigellose (invasion de l'intestin entraînant l'excrétion fréquente de matières fécales chargées de sang et de mucus). Cette maladie est causée par l'invasion et la colonisation de l'intestin, ce qui entraîne l'inflammation et la destruction des cellules épithéliales de l'intestin. Les *Shigella* peuvent aussi produire une entérotoxine thermolabile dont le rôle n'est pas pleinement compris (Percival et coll., 2004).

La shigellose est caractérisée par des diarrhées aqueuses ou sanglantes, des douleurs abdominales et de la fièvre. Les symptômes apparaissent souvent entre un et trois jours après l'infection, mais peuvent survenir aussi en une douzaine d'heures seulement. La gravité de la maladie dépend très largement de la virulence de la souche ou de l'espèce en cause. Les infections causées par *S. sonnei* seraient plus courtes et plus bénignes que celles dues à *S. flexneri* (Percival et coll., 2004). Dans de nombreux pays en développement, *S. dysenteriae* est connu pour déclencher de graves épidémies. On sait aussi que *S. dysenteriae* sérotype 1 peut produire une Shiga-toxine, à savoir une toxine unique (distincte de l'entérotoxine du genre *Shigella*) qui peut être extrêmement nocive pour les cellules endothéliales de l'intestin et des reins chez l'humain. D'après certains rapports concernant *S. sonnei* ou *S. flexneri*, un inoculum de 100 cellules serait suffisant pour causer une infection, alors qu'il suffirait d'une dizaine de cellules seulement dans le cas de *S. dysenteriae* (Pond, 2005).

En Amérique du Nord, la plupart des cas de shigellose sont bénins et évoluent spontanément vers la guérison. L'infection ne se propage généralement pas au-delà de l'intestin. Des complications telles que le syndrome de Reiter et le syndrome hémolytique urémique (suite à une infection à *S. dysenteriae* sérotype 1) ont été signalées, mais assez peu fréquemment. De même, les cas de décès sont rares, tout en étant plus fréquents chez les personnes âgées et les enfants dénutris (Pond, 2005).

D'après des données de surveillance des CDC, les *Shigella* représentaient environ 22 % (14 sur 64) du nombre total d'éclotions de maladies gastro-intestinales signalées en rapport avec les eaux récréatives naturelles des États-Unis pour la période 1992-2002 (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). *S. sonnei* a été cité comme agent causal dans tous les cas sauf un. La majorité des éclotions rapportées concernait des lacs utilisés à des fins récréatives, la faible circulation de l'eau étant fréquemment citée comme facteur aggravant. On soupçonne la contamination fécale par d'autres baigneurs d'en être la cause dans la plupart des cas. Compte tenu de la forte infectivité connue des *Shigella*, on pense que l'ingestion accidentelle d'eau contenant de faibles concentrations d'organismes pourrait suffire à provoquer la maladie.

Bien que la surveillance ait été assez restreinte, aucun cas de maladie liée aux *Shigella* n'a été enregistré à ce jour en rapport avec des activités pratiquées dans les eaux récréatives du Canada.

5.1.2 Bactéries pathogènes libres (*Aeromonas*, *Legionella*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas*)

Aeromonas

Les *Aeromonas* sont des bactéries Gram négatif, anaérobies facultatives, plus ou moins mobiles, oxydase positive, en forme de bâtonnet ou coccoïdes. On pense qu'elles partagent nombre des caractéristiques morphologiques et biochimiques des membres de la famille des Entérobactériacés, y compris *E. coli*.

À l'heure actuelle, on pense que le genre *Aeromonas* comporte 17 géno-espèces uniques et 14 phéno-espèces uniques (Moyer, 2006; U.S. EPA, 2006a). On a aussi avancé que le genre pourrait être subdivisé en deux grands groupes : les espèces mésophiles mobiles qui se développent à des températures situées entre 15 et 38 °C et ont été associées à des infections chez l'humain, et les espèces psychrophiles non mobiles qui croissent à des températures inférieures à 15 °C et sont des pathogènes des poissons. Aujourd'hui, six espèces (*A. hydrophila*, *A. caviae*, *A. sobria*, *A. veronii*, *A. jandaei*, *A. trota* et *A. schubertii*) sont jugées pathogènes pour les humains (U.S. EPA, 2006a).

Les espèces d'*Aeromonas* sont naturellement présentes dans le milieu aquatique. On les trouve souvent dans les eaux douces, marines et estuariennes, les sédiments, les eaux d'égout et les effluents d'eaux usées. On ne pense pas que les excréments d'individus sains en contiennent d'importantes quantités. Toutefois, une certaine proportion de gens pourrait transporter l'organisme dans leurs intestins sans présenter de signes morbides extérieurs.

Les *Aeromonas* sont des agents zoopathogènes reconnus et ont été isolés dans l'intestin de nombreuses espèces animales – poissons, reptiles, amphibiens, oiseaux et animaux d'élevage – avec ou sans signe de maladie. Leur présence dans les eaux récréatives n'est pas associée à la pollution fécale; toutefois, ces organismes sont présents en grand nombre dans les eaux usées et des populations importantes peuvent donc être mises en évidence dans les eaux contaminées par des eaux usées. Les *Aéromonades* peuvent se multiplier et atteindre des densités assez élevées dans les eaux eutrophes (Moyer, 2006).

Les *Aeromonas* sont le plus fréquemment associés aux blessures gravement infectées que les usagers des eaux récréatives présentent parfois. Pour qu'il y ait infection, il faut un traumatisme cutané quelconque, par exemple une plaie ouverte ou une lésion pénétrante. Les blessures infectées sont douloureuses, enflées, rouges, avec des accumulations de fluide autour de la zone infectée. Une cellulite (inflammation grave) est souvent observée avec ces infections, et la septicémie est considérée comme une évolution assez fréquente (Percival et coll., 2004). Il existe d'autres complications plus rares, à savoir la fasciite nécrosante, la méningite, la pneumonie, la péritonite et l'endocardite (Percival et coll., 2004).

Plusieurs espèces d'*Aeromonas* (*A. hydrophila*, *A. veronii* et *A. caviae*) ont été associées aux troubles gastro-intestinaux chez l'humain. Des cas de maladies gastro-intestinales chez des personnes exposées à des eaux contaminées n'ont été rapportés que de manière occasionnelle. La maladie est généralement bénigne et autorésolutive, bien que certaines souches soient capables de causer des maladies dysentériques ou d'allure cholérique, caractérisées par de fortes

crampes abdominales, des vomissements, des diarrhées (y compris des selles sanglantes) et de la fièvre.

On ne comprend pas encore exactement les mécanismes par lesquels les *Aeromonas* provoquent la maladie chez l'humain. Ces organismes sont dotés d'une multitude de facteurs de virulence qu'on pense importants dans l'infection, la colonisation et l'évitement de la réponse immunitaire de l'hôte. Il s'agit à la fois de mécanismes associés à la cellule (pili, flagelles, protéines de la membrane extérieure, lipopolysaccharides et capsules) et de produits extracellulaires (toxines, protéases, hémolysines, adhérence et divers enzymes hydrolytiques) (U.S. EPA, 2006a).

Marino et coll. (1995) ont mis en évidence une corrélation positive entre les concentrations d'*A. hydrophila* et les infections cutanées sur deux plages de baignade de Malaga (Espagne). À l'heure actuelle, aucun élément de preuve ne permet de relier les concentrations d'*Aeromonas* au risque de contracter une gastro-entérite en se baignant.

En dépit de leur présence généralisée, aucune éclosion de maladies associée aux *Aeromonas* n'a été enregistrée suite à des activités aquatiques dans les eaux récréatives d'Amérique du Nord. On pense que les infections superficielles à *Aeromonas* sont assez fréquentes; cependant, elles ne font pas partie des maladies à déclaration obligatoire. En conséquence, il n'existe aucune estimation de la fréquence probable des infections à *Aeromonas* par suite d'une exposition à des eaux récréatives au Canada.

Legionella

Les *Legionella* sont des bactéries Gram négatif, thermotolérantes, mobiles, de petite taille et de forme irrégulière qui ont des besoins nutritionnels stricts quand elles sont cultivées en laboratoire. On reconnaît plus de 40 espèces dans ce genre. *L. pneumophila* (sérotypé 1) est l'espèce la plus fréquemment associée à des maladies chez l'humain (légionellose). Toutes les espèces de *Legionella* sont soupçonnées de pouvoir provoquer la maladie, et la moitié environ des espèces identifiées ont été mises en cause dans des maladies chez l'humain (Hall, 2006). Les autres espèces de *Legionella* fréquemment détectées dans le milieu naturel sont notamment *L. bozemanii*, *L. longbeachae*, *L. dumoffii* et *L. gormanii*.

Les *Legionella* sont naturellement présents dans le milieu aquatique. On peut les isoler dans une large gamme d'habitats d'eau douce, notamment les sols, les lacs, les rivières et les mares thermales naturelles à des températures allant jusqu'à 60 °C. Le milieu marin ne présente généralement pas les conditions propices à leur croissance. Il a été suggéré que des protozoaires dulcicoles libres tels que les *Naegleria* ou les *Acanthamoeba* pourraient être des hôtes naturels de ces organismes. Bien qu'on croie les *Legionella* assez résistants aux stress environnementaux, leur survie à l'intérieur des protozoaires pourrait leur apporter un degré considérable de protection supplémentaire.

De manière générale, les *Legionella* sont présents en faible nombre dans le milieu aquatique, mais ils peuvent atteindre des concentrations importantes dans les sources associées aux ouvrages artificiels d'approvisionnement en eau comme les tours de refroidissement, les condenseurs de conditionneurs d'air, les humidificateurs, les réservoirs d'eau chaude, les pommeaux de douche et les baignoires de massage (Percival et coll., 2004). Les sources chaudes

et autres cuves hydrothermales se prêtent idéalement à la survie des *Legionella* du fait de la température élevée de l'eau.

Des expériences dose-réponse réalisées sur des animaux semblaient indiquer qu'il fallait des doses élevées de *Legionella* (environ 10^7 cellules) pour provoquer une infection (O'Brien et Bhopal, 1993). Toutefois, des études publiées sur ces organismes concluent plutôt à une dose médiane de quelques organismes seulement (Percival et coll., 2004; Pond, 2005). Il a également été avancé que le transport par aérosols de protozoaires fortement parasités par des *Legionella* pourrait être l'un des moyens d'augmenter le nombre d'organismes susceptibles d'entraîner la contamination (Percival et coll., 2004).

Les *Legionella* sont d'importants agents de troubles respiratoires chez les humains. La légionellose comprend deux formes de maladie : la maladie du légionnaire et la fièvre de Pontiac (Pond, 2005). La maladie du légionnaire est une forme d'affection respiratoire plus grave et parfois mortelle. Elle est déterminée par le diagnostic clinique de pneumonie, accompagné de preuves microbiologiques d'une infection à *L. pneumophila* ou autres espèces de *Legionella* (Pond, 2005). Les symptômes peuvent aussi inclure la fatigue, la fièvre, les céphalées, les douleurs musculaires et/ou abdominales, la jaunisse et la confusion mentale. La période d'incubation varie entre trois et six jours, et la récupération est lente, pouvant durer des semaines, voire plusieurs mois. Dans les cas mortels, la mort survient souvent par insuffisance respiratoire. Selon les estimations, les taux de mortalité pour les infections d'origine communautaire seraient de l'ordre de 5 à 20 % (Pond, 2005).

La fièvre de Pontiac est une maladie relativement bénigne, de type grippal, caractérisée par des troubles respiratoires non pulmonaires associés à des preuves microbiologiques d'une infection à *Legionella*. La période d'incubation est courte (1 à 2 jours), et la maladie n'est pas jugée mortelle, les personnes atteintes se remettant généralement après deux à cinq jours. On estime que la fièvre de Pontiac survient de 2 à 100 fois plus souvent que la maladie du légionnaire (Hall, 2006).

Les groupes jugés plus sensibles aux infections à *Legionella* sont notamment les personnes âgées, les individus immunodéprimés, les personnes atteintes de maladies cardiaques ou pulmonaires ainsi que celles qui fument ou boivent à l'excès.

Bien que les espèces de *Legionella* soient considérées comme omniprésentes dans le milieu aquatique, aucune éclosion de légionellose n'a été signalée au Canada ou aux États-Unis en rapport avec des activités pratiquées dans des eaux récréatives naturelles. Tous les cas répertoriés de légionellose résultant d'un contact avec des eaux récréatives concernaient des installations d'eau traitée, comme celles des établissements thermaux (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004).

Mycobacterium

Les *Mycobacterium* sont des bactéries aérobies, non mobiles, asporulées, en forme de bâtonnet ou coccoïdes. On considère que ces microorganismes ont une structure cellulaire Gram positif. Cependant, leur paroi mycobactérienne a une forte teneur en acides mycoliques, des lipides complexes qui donnent à la surface de la cellule un aspect cireux et hydrophobe résistant à

l'épreuve de coloration de Gram. Un résultat positif à l'épreuve de coloration reposant sur l'acidorésistance permet de poser le diagnostic de mycobactéries; c'est pourquoi on dit souvent de ces organismes qu'ils sont « acidorésistants ».

Les mycobactéries pathogènes rencontrées dans les eaux récréatives sont des espèces naturellement présentes dans l'environnement. On les qualifie généralement de mycobactéries « atypiques » ou « non tuberculeuses » pour les distinguer du *M. tuberculosis* (tuberculose) et du *M. leprae* (lèpre). Ni le *M. tuberculosis*, ni le *M. leprae* ne sont naturellement présents dans l'environnement. En conséquence, ils ne sont pas préoccupants pour les eaux récréatives. Au moins seize espèces d'origine hydrique se sont révélées capables de provoquer une infection chez les humains (Pond, 2005). Les espèces le plus souvent mentionnées en rapport avec l'exposition aux eaux récréatives sont les membres du complexe *Mycobacterium avium* (*M. avium* et *M. intracellulare*) qu'on sait capables de provoquer des troubles respiratoires; ainsi que *M. marinum* et *M. kansasii* qui causent des infections cutanées.

Les mycobactéries environnementales sont considérées comme étant omniprésentes dans les eaux naturelles. On peut les trouver dans la quasi-totalité des milieux, notamment les sols, les eaux d'égout, les lacs, les rivières, les étangs, les cours d'eau, les eaux souterraines et les eaux traitées. On en trouve très peu dans l'eau de mer (Pond, 2005; LeChevallier, 2006). Ces organismes peuvent survivre dans une large gamme de températures, allant de moins de 0 à plus de 50 °C. On ne pense pas qu'ils soient présents en quantités importantes dans les excréments, et les eaux usées ne sont pas considérées comme une source majeure (Falkinham, 2002). Les membres du complexe *M. avium* peuvent survivre et se développer à l'intérieur de certaines espèces de protozoaires phagocytes, en particulier les membres du genre *Acanthamoeba*.

Dans les eaux à vocation récréative, la transmission peut se faire par contact avec de l'eau contenant des quantités suffisantes d'organismes. Les principales voies d'infection sont l'inhalation de mycobactéries en aérosols ou le contact direct de la peau écorchée avec l'eau contaminée. Aucune preuve concluante de transmission de personne à personne n'a été apportée. Les mycobactéries environnementales sont essentiellement des pathogènes opportunistes, la maladie étant plus fréquemment observée chez les personnes présentant des conditions prédisposant à l'infection (peau écorchée ou traumatisée, système immunitaire affaibli ou immunodéficience). Les cas d'exposition aux mycobactéries environnementales ont été majoritairement rattachés à la fréquentation de piscines et de bains chauds, entraînant des infections de la peau et des tissus mous et des cas de pneumopathie d'hypersensibilité (inflammation des poumons). Le contact avec les eaux naturelles à l'occasion de loisirs aquatiques n'est pas considéré comme un facteur de risque important des maladies d'origine mycobactérienne.

Bien que les mycobactéries environnementales soient considérées comme omniprésentes dans la plupart des types d'eau, aucune éclosion morbide n'a encore été associée à ces organismes du fait d'un contact avec des eaux récréatives au Canada ou aux États-Unis. On considère comme extrêmement faible le risque, pour une personne saine, de contracter une infection mycobactérienne suite à des activités aquatiques pratiquées dans des eaux récréatives.

Pseudomonas aeruginosa

Les pseudomonades sont des bacilles Gram négatif, mobiles, oxydase positifs et asporulés. Plus de 100 espèces sont actuellement reconnues dans le genre *Pseudomonas* (Hunter, 1997).

P. aeruginosa constitue l'espèce la plus préoccupante pour les humains.

P. aeruginosa est largement présente dans le milieu aquatique et peut souvent être isolée dans les eaux douces, l'eau de mer et les sols (Hunter, 1997). Elle a des exigences de croissance minimales et peut proliférer dans des eaux à faible teneur nutritive. *P. aeruginosa* est rarement mise en évidence dans les excréments humains (Geldreich, 2006). En revanche, on la trouve dans les eaux usées et les eaux pluviales (qui contiennent un mélange de déchets domestiques) et dans les effluents industriels tels que les déchets de transformation agroalimentaire et de fabrication de pâtes et papiers. Les baigneurs eux-mêmes pourraient aussi être une source possible de *P. aeruginosa*.

La transmission de *P. aeruginosa* dans les eaux récréatives intervient par contact direct du corps avec des eaux contenant des quantités suffisantes de l'organisme. On ne pense pas que l'ingestion constitue une voie importante d'infection.

P. aeruginosa peut provoquer des éruptions cutanées et des infections des yeux et des oreilles chez les usagers des eaux récréatives. L'infection se déclare rarement chez des personnes saines, à moins qu'une affection antérieure ne les y prédispose (p. ex. de fréquentes infections auriculaires, ou des immersions fréquentes) (Hunter, 1997). Les infections auriculaires se déclarent lorsque *P. aeruginosa* réussit à s'introduire dans l'oreille externe et la coloniser. Quelques jours après la baignade, l'oreille se met à gratter et devient douloureuse, et on peut observer des écoulements de pus. Les infections cutanées (dermatites) prennent la forme d'éruptions rouges et urticantes qui surviennent entre 18 et 24 heures après le contact avec l'eau. L'infection peut évoluer vers la folliculite (inflammation des follicules pileux) qui se caractérise par une sensibilité accrue de la zone infectée et la présence de boutons ou de phlyctènes remplis de pus autour des follicules pileux.

Plusieurs études épidémiologiques ont mis en évidence un lien entre la présence de *Pseudomonas* dans les eaux naturelles et l'incidence des infections oculaires et cutanées chez les baigneurs (Seyfried et Cook, 1984; Springer et Shapiro, 1985; Ferley et coll., 1989; Marino et coll., 1995; van Asperen et coll., 1995). Les éclosions de dermatites à *Pseudomonas* ont presque toutes été associées à des eaux traitées comme les bains chauds, les piscines et les baignoires de massage des hôtels et des spas (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). On ne connaît pas la fréquence des infections à *P. aeruginosa* résultant d'un contact avec les eaux récréatives naturelles, car elles sont rarement signalées du fait de leur caractère bénin.

5.1.3 *Autres bactéries pathogènes (Leptospira, Staphylococcus)*

Leptospira

Les *Leptospira* sont des spirochètes, c'est-à-dire des bactéries spiralées ou hélicoïdales. Ce sont des organismes aérobies, mobiles, de forme mince et allongée qui présentent une réaction négative à la coloration de Gram. Autrefois, le genre *Leptospira* ne comptait que deux espèces, le

pathogène *L. interrogans* et la bactérie libre *L. biflexa* (OMS, 2003b). On connaît à ce jour 12 espèces de *Leptospira* et plus de 200 sérotypes pathogènes ont été décrits, les formes les plus sévères étant attribuées aux sérovars de *L. interrogans* (Pond, 2005). Le nom du sérotipe est souvent adopté par convention au lieu du nom d'espèce pour faire référence à des souches spécifiques.

Les espèces de *Leptospira* peuvent être pathogènes ou libres. Elles sont présentes dans le monde entier et sont majoritairement associées aux environnements dulcicoles. Les leptospires pathogènes sont d'importants agents zoopathogènes transportés dans le tractus urinaire (reins) des animaux infectés et excrétés dans l'urine. Les petits rongeurs, tels que les rats, les souris et les campagnols, sont considérés comme les plus importantes sources de *Leptospira* pathogènes. Les organismes peuvent également être propagés par les animaux domestiques comme les bovins, les porcins, les chiens et les chats, les ovins, les caprins et les chevaux (OMS, 2003b; CDC, 2005b). On pense que leur propagation est favorisée en cas de fortes précipitations, du fait du ruissellement des eaux pluviales provenant de zones contaminées vers les eaux de surface (Pond, 2005).

Chez l'humain, l'infection peut survenir suite à un contact direct avec l'urine d'animaux infectés ou par contact indirect avec de l'eau, de la terre ou de la boue contaminée. Les leptospires s'introduisent dans le corps par des lésions ou des écorchures ou par les muqueuses des yeux, du nez ou de la bouche. L'ingestion d'eau contaminée et l'inhalation de leptospires transportés par aérosols constituent également des voies d'infection possibles. On pense que l'ingestion d'un à dix organismes suffirait à déclencher la maladie chez l'humain (Pond, 2005). Les activités aquatiques récréatives constituent probablement la source majeure d'exposition, bien que les éclosions liées à la baignade soient considérées comme extrêmement rares (Pond, 2005).

Les affections consécutives à une infection à *Leptospira* peuvent être de diverse gravité, allant de troubles légers de type grippal à une maladie plus grave, et parfois mortelle. La maladie se signale tout d'abord par de la fièvre, des frissons, des céphalées, des douleurs musculaires, des vomissements et un rougissement des yeux (Agence de la santé publique du Canada, 2004). En règle générale, les patients se remettent complètement de la forme légère de la maladie, bien que la récupération puisse être longue, durant parfois des mois, voire des années (OMS, 2003b). En l'absence de traitement, la maladie peut évoluer vers une forme plus grave. Les cas graves peuvent être mortels, la mort survenant par insuffisance rénale, insuffisance cardiorespiratoire ou fortes hémorragies. Les raisons à l'origine de la gravité variée des infections ne sont pas parfaitement comprises; toutefois, on pense que chaque sérovar pathogène est capable de causer la forme bénigne ou la forme grave de la maladie (OMS, 2003b).

La maladie peut être difficile à diagnostiquer car elle est souvent confondue avec d'autres infections ou troubles ayant des symptômes similaires. De même, il se pourrait que la forme légère ne soit pas toujours déclarée.

La leptospirose est considérée comme plus préoccupante dans les pays en développement et sous les climats tropicaux. Trois éclosions de leptospirose ont été signalées dans les eaux récréatives des États-Unis au cours de la période 1991-2002 (Moore et coll., 1993; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002).

L'augmentation du nombre de cas de leptospirose observés dans les pays en développement laisse à penser que les *Leptospira* connaissent peut-être un regain de virulence (CRC, 2004; Meites et coll., 2004). On ne connaît pas aujourd'hui la prévalence de *Leptospira* dans les eaux canadiennes. À ce jour, aucun cas documenté d'infection à *Leptospira* n'a été signalé en rapport avec les activités aquatiques pratiquées dans les eaux récréatives du Canada.

Staphylococcus aureus

Les membres du genre *Staphylococcus* sont des cocci non mobiles, Gram positif et catalase positifs. *S. aureus* est considéré comme le principal pathogène du genre, et c'est aussi l'espèce la plus préoccupante pour les usagers des eaux récréatives.

S. aureus n'est pas considéré comme naturellement présent dans le milieu aquatique. Ses principaux réservoirs sont la peau, le nez, les oreilles et les muqueuses des animaux à sang chaud. Sa présence dans les eaux récréatives est principalement due à son émission par la bouche, le nez et la gorge des baigneurs et à des foyers infectieux existants. Il peut être isolé dans les excréments humains bien que sa présence y soit jugée variable (Percival et coll., 2004). Les eaux usées et les eaux pluviales constituent d'autres sources.

Dans les eaux récréatives, *S. aureus* est transmis par contact direct avec des eaux contenant une quantité suffisante de l'organisme. L'infection se déclare du fait de coupures ou d'écorchures ou, dans une moindre mesure, par contact avec les yeux et les oreilles. L'organisme peut également se propager d'une personne à l'autre. L'ingestion n'est pas considérée comme une voie infectieuse importante. Cet organisme produit un large éventail de toxines extracellulaires, d'exoenzymes et de facteurs d'adhérence facilitant la colonisation, l'infection et l'évitement des défenses immunitaires de l'hôte (Percival et coll., 2004). Il a été suggéré que des concentrations de quelques centaines de cellules par millilitre pourraient suffire pour que l'infection se déclare sur une peau blessée ou affaiblie (Percival et coll., 2004).

S. aureus est principalement associé aux affections cutanées chez les usagers des eaux récréatives. Les infections communes sont les coupures et écorchures infectées, les furoncles, les pustules, la dermatite, la folliculite et l'impétigo (OMS, 2006). Dans la plupart des cas, les infections sont purulentes, les symptômes se déclarant souvent 48 heures après le contact. Cet organisme a également été associé aux infections de l'œil, de l'oreille externe et du tractus urinaire (OMS, 2006).

Les enquêtes épidémiologiques ont mis en évidence un lien possible entre la présence de staphylocoques dans les eaux récréatives et les maladies des baigneurs (Calderon et coll., 1991; Charoenc et Fujioka, 1995). À ce jour toutefois, aucune preuve concluante n'a été apportée permettant d'associer la fréquence des maladies aux concentrations de *S. aureus* dans les eaux récréatives. Dans certains cas, des analyses peuvent fournir des informations complémentaires, par exemple pour évaluer les effets d'une forte densité de baigneurs sur la qualité de l'eau et ses éventuelles conséquences quant à la transmission de pathogènes d'une personne à l'autre.

5.2 Agents pathogènes viraux

Les virus sont des organismes inframicroscopiques, de taille bien inférieure à celle des bactéries. De construction simple, ils se composent d'une molécule d'acide nucléique de type ARN ou ADN, entourée d'une enveloppe protéique externe appelée capsid. L'acide nucléique encode pour les protéines et les enzymes de la structure virale nécessaires à la réplication virale, tandis que la capsid protège le virus des stress environnementaux. Certains virus (dits enveloppés) sont également dotés d'une enveloppe lipoprotéique qui entoure la capsid. Les virus nus sont dépourvus de cette enveloppe extérieure. Les virus sont des parasites intracellulaires stricts, ce qui signifie qu'ils doivent infecter une cellule hôte pour se reproduire. En conséquence, ils sont incapables de se reproduire en dehors d'un hôte.

Les virus pathogènes préoccupants pour les eaux récréatives sont les virus entériques, à savoir ceux qui infectent le tractus gastro-intestinal des humains et sont excrétés dans leurs selles. On pense que ces virus sont inféodés à une gamme d'hôtes assez restreinte, ce qui signifie que, d'une manière générale, ceux qui infectent les animaux n'infectent pas les humains, et vice versa. Dans les eaux récréatives, ils se transmettent aux humains par la voie fécale-orale suite à l'ingestion accidentelle d'eau contaminée. Certains virus, comme les adénovirus, empruntent également d'autres voies infectieuses, telles que l'inhalation ou le contact avec la muqueuse de l'œil. Les virus entériques provoquent chez l'humain une large gamme d'effets morbides allant du bénin au grave. Les symptômes gastro-intestinaux (nausées, vomissements, diarrhées) comptent parmi les plus fréquents en cas d'infection virale. Certaines infections peuvent évoluer vers des troubles plus inquiétants, bien que ces derniers soient considérés comme beaucoup plus rares.

5.2.1 Virus entériques

Plus de 100 types de virus différents peuvent être excrétés dans les selles, et donc potentiellement transmis aux eaux récréatives. Les virus les plus fréquemment associés aux maladies d'origine hydrique sont notamment les adénovirus, les astrovirus, les entérovirus (poliovirus, coxsackievirus et échovirus), les norovirus, les rotavirus et le virus de l'hépatite A.

Entérovirus

Les entérovirus constituent un vaste groupe de virus nus à ARN de petite taille (20-30 nm) appartenant à la famille des Picornaviridés. Dans ce groupe figurent les poliovirus, les coxsackievirus, les échovirus ainsi que plusieurs entérovirus qui n'ont pas encore été classés. Les infections à entérovirus sont souvent asymptomatiques. Les symptômes et la gravité des troubles varient considérablement selon le type et le sérotype considérés. Les effets morbides les plus fréquemment observés sont les vomissements, les diarrhées, les symptômes fébriles de type grippal, les malaises, les difficultés respiratoires, les céphalées et des douleurs musculaires (Percival et coll., 2004). Des conséquences plus graves ont été associées à différents groupes de virus, notamment la myocardite (coxsackievirus), la méningite aseptique (coxsackievirus, poliovirus), l'encéphalite (coxsackievirus, échovirus) et la poliomyélite (poliovirus), bien qu'elles soient considérées comme peu fréquentes.

Norovirus

Le terme « norovirus » est le nom officiel d'un groupe de virus autrefois appelés virus de Norwalk, de type Norwalk ou encore SRSV pour « *small, round, structured viruses* » (autrement dit virus de petite taille, ronds et structurés). Les norovirus sont des virus nus à ARN de petite taille (27-30 nm). Les infections à norovirus sont considérées comme la principale cause des éclosions de gastro-entérite virale (toutes sources confondues) enregistrées aux États-Unis et au Royaume-Uni (Percival et coll., 2004). La maladie se manifeste principalement par des diarrhées, des vomissements, des céphalées et des douleurs musculaires. L'apparition de vomissements en jets est considérée comme une caractéristique des infections à norovirus. Les infections asymptomatiques sont rares dans le cas des norovirus. Chez les adultes sains, la maladie est autorésolutive et elle évolue rarement vers des formes plus sérieuses (p. ex. avec déshydratation). Elle est considérée plus grave chez les individus vulnérables, tels que les personnes âgées.

Rotavirus

Les rotavirus sont de gros virus nus à ARN (60-80 nm). Des expériences dose-réponse portent à croire qu'ils pourraient être les plus infectieux de tous les virus entériques (Gerba et coll., 1996). Dans le monde entier, les infections à rotavirus constituent la cause première de la gastro-entérite infantile. Bien que tous les groupes d'âge puissent être touchés, les adultes sains présentent souvent des infections asymptomatiques par suite de l'immunité acquise durant leur enfance (Percival et coll., 2004). La diarrhée est le principal symptôme de la maladie, qui peut menacer le pronostic vital en cas de grave déshydratation et de déséquilibre électrolytique. Les groupes les plus à risque de contracter la forme grave ou mortelle de la maladie sont les jeunes enfants, les personnes immunodéprimées et les personnes âgées.

Adénovirus

Les adénovirus sont des virus nus à ADN et comparativement plus gros (70-100 nm). Plus de 49 sérotypes différents ont été jugés capables de provoquer des maladies chez l'humain, avec des caractéristiques cliniques et une gravité des symptômes variant considérablement d'un type à l'autre (Percival et coll., 2004). La plupart des sérotypes d'adénovirus provoquent des troubles respiratoires, accompagnés d'une pharyngite, de toux et de symptômes évocateurs du rhume. Une conjonctivite peut également être observée en cas d'infection de l'œil. Des troubles gastro-intestinaux, exclusivement provoqués par les sérotypes 40 et 41, ont aussi été souvent signalés. On pense que les adénovirus viennent immédiatement après les rotavirus en tant que cause de gastro-entérite chez l'enfant (Crabtree et coll., 1997). Les infections gastro-intestinales observées sont souvent asymptomatiques, car on pense que l'immunité conférée pendant la petite enfance est acquise pour la vie (Percival et coll., 2004).

Virus de l'hépatite A

Le virus de l'hépatite A est un petit virus nu à ARN (25-28 nm) qui a le foie pour cible privilégiée. La plupart des infections sont asymptomatiques. La maladie est le plus souvent signalée chez les adultes. Les symptômes comprennent des malaises et de la fièvre, suivis de nausées, de vomissements, de douleurs abdominales et, finalement, d'une jaunisse. En règle générale, l'infection est autorésolutive.

Astrovirus

Les astrovirus sont de petits virus nus à ARN (28-30 nm). Parmi les agents viraux connus pour provoquer des maladies entériques, l'importance des astrovirus en tant qu'agent causal de maladies d'origine hydrique est peut-être la plus méconnue (Percival et coll., 2004). Chez les individus infectés, la maladie se présente de manière analogue aux infections à rotavirus, avec un degré de gravité bien moindre.

Présence dans l'environnement

Les virus entériques sont excrétés en quantités importantes dans les selles des individus infectés, pouvant atteindre des concentrations allant jusqu'à 10^{10} - 10^{12} particules par gramme d'excrément (Gerba, 2000). Même les individus asymptomatiques (qui ne présentent aucun symptôme, bien qu'infectés) peuvent excréter de grandes quantités de virus.

Les virus s'introduisent dans les eaux récréatives principalement par l'évacuation de déchets contaminés par des eaux usées. Les sources ponctuelles de pollution telles que les déversements d'eaux municipales ou les trop-pleins d'égout unitaire sont les principales sources de contamination par les eaux usées. Les sources non ponctuelles susceptibles de contribuer à la charge virale des eaux environnementales sont les collecteurs d'eaux pluviales, les déversoirs (qui captent les eaux de ruissellement provenant des zones urbaines et rurales) ainsi que les fosses septiques défectueuses ou mal conçues. Les baigneurs eux-mêmes, notamment les jeunes enfants, peuvent constituer une source de contamination par leurs selles ou l'émission accidentelle de matières fécales. Les déchets animaux qui peuvent contenir de nombreux pathogènes bactériens et protozoaires ne posent qu'un faible risque pour la transmission des virus à l'humain (Cliver et Moe, 2004; Percival et coll., 2004). On sait toutefois que des animaux ont servi de réservoirs à des virus humains (virus de l'influenza aviaire, virus du Nil occidental), mais à ce jour, aucun élément de preuve documenté ne permet de rattacher une infection d'origine hydrique chez l'humain à des virus animaux (Cliver et Moe, 2004).

La charge virale totale des eaux usées peut être passablement constante; cependant, le type et le nombre des divers virus présents dépendent étroitement de la prévalence des maladies épidémiques et endémiques dans la population qui les excrète. En conséquence, la composition virale des eaux usées peut varier de façon considérable et présente souvent de fortes tendances saisonnières (Krikelis et coll., 1985; Tani et coll., 1995; Pina et coll., 1998; Lipp et coll., 2001). D'après des estimations publiées concernant les virus cultivables dans des eaux usées non traitées, les concentrations pourraient atteindre plus de 10 000 unités infectieuses par litre (Reynolds et coll., 1998; Payment et coll., 2001). On pense aussi que la présence de virus dans les eaux de surface varie selon les régions en fonction, notamment, du degré et du type de contamination fécale et des taux d'inactivation dans l'environnement. Les niveaux décelables d'entérovirus cultivables dans les eaux de surface en général varient de 1-10/100 L à 1-200/L dans le cas d'eaux très contaminées (Pina et coll., 1998; Reynolds et coll., 1998; Payment et coll., 2000; Lipp et coll., 2001).

Des études ont mis en évidence des entérovirus, des norovirus, des rotavirus, des adénovirus, le virus de l'hépatite A et des astrovirus dans des eaux marines et des eaux douces utilisées à des fins récréatives aux États-Unis, en Europe et au Canada (Payment, 1984; Puig et coll., 1994; Pina et coll., 1998; Griffin et coll., 1999; Chapron et coll., 2000; Payment et coll., 2000; Schvoerer et

coll., 2001; Denis-Mize et coll., 2004; Jiang et Chu, 2004; Laverick et coll., 2004). Ces études font état de chiffres variés pour ce qui est des fréquences de détection et des concentrations mesurées. Bien qu'il soit difficile de procéder à des comparaisons directes entre ces études du fait de la différence des méthodes d'analyse, les informations qu'elles fournissent permettent de se faire une meilleure idée de la vulnérabilité potentielle des eaux récréatives à la contamination par des virus pathogènes.

Les virus sont des microorganismes robustes pouvant survivre pendant des périodes prolongées une fois émis dans le milieu aquatique. Leur survie dépend d'un ensemble de facteurs biologiques et environnementaux, dont les caractéristiques physiques spécifiques du virus, la présence de prédateurs microbiens naturels et les caractéristiques de l'eau telles que la température, le pH, la salinité, la turbidité et le rayonnement ultraviolet. Les données sur la survie des différents types de virus dans les eaux naturelles sont assez limitées. De manière générale, on pense que les virus résistent mieux que les bactéries à la dégradation environnementale, et des données expérimentales laissent à penser que certains virus entériques pourraient être encore plus résistants que certains protozoaires entériques (p. ex. *Giardia*) (Johnson et coll., 1997).

Épidémiologie

D'après les données de surveillance des éclosions virales dans les eaux récréatives publiées par les CDC pour la période 1991-2002, 13 % (8 sur 64) des éclosions de gastro-entérite signalées dans les eaux naturelles étaient imputables à des norovirus (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). De manière générale, les norovirus étaient responsables de 0 à 2 éclosions par an, avec au total entre 11 et 168 cas d'infection rapportés par éclosion. La plupart des foyers se situaient dans des lacs utilisés à des fins récréatives, et une éclosion infectieuse qui a provoqué 44 cas d'infection en 2002 dans le parc d'État du lac Michigan, au Wisconsin, a été la première à être documentée en rapport avec une plage à vocation récréative des Grands Lacs (Yoder et coll., 2004). Aucun autre virus n'a été mis en cause dans les autres éclosions infectieuses enregistrées entre 1991 et 2002.

Les éclosions de gastro-entérite aiguë dont l'agent causal ne peut être identifié constituent aussi une part importante du nombre total de maladies d'origine hydrique déclarées en rapport avec les eaux récréatives. On soupçonne nombre de ces éclosions d'être d'origine virale. Les virus pathogènes sont connus pour être difficiles à détecter, mais la courte période d'incubation, la diversité des symptômes rencontrés et la forte fréquence de maladies observées chez les enfants sont toutes évocatrices des infections virales (Cabelli, 1983; Mena et coll., 2003; Percival et coll., 2004). D'après des données de surveillance des CDC, les poussées de maladies gastro-intestinales aiguës d'étiologie inconnue représentaient 23 % (14 sur 64) des éclosions documentées enregistrées entre 1991 et 2002 (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). Là encore, les lacs d'eau douce constituaient les foyers les plus fréquemment cités.

Plusieurs études épidémiologiques ont tenté de caractériser la relation entre les entérovirus présents dans les eaux de baignade et l'incidence des maladies associées aux eaux récréatives (Lightfoot, 1988; Alexander et coll., 1992; Fewtrell et coll., 1992; van Dijk et coll., 1996; Lee et coll., 1997; van Asperen et coll., 1998; Haile et coll., 1999). Aucune relation significative n'a pu

être mise en évidence entre la concentration de virus entériques et l'incidence des maladies chez les baigneurs. Haile et coll. (1999) ont cependant observé une augmentation du nombre d'effets sur la santé signalés (vomissements, fièvre, maux de gorge et maladies gastro-intestinales hautement crédibles) les jours où des entérovirus étaient détectés dans les eaux de baignade grossies par des déversements d'eau pluviale.

Relations avec les indicateurs

Diverses études ont conclu à une absence de relation entre la concentration de bactéries fécales indicatrices et la présence de virus entériques dans les eaux récréatives (Griffin et coll., 1999; Schvoerer et coll., 2000, 2001; Jiang et coll., 2001; Noble et Fuhrman, 2001; Denis-Mize et coll., 2004; Jiang et Chu, 2004; Wetz et coll., 2004). Des virus pathogènes ont été détectés dans les eaux récréatives alors que les concentrations de bactéries fécales indicatrices étaient inférieures aux limites actuellement fixées pour la qualité des eaux récréatives. L'inverse s'est également produit, à savoir des cas où les concentrations de bactéries indicatrices étaient largement supérieures à ces limites sans qu'on puisse mettre en évidence la présence de virus. L'absence de corrélation entre les indicateurs fécaux et les virus entériques ne doit pas surprendre étant donné que les indicateurs fécaux sont systématiquement présents dans les déchets humains et animaux, à des concentrations relativement constantes, alors que les virus sont spécifiques aux excréments humains, et que leur excrétion peut être intermittente et saisonnière. De plus, les virus sont plus résistants que les bactéries aux stress environnementaux et peuvent subsister pendant des périodes plus longues. On a proposé d'utiliser d'autres organismes comme indicateurs (des souches d'entérovirus, *C. perfringens*, des coliphages et des phages de *B. fragilis*); toutefois, les recherches effectuées à ce jour n'ont pas permis de démontrer l'existence d'un lien entre ces organismes et la détection de virus dans les eaux de surface contaminées (Pina et coll., 1998; Griffin et coll., 1999, Lipp, 2001; Jiang et Chu, 2004).

5.3 Protozoaires pathogènes

Les protozoaires pathogènes importants dans les eaux récréatives comptent à la fois des espèces entériques et des espèces libres. Les protozoaires entériques sont des parasites communs qui infectent l'intestin des humains et d'autres mammifères. Ce sont des parasites stricts, c'est-à-dire qu'ils doivent infecter un hôte pour se reproduire et ils ne peuvent se développer à l'extérieur d'un hôte. Le stade principal de leur cycle biologique est la production de kystes ou oocystes qui sont libérés en grandes quantités dans les excréments. Ces kystes et oocystes sont extrêmement résistants aux stress environnementaux et peuvent survivre pendant de longues périodes dans l'environnement. Leur ingestion par un nouvel hôte entraîne un dékystement dans l'intestin grêle qui donne lieu à l'infection. Ces organismes peuvent s'introduire dans les eaux récréatives suite à un contact direct ou indirect avec des excréments humains ou animaux. Ils se transmettent à l'humain par ingestion accidentelle d'eau contaminée. La maladie se manifeste le plus fréquemment par des symptômes gastro-intestinaux, particulièrement des diarrhées. *E. coli* et les entérocoques sont utilisés comme indicateurs de contamination fécale, et donc, de la présence possible de ces pathogènes entériques fécaux. Toutefois, l'absence de bactéries indicatrices ne signifie pas nécessairement que les protozoaires entériques sont aussi absents.

À la différence des protozoaires entériques, les protozoaires libres sont naturellement présents dans les eaux récréatives et n'ont pas besoin d'un hôte pour achever leur cycle biologique. La

transmission à l'humain peut intervenir dans des eaux contenant l'organisme en quantités suffisantes par des voies telles que l'inhalation ou le contact direct avec les muqueuses (p. ex. celle de l'œil). Ces organismes provoquent des maladies de types variés, dont des infections du système nerveux central et des infections de l'œil. Comme ils ne sont pas d'origine fécale, il ne faut pas s'attendre à une bonne corrélation entre la présence des indicateurs fécaux et la leur. À l'heure actuelle, on ne connaît aucun indicateur microbiologique pour ces pathogènes.

5.3.1 Protozoaires entériques (*Giardia*, *Cryptosporidium*)

Les protozoaires entériques les plus importants dans les eaux récréatives sont les *Giardia* et les *Cryptosporidium*.

Giardia

Les *Giardia* sont de petits protozoaires flagellés parasites. Ils ont un cycle biologique composé de deux stades, un stade trophozoïte (stade alimentaire) et un stade kystique résistant aux stress environnementaux. Le *G. duodenalis* (syn. *lamblia*, *intestinalis*), qu'on trouve chez l'humain et de nombreux autres mammifères, est la seule espèce pouvant infecter les humains. D'autres espèces (*G. muris*, *G. agilis*, *G. microti*, *G. psittaci* et *G. ardea*) ont été signalées chez les animaux, en particulier les rongeurs, les oiseaux et les amphibiens. La caractérisation moléculaire du *G. duodenalis* a montré l'existence de génogroupes distincts (assemblages) correspondant à leur gamme d'hôtes. Certains groupes sont présents à la fois chez les humains et les animaux, tandis que d'autres sont spécifiquement inféodés à certains hôtes.

Les excréments humains et animaux (notamment ceux des bovins) sont d'importantes sources de *G. duodenalis*. Chez les animaux, les autres hôtes connus sont les castors, les rats musqués, les chiens, les ovins et les chevaux. Nombre de ces animaux peuvent être infectés par un *G. duodenalis* de source humaine (Davies et Hibler, 1979; Hewlett et coll., 1982; Erlandsen et coll., 1988). D'après les données épidémiologiques et moléculaires, seules les souches d'origine humaine ont pu être corrélées de manière significative avec la maladie chez les humains. La pathogénicité des souches spécifiquement animales de *G. duodenalis* et de *Giardia* n'est pas parfaitement connue. En conséquence, il est toujours avisé de considérer tout kyste de *Giardia* trouvé dans les eaux récréatives comme potentiellement infectieux pour les humains.

Les *Giardia* sont fréquemment observés dans les eaux usées et les eaux de surface. Dans les eaux usées, les concentrations sont en général de l'ordre de 5 000-50 000 kystes/L, tandis que dans les eaux de surface, elles se situent habituellement entre < 1 et 100 kystes/100 L (Medema et coll., 2003; Pond et coll., 2004).

Les mécanismes exacts par lesquels les *Giardia* provoquent la maladie n'ont pas été totalement explicités. Les dégâts causés à la muqueuse intestinale du fait de la fixation et du détachement des trophozoïtes contribuent à la perturbation des fonctions intestinales. La gravité des infections à *Giardia* peut aller d'une absence de symptômes observables à des troubles gastro-intestinaux graves exigeant une hospitalisation. Les symptômes les plus communs de la maladie sont des débâcles diarrhéiques aqueuses, des nausées, des dérangements intestinaux, de la fatigue, une faible fièvre et des frissons.

En théorie, un seul kyste suffit à provoquer l'infection chez l'humain. Toutefois, des études ont montré que la dose nécessaire pour causer l'affection est généralement plus importante. D'après des expériences alimentaires réalisées sur des sujets volontaires, la dose médiane nécessaire serait de l'ordre de 50 kystes (Hibler et coll., 1987) bien que des sujets aient été infectés à des doses bien inférieures (Rendtorff, 1978). Le temps écoulé entre l'ingestion et l'excrétion de nouveaux kystes (période prépatente) va de 6 à 16 jours. L'infection est autorésolutive et disparaît en moyenne au bout d'une à trois semaines. Certaines personnes peuvent rester des porteurs asymptomatiques, tandis que chez d'autres, la maladie peut récidiver pendant une période pouvant aller de quelques mois à un an. Lorsqu'elle perdure, la maladie peut être traitée par différents médicaments antiparasitaires.

Cryptosporidium

Les *Cryptosporidium* sont de petits protozoaires parasites non mobiles. Ces organismes présentent un cycle biologique complexe, multi-stades, dont le stade le plus important est la production d'oocystes ronds à paroi épaisse. On reconnaît actuellement 16 espèces dans ce genre. Deux génotypes ont principalement été associés à la maladie chez l'humain : le *C. hominis* (génotype 1) qui n'est signalé que chez l'humain, et le *C. parvum* (génotype 2) observé chez l'humain, les veaux et d'autres ruminants. D'autres espèces et génotypes ont été rencontrés, mais bien moins fréquemment.

Les humains et les bovins sont les principales sources de *Cryptosporidium*. Les ovins, les porcins et les chevaux sont aussi considérés comme des réservoirs (Olson et coll., 1997). Les rongeurs ne constituent pas une source importante de *Cryptosporidium* capables d'infecter les humains (Roach et coll., 1993).

On trouve fréquemment des oocystes dans des eaux souillées par des déchets humains ou par les excréments des animaux d'élevage provenant d'eaux usées, ou contaminées par des baigneurs et des ruissellements d'eaux pluviales. Il a été suggéré que certains oiseaux aquatiques (canards, oies, bernaches) pourraient prélever ces oocystes dans leur habitat pour aller les déposer ailleurs dans leurs déjections. Les concentrations généralement mesurées dans les eaux d'égout sont de l'ordre de 1 000-10 000 oocystes/L, tandis que dans les eaux de surface, elles se situent habituellement entre < 1 et 5 000 oocystes/100 L (Guy et coll., 2003).

On ne comprend pas encore exactement de quelle manière les *Cryptosporidium* causent la maladie chez l'humain. On sait que les dégâts provoqués par l'infection des globules rouges de la muqueuse de l'intestin grêle contribuent à l'apparition de la maladie. Les infections à *Cryptosporidium* causent des troubles de gravité variable, allant du transport asymptomatique à une maladie grave mettant en péril le pronostic vital chez les individus immunodéprimés. La maladie se caractérise principalement par une diarrhée abondante, aqueuse, et parfois mucoïde. On constate aussi des nausées, des vomissements, des douleurs abdominales, une perte de poids, une anorexie et une faible fièvre.

Plusieurs doses infectieuses médianes ont été rapportées pour les *Cryptosporidium* en dépit du fait que, comme dans le cas des autres pathogènes, un seul organisme suffise théoriquement à provoquer l'infection. La plupart des études alimentaires réalisées sur des volontaires portent à croire que la dose infectieuse médiane de *Cryptosporidium* se situerait entre 80 et 140 oocystes

(DuPont et coll., 1995; Chappell et coll., 1999, 2006; Okhuysen et coll., 2002). La période prépatente (temps écoulé entre l'ingestion et l'excrétion de nouveaux kystes) dure de quatre à neuf jours. La plupart des individus en bonne santé se remettent totalement, la maladie évoluant vers la guérison en une à deux semaines. Ils peuvent continuer à excréter des oocystes dans leurs selles pendant une courte période après leur rétablissement. À l'heure actuelle, il n'existe aucun traitement efficace contre la cryptosporidiose chez les adultes. L'administration aux enfants d'un antimicrobien appelé nitazoxamide a été approuvée par la Food and Drug Administration aux États-Unis (Santé Canada, 2012b).

Épidémiologie

Les éclosions de giardiase et de cryptosporidiose, signalées en rapport avec des eaux récréatives naturelles, sont rares. Les données de surveillance publiées par les CDC pour la période 1992-2002 montrent que les *Giardia* étaient en cause dans 9 % (6 sur 64) des éclosions de gastro-entérite rapportées pour les eaux naturelles (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). Les foyers se situaient dans des lacs et une rivière utilisés à des fins récréatives, ainsi que dans un étang. Bien que les *Giardia* n'aient jamais été mis en cause dans les éclosions infectieuses enregistrées dans les eaux récréatives naturelles du Canada, il est probable que des cas se soient produits sans avoir été détectés ou signalés.

D'après les données de surveillance pour la même période, 6 (9 %) des 64 éclosions de maladies gastro-intestinales déclarées en rapport avec des eaux naturelles étaient imputables aux *Cryptosporidium* (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). Dans la plupart des cas, les foyers infectieux se situaient dans des lacs à vocation récréative. Une vaste éclosion dans un lac du New Jersey en 1994, qui a touché 418 personnes, a été la première éclosion de cryptosporidiose enregistrée aux États-Unis en rapport avec des eaux récréatives (Kramer et coll., 1996). La plupart des foyers de cryptosporidiose concernaient des eaux récréatives traitées telles que les parcs aquatiques, les piscines communautaires et les piscines de motel. Au Canada, la surveillance a été limitée; à ce jour, cependant, aucune éclosion de cryptosporidiose n'a été rapportée dans les eaux récréatives naturelles. Comme pour les *Giardia*, il est probable que des cas se soient produits sans avoir été détectés ni déclarés.

Relations avec les indicateurs

Bien qu'*E. coli* et les entérocoques soient de bons indicateurs des bactéries entériques pathogènes fréquemment observées dans les eaux récréatives naturelles, ils sont bien moins efficaces en tant qu'indicateurs de la présence des protozoaires. Diverses études ont montré une absence de corrélation entre les concentrations d'*E. coli* et d'entérocoques et la présence de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans les eaux de surface (Hörman et coll., 2004; Dorner et coll., 2007; Sunderland et coll., 2007). *E. coli* et les entérocoques sont systématiquement présents dans les excréments humains et animaux, tandis que la présence de *Cryptosporidium* et de *Giardia* dépend de la source. Par ailleurs, l'émission de ces organismes dans les matières fécales de sources reconnues peut être intermittente et saisonnière. Les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium* sont aussi plus résistants aux stress que les bactéries et peuvent survivre pendant des périodes plus longues dans l'environnement.

Autres protozoaires entériques potentiellement préoccupants

D'autres protozoaires entériques pathogènes tels que les *Entamoeba* et les *Toxoplasma* peuvent également être libérés dans les excréments humains et animaux et peuvent donc, en toute logique, contaminer les eaux récréatives. Aucune éclosion associée à ces organismes n'a été rapportée à ce jour dans les eaux récréatives. On ne pense pas que les activités aquatiques récréatives constituent un facteur de risque important pour ce qui est des maladies causées par ces organismes.

5.3.2 Protozoaires libres

Les protozoaires libres reconnus comme les plus importants pour les eaux récréatives naturelles sont les *Naegleria* et les *Acanthamoeba*.

Naegleria fowleri

Les *Naegleria* sont de petites amibes thermophiles libres des milieux dulcicoles. Le genre *Naegleria* compte six espèces. *N. fowleri* est le principal pathogène chez l'humain et l'espèce la plus préoccupante dans les eaux récréatives. Il a un cycle biologique multi-stades, dont un stade trophozoïte alimentaire mobile, un stade flagellé sans reproduction et un stade kystique résistant aux stress environnementaux.

N. fowleri peut être observé dans les eaux douces et les sols du monde entier. Il a été isolé dans des eaux naturelles et artificielles, notamment des lacs, des rivières, des sources chaudes, des piscines, des bains d'hydrothérapie et l'eau du robinet. Aucun réservoir humain ou animal n'a été identifié. L'organisme préfère les eaux chaudes, pouvant tolérer des températures de l'ordre de 40-45 °C (Percival et coll., 2004). Les eaux douces tropicales et subtropicales et les sources chaudes se prêtent particulièrement bien à sa survie. Dans les eaux froides, on pense que la forme kystique peut survivre dans les sédiments des lacs et des rivières (Pond, 2005).

N. fowleri cause une maladie du système nerveux central appelée méningo-encéphalite amibienne primitive (MEAP) qui est presque toujours mortelle. Chez l'humain, l'infection survient lorsque les amibes ont été inhalées ou introduites avec force dans les voies nasales (p. ex. pendant un plongeon, un saut, une chute ou la nage sous l'eau). Suite à son inhalation, l'organisme s'introduit par les voies nasales jusqu'au cerveau où il endommage les cellules du système olfactif et le cortex cérébral. La maladie se déclare rapidement. Les symptômes incluent de violentes céphalées, une forte fièvre, une sensation de pression intracrânienne, une raideur du cou, un état mental modifié, puis un coma qui aboutit à la mort. La maladie peut être traitée, mais elle exige un diagnostic rapide et un traitement antimicrobien agressif. Cet organisme serait sensible à l'amphotéricine B.

On a également avancé que les *Naegleria* pourraient être des hôtes naturels de la bactérie pathogène *Legionella*. On pense que le fait d'être abritée à l'intérieur des *Naegleria* offre à cette bactérie un milieu propice à la reproduction, tout en la protégeant des stress environnementaux.

Les cas de méningo-encéphalite amibienne primitive sont extrêmement rares; aux États-Unis, on les estime à environ un cas pour 2,5 millions de baigneurs (Visvesvara et Moura, 2006). Selon les données de surveillance, 29 cas ont été signalés dans ce pays pour la période 1992-2002, avec une incidence moyenne de 0-6 cas par an (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et

coll., 1998; Barwick et coll., 2000; Lee et coll., 2002; Yoder et coll., 2004). Les éclosions rapportées ont été limitées aux États du sud des États-Unis, en particulier la Floride, le Texas, l'Oklahoma, la Californie, la Géorgie et la Caroline du Nord. Il n'y a pas à ce jour de cas de méningo-encéphalite amibienne primitive déclaré suite à un contact avec des eaux récréatives naturelles canadiennes. La très grande majorité des faits suggère que la méningo-encéphalite amibienne primitive ne constitue probablement pas, au Canada, une préoccupation sanitaire. Des chercheurs ont toutefois avancé que l'accroissement de la température des lacs induit par le changement climatique pourrait entraîner une augmentation de la prévalence de cet organisme (Rose et coll., 2001; Schuster et Visvesvara, 2004). Il existe donc un risque que dans l'avenir, cet organisme et sa maladie associée deviennent une préoccupation émergente dans les eaux récréatives du Canada et du nord des États-Unis.

Acanthamoeba

Les *Acanthamoeba* sont de petites amibes libres. Leur cycle biologique se compose de deux stades, un stade trophozoïte alimentaire et un stade kystique résistant aux stress environnementaux. Le genre *Acanthamoeba* compte environ 20 espèces. Les espèces les plus fréquemment associées à des infections chez l'humain sont *A. culbertsoni*, *A. polyphaga* et *A. castellanii*.

On pense que les *Acanthamoeba* sont omniprésentes dans l'environnement. On les trouve dans les eaux douces, marines et estuariennes, les sources chaudes, les sols, les eaux usées et les installations d'approvisionnement en eau, comme les robinets et les condenseurs de conditionneurs d'air.

Les espèces pathogènes d'*Acanthamoeba* provoquent deux maladies distinctes au plan clinique : la kératite amibienne (KA), une infection douloureuse de la cornée mettant les fonctions visuelles en péril, causée par *A. polyphaga* et *A. castellanii*; et l'encéphalite amibienne granulomateuse (EAG), maladie mortelle du système nerveux central provoquée par *A. culbertsoni*. Les infections surviennent par inhalation ou par contact direct avec la muqueuse de l'œil ou les écorchures ou traumatismes cutanés.

Bien que les espèces pathogènes d'*Acanthamoeba* puissent être transmises par l'eau, le contact avec les eaux récréatives n'est pas considéré comme un facteur de risque important pour l'une ou l'autre de ces maladies. Le manque d'hygiène chez les porteurs de lentilles de contact (utilisation de solutions contaminées, désinfection insuffisante) constitue le principal risque de kératite amibienne. L'infection peut aussi se déclarer chez des personnes portant des lentilles de contact pour se baigner dans des lacs ou des étangs; le risque est toutefois considéré comme extrêmement faible. À l'heure actuelle, le contact avec les eaux récréatives n'est pas considéré comme un facteur de risque d'encéphalite amibienne granulomateuse.

Il a par ailleurs été suggéré que les *Acanthamoeba* pourraient être des hôtes naturels de certaines bactéries pathogènes libres, à savoir les *Legionella* et les *Mycobacterium*. On pense que le fait d'être abrités à l'intérieur des *Acanthamoeba* offre à ces organismes un milieu propice à la reproduction, tout en les protégeant des stress environnementaux.

6.0 Cyanobactéries et leurs toxines

Recommandations

Les recommandations pour les cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux récréatives sont les suivantes :

Nombre total de cyanobactéries :	100 000 cellules/mL
Nombre total de microcystines :	20 µg/L (basé sur une mesure des microcystines-LR)

Le dépassement de ces valeurs ou l'apparition d'une fleur d'eau indiquent le risque d'une exposition à des cellules de cyanobactéries, et (ou) à leurs toxines, en quantités qui pourraient parfois s'avérer suffisantes pour être nocives pour l'être humain. En règle générale, il convient d'éviter tout contact avec des eaux dans lesquelles une fleur d'eau s'est formée ou vient de disparaître.

La mise en place d'un programme de surveillance approprié permet de réduire le risque d'exposition des usagers aux fleurs d'eau de cyanobactéries et à leurs toxines. Les étendues d'eau à vocation récréative dans lesquelles on soupçonne la présence de fleurs d'eau ou que l'on sait sujettes à la formation de fleurs d'eau devraient faire l'objet d'une surveillance régulière pendant la saison de baignade. Les autorités devraient contrôler visuellement ces étendues d'eau pour déterminer s'il y a prolifération de cyanobactéries. Un avis d'interdiction de baignade peut être émis, à la discrétion de l'autorité responsable.

En cas d'apparition de fleurs d'eau, et afin de déterminer avec exactitude l'ampleur du risque posé par les cyanobactéries, on recommande que les autorités compétentes procèdent à des échantillonnages pendant la formation de la fleur d'eau et après sa disparition. En cas de dépassement de l'une ou l'autre des valeurs de recommandation, un avis d'interdiction de baignade peut être émis par l'autorité responsable. Il est important, lorsqu'on mesure les toxines, de mesurer le « niveau total de microcystines », c'est-à-dire la microcystine présente à l'état libre dans l'eau et celle qui serait soit à l'intérieur, soit fixée aux cellules cyanobactériennes.

Des textes publiés, susceptibles de fournir des informations supplémentaires relatives à la conception et à la mise en œuvre de programmes de surveillance des eaux récréatives, sont disponibles (par exemple Chorus et Bartram, 1999).

Cyanobactéries

Les cyanobactéries sont des bactéries qui présentent certaines caractéristiques communes avec les algues. Elles ressemblent à celles-ci par leur taille, ont une pigmentation bleu-vert et sont capables de faire la photosynthèse; on leur donne donc souvent le nom d'algues bleues (OMS, 2003a). La plupart des cyanobactéries planctoniques, y compris les espèces présentes dans les

lacs canadiens, forment des colonies pouvant apparaître comme des regroupements irréguliers de cellules ou comme des chaînes filamenteuses droites, enroulées ou ramifiées (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). Lors d'un été habituel, un échantillon de l'eau d'un lac peut contenir plusieurs espèces de cyanobactéries accompagnées de nombreuses autres espèces d'algues. Les cellules des cyanobactéries contiennent de petites bulles de gaz (vacuoles) qui leur permettent de régler leur flottaison. Les cellules peuvent exploiter ce contrôle sur leur flottaison pour se déplacer verticalement dans la colonne d'eau, vers le haut où il y a plus de lumière, et vers le bas où les nutriments sont les plus abondants (Falconer, 2005). Dans des eaux de surface calmes et stratifiées, les cyanobactéries utilisent efficacement la lumière et les nutriments pour proliférer à grande vitesse, créant une décoloration visible connue sous le nom de fleur d'eau de cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). Ces fleurs d'eau peuvent atteindre une grande densité et peuvent apparaître comme ayant une consistance gélatineuse; elles peuvent prendre la forme d'un amas de fins débris d'herbe, ou d'une masse trouble et homogène, comme si on avait déversé de la peinture verte dans l'eau (OMS, 2003a; Falconer, 2005). Elles peuvent également former de l'écume à la surface lorsque les cellules deviennent trop flottantes et que l'eau est assez calme pour les laisser s'accumuler à la surface. Cette flottaison excessive survient lorsque la turbulence (p. ex. en cas de tempête) les transporte à une trop grande profondeur, durant la nuit, lorsque la concentration de gaz carbonique dans l'eau devient limitative, quand les populations d'algues parviennent à la fin de leur cycle de croissance, ou en présence d'une combinaison de ces divers facteurs. Les vents du large peuvent alors pousser l'écume sur les rives, où elle sera en mesure de s'accumuler (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). La densité des fleurs d'eau peut ainsi être multipliée par un facteur de 1 000 ou plus en très peu de temps (Chorus et coll., 2000).

Les cyanobactéries présentent un certain nombre de propriétés particulières qui déterminent leur importance relative au sein des communautés de phytoplancton. Leurs besoins en matière d'intensité lumineuse sont moindres et elles affichent une plus grande affinité pour l'azote et le phosphore que les autres espèces d'algues et de phytoplancton, ce qui leur donne un avantage concurrentiel dans les milieux où ces facteurs risquent d'être limitatifs (p. ex. dans les eaux turbides). Les cyanobactéries atteignent leur taux de croissance maximal à des températures supérieures à 25 °C (Chorus et Bartram, 1999). On suppose que la combinaison de ces facteurs pourrait aider à expliquer pourquoi les fleurs d'eau s'observent d'ordinaire vers la fin de l'été, lorsque l'eau est plus chaude et que les jours commencent à raccourcir (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). Par ailleurs, il est possible que la prédation par le zooplancton soit moins intense pour les cyanobactéries toxiques que pour les autres espèces d'algues (Chorus et Bartram, 1999). Plus récemment, on a également avancé que certaines espèces de moules (moule zébrée *Dreissena polymorpha*, moule quagga *D. bugensis*) pourraient rejeter certaines souches particulières de *Microcystis*, laissant peut-être ainsi les espèces toxiques proliférer dans des conditions de concurrence réduite (Brittain et coll., 2000; Vanderploeg et coll., 2001).

L'enrichissement des eaux de surface par les nutriments (eutrophisation) peut également influencer sensiblement sur la fréquence et sur la gravité des fleurs d'eau de cyanobactéries (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). L'azote et le phosphore pénètrent dans l'environnement à la fois par des voies naturelles et du fait d'activités humaines (Chambers et coll., 2001). Les sources comprennent les ruissellements ou l'érosion des sols fertilisés naturellement ou artificiellement, les rejets d'égouts pluviaux, ainsi que les rejets de déchets agricoles, de déchets industriels

ou d'eaux usées (Jones et Armstrong, 2001). Les systèmes locaux d'évacuation des eaux usées des habitations isolées (que ce soit en milieu urbain ou rural) peuvent également être des sources importantes de nutriments.

Cyanotoxines

Les fleurs d'eau de cyanobactéries sont considérées comme une préoccupation de santé publique, car un contact direct avec elles peut entraîner des réactions de type allergique. De plus, certaines espèces de cyanobactéries peuvent produire des toxines susceptibles d'avoir des effets nocifs sur l'être humain (Chorus et Bartram, 1999). On a dénombré plus de 46 espèces de cyanobactéries capables de produire des toxines (Sivonen et Jones, 1999). Les genres les plus communs de ces cyanobactéries productrices de toxines dans les milieux dulcicoles sont *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia* et *Planktothrix* (syn. *Oscillatoria*) (Falconer, 2005). Bien que les conditions menant à l'apparition d'une fleur d'eau soient relativement bien connues, les facteurs qui déterminent la dominance des souches toxiques ne sont pas parfaitement compris (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). En conséquence, la formation de toxines à partir des cyanobactéries est encore moins prévisible que les fleurs d'eau elles-mêmes. Des lacs n'ayant jamais eu de problèmes peuvent soudain voir apparaître dans leurs eaux des fleurs d'eau susceptibles de contenir des toxines. À l'opposé, il peut arriver que des lacs ayant connu l'apparition de fleurs d'eau toxiques dans le passé n'y soient plus jamais sujets. On a suggéré qu'une moyenne de 60 % des échantillons de fleur d'eau de cyanobactéries étudiés au niveau mondial s'étaient avérés positifs quant à la présence de cyanotoxines (fourchette de 10 à 90 %) (Chorus et coll., 2000; OMS, 2003a). Ainsi, toute fleur d'eau devrait être considérée comme potentiellement toxique. Les cyanotoxines, liées à la membrane cellulaire ou à l'état libre à l'intérieur des cellules, sont en majeure partie associées aux cellules des cyanobactéries. La dissémination de toxines dans les eaux environnantes peut se produire lorsque les cellules meurent ou sont endommagées et qu'elles laissent leur contenu s'échapper (Chorus et Bartram, 1999). La plus grande partie de la toxicité, lorsqu'elle existe, dure généralement aussi longtemps que la fleur d'eau; toutefois, certaines toxines peuvent perdurer pour une courte période après que la fleur d'eau a disparu (Chorus et Bartram, 1999; Falconer, 2005). En conséquence, il convient d'éviter tout contact avec les eaux dans lesquelles il y a eu prolifération de cyanobactéries tant qu'il n'est pas possible d'affirmer avec certitude que le risque de contact avec les cyanotoxines n'existe plus. La durée de persistance des toxines peut dépendre de facteurs comme leur concentration avant la disparition de la fleur d'eau et l'efficacité de leur dégradation par les populations microbiennes naturelles de l'eau (Falconer, 2005).

Certaines espèces benthiques toxiques (p. ex. *Lyngbya* spp.) peuvent croître pour former des amas denses de matériel cyanobactériel couvrant le fond de l'eau (Chorus et Bartram, 1999; OMS, 2003a). On observe d'ordinaire de telles masses de cyanobactéries en eaux claires et peu profondes où le rayonnement solaire peut pénétrer jusqu'au fond. Ces amas peuvent à l'occasion se détacher du fond et s'échouer sur la rive, où certains animaux peuvent s'en nourrir. Ces amas présentent pour la santé humaine des risques beaucoup moins graves que ceux posés par les masses d'écume produites par d'autres espèces de cyanobactéries; ils peuvent toutefois continuer à présenter un danger pour les animaux de compagnie et d'élevage (OMS, 2003a).

D'autres espèces d'algues marines connues peuvent également produire des fleurs d'eau (p. ex. les *Alexandrium* spp. et le phénomène connu sous le nom de « marée rouge ») et libérer

des toxines (p. ex. celles qui provoquent l'intoxication par les mollusques et les crustacés) (Chorus et Bartram, 1999). Toutefois, comme la présente section met l'accent sur les risques pour la santé humaine d'une exposition aux cyanobactéries toxiques par le biais d'activités aquatiques récréatives, cet aspect ne sera pas examiné ici.

La confirmation de la présence de toxines dans une fleur d'eau ne peut pas être effectuée au moyen d'une inspection visuelle; il faut envoyer des échantillons à un laboratoire pour les y faire analyser. Certains indices, comme la présence d'oiseaux aquatiques ou d'autres animaux morts au bord de l'eau, ou des signalements de cas d'empoisonnement d'animaux domestiques (bovins et chiens en particulier), peuvent cependant être observés (Chorus et Bartram, 1999). Toutefois, certaines fleurs d'eau surviennent parfois sans produire d'effets observables au sein des populations animales locales.

Une sensibilisation accrue au phénomène des fleurs d'eau combinée à des hausses occasionnelles des cas détectés a porté les gens à se préoccuper davantage des risques que posent ces fleurs d'eau dans les eaux récréatives et de leurs répercussions possibles sur la santé des usagers des eaux récréatives. L'eau potable comme les eaux récréatives constituent des sources potentielles d'exposition. La probabilité d'une exposition aux cyanotoxines suffisante pour constituer un risque sanitaire chronique ou aigu est en général considérée comme relativement faible, en raison de caractéristiques telles que la saisonnalité et la nature localisée des fleurs d'eau, leurs attributs esthétiques peu attirants, et la façon dont les sources d'approvisionnement en eau potable et les zones d'eaux récréatives sont gérées. Dans le cas où une zone aquatique récréative subit la présence prolongée persistante de fleurs d'eau alors que des activités récréatives intensives se poursuivent, les risques d'exposition aiguë peuvent être plus importants (Funari et Testai, 2008).

On dispose de peu d'éléments de preuve épidémiologiques relatifs aux effets néfastes sur la santé associés à une exposition récréative à des cyanobactéries. Les informations sur les symptômes humains de maladie proviennent largement de rapports isolés non officiels et de rapports de cas dont un grand nombre comporte des lacunes quant aux renseignements concernant les conditions relatives aux cyanobactéries au moment de l'exposition (p. ex. les espèces présentes et les concentrations cellulaires et/ou toxiques). Les symptômes les plus fréquemment décrits dans ces rapports sont du type rhume des foins, symptômes gastro-intestinaux et irritations de la peau (Stewart et coll., 2006a). On dispose également d'informations supplémentaires obtenues à partir d'études toxicologiques utilisant des modèles animaux, et à partir de comptes-rendus occasionnels d'empoisonnement d'animaux.

Il existe trois voies principales d'exposition des humains aux cyanobactéries et à leurs toxines dans les eaux récréatives : l'ingestion, l'inhalation et le contact direct du corps avec l'eau (Chorus et Bartram, 1999). Certains cas de morbidité signalés ont fourni des éléments de preuves empiriques de la toxicité, pour les usagers des eaux récréatives, des eaux altérées par des fleurs d'eau dans les cas d'ingestion accidentelle d'eau (Chorus et Bartram, 1999; Stewart et coll., 2006a). Des données expérimentales suggèrent également que l'inhalation d'aérosols contaminés pourrait constituer une voie d'exposition possible (Fitzgeorge et coll., 1994; Chorus et Bartram, 1999). Cette voie d'exposition serait pertinente pour les activités relevant de domaines dans lesquels des aérosols sont produits, comme le ski nautique. Des activités impliquant une immersion soudaine ou répétée de la tête (p. ex. la plongée, la planche à voile ou le kayak)

pourraient également conduire à une exposition due à l'ingestion ou à l'inhalation non contrôlée d'eau par la bouche et/ou par les voies nasales. On sait également que le contact direct avec les cyanobactéries peut causer des irritations plus ou moins graves, sans toutefois connaître les mécanismes exacts de ce type de réaction. Certaines réactions allergiques ont été signalées chez des personnes sensibles. On a déjà suggéré que ces irritations seraient dues à des composantes des cyanobactéries inconnues mais différentes des toxines (Chorus et Bartram, 1999). Les maillots de bain et les combinaisons de plongée non étanches risquent également d'exacerber l'irritation cutanée en emprisonnant les cellules bactériennes et en libérant leur contenu par effet de friction contre la peau (Chorus et Bartram, 1999).

Plusieurs cyanotoxines connues peuvent causer des problèmes aux usagers des eaux récréatives : microcystines, nodularines, anatoxines, cylindrospermopsine, dermatotoxines et toxines irritantes (Chorus et Bartram, 1999). Les microcystines et les nodularines sont des peptides cycliques ayant des effets nocifs sur le foie (hépatotoxines), les anatoxines sont des alcaloïdes ciblant le système nerveux (neurotoxines) et la cylindrospermopsine est un alcaloïde ayant des effets nocifs sur de nombreux organes (cytotoxine générale) (Chorus et Bartram, 1999). Les dermatotoxines (alcaloïdes) et les toxines irritantes (lipopolysaccharides) sont des toxines qui causent des irritations des tissus exposés (Chorus et Bartram, 1999).

Microcystines

Les microcystines sont des hépatotoxines qui perturbent le fonctionnement d'enzymes appelées protéines phosphatases – des commutateurs métaboliques importants des cellules humaines et animales (OMS, 2003a). Leur cible principale est le foie; elles pénètrent dans les cellules hépatiques principalement par un mécanisme de transport membranaire appelé transport de l'acide biliaire (Chorus et Bartram, 1999).

Les microcystines sont produites par la plupart des espèces de *Microcystis* et par certaines espèces d'*Anabaena* qui sont deux importants producteurs de fleurs d'eau (OMS, 2003a). Les autres cyanobactéries capables de produire des toxines appartiennent aux genres *Oscillatoria* (syn. *Planktothrix*), *Nostoc* et *Anabaenopsis*. On a isolé plus de 70 variantes de microcystines à partir d'échantillons de fleurs d'eau (Sivonen et coll., 1992). Ces variantes sont nommées en fonction des acides aminés variables présents dans leur structure. La microcystine-LR, la variante la plus commune, doit son nom au fait qu'elle contient des aminoacides leucine (L) et arginine (R) à la position variable (Chorus et Bartram, 1999). Les microcystines, et plus particulièrement les microcystines-LR, constituent, selon les données de surveillance disponibles, les cyanotoxines les plus répandues dans les fleurs d'eau de cyanobactéries dans les eaux de surface tempérées en Amérique du Nord. Ce sont donc celles dont la surveillance est jugée la plus importante dans les eaux récréatives canadiennes.

Les symptômes signalés dans les cas d'exposition d'humains à des eaux récréatives contaminées par des proliférations de *Microcystis* et d'*Anabaena* comprennent des céphalées, des nausées, des vomissements, des diarrhées, des douleurs abdominales ou musculaires, de la fièvre, des aphtes, des gerçures des lèvres, des pharyngites, des éruptions cutanées et des irritations des oreilles et des yeux (Chorus et Bartram, 1999). Les cas d'empoisonnement d'animaux (bovins, ovins et chiens) découlant d'un contact avec les fleurs d'eau à *Microcystis* ont fourni des preuves d'une toxicité hépatique parfois mortelle, renforçant ainsi les préoccupations relatives aux effets d'une

exposition sur la santé humaine. À ce jour, on n'a signalé aucun cas d'exposition humaine à des microcystines présentes dans les eaux récréatives qui aurait conduit à la mort des personnes exposées.

On a utilisé des études toxicologiques portant sur des modèles animaux pour obtenir de plus amples preuves d'effets possibles sur la santé humaine (Chorus et coll., 2000). La microcystine-LR s'est révélée toxique en cas d'exposition aiguë chez les rongeurs. Sa DL₅₀ orale (par gavage) s'établit à 5 000 µg/kg p.c. chez la souris; elle est plus élevée chez le rat (Fawell et coll., 1999). Des études d'exposition aiguë et à court terme ont laissé constater des signes de changements enzymatiques et d'endommagement des tissus hépatiques (inflammation, hémorragies, lésions) chez des souris exposées à la microcystine-LR par voie orale (Fawell et coll., 1999). D'autres expériences ont montré que l'exposition chronique à de faibles concentrations de microcystines conduisait à un endommagement progressif du foie chez le porc et la souris (Chorus et Bartram, 1999). On pense que les microcystines sont capables de favoriser la formation d'une tumeur en interférant avec le mécanisme normal de division cellulaire. Les capacités de la microcystine-LR à favoriser la croissance de certains types de tumeurs chez la souris soumise à une exposition prolongée à la toxine par le truchement d'une administration orale ont été attestées (Falconer, 2005). On ne dispose pas à ce jour de preuves suffisantes du pouvoir cancérigène ou de la génotoxicité de la microcystine-LR (Funari et Testai, 2008; Gaudin et coll., 2009). Cette toxine a toutefois été classée, suite à son potentiel de promotion des tumeurs, comme étant peut-être cancérigène pour l'être humain par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 2010).

Tous les genres prédominants de cyanobactéries productrices de microcystines contiennent des espèces toxiques et non toxiques, et on pense que le potentiel toxique des diverses espèces et souches peut différer (Chorus et Bartram, 1999; Carillo et coll., 2003; Dittmann et Börner, 2005). Une fleur d'eau peut donc être composée d'un mélange de souches non toxiques et de souches d'une toxicité variable. On pense généralement que les variations de la toxicité au sein d'une fleur d'eau sont dues à la croissance et au déclin de souches présentant des potentiels toxiques différents. On estime également que les facteurs environnementaux (p. ex. les conditions éoliennes, la lumière solaire et la température) contribuent, quoique pour une moindre part, à ce phénomène (Chorus et Bartram, 2003). Récemment, les gènes responsables de la production de microcystines (*mcy*) ont été identifiés et séquencés (Falconer, 2005). De nombreuses études ont par la suite confirmé que la détection de la présence de la famille multigénique *mcy* s'avérait un outil utile pour distinguer les souches toxiques des *Microcystis*, *Anabaena* et *Planktothrix* des souches non toxiques, tant dans les échantillons de laboratoire que dans les isolats prélevés sur le terrain (Dittmann et Börner, 2005).

Nodularines

Les nodularines sont des hépatotoxines présentes dans les fleurs d'eau causées par les souches de l'espèce d'eaux saumâtres *Nodularia spumigenia*. Elles sont étroitement apparentées aux microcystines tant par leur structure que par leurs fonctions, et elles interviennent donc d'une manière similaire en inhibant l'activité de la protéine phosphatase dans les cellules hépatiques (Chorus et Bartram, 1999).

Les données tirées d'études expérimentales, malgré leurs limites, suggèrent que les nodularines présentent des caractéristiques de toxicité semblables à celles de la microcystine-LR. Les résultats d'études de toxicité chronique effectuées sur des modèles animaux donnent à penser que les nodularines pourraient avoir un pouvoir tumorigène plus puissant que les microcystines (Chorus et Bartram, 1999).

On a signalé des fleurs d'eau à *Nodularia* dans des lacs d'eau saumâtre d'Australie et de Nouvelle-Zélande, ainsi que dans la mer Baltique. En règle générale, les fleurs d'eau en milieux dulcicoles sont considérées comme extrêmement rares (Chorus et Bartram, 1999). À ce jour, aucune fleur d'eau à *Nodularia* n'a été signalée dans les eaux d'Amérique du Nord. Elles ne sont donc pas considérées comme une menace importante pour la santé publique dans les eaux récréatives canadiennes.

Anatoxines

Les anatoxines (anatoxine-a, anatoxine-a(S), homoanatoxine-a) sont des neurotoxines qu'on peut trouver dans les fleurs d'eau produites par les *Anabaena* (anatoxine-a, anatoxine-a(S)), les *Oscillatoria* (anatoxine-a, homoanatoxine-a) et les *Aphanizomenon* (anatoxine-a). Elles entravent l'action du neurotransmetteur acétylcholine, touchant ainsi le fonctionnement du système nerveux en perturbant les communications entre les neurones et les cellules musculaires (Chorus et Bartram, 1999). La toxicité aiguë se caractérise par la paralysie des muscles squelettiques et respiratoires qui provoque des tremblements, des convulsions et, finalement, la mort par insuffisance respiratoire (Rogers et coll., 2005).

Les informations sur les effets des anatoxines sur la santé ont été recueillies dans des comptes rendus éparés d'intoxications animales et d'enquêtes toxicologiques. L'anatoxine-a est le membre de ce groupe qui a fait l'objet du plus grand nombre d'études. On possède également des données limitées sur l'homoanatoxine-a et sur l'anatoxine-a(S) (Chorus et Bartram, 1999). On considère, en règle générale, que malgré des mécanismes d'action quelque peu différents, chacune de ces anatoxines est capable, à des concentrations élevées, de causer la mort. On a fait état d'une DL₅₀ orale supérieure à 5 000 µg/kg p.c. pour l'anatoxine-a (Fitzgeorge et coll., 1994). L'anatoxine-a s'est révélée expérimentalement toxique pour les souris soumises à une exposition aiguë en concentrations élevées (15 000 µg/kg p.c.), entraînant la mort en quelques minutes (Chorus et Bartram, 1999). Par contre, un certain nombre d'expériences ont permis de constater un rétablissement complet des sujets expérimentaux après une exposition à des doses sublétales d'anatoxine-a, sans qu'il reste de traces de toxicité clinique. On ne signale, à ce jour, qu'un seul décès suite à une exposition à des neurotoxines de cyanobactéries dans des eaux naturelles. L'exposition avait eu lieu par ingestion d'eau contaminée à l'occasion d'une immersion accidentelle sur un site où la baignade n'était pas permise (Falconer, 2005).

Les fleurs d'eau formées d'espèces produisant des anatoxines ne sont pas régulièrement signalées en Amérique du Nord; on considère qu'elles sont moins fréquentes que celles formées par des cyanobactéries productrices de microcystines. De plus, les anatoxines sont relativement instables, et sont, de ce fait, considérées comme étant moins répandues que les microcystines dans les approvisionnements d'eau (Chorus et Bartram, 1999). En conséquence, elles sont jugées moins préoccupantes que les microcystines du point de vue de l'utilisation des eaux récréatives au Canada.

Cylindrospermopsine

La cylindrospermopsine est une toxine cyanobactérienne relativement nouvelle appelée ainsi d'après le nom de l'espèce à partir de laquelle elle a été isolée pour la première fois : *Cylindrospermopsis raciborskii*. Elle appartient à la famille des toxines alcaloïdes; son mode d'action est toutefois très différent de celui des anatoxines. Ainsi, la cylindrospermopsine est également dotée d'une action hépatotoxique, mais elle fonctionne au moyen d'un mécanisme très différent de celui des autres microcystines (Chorus et Bartram, 1999). Elle a été isolée à partir de certaines espèces de quelques autres genres de cyanobactéries, notamment les *Anabaena* et les *Aphanizomenon* (Falconer et Humpage, 2006).

La cylindrospermopsine est considérée comme une cytotoxine générale qui agit en inhibant la synthèse des protéines. Les dommages cellulaires sont causés par un blocage du fonctionnement de protéines et d'enzymes essentielles. Le foie et les reins sont considérés comme les principales cibles de cette toxine; toutefois, l'administration d'extraits bruts de *Cylindrospermopsis* à des souris a provoqué des lésions à d'autres organes comme les poumons, la rate, le thymus et le cœur (Chorus et Bartram, 1999). Des données, tirées d'une étude dans laquelle des souris ayant reçu par voie orale de la cylindrospermopsine ont affiché un accroissement positif, mais statistiquement non significatif, du nombre de tumeurs, ont fourni la preuve que cette toxine pouvait également être dotée de propriétés cancérogènes (Falconer et Humpage, 2001).

Les premiers cas recensés d'intoxication humaine par la cylindrospermopsine sont survenus en 1979. Une éclosion d'hépatocentérite s'est produite chez les habitants d'une île tropicale, au large de la côte du Queensland, en Australie. D'abord appelée « mystère de l'île Palm », cette maladie a par la suite été attribuée à une prolifération de *C. raciborskii* dans un réservoir d'eau potable. Les patients avaient décrit divers symptômes incluant des vomissements, des malaises, des céphalées et de la constipation, suivis plus tard d'une diarrhée sanglante. Des analyses de sang et d'urine ont révélé des signes de lésions au foie et aux reins. Toutefois, tous les patients traités se sont rétablis. Des recherches de suivi ont conduit à l'identification de la toxine cylindrospermopsine produite par cette espèce de cyanobactérie. On ne signale à ce jour aucune mortalité humaine liée à une intoxication par la cylindrospermopsine, et aucun autre cas d'intoxication n'a été recensé depuis l'éclosion de l'île Palm (Chorus et Bartram, 1999).

Les *Cylindrospermopsis* s'observent plus fréquemment dans les eaux plus chaudes des régions tropicales et subtropicales du monde. Des proliférations sont régulièrement signalées dans des lacs d'eau douce et dans des réservoirs d'eau potable en Australie, en Amérique du Sud, en Amérique centrale et en Floride. L'organisme n'a jusqu'à maintenant été détecté qu'occasionnellement dans les eaux douces naturelles tempérées. En Amérique du Nord, des populations ont été détectées dans plusieurs États du nord des États-Unis (Michigan, Ohio, Minnesota, Illinois et Indiana), ainsi que dans la province canadienne du Manitoba.

Il existe plusieurs différences notables entre les populations de *Cylindrospermopsis* et celles de cyanobactéries disposant d'un potentiel de production de microcystines comme les *Microcystis* ou les *Anabaena*. Les *Cylindrospermopsis* ne forment pas d'écume à la surface de l'eau. Les proliférations de *Cylindrospermopsis* présentent les concentrations de cellules les plus élevées sous la surface de l'eau (Falconer, 2005). De plus, ces espèces répandent une portion

importante des toxines qu'elles produisent dans l'eau qui les entoure, contrairement aux espèces productrices de microcystines dont les toxines sont principalement retenues à l'intérieur des cellules et ne se répandent dans l'eau qu'à la suite de la rupture ou de la mort des cellules (Falconer, 2005). Les proliférations de *Cylindrospermopsis* sont considérées comme peu fréquentes dans les eaux canadiennes. Celles des espèces productrices de microcystines sont beaucoup plus fréquentes. Néanmoins, comme la fréquence des cas de détection de *Cylindrospermopsis* dans les eaux douces tempérées augmente actuellement, ces espèces sont désormais considérées comme une préoccupation émergente dans les eaux récréatives du Canada et des États-Unis.

Saxitoxines

Les saxitoxines sont des neurotoxines appartenant à la famille plus large des toxines à l'origine des intoxications par phycotoxine paralysante (IPP). Ces toxines, isolées à l'origine à partir de mollusques et de crustacés s'étant nourris d'espèces toxiques de dinoflagellés marins, ont également été isolées par la suite à partir de plusieurs genres de cyanobactéries dulcicoles, notamment les *Aphanizomenon*, les *Anabaena*, les *Cylindrospermopsis*, les *Lyngbya* et les *Planktothrix* (*Oscillatoria*) (Chorus et Bartram, 1999; Aráoz et coll., 2010). L'action des saxitoxines consiste à bloquer les canaux ioniques des cellules nerveuses et musculaires, empêchant ainsi la transmission des impulsions électriques et conduisant éventuellement à une paralysie neuromusculaire pouvant, in fine, s'avérer mortelle du fait de l'insuffisance respiratoire qui s'ensuit.

La plupart des informations toxicologiques sur les saxitoxines ont été obtenues à partir d'études ayant utilisé des toxines produites par des dinoflagellés marins (p. ex. des *Alexandrium* spp.). Les types de saxitoxines issus de différentes sources conservent néanmoins une structure et un profil toxicologique identiques (Funari et Testai, 2008). Les saxitoxines sont considérées comme faisant partie des toxines IPP les plus toxiques (Chorus et Bartram, 1999). On a fait état, pour les saxitoxines, d'une DL₅₀ orale de 263 µg/kg p.c. (Funari et Testai, 2008; Mons et coll., 1998). Des morts d'animaux ont été associées à un contact avec des fleurs d'eau de cyanobactéries contenant des saxitoxines (Negri et coll., 1995). On n'a signalé aucune maladie liée aux saxitoxines chez les humains suite à la consommation d'eau ou à une exposition à des eaux récréatives (Chorus et Bartram, 1999; Aráoz et coll., 2010).

Les fleurs d'eau contenant des saxitoxines sont très répandues en Australie, et des proliférations toxiques ont également été détectées dans les eaux du Brésil ainsi qu'au sud et au nord des États-Unis (Chorus et Bartram, 1999; dos Anjos et coll., 2006). Actuellement, les saxitoxines ne sont pas considérées comme constituant, dans les eaux récréatives canadiennes, une préoccupation aussi importante que les microcystines. Toutefois, la détection de saxitoxines dans des fleurs d'eau dans des eaux douces tempérées suggère que cette question devrait continuer à être surveillée.

Dermatotoxines et autres toxines irritantes

Certaines cyanobactéries marines comme les *Lyngbya*, les *Oscillatoria* et les *Schizothrix* peuvent produire des toxines appelées aplysiatoxines et lyngbyatoxines capables de causer de graves dermatites chez les baigneurs entrant en contact avec les filaments bactériens. Les aplysiatoxines sont considérées comme des agents tumorigènes puissants et présenteraient en outre des

propriétés pouvant être associées à un pouvoir cancérigène (Chorus et Bartram, 1999). Comme ces espèces sont principalement marines, elles ne sont pas jugées préoccupantes dans les milieux dulcicoles.

On pense également que les lipopolysaccharides qui composent la paroi cellulaire de ces cyanobactéries pourraient engendrer une irritation ou une réaction allergène chez les humains, mais ce phénomène reste encore mal compris. On connaît déjà les propriétés pyrogènes (capacité de provoquer la fièvre) et toxiques des lipopolysaccharides. On considère toutefois qu'en règle générale, les lipopolysaccharides des cyanobactéries sont beaucoup moins toxiques que ceux d'autres bactéries Gram négatif comme les *Salmonella* (Chorus et Bartram, 1999). Néanmoins, on pense qu'ils pourraient être au moins partiellement responsables de certains effets irritants non spécifiques liés à l'exposition des humains aux fleurs d'eau de cyanobactéries.

Composé d'intérêt : B-méthylamino-L-alanine (BMAA)

Un acide aminé peu fréquent, le BMAA, ses liens avec les cyanobactéries, et les résultats de recherche concernant ses capacités neurotoxiques potentielles constituent un nouveau sujet d'intérêt. Les preuves recueillies jusqu'à ce jour ne permettent pas de supposer que le BMAA constitue un risque préoccupant pour la santé humaine en matière de qualité des eaux récréatives. Voici quelques informations concernant l'état actuel des données de recherche relatives à cette question.

Le BMAA a été identifié la première fois durant des études exploratoires sur le taux de prévalence élevée chez les Chamorro du Guam du complexe parkinson-démence-sclérose latérale amyotrophique (CPD-SLA), une maladie neurodégénérative présentant des symptômes similaires à la maladie de Parkinson et à la maladie d'Alzheimer. Les études exploratoires en la matière ont permis notamment d'établir que le BMAA pouvait être détecté dans les tissus cérébraux des patients atteints de CPD-SLA au Guam et au Canada (Cox et coll., 2003), et qu'il pouvait être présent dans virtuellement tous les groupes de cyanobactéries, y compris dans les genres d'eau douce bien connus *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia* et *Oscillatoria* (Cox et coll., 2005; Metcalf et coll., 2008). Ayant, de plus, observé que le BMAA pouvait être détecté chez les roussettes (des chauves-souris qui constituent une partie du régime alimentaire des Chamorros), les chercheurs ont émis l'hypothèse que le BMAA pouvait être sujet à une bioamplification dans la chaîne alimentaire.

Ces résultats et les implications proposées font actuellement l'objet d'un débat (CRC, 2005). Certains chercheurs ont fourni des éléments de preuve contradictoires concernant la détection du BMAA dans les tissus cérébraux des patients atteints du CPD-SLA (Montine et coll., 2005), tandis que d'autres ont remis en question les données relatives à la neurotoxicité et à la bioamplification dans la chaîne alimentaire (Duncan et Marini, 2006).

On estime que les recherches sur cette question en sont encore à un stade préliminaire et qu'elles nécessitent d'être approfondies et poursuivies. On a suggéré que de nombreux travaux supplémentaires seront nécessaires avant qu'une relation de cause à effet entre le BMAA et une maladie neurologique puisse être établie ou rejetée (CRC, 2005). De même, il n'existe pas aujourd'hui de preuves suffisantes pour laisser penser que des approvisionnements en eau ou des

sources alimentaires pourraient constituer une source significative d'exposition au BMAA. Les éléments nouveaux à ce sujet continueront d'être surveillés.

Justification des recommandations

Les valeurs des recommandations concernant la quantité totale des cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux récréatives canadiennes sont fondées sur l'approche utilisée pour le calcul de la concentration maximale acceptable (CMA) de la microcystine-LR dans les

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2002).

L'utilisation de valeurs de recommandations uniques pour la densité totale de cellules de cyanobactéries et pour la concentration de microcystines totales constitue à l'heure actuelle la meilleure approche pour l'élaboration de *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*. Ces valeurs visent à assurer une protection contre le risque d'exposition aux microcystines par ingestion accidentelle de l'eau et contre d'autres effets néfastes qui pourraient résulter d'une exposition à de fortes densités de cyanobactéries. Dans ce contexte, les valeurs retenues ont été calculées sur la base de l'exposition possible des enfants, compte tenu du fait que ceux-ci sont susceptibles d'être plus fortement touchés, vu qu'ils passent plus de temps dans l'eau que les adultes et risquent davantage d'avaler accidentellement de l'eau contaminée. La recommandation pour les microcystines totales (basée sur une mesure des microcystines-LR) vise à protéger contre l'exposition à d'autres variantes de microcystines susceptibles d'être présentes.

S'agissant de la microcystine-LR, la dose journalière tolérable (DJT) pour l'exposition aux eaux récréatives est calculée comme suit :

$$\text{DJT} = \frac{40 \mu\text{g/kg p.c. par jour}}{100} = 0,4 \mu\text{g/kg p.c. par jour}$$

où :

- 40 µg/kg p.c. par jour constitue la NOAEL pour les changements hépatiques dérivée d'une étude de 13 semaines réalisée sur des souris par Fawell et coll. (1999);
- 100 est le facteur d'incertitude (×10 pour la variation intraspécifique et ×10 pour la variation interspécifique).

On n'a pas jugé nécessaire d'ajouter un facteur d'incertitude pour rendre compte du fait que l'étude ne portait pas sur la vie entière des sujets, puisque les types d'exposition en cause sont par nature épisodiques et de courte durée.

La recommandation pour les microcystines totales est calculée à partir de la DJT pour les microcystines-LR selon la formule suivante :

$$\begin{aligned} \text{Recommandation} &= \frac{0,4 \mu\text{g/kg p.c. par jour} \times 13 \text{ kg p.c.}}{0,25 \text{ L/jour}} \\ &\approx 20 \mu\text{g/L pour les microcystines totales} \end{aligned}$$

où :

- 0,4 µg/kg p.c. par jour est la DJT telle qu'elle est calculée ci-dessus;
- 13 kg p.c. est le poids moyen d'un enfant âgé de sept mois à quatre ans (Santé Canada, 1994);
- 0,25 L/jour est la quantité estimée d'eau ingérée accidentellement chaque jour par un enfant pratiquant des activités aquatiques récréatives.

Il est admis que la valeur utilisée pour la quantité d'eau accidentellement ingérée chaque jour est une estimation prudente. Les modèles d'évaluation du risque élaborés pour le contrôle des pathogènes entériques dans les eaux récréatives supposent d'ordinaire que la quantité d'eau qui sera vraisemblablement ingérée chaque jour lors d'activités aquatiques récréatives sera de 100 mL (Haas, 1983; Gerba et coll., 1996; Mena et coll., 2003). Toutefois, il semble que cette supposition ait un fondement plus historique qu'empirique. Le rapport de l'OMS (OMS, 2003a) donne à penser qu'un enfant est capable de consommer 250 mL d'eau pendant une période de jeux aquatiques prolongée. Dans une étude empirique du volume d'eau ingéré pendant la baignade, Evans et coll. (2006) ont signalé des valeurs moyennes de 24 mL pour les adultes (intervalle de confiance à 95 % : 2-84 mL) et de 47 mL pour les enfants (intervalle de confiance à 95 % : 3-142 mL). Les auteurs ont également relevé que certains baigneurs avaient avalé jusqu'à 280 mL/heure.

Outre les effets toxiques causés par l'ingestion des microcystines, on pense également que les activités récréatives de contact avec l'eau qui en contient pourraient produire des effets irritants tels que des lésions aux tissus de la bouche et des lèvres. Il est donc possible qu'une estimation plus prudente s'avère appropriée pour un scénario pessimiste tenant compte de la quantité totale d'eau ingérée et non simplement de la quantité avalée par accident. La valeur de 250 mL constitue une décision de gestion du risque fondée sur l'évaluation des informations disponibles concernant le risque vraisemblable d'ingestion, et des risques que peuvent courir les usagers des eaux récréatives.

La recommandation pour la densité des cellules de cyanobactéries (basée sur une mesure des cyanobactéries totales) fournit une indication générale du risque de prolifération des bactéries et vise à assurer une protection contre une exposition à de fortes densités de cyanobactéries. Elle peut, de la même façon, servir à protéger contre les effets d'une exposition à des fleurs d'eau d'autres cyanobactéries potentiellement toxiques, et pas seulement aux espèces productrices de microcystines. Elle est calculée à partir de la valeur de la recommandation relative aux microcystines, en utilisant la valeur de référence reconnue du quota moyen de toxines correspondant aux cellules de *Microcystis*, et reflète le scénario le plus hautement probable d'un risque pour la qualité de l'eau, soit une exposition à une fleur d'eau toxique contenant de fortes concentrations de microcystines (OMS, 2003a; NHMRC, 2008) :

$$\begin{aligned} \text{Recommandation} &= \frac{20 \mu\text{g/L} \times 10^{-3} \text{ L/mL}}{2 \times 10^{-7} \mu\text{g/cellule}} \\ &= 100\,000 \text{ cellules/mL pour les cyanobactéries totales} \end{aligned}$$

où :

- 20 µg/L constitue la recommandation pour les microcystines totales présentes dans les eaux récréatives telle qu'elle est calculée dans la section précédente;
- 2×10^{-7} µg/cellule constitue le quota de toxines par cellule correspondant aux microcystines totales par cellule (OMS, 2003a; NHMRC, 2008);
- 10^{-3} L/mL est le facteur de conversion de litres en millilitres.

Les renseignements dont nous disposons à l'heure actuelle ne permettent pas d'élaborer des recommandations pour les autres cyanotoxines présentes dans les eaux récréatives, par exemple les anatoxines ou la cylindrospermopsine. Il a également été déterminé que les données actuellement disponibles ne permettraient pas d'établir une recommandation ayant pour but d'assurer une protection contre le risque de réaction allergène ou d'autres effets irritants causés par des substances inconnues produites par les cyanobactéries. Des études effectuées par Pilotto et coll. (1997; 2004) sur les effets d'un contact de la peau humaine avec des cyanobactéries ont été examinées. Ces études relèvent que le contact de la peau avec une large gamme de densités de cellules de cyanobactéries engendre des réactions de gravité limitée seulement, et ce, chez une très faible proportion de sujets. Aucun rapport dose-réponse ni aucun seuil d'irritation n'ont été mesurés. On a jugé que ces résultats n'étaient pas suffisants pour justifier une recommandation distincte.

Cette approche et cette recommandation pour la microcystine sont cohérentes avec les critères définis par la province du Québec pour l'équivalent toxique des microcystines-LR dans les eaux récréatives, à savoir 16 µg/L (INSPQ, 2004). La recommandation pour les cyanobactéries totales est, de plus, cohérente avec la recommandation de l'OMS de 100 000 cellules de cyanobactéries/mL pour une probabilité modérée d'effet nocif sur la santé. Dans ses documents justificatifs, l'OMS suggère en outre qu'à cette densité de cyanobactéries, une concentration de microcystines de 20 µg/L est vraisemblable si la fleur d'eau est constituée de *Microcystis* dont la teneur moyenne en toxines est de 2×10^{-7} µg/cellule (OMS, 2003a).

La démarche canadienne est également similaire dans son principe à celle des recommandations australiennes de niveau 1 (NHMRC, 2008); toutefois, les calculs canadiens sont fondés sur un modèle animal et une méthode de calcul différents. La démarche australienne s'appuyait sur des données considérées comme les plus pertinentes pour calculer les valeurs de recommandations pour les cyanobactéries toxiques dans les eaux récréatives australiennes.

Présence dans l'environnement

À l'issue d'une enquête menée en 1995 sur 16 étendues d'eau à vocation récréative du sud du Manitoba, Jones et coll. (1998) ont indiqué avoir relevé la présence de microcystine-LR dans 44 % des sites, à des concentrations variant de 0,1 à 0,6 µg/L. Ils ont conclu par ailleurs que la densité des cellules de cyanobactéries ne constituait pas un prédicteur utile de la présence de microcystine-LR, et qu'il n'existait pas de corrélation entre la concentration de toxines et les autres variables environnementales surveillées dans le cadre de l'étude.

Kotak et coll. (1996) ont fait état des résultats d'une étude de trois ans au cours de laquelle ils avaient mesuré les concentrations de microcystines dans des échantillons de phytoplancton et d'eau de surface recueillis dans quatre lacs d'eau douce du centre de l'Alberta. Les

concentrations de microcystines dans le phytoplancton étaient les plus élevées dans les deux lacs les plus hypertrophes (Driedmeat, Little Beaver). Les concentrations de microcystines les plus élevées ont été mesurées en août et en septembre; elles correspondaient aux périodes au cours desquelles les numérations de cellules de *Microcystis* donnaient les valeurs les plus élevées (> 200 000 cellules/mL). Les concentrations mesurées au cours de ces deux mois dans un des lacs (Driedmeat) variaient de 1,2 à 6,1 µg/L. La valeur maximale, soit 11 µg/L, a été obtenue dans un échantillon prélevé dans le lac Little Beaver à la mi-août.

Giani et coll. (2005) ont fait état de concentrations de microcystines totales de 0,008 à 1,91 µg/L (moyenne de 0,140 µg/L) dans des échantillons d'eau prélevés dans le cadre d'une étude effectuée sur 22 lacs d'eau douce du sud du Québec. Aucune fleur d'eau n'a été signalée dans ces lacs à l'époque des échantillonnages. Les auteurs ont indiqué que tous les lacs contenaient des concentrations mesurables de genres de cyanobactéries dotées d'un potentiel toxique (dont des *Microcystis*, des *Anabaena* et des *Oscillatoria*), mais que ces concentrations étaient très inférieures aux seuils jugés préoccupants.

Rinta-Kanto et coll. (2005) ont décrit deux proliférations distinctes survenues dans le bassin occidental du lac Érié : la première en août 2003 et la seconde en août 2004. L'imagerie satellitaire a été utilisée par les chercheurs pour détecter la présence des fleurs d'eau et a été appliquée de la même façon pour recenser des sites propices aux analyses. Des échantillons de ces fleurs d'eau ont été prélevés aux fins de la mesure des concentrations de microcystines totales (fraction liée aux cellules). Les chercheurs ont en même temps obtenu des estimations des concentrations totales de *Microcystis* et des concentrations de *Microcystis* toxiques à l'aide de la méthode PCRQ, en utilisant des cibles spécifiques pour un fragment d'ADNr 16S de *Microcystis* et pour le gène de microcystine synthase *mcyD*. Les concentrations de microcystines mesurées pendant la prolifération de 2003 variaient de moins de 0,3 à 15,4 µg/L, les estimations correspondantes de *Microcystis* variant d'une valeur inférieure à la limite de détection à une valeur maximale de $3,9 \times 10^8$ équivalents de *Microcystis* par litre. Les concentrations de microcystines mesurées pendant la prolifération de l'année suivante variaient de 0,1 à 2,6 µg/L, avec des estimations de la concentration totale de *Microcystis* se situant entre environ 5×10^3 et 3×10^6 équivalents de *Microcystis* par litre.

Épidémiologie

Aucun décès lié à des cyanotoxines n'a été mis en rapport avec une exposition par l'intermédiaire d'eaux récréatives. On n'a signalé à ce jour que deux cas de mortalité découlant d'une exposition à ces toxines. Le cas le plus notable est celui de la tragédie des patients de dialyse survenue à Caruaru, au Brésil, en 1996 (Jochimsen et coll., 1998). Cinquante-six patients d'une clinique de dialyse sont décédés des suites d'une insuffisance hépatique causée par l'exposition à des microcystines présentes dans l'eau de dialyse. La présence de cyanobactéries toxiques dans le réservoir d'eau potable de la ville et les insuffisances du système de traitement de l'eau ont été citées au nombre des principaux facteurs à l'origine de cette tragédie. Plus récemment, en 2002, un adolescent est mort au Wisconsin après avoir été exposé à une écume toxique dans un étang d'un terrain de golf public où la baignade était interdite (Falconer, 2005). Des échantillons de sang et de selles recueillis ont révélé la présence de la cyanobactérie *Anabaena flos-aquae* et de la neurotoxine anatoxine-a.

Il n'existe que peu de cas signalés de maladies humaines causées par le contact avec des populations de cyanobactéries toxiques dans les eaux à vocation récréative à travers le monde. On estime que de telles expositions auraient principalement pour effet de causer des troubles gastro-intestinaux ou des symptômes semblables à ceux de la grippe qui pourraient donc souvent être ignorés ou attribués à d'autres causes (Falconer, 2005). De plus, la plupart des cas de maladie sont examinés rétrospectivement; les informations concernant les circonstances exactes de l'exposition (nombre et type d'organismes, identification et concentration des toxines) sont donc rarement disponibles.

En Saskatchewan, en 1959, malgré des avis et des rapports signalant des cas de mortalité chez les animaux d'élevage, des personnes se sont baignées dans un lac infesté de cyanobactéries. Treize de ces personnes ont par la suite souffert de nausées, de douleurs musculaires, de céphalées et de diarrhées (Dillenberg et Dehnel, 1960). En Angleterre, en 1989, 10 soldats d'un groupe de 20 sont tombés malades après avoir suivi une formation au canotage et s'être baignés dans un lac touché par une prolifération de *Microcystis*. On a établi un lien entre le degré d'entraînement des nageurs et la quantité d'eau ingérée d'une part, et la gravité des symptômes affichés d'autre part (Turner et coll., 1990). En 1991, en Australie, deux adolescentes ont souffert de gastro-entérite et de douleurs musculaires après s'être baignées dans la rivière Darling, près de Wilcannia, pendant une prolifération de cyanobactéries contenant des *Anabaena* (NHMRC, 2008). La même année, deux cas de conjonctivite et un cas d'irritation cutanée ont été attribués à la baignade dans le lac Cargelligo en Australie après l'apparition dans celui-ci de fleurs d'eau d'*Anabaena circinalis* (NHMRC, 2008).

Pilotto et coll. (1997) ont fait état des résultats d'une étude épidémiologique prospective destinée à examiner les effets, sur les baigneurs, des cyanobactéries présentes dans les eaux récréatives. On a constaté que la gravité des symptômes augmentait sensiblement avec la durée du contact avec l'eau et la densité des cellules bactériennes, mais qu'il n'y avait pas de corrélation entre cette augmentation et les concentrations de cyanotoxines. On a ajouté que les sujets de cette étude qui avaient été exposés à 5 000 cellules/mL pendant plus d'une heure présentaient une plus grande fréquence de manifestation des symptômes que les sujets non exposés. Toutefois, l'ajustement des résultats pour tenir compte des antécédents des sujets en matière de maladie et d'exposition a laissé conclure que seul un petit nombre d'entre eux auraient été touchés et qu'ils n'auraient souffert que de légères irritations. Stewart et coll. (2006b) ont réalisé une étude épidémiologique prospective afin d'étudier la prévalence de symptômes aigus chez l'utilisateur des eaux récréatives exposé à différentes quantités de cyanobactéries mesurées sous la forme de surfaces par volume (S/V). Les auteurs ont observé que les symptômes avaient plus de chance d'être signalés parmi les personnes exposées à de hauts niveaux de S/V ($> 12 \text{ mm}^2/\text{mL}$) par rapport à celles ayant été exposées à de bas niveaux de S/V ($< 2,4 \text{ mm}^2/\text{mL}$) et que les symptômes respiratoires étaient les plus fréquents. Des cyanotoxines n'ont été détectées qu'occasionnellement durant l'étude, et à de faibles niveaux de S/V.

Gestion des risques sanitaires

On considère qu'une approche à barrières multiples constitue la meilleure stratégie pour réduire les risques d'exposition aux cyanobactéries ou à leurs toxines dans les eaux récréatives. Cette approche combine l'utilisation des indicateurs recommandés de la qualité de l'eau et l'application de mesures visant à la fois à réduire la portée du risque pour la qualité de l'eau et à

limiter l'exposition des baigneurs pendant les périodes ou dans les zones où on estime que les risques sont plus importants.

La fréquence des fleurs d'eau de cyanobactéries dans les eaux récréatives est extrêmement difficile à prédire. La formation de fleurs d'eau dépend d'un ensemble de facteurs physiques, chimiques et biologiques. Étant donné les interactions entre ces facteurs, on peut observer d'importantes fluctuations des concentrations de cyanobactéries et de leurs toxines d'une année à l'autre (Santé Canada, 2002). Les étendues d'eau à vocation récréative dans lesquelles on soupçonne la présence de fleurs d'eau ou que l'on sait sujettes à la formation de fleurs d'eau devraient faire l'objet d'une surveillance régulière pendant la saison de baignade. Les autorités devraient contrôler visuellement les approvisionnements pour déterminer s'il y a prolifération de cyanobactéries. La toxicité des fleurs d'eau peut varier considérablement, surtout lorsqu'elles sont étendues. De plus, un plan d'eau dans lequel s'est formée une fleur d'eau peut toujours contenir des toxines pendant une courte période suivant la disparition de la fleur d'eau. Afin de déterminer avec exactitude l'ampleur du risque posé par les cyanobactéries, on recommande que les autorités compétentes procèdent à des échantillonnages pendant la formation de la fleur d'eau et après sa disparition. Ainsi, il pourrait s'avérer nécessaire de prélever de multiples échantillons afin de mesurer toute différence régionale ou localisée de la densité des cellules de cyanobactéries et de la concentration de toxines. Il est par ailleurs également recommandé de mesurer à la fois les densités de cellules totales de cyanobactéries et les concentrations totales de microcystines dans le cadre de l'application d'une stratégie de gestion des risques portant sur les cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux récréatives canadiennes. Comme mentionné plus haut, il est nécessaire de contrôler les concentrations de microcystines pour déterminer l'ampleur du risque que posent les populations de cyanobactéries pour la santé; de même, la numération des cellules fournit des indications générales utiles sur le risque de prolifération des cyanobactéries et donc sur la présence possible de cyanotoxines.

Les eaux affichant des valeurs dépassant les valeurs recommandées établies ou celles dans lesquelles une fleur d'eau est apparue pourraient être à l'origine de l'exposition d'êtres humains à des cyanobactéries ou à des cyanotoxines en quantité suffisante pour avoir des effets nocifs sur leur santé. Un avis d'interdiction de baignade pourrait être émis, à la discrétion de l'autorité responsable. Il convient d'éviter tout contact avec des eaux ayant fait l'objet d'un avis d'interdiction de baignade, jusqu'à ce que l'avis soit levé. On trouvera de plus amples informations sur l'affichage relatif à l'utilisation des eaux récréatives dans la partie I du présent document (Gestion des eaux récréatives).

Parmi les autres barrières utiles pour réduire les risques, on peut mentionner la distribution de matériel éducatif décrivant les mesures que chacun peut prendre pour assurer sa propre sécurité en cas de formation de fleurs d'eau. Ces documents d'information peuvent notamment inclure les recommandations suivantes :

- Les usagers des eaux récréatives doivent éviter les zones où on observe des fleurs d'eau ou de l'écume, puisque toutes les fleurs d'eau présentent un risque de toxicité. Le contact direct avec les cyanobactéries ou l'ingestion accidentelle d'eau contaminée peuvent être nocifs pour eux. L'inhalation peut également devenir une voie d'exposition importante aux cyanotoxines

durant des activités donnant lieu à des pulvérisations d'eau dans des endroits touchés par une prolifération.

- Les usagers devraient se doucher ou se laver et laver tout objet qui risque d'être entré en contact avec des cyanobactéries dès que possible après leur sortie de l'eau.
- Tout usager se sentant indisposé à la suite d'une activité aquatique récréative devrait consulter un professionnel de la santé et, le cas échéant, alerter les autorités appropriées.
- Les usagers devraient empêcher leurs animaux de compagnie de se baigner dans des eaux ayant subi une décoloration anormale ressemblant à celle d'une fleur d'eau ou dans lesquelles on peut observer une accumulation de cyanobactéries, et de s'y abreuver. Il convient de laver immédiatement les animaux de compagnie qui sont entrés en contact avec des eaux touchées par une prolifération bactérienne pour éviter tout danger d'ingestion accidentelle de cyanobactéries.

L'utilisation d'algicides n'est pas une mesure recommandée de lutte contre les populations de cyanobactéries. L'ajout de sulfate de cuivre ou d'autres algicides sur des fleurs d'eau toxiques arrivées à maturité peut détruire les cellules bactériennes; mais il aura en outre pour effet de libérer dans les eaux environnantes des quantités importantes de cyanotoxines si ces dernières sont présentes dans les cellules. Jones et Orr (1994) ont signalé qu'on pouvait toujours détecter la présence de microcystine-LR jusqu'à 21 jours après avoir traité à l'algicide un lac récréatif qui avait été touché par une fleur d'eau toxique de *Microcystis aeruginosa*. Par ailleurs, il convient de mentionner que les algicides risquent également d'avoir des effets néfastes sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, ce qui constitue une autre raison de ne pas y recourir.

La détermination des principales sources d'apports d'éléments nutritifs, et l'élaboration de stratégies de réduction des apports d'azote et de phosphore fondées sur des pratiques exemplaires d'élimination des eaux usées agricoles et municipales et des déchets des zones résidentielles, constituent par ailleurs des mesures de gestion à plus long terme pouvant servir de barrières pour réduire l'incidence des cyanobactéries toxiques sur les eaux de surface. On a suggéré d'utiliser le suivi des niveaux de phosphore total dans les eaux de surface comme mesure proactive pour déterminer les plans d'eau qui disposent du potentiel pour la croissance d'une fleur d'eau (Chorus et Bartram, 1999).

Résumé

1. L'apparition de fleurs d'eau dans les eaux à vocation récréative dépend de nombreux facteurs qui peuvent être difficiles à prédire. Ces fleurs d'eau peuvent se développer très rapidement lorsque les conditions sont propices, et des lacs qui n'ont jamais connu de problèmes peuvent ainsi soudainement devenir toxiques.
2. Des cas de maladies graves ont été rapportés chez des baigneurs ayant été exposés à des fleurs d'eau de cyanobactéries toxiques dans des eaux à vocation récréative. Un plan d'eau touché par une fleur d'eau peut contenir des toxines même après la disparition des signes

visibles de contamination. En règle générale, il convient d'éviter tout contact avec des eaux dans lesquelles une fleur d'eau s'est formée ou vient de disparaître. Il convient également d'éviter tout contact avec des eaux ayant fait l'objet d'un avis d'interdiction de baignade, jusqu'à ce que l'avis soit levé.

3. On n'a signalé à ce jour que peu de cas de maladies liées à la présence de cyanotoxines dues à des activités dans des eaux récréatives canadiennes ou internationales. La combinaison d'inspections visuelles, d'un suivi de la qualité de l'eau, d'avis à destination du public et d'actions de formation, d'une part, et de procédures et de mesures visant à réduire les apports nutritifs, d'autre part, représente l'approche la plus efficace pour protéger la santé des usagers des eaux récréatives.

7.0 Autres dangers biologiques

Recommandations

Aucune recommandation ne peut être prescrite pour les organismes décrits dans la présente section. En règle générale, les zones utilisées aux fins des loisirs aquatiques devraient autant que possible rester exemptes de ces organismes. De plus, il est déconseillé de pratiquer des activités aquatiques récréatives dans des eaux où les autorités responsables estiment que la présence de ces organismes présente un risque pour la santé et la sécurité des usagers.

La présente section fournit des informations sur les autres organismes qui risquent d'influer sur les avantages apportés par les eaux naturelles en nuisant à la santé ou au confort des usagers, ou en faisant obstacle à la jouissance des lieux en rendant ces derniers dangereux, désagréables d'un point de vue esthétique ou autrement inutilisables. Ces organismes sont des espèces libres qui peuvent être présentes naturellement dans les eaux récréatives. Les autorités responsables de la gestion des eaux récréatives et le grand public devraient être tenus au courant des risques possibles que posent ces organismes, ainsi que des mesures qui peuvent être prises pour limiter les risques d'exposition. Cette liste ne se veut pas exhaustive; il revient aux autorités responsables de fournir au besoin des informations sur d'autres organismes importants sur le plan régional ou local.

7.1 Schistosomes à l'origine de la dermatite du baigneur

Description

La dermatite du baigneur (dermatite schistosomiale) est causée chez l'être humain par une réaction à la pénétration cutanée de plathelminthes parasites ou « schistosomes » qui infectent certains oiseaux et rongeurs aquatiques (Manitoba Water Stewardship, 2007). Ces schistosomes appartiennent à la famille des Schistosomatidés, et les espèces responsables de la dermatite du baigneur appartiennent notamment aux genres *Austrobilharzia* et *Trichobilharzia* (Lévesque et coll., 2002; CDC, 2004a). Il convient d'établir une distinction entre cette dermatite et la schistosomiase humaine, une infection beaucoup plus grave causée par des espèces du genre *Schistosoma* qui ne s'observe d'ordinaire que dans les régions tropicales (OMS, 2003a).

Les schistosomes à l'origine de la dermatite du baigneur ont un cycle biologique à deux hôtes : un hôte principal (oiseau ou rongeur aquatique) et un hôte secondaire (certaines espèces d'escargots d'eau). Les parasites adultes vivent dans les vaisseaux sanguins de leurs hôtes principaux (oies, bernaches, cygnes, canards, goélands, rats musqués et castors) et leurs œufs sont évacués dans les excréments de ces animaux. Les œufs éclosent dans l'eau, libérant des larves nageuses appelées miracidies. Ces dernières se mettent immédiatement à la recherche d'un escargot adapté à contaminer qui leur servira d'hôte et leur permettra de poursuivre leur cycle biologique. Elles se transforment dans les escargots infectés en un autre type de larve appelé cercaire, qui est libéré dans l'eau quand les conditions sont propices. Les cercaires nageuses se mettent à leur tour à la recherche d'un nouvel hôte – oiseau ou autre animal – pour compléter le cycle. Les humains sont des hôtes accidentels de ces parasites. Les cercaires qui viennent en contact avec des humains pénètrent dans la couche externe de la peau, mais ils meurent rapidement car ils ne peuvent plus continuer à se développer, et le cycle est interrompu. La présence des cercaires sous la peau entraîne l'apparition d'une réaction allergique (c'est-à-dire une dermatite schistosomiale ou prurit des baigneurs) qui explique les symptômes observés chez les baigneurs contaminés.

Effets sur la santé

Les effets de la dermatite du baigneur peuvent se faire sentir peu après la baignade, et même en quelques minutes dans certains cas. Habituellement, les baigneurs ressentent d'abord un picotement, des démangeaisons ou une sensation de brûlure. De petits boutons rougeâtres apparaissent d'ordinaire dans les 12 heures qui suivent l'infection; ces boutons peuvent ensuite se transformer en cloques ou en éruptions cutanées accompagnées d'une sensation de démangeaison encore plus forte. L'infection est autorésolutive et dure habituellement deux à cinq jours; les symptômes peuvent toutefois persister jusqu'à deux semaines. La dermatite du baigneur n'est pas contagieuse. Toutefois, comme elle est causée par une réaction allergique, les personnes atteintes peuvent devenir plus sensibles aux infections subséquentes. Dans ces cas-là, les symptômes deviennent plus intenses et se manifestent plus rapidement (British Columbia Ministry of Health, 2005). La sensibilité peut varier considérablement d'une personne à l'autre; certaines réagissent fortement alors que d'autres ne montrent aucun signe de maladie.

Bien qu'on conseille aux personnes atteintes de consulter un professionnel de la santé, les traitements jugés efficaces pour combattre les démangeaisons comprennent l'application de compresses froides; l'utilisation de médicaments antiprurigineux comme les crèmes à base de corticostéroïdes ou les lotions à la calamine; et la prise d'antihistaminiques oraux ou le recours à des bains de sel d'Epsom, de bicarbonate de soude ou de farine d'avoine colloïdale (British Columbia Ministry of Health, 2005; Manitoba Water Stewardship, 2007). On recommande aux personnes atteintes de ne pas se gratter pour éviter tout risque de surinfection bactérienne (CDC, 2004b).

Présence dans l'environnement

Ces schistosomes peuvent être présents dans les eaux douces et sur les plages côtières partout au Canada et dans le nord des États-Unis. On a en fait signalé des cas de dermatite du baigneur dans presque toutes les provinces canadiennes. On indique par ailleurs que l'introduction accidentelle d'espèces d'escargots pouvant servir d'hôtes aux parasites aurait contribué à sa propagation de la côte est de l'Amérique du Nord jusque dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique

(Leighton et coll., 2004). Les oiseaux (canards et goélands) ont peut-être également participé à l'expansion géographique des parasites (Verbrugge et coll., 2004). La fréquence des rapports d'incidents semble être à la hausse aux États-Unis et au Canada, ce qui reflète peut-être une augmentation de l'utilisation des étendues d'eau à vocation récréative.

La présence des parasites dans les eaux naturelles dépend d'un certain nombre de facteurs biologiques et environnementaux. Il est donc très difficile de prédire où et quand la dermatite du baigneur risque de devenir un problème. La propagation des parasites nécessite la présence en nombres suffisants des hôtes principaux et secondaires. De plus, les dates des diverses étapes du cycle biologique – infection des hôtes principaux et secondaires et libération dans l'eau – ne coïncident pas nécessairement d'une espèce de parasite à l'autre. Ainsi, les contacts avec des parasites peuvent survenir à des moments divers au cours de la saison des loisirs aquatiques (Michigan Department of Environmental Quality, 2005).

On trouve des cercaires aux endroits où les populations d'escargots sont les plus denses, c'est-à-dire habituellement en eau peu profonde, et plus particulièrement aux endroits où les plantes aquatiques sont nombreuses. On pense également que la température de l'eau pourrait avoir un effet important sur la libération de cercaires matures par les escargots infectés. On estime que les eaux plus chaudes pourraient stimuler la production et accroître la concentration des cercaires (Verbrugge et coll., 2004), ce qui expliquerait en partie pourquoi les cas d'infection sont plus fréquents en été. Les organismes peuvent être transportés sur de grandes distances par le vent et les vagues. Des vents du large persistants peuvent conduire à leur accumulation sur la rive, tandis que les baies abritées les retiendront plutôt dans des zones localisées.

Épidémiologie

La plupart des informations disponibles sur la dermatite du baigneur proviennent de rapports de cas signalés de maladies humaines. Dans la plupart des eaux récréatives du Canada, on considère que le risque de dermatite du baigneur lié aux loisirs aquatiques est plutôt faible. Toutefois, ces infections ne sont souvent pas déclarées puisque les symptômes sont habituellement bénins et que les personnes atteintes ne jugent pas opportun de consulter un médecin.

Lévesque et coll. (2002) ont étudié une épidémie de dermatite du baigneur survenue au lac Beauport, lac de loisirs de la région de Québec, en été 1999. Un formulaire de déclaration a été envoyé à 450 familles pratiquant des activités susceptibles de les mettre en contact avec l'eau du lac. Les escargots ont été décrits et la fréquence des infections par des schistosomes au sein de leurs populations a été étudiée. Au total, 63 épisodes infectieux aux caractéristiques compatibles avec celles d'une dermatite schistosomiale ont été signalés, les symptômes touchant principalement les enfants de moins de dix ans. Soixante-neuf pour cent des personnes atteintes s'étaient baignées à la même plage : le seul endroit du lac où on avait relevé la présence d'une population d'escargots. Les personnes les plus touchées étaient celles qui s'étaient baignées en eau peu profonde, au bord de l'eau. On a constaté la présence d'un grand nombre de canards colverts *Anas platyrhynchos* dans cette région au cours de l'été 1999. Les concentrations de coliformes fécaux, de streptocoques fécaux et d'autres indicateurs de la qualité bactériologique de l'eau étaient faibles sur les plages. Compte tenu des données disponibles, les auteurs ont confirmé que les cas recensés étaient bel et bien causés par des schistosomes. On a conseillé aux riverains de ne pas nourrir les oiseaux aquatiques et on a enlevé les déchets

organiques qui se trouvaient dans le principal habitat des escargots pour en réduire les populations. Ces mesures se sont avérées efficaces, aucun nouveau cas de dermatite schistosomiale n'ayant été signalé à cet endroit l'année suivante.

Dans une autre étude, Leighton et coll. (2004) ont examiné des rapports de cas ainsi que les facteurs biologiques qui ont conduit à deux éclosions de dermatite survenues à Crescent Beach, près de Surrey (Colombie-Britannique). Trente-six cas de dermatite ont été signalés au cours de l'été 2001, et 44 autres ont été rapportés en été 2002. Les signes cliniques étaient conformes à une dermatite du baigneur. On a déterminé que l'agent responsable était un cercaire appartenant à l'espèce *Austrobilharzia variglandis*, transporté par une espèce d'escargot introduite dans la région, *Ilyanassa obsoleta*. Bon nombre des cas de dermatite signalés semblent avoir résulté d'une exposition au parasite dans les cuvettes de marée peu profondes situées dans la portion supérieure de la plage, où beaucoup de gens aiment patauger et où se trouvent de grandes quantités d'escargots. Une étude des taux d'infection des escargots par les schistosomes a laissé constater la présence d'escargots infectés à la plupart des endroits sur la plage. Les raisons de cette éclosion soudaine restent obscures. On savait, depuis plusieurs années, qu'il y avait à cet endroit des schistosomes et des escargots. Au nombre des facteurs qui auraient pu contribuer à cette éclosion, on peut mentionner la fréquentation accrue de la plage par les baigneurs, certains facteurs environnementaux (température, conditions météorologiques), l'âge de la population d'escargots et la taille de la population d'hôtes.

Verbrugge et coll. (2004) ont réalisé une étude épidémiologique prospective afin d'évaluer la fréquence et la gravité des cas de dermatite du baigneur chez les usagers des eaux récréatives du lac Douglas, au Michigan, en juillet 2000. L'étude a porté sur 301 sujets. Les données recueillies représentaient 1 300 jours d'exposition à l'eau pour les 301 baigneurs, et 89 épisodes de dermatite du baigneur ont été recensés (soit une fréquence de 6,8 % par jour d'exposition). Cinquante-deux personnes (17,3 %) ont été atteintes une (58 %), deux (25 %), ou trois fois ou plus (17 %). Il existait une association hautement significative entre la dermatite du baigneur et l'utilisation d'eaux peu profondes. On a également montré que le risque s'accroissait avec le nombre de jours d'exposition signalés. Des incidences plus élevées ont été observées dans les portions sud et est du lac, et on a supposé que cela était dû, au moins en partie, à la persistance des vents du large et à la présence de baies abritées dans ces zones.

Gestion des risques sanitaires

On considère que les schistosomes responsables de la dermatite du baigneur sont présents à l'état naturel dans les eaux de surface canadiennes. Ils ne sont pas liés à la pollution fécale; leur présence n'est donc pas prise en compte par les analyses standard de la qualité de l'eau pour les indicateurs recommandés de contamination fécale. Les facteurs qui influent sur la gravité du problème dans les eaux récréatives varient constamment. Certaines régions peuvent signaler un problème alors qu'elles en étaient auparavant exemptes. De même, les régions où la dermatite du baigneur a été signalée ne demeureront pas nécessairement un problème.

On recommande, en vue de réduire le risque d'exposition humaine à ces schistosomes dans les eaux récréatives, une stratégie de gestion combinant à la fois des mesures visant à contrôler la gravité du danger pour la qualité de l'eau et des mesures pour limiter l'exposition durant les périodes ou dans les régions dont on pense qu'elles présentent des risques accrus.

Il convient d'afficher des avis dans les zones de loisirs aquatiques où des cas de dermatite du baigneur ont été signalés, informant clairement le public du risque d'exposition. Un avis d'interdiction de baignade pourrait également être émis, à la discrétion de l'autorité responsable. Pour en savoir plus sur l'affichage d'informations dans les zones de loisirs aquatiques, voir la partie I du présent document (Gestion des eaux récréatives).

Parmi les autres barrières utiles pour la réduction du risque, on peut mentionner la distribution de matériel éducatif décrivant les mesures que chacun peut prendre pour éviter tout risque d'exposition ou, le cas échéant, réduire la gravité des symptômes d'une infection. Ces documents d'information peuvent notamment inclure les recommandations suivantes :

- Les adeptes de loisirs aquatiques devraient éviter les zones où des cas de dermatite du baigneur ont été signalés, et celles où des avis sont affichés pour avertir les usagers des risques possibles d'infection.
- Dans les endroits où on suspecte l'existence de cas de dermatite du baigneur, les usagers devraient particulièrement éviter les zones où la probabilité de rencontrer des schistosomes est la plus élevée, comme les eaux peu profondes présentant de nombreuses plantes aquatiques.
- Les usagers devraient s'essuyer rapidement dès qu'ils sortent de l'eau. On leur recommande également de se doucher le plus rapidement possible après leurs activités aquatiques récréatives, afin de réduire le plus possible les risques d'infection.
- Tout usager se sentant indisposé à la suite d'une activité aquatique récréative devrait consulter un professionnel de la santé et, le cas échéant, alerter les autorités appropriées.
- On rappelle également aux usagers d'éviter de nourrir les oiseaux aquatiques, puisque ces derniers peuvent devenir les hôtes des parasites responsables de la dermatite du baigneur.

7.2 Plantes vasculaires aquatiques et algues

Description

Les plantes vasculaires aquatiques (macrophytes) et les algues peuvent nuire aux utilisations des eaux récréatives. Il est difficile d'estimer l'ampleur de la nuisance que peuvent causer ces organismes, que ce soit sur le plan de leur degré d'interférence avec les activités récréatives, ou sur le plan des risques potentiels pour la santé des usagers des eaux récréatives.

La présence de ces organismes peut poser un risque pour la sécurité des usagers. Les baigneurs risquent de s'empêtrer dans les feuilles des plantes aquatiques. Les amas végétaux peuvent empêcher les gens de voir le fond de l'eau et les dangers sous-marins, et empêcher les surveillants d'apercevoir les baigneurs en difficulté. Les algues qui s'agrippent aux rochers et aux autres substrats (c'est-à-dire le périphyton) peuvent les rendre glissants et provoquer des immersions non voulues dans l'eau ou des blessures.

La croissance excessive de ces plantes peut également entraîner des problèmes esthétiques dans les zones de loisirs aquatiques. Les macrophytes peuvent atteindre de fortes densités et rendre les zones peu profondes, près des rives, impropres à toute activité récréative (Priyadarshi, 2005). Les amas et tapis végétaux qui se délogent peuvent s'échouer sur les rives, où leur décomposition peut conduire à une pollution des plages. En plus d'être inesthétiques, ces amas peuvent également nuire à la jouissance des lieux en produisant des odeurs désagréables et en limitant l'accès à la rive. On a par ailleurs avancé qu'ils pourraient poser un risque pour la santé en attirant des animaux indésirables et en fournissant un milieu propice à la reproduction de diverses espèces d'insectes et de bactéries (Whitman et coll., 2003). Les organismes les plus nuisibles de ce point de vue sont les espèces d'algues vertes du genre *Cladophora* (Priyadarshi, 2005). On a recensé un nombre incalculable de cas de plages ou de rivages souillés par des masses pourrissantes et nauséabondes de ces algues. Des recherches récentes ont indiqué que les tapis de *Cladophora* pourraient servir d'habitat secondaire à des bactéries qui risquent d'altérer la qualité de l'eau dans les zones de baignade touchées (Whitman et coll., 2003; Ishii et coll., 2006b).

L'excès de nutriments peut stimuler la croissance des plantes (macrophytes et algues). Ces nutriments peuvent provenir de sources diverses, y compris les pratiques culturelles, les eaux usées domestiques et les effluents industriels, qui contribuent tous à augmenter les quantités de phosphore et d'azote présentes dans les écosystèmes aquatiques. On donne à ce phénomène le nom d'eutrophisation due aux cultures. Il a déjà été démontré que la réduction de la qualité de l'eau découlant de la présence de fortes densités d'algues et de conditions d'eutrophisation pouvait faire obstacle aux activités récréatives (Chambers et coll., 2001). Des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada ont été élaborées au sujet des diverses espèces consommatrices de phosphore et d'azote, pour protéger le milieu aquatique contre les nutriments et leurs effets sur les organismes aquatiques (CCME, 1999).

Gestion des risques sanitaires

Il convient d'éviter l'accumulation de quantités excessives de plantes aquatiques et d'algues dans les plages de baignade. De même, il est déconseillé de se livrer à des activités récréatives dans les régions où ces organismes sont présents en quantités telles que les autorités responsables estiment qu'ils présentent un risque potentiel pour la santé ou la sécurité des usagers des eaux récréatives. On recommande de procéder à une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu au début de chaque saison de baignade, afin de déterminer les dangers potentiels pour la sécurité qui pourraient se présenter dans une zone d'eaux récréatives donnée. Une des mesures de sécurité envisageables par la suite pourrait être l'affichage d'avis rappelant au public que ces végétaux peuvent nuire à la visibilité des baigneurs et présenter un risque pour la sécurité des baigneurs qui s'y empêtrent. On trouvera de plus amples informations sur l'affichage de tels avis dans la partie I du présent document (Gestion des eaux récréatives).

Il convient par ailleurs de reconnaître que les plantes aquatiques et les algues peuvent également constituer un habitat important pour les poissons et les autres biotes aquatiques. Les mesures de gestion qui consistent à éliminer des organismes du milieu naturel sont déconseillées, puisqu'elles nuisent à l'environnement aquatique et qu'elles sont en général peu efficaces tant d'un point de vue pratique (les plantes repoussent rapidement) que d'un point de vue économique. Le recours à des produits antiparasitaires n'est pas non plus recommandé, puisque

ces produits risquent de devenir un danger pour les usagers des eaux récréatives lorsqu'ils ne sont pas utilisés correctement, et qu'ils peuvent par ailleurs avoir des effets pervers sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

Le recours à des méthodes plus efficaces de nettoyage des rives pour éliminer les masses de plantes et d'algues échouées constitue une autre façon de réduire les risques pour les usagers des eaux récréatives. La détermination des principales sources d'apports nutritifs dans le bassin versant et l'élaboration de stratégies de réduction de ces apports constituent par ailleurs des mesures de gestion à plus long terme pouvant servir de barrières pour réduire l'incidence de ces organismes.

7.3 Autres organismes

De nombreux autres organismes peuvent nuire à l'utilisation sûre et agréable des eaux récréatives au Canada. Par exemple, sur certaines plages côtières, les méduses peuvent infliger de douloureuses piqûres aux usagers. Par ailleurs, les zones infestées de sangsues sont à éviter. Enfin, les baigneurs peuvent se blesser en marchant sur des oursins et sur des coquilles de moules. Comme la présence de ces organismes est souvent limitée à des zones ou à des régions particulières, on recommande que, le cas échéant, les autorités responsables fournissent aux usagers des eaux récréatives les renseignements utiles à leur sujet. Il peut par exemple s'agir d'informer les gens sur les risques que peuvent poser ces organismes, ou de mesures permettant de réduire les risques d'exposition.

Résumé

1. Des activités en eaux récréatives ne devraient pas se dérouler dans les zones où l'on sait que se trouve l'un quelconque des organismes décrits dans cette section, en quantités telles qu'on estime qu'il présente un risque pour la santé ou la sécurité des usagers de ces eaux. Une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu constitue un outil important pour déterminer les dangers liés à la qualité de l'eau susceptibles d'apparaître au sein de la zone de loisirs aquatiques.
2. Des barrières efficaces, permettant de protéger les usagers des risques pour la sécurité susceptibles de se présenter durant l'exercice d'activités récréatives, peuvent inclure l'affichage d'avis ou la diffusion de matériel éducatif les informant des risques présentés par une qualité d'eau donnée, des mesures visant à réduire les risques de contact, et des mesures qu'il est possible de prendre en cas d'exposition.

8.0 Caractéristiques physiques, esthétiques et chimiques

Cette section décrit les principales caractéristiques physiques, esthétiques et chimiques qui peuvent avoir une incidence sur les plans d'eau récréatifs. Des informations sont fournies sur les effets potentiels que chacune de ces caractéristiques pourrait avoir sur une utilisation des eaux récréatives sécuritaire et agréable. Des valeurs de recommandations et des objectifs esthétiques ont été proposés lorsque cela était possible, l'objectif étant que ces recommandations et les directives qui y sont associées soient appliquées à l'ensemble des étendues d'eau à vocation récréative, indépendamment des types d'activités qu'on y pratique. Les autorités compétentes

voudront peut-être définir, à leur discrétion, des valeurs ou des objectifs esthétiques recommandés indépendants pour des eaux qui ne sont pas prévues pour des activités de contact primaire.

Les méthodes pour déterminer les caractéristiques physiques, chimiques et esthétiques des eaux récréatives sont présentées dans *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005). L'échantillonnage pour ces paramètres est à la discrétion des autorités responsables; on suggère toutefois que, parmi les dates choisies, certaines se situent durant les périodes suivantes particulièrement propices :

- au moment d'effectuer l'ESHM;
- au début de la saison de baignade et à intervalles réguliers durant cette saison;
- le cas échéant, durant les évaluations de zone menées en réponse à des problèmes d'eaux récréatives.

8.1 Caractéristiques physiques

8.1.1 pH

Recommandations

Des eaux alcalines ou acides peuvent irriter les yeux. Afin que les usagers soient protégés contre des irritations des yeux, le pH des eaux récréatives doit se situer entre 5,0 et 9,0.

Description

Mood (1968) a conclu qu'il n'est pas normal pour les yeux d'être exposés à l'eau et que dans certaines circonstances, cette exposition peut être très irritante. Il a supposé qu'une solution non irritante idéale devrait présenter les mêmes propriétés physicochimiques que les larmes, dont un pH de 7,4, même si certains éléments de preuve donnent à penser que des solutions ophtalmologiques légèrement plus alcalines seraient en fait préférables (Raber et Breslin, 1978).

Mood (1968) a signalé que les larmes pouvaient neutraliser rapidement des solutions non tamponnées dont le pH était aussi faible que 3,5 ou aussi élevé que 10,5. Toutefois, le potentiel de neutralisation serait insuffisant dans des eaux à haut pouvoir tampon. Il a cependant conclu qu'on ne trouvait pas d'eau non tamponnée dans la nature, dans des conditions normales. Il a donc suggéré que la gamme normale de pH pour des eaux à faible pouvoir tampon devrait s'établir entre 5,0 et 9,0. Dillon et coll. (1978) ont rapporté que la plupart des lacs du centre-sud de l'Ontario affichaient un potentiel de neutralisation de l'acide (PNA) variant de 10 à 200 µeq/L et que nombre de ces lacs avaient un pH faible.

Des études réalisées par Basu et coll. (1984) ont porté sur l'eau de deux lacs ontariens de l'intérieur : le lac Clearwater (pH d'environ 4,5; PNA de -40 µeq/L) (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1980) et le lac Red Chalk (pH d'environ 6,5; PNA de 70 µeq/L). Les réactions à l'exposition des yeux de lapins expérimentaux et d'humains volontaires à l'eau de ces deux lacs n'ont laissé constater aucune différence significative (Basu et coll., 1984). Basu et coll. (1984) ont ensuite exposé un œil des sujets expérimentaux à de l'eau présentant un pH plus faible, et l'autre à de l'eau présentant un pH plus élevé. Les yeux des humains ont été exposés pendant des périodes de 5 minutes, sans qu'aucun effet oculaire ne soit observé. Les

yeux des lapins ont été exposés pendant des périodes de 15 minutes, puis soumis à une série de tests de réaction oculaire : hyperémie conjonctivale, coloration de l'épithélium cornéen à la fluorescéine, teneur des larmes en cellules épithéliales et en globules blancs, variation de la molarité des larmes et de la pénétration de la fluorescéine dans la chambre antérieure. Basu et coll. (1984) ont conclu que l'exposition des yeux sains à de l'eau de lac dont le pH était d'à peine 4,5 était sans danger pour les tissus oculaires externes.

8.1.2 Température

Recommandations

Il n'est pas possible de définir des valeurs de recommandations précises à utiliser pour la baignade. La tolérance à la température de l'eau peut varier considérablement d'un individu à l'autre. Les usagers ne devraient pas s'adonner à des activités récréatives à des températures et pendant des durées pouvant entraîner une augmentation ou une baisse significatives de leur température corporelle centrale.

Description

Exposition à l'eau froide

L'eau est un milieu très propice à la déperdition de la chaleur corporelle. Lorsque le corps est immergé, contrairement à ce qui se passe dans l'air, la surface disponible pour l'échange de chaleur atteint près de 100 % (Transports Canada, 2003). L'eau présente une conductivité thermique 25 fois supérieure à l'air, et refroidit le corps quatre à cinq fois plus rapidement que l'air à la même température (Tipton et Golden, 2006).

La définition de ce qu'on entend par « eau froide » dépend de la température normale du corps, de la durée d'exposition et du degré de protection par isolation (Croix-Rouge canadienne, 2006a). Lorsque la déperdition de chaleur excède sa production, la température du corps passe au-dessous de sa valeur normale de 37 °C (Tipton et Golden, 2006). Même lorsque sa température est confortable, l'eau provoque une déperdition de chaleur. On a fait état de cas de décès dus à une immersion prolongée dans l'eau en régions subtropicales (Croix-Rouge canadienne, 2006a). La neutralité thermique de l'eau par rapport au corps s'établirait à 35 °C (Croix-Rouge canadienne, 2006a). En dessous de ce seuil, on peut s'attendre à ce que le corps perde plus de chaleur qu'il n'est capable d'en produire. Par ailleurs, une immersion soudaine sans protection dans une eau dont la température est égale ou inférieure à 15 °C peut être mortelle (Croix-Rouge canadienne, 2006a).

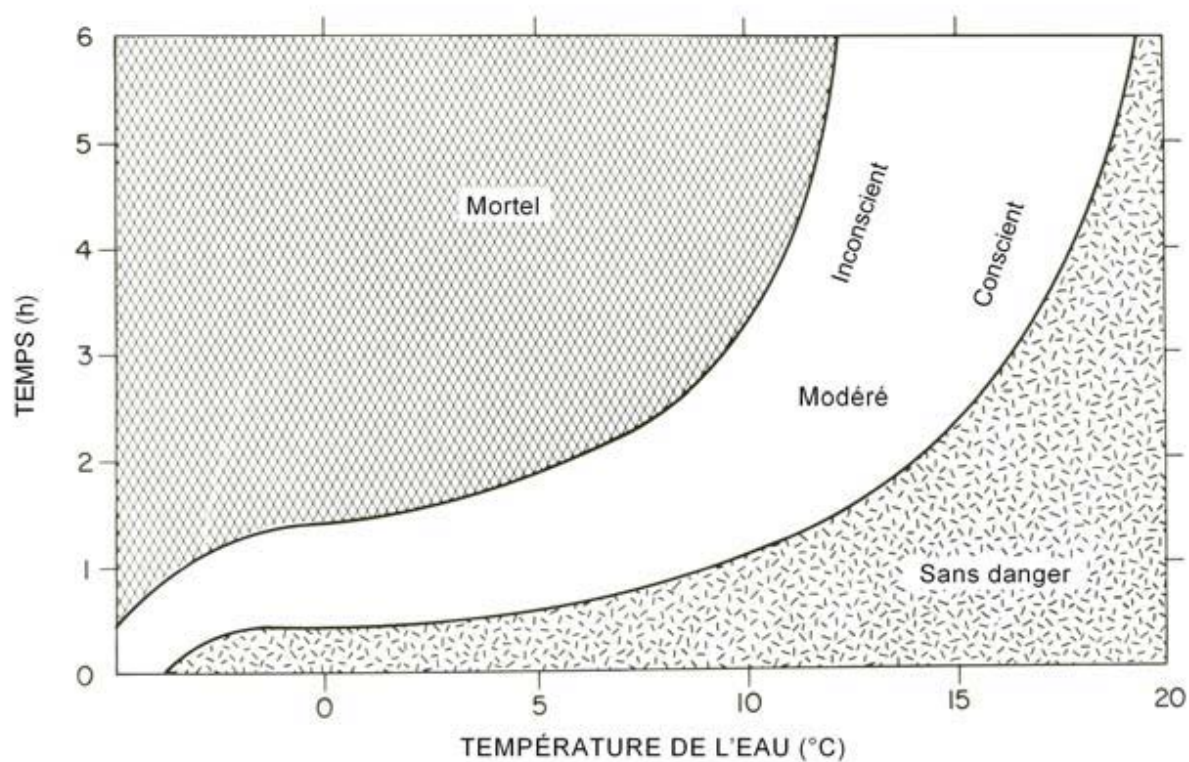


Figure 2. Rapport entre la température de l'eau et le temps de survie dans l'eau froide (adapté de Société royale de sauvetage Canada, 1976).

Les experts distinguent quatre phases dans la réaction du corps à l'immersion dans l'eau froide : 1) halètement et choc thermique; 2) épuisement à la nage; 3) hypothermie; 4) effondrement (collapsus) post-sauvetage (Transports Canada, 2003; Croix-Rouge canadienne, 2006a). On pense que la plupart des décès par noyade survenant dans l'eau froide sont dus à une submersion des voies respiratoires pendant les deux premières phases de l'immersion (Croix-Rouge canadienne, 2006a).

Les taux de refroidissement du corps et de survie dans l'eau froide peuvent varier considérablement d'une personne à l'autre. Cette variabilité peut être liée à l'âge, au sexe, à la masse corporelle, au ratio de la masse corporelle à la surface exposée, au pourcentage de gras corporel et à la forme physique générale du sujet. Le ratio de la masse corporelle à la surface exposée est plus grand chez les personnes plus corpulentes et plus lourdes, et la température de ces dernières varie plus lentement que celle des petits enfants (Kreider, 1964). Le degré de protection assuré par les vêtements, le comportement physique et la posture dans l'eau peuvent également influencer sur la déperdition de chaleur. La consommation de drogues ou d'alcool peut enfin exacerber les effets de l'immersion dans l'eau froide en réduisant la vivacité et les aptitudes motrices et en influant sur les mécanismes de régulation de la température (Croix-Rouge canadienne, 2006a).

L'immersion dans l'eau froide peut être volontaire ou non. Les usagers des eaux récréatives doivent être conscients des risques qu'ils courent, et prendre les précautions voulues pour se

protéger. La Croix-Rouge canadienne (2008) et Transports Canada (2006) ont publié des guides de survie en cas d'immersion dans l'eau froide. On recommande aux adeptes de loisirs aquatiques de porter des vêtements protecteurs appropriés – par exemple, combinaison humide ou combinaison de survie – lorsqu'ils prévoient être exposés à l'eau froide. Il convient également de prendre des précautions contre le risque d'immersion accidentelle, et notamment d'utiliser un filin de sécurité et un vêtement de flottaison individuel.

Exposition à l'eau chaude

Par comparaison, on possède relativement peu d'information sur les effets physiologiques de l'exposition des humains à l'eau chaude. Les études plus anciennes portant sur cette question donnent à penser qu'au plan physiologique, ni les adultes ni les enfants ne risquent de subir un stress thermique dans des conditions modérées de production de chaleur métabolique à condition que la température de l'eau soit inférieure à la température normale de la peau, soit 33 °C (Newburgh, 1949). Des températures de l'eau variant de 20 à 30 °C sont considérées comme étant confortables pour la plupart des baigneurs (OMS, 2003a, 2006).

Au Canada, il est rare que les températures ambiantes atteignent des niveaux suffisants en été pour porter la température des eaux récréatives au-dessus de la température normale du corps humain. Les sources naturelles d'eau chaude, qui peuvent atteindre des températures supérieures à 37 °C, constituent l'exception. Les personnes qui utilisent ce genre d'installations doivent doser soigneusement leur exposition pour éviter toute élévation anormale de la température de leur corps. Dans la plupart des zones de loisirs aquatiques, les effets dus à la chaleur observés en été sont en grande partie attribuables à l'exposition au soleil. De nombreux services de santé ont formulé des recommandations sur les moyens d'éviter une exposition à la chaleur pendant les activités de plein air; ces informations doivent être perçues comme s'appliquant également à l'exposition aux eaux récréatives.

Le stress thermique ou l'épuisement par la chaleur peuvent survenir à l'issue d'une période d'exercices vigoureux dans des milieux chauds. Les signes de l'épuisement par la chaleur peuvent inclure une sudation excessive, une température du corps ou un pouls élevés, des céphalées et des étourdissements, ou une faiblesse générale. La Croix-Rouge canadienne a publié à cet égard des guides sur la prévention des maladies ou des blessures liées à la chaleur (Croix-Rouge canadienne, 2011). Les précautions à prendre pour limiter les effets d'une exposition à la chaleur pendant les activités de loisirs aquatiques sont semblables à celles recommandées pour réduire l'exposition au rayonnement solaire : porter des vêtements légers et des chapeaux à bord large, rechercher les endroits frais et ombragés, éviter les activités de mi-journée, lorsque le rayonnement solaire est le plus intense, boire beaucoup d'eau, et remplacer les électrolytes perdus.

8.2 Caractéristiques esthétiques

La qualité esthétique est un critère important à prendre en compte pour assurer le plein usage et la jouissance des eaux à vocation récréative. Une zone de loisirs aquatiques doit être considérée acceptable sur le plan esthétique par ses usagers. Les eaux utilisées à des fins récréatives doivent être exemptes de substances (d'origine anthropique ou naturelle) susceptibles de compromettre son appréciation esthétique. Parmi ces substances, on peut citer :

- des substances produisant une couleur, une odeur, un goût ou une turbidité désagréables;
- des débris, de l'huile, de l'écume ou d'autres déchets flottants;
- des matières en suspension formant des dépôts indésirables; et
- des substances ou des conditions propices à la reproduction de formes de vie aquatiques indésirables.

On qualifie d'esthétique « ce qui a rapport au sentiment, à la perception du beau » (Petit Larousse illustré, 2001). Ainsi, il importe non seulement que les zones de loisirs aquatiques soient exemptes de facteurs désagréables, mais également qu'elles présentent un ensemble de propriétés esthétiques propres aux écosystèmes aquatiques et aux écosystèmes terrestres qui les entourent. Les eaux récréatives devraient également être jugées exemptes de substances susceptibles de nuire aux diverses formes de vie ayant une valeur esthétique.

La présente section traite des divers paramètres qui risquent d'influer sur la qualité esthétique des zones de loisirs aquatiques. Aux fins de ce document, ce sont les effets possibles de ces facteurs sur la perception esthétique qui priment. Notons toutefois que ces paramètres ont également des incidences sur la santé et la sécurité des êtres humains. Par exemple, des eaux où la visibilité est considérablement réduite peuvent constituer un risque pour la sécurité des usagers.

Des objectifs esthétiques ont été proposés pour la turbidité, la limpidité et la couleur de l'eau. Cependant, il est admis que les niveaux naturels de ces paramètres dans les eaux canadiennes peuvent varier considérablement. Il est donc recommandé, lorsque l'évaluation de ces paramètres fait partie intégrante d'une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu, de prendre en compte les valeurs naturelles de fond dans la formulation de conclusions à cet égard.

8.2.1 Turbidité

Objectif esthétique

On suggère un objectif esthétique de 50 unités de turbidité néphélométriques (uTN) pour les eaux à vocation récréative.

Description

Les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) définissent la turbidité comme « l'expression de la propriété optique ayant pour effet de disperser la lumière et de l'absorber, plutôt que de la transmettre sans en changer la direction ni le flux à travers l'échantillon ». La méthode retenue au Canada pour la mesure de ce paramètre est la méthode néphélométrique, et l'unité de turbidité utilisée par cette méthode est l'unité de turbidité néphélométrique, ou uTN (Santé Canada, 2012c).

La turbidité de l'eau est causée par des matières colloïdales ou en suspension comme l'argile, le limon, les matières organiques ou inorganiques en particules fines, le plancton et d'autres organismes microscopiques (APHA et coll., 2005). Ce paramètre est important pour des raisons d'esthétique, de sécurité et, dans une moindre mesure, de santé. Une turbidité élevée est esthétiquement désagréable et peut devenir une source de danger lorsqu'elle réduit la visibilité dans l'eau. Comme il n'est pas envisageable d'utiliser des dispositifs de filtration ou des procédés modernes de traitement de l'eau dans les zones de baignade naturelles, les risques que pose une eau turbide ou trouble pour la sécurité des baigneurs dépendent de la qualité intrinsèque de l'eau elle-même. Les maîtres nageurs et les autres personnes présentes près de l'eau doivent être en mesure d'apercevoir et de distinguer les baigneurs en difficulté. Par ailleurs, les baigneurs devraient être capables de voir raisonnablement bien sous l'eau.

L'incidence de la turbidité sur la santé des usagers dépend principalement de la capacité des particules en suspension d'adsorber les microorganismes et les contaminants chimiques. Cette capacité peut avoir un certain nombre d'effets importants sur la qualité de l'eau :

- Les particules en suspension peuvent, dans une certaine mesure, protéger les microorganismes (bactéries, virus, protozoaires) adsorbés à leur surface contre les effets de facteurs environnementaux comme le rayonnement UV et la prédation par des microorganismes de rang supérieur.
- La turbidité peut faire obstacle à la quantification des indicateurs de contamination fécale. Lors du dénombrement des bactéries, on suppose que chaque colonie représente une cellule; cependant, il peut arriver qu'une colonie unique provienne d'une particule contenant plusieurs cellules bactériennes adsorbées à sa surface. On enregistrerait alors un nombre de cellules inférieur au nombre de cellules effectivement présentes. Ce phénomène conduirait également à une sous-estimation du nombre de bactéries obtenu à l'aide de la technique du nombre le plus probable (Santé Canada, 2012c).
- Les particules risquent par ailleurs de contenir des contaminants chimiques comme les métaux lourds et les biocides (Santé Canada, 2012c).

La turbidité des eaux de surface peut varier de 1 à plus de 1 000 uTN (Santé Canada, 2012c). Des mesures de la qualité des eaux de ruissellement ont donné des valeurs variant de 4,8 à 130 uTN pendant la première heure d'une pluie tombée en milieu urbain (U.S. EPA, 1978). On suggère que, dans les endroits tranquilles d'une plage de baignade ou de toute autre zone de loisirs aquatiques, des mesures de la turbidité au voisinage de 50 uTN soient suffisantes pour satisfaire à la plupart des usages récréatifs, y compris la baignade.

8.2.2 *Limpidité (pénétration de la lumière)*

Objectif esthétique

L'eau devrait être assez limpide pour qu'un disque de Secchi soit visible à une profondeur minimale de 1,2 m.

Description

Le Petit Larousse illustré (2001) définit la limpidité comme suit : « Caractère de ce qui est limpide (clair et transparent) ». La limpidité détermine la profondeur de pénétration de la lumière dans une masse d'eau, c'est-à-dire la profondeur maximale à laquelle il est toujours possible d'apercevoir des objets sous l'eau. On peut l'évaluer simplement à l'aide d'un disque de Secchi, qui sert à obtenir une mesure approximative de la transparence de l'eau. La face supérieure de ce disque métallique de 20 cm de diamètre est divisée en quatre secteurs égaux, dont deux secteurs (opposés) sont peints en noir et les deux autres en blanc. Suspendu au bout d'un fil gradué, il est descendu dans l'eau jusqu'à disparaître à la vue, indiquant ainsi la limite de visibilité. On le remonte ensuite jusqu'à ce qu'il redevienne visible et on établit la moyenne des deux mesures, qui donne une valeur de la transparence de l'eau appelée « transparence au disque de Secchi ».

Les principaux facteurs qui influent sur la profondeur de pénétration de la lumière dans les eaux naturelles sont les organismes microscopiques et macroscopiques en suspension, les particules minérales en suspension, les substances colorantes, la mousse de détergent, les tapis denses de débris flottants ou en suspension, ou une combinaison de ces facteurs.

Il est important que l'eau des zones de baignade soit assez limpide pour permettre aux usagers d'en estimer la profondeur, de voir facilement les objets sous la surface de l'eau, et de détecter les corps submergés de baigneurs ou de plongeurs qui pourraient être en difficulté. Outre son incidence sur la sécurité, la limpidité de l'eau influe sur la jouissance que procurent les lieux aux adeptes de loisirs aquatiques.

Pour les activités récréatives de contact primaire, on a proposé une valeur minimale de la transparence au disque de Secchi de 1,2 m (Environnement Canada, 1972). Dans les zones utilisées pour l'apprentissage de la natation, il convient qu'un disque de Secchi posé sur le fond soit visible. Dans les zones utilisées pour le plongeon, la transparence doit satisfaire aux normes minimales de sécurité établies en fonction de la hauteur de la plateforme ou du tremplin (National Technical Advisory Committee, 1968).

8.2.3 Couleur

Objectif esthétique

Aucune valeur numérique ne peut être établie pour la couleur des eaux récréatives. Il suffit de préciser que la couleur ne doit pas être intense au point de réduire la visibilité dans les zones de baignade.

Description

La couleur de l'eau telle qu'on la perçoit résulte de la rétrodiffusion de la lumière par une masse d'eau; elle dépend de la profondeur de la couche d'eau traversée par la lumière et de l'absorption sélective qu'elle y subit (CCME, 1999). Il existe deux mesures de la couleur de l'eau : la vraie et l'apparente. Le terme « couleur » sert d'ordinaire à désigner la couleur vraie, c'est-à-dire la couleur de l'eau dont on a éliminé toute turbidité. Pour mesurer la couleur vraie, il faut d'abord filtrer ou centrifuger l'eau pour en supprimer toutes les sources de couleur apparente. La méthode standard de mesure de la couleur de l'eau est fondée sur l'utilisation d'un étalon de platine-cobalt (APHA et coll., 2005). Il s'agit de comparer visuellement la couleur de l'eau aux couleurs d'un ensemble de solutions étalons de concentrations connues. Une unité Pt-Co équivaut, dans cette méthode, à la couleur produite par 1 mg de platine/L sous forme d'ion chloroplatinate. Le ratio cobalt-platine ainsi obtenu correspond à la couleur vraie de l'eau.

On désigne par l'expression « unité couleur » (UC) l'unité de mesure de la couleur vraie, 1 UC équivariant à 1 unité Pt-Co (APHA et coll., 2005). La couleur vraie de l'eau peut varier d'une valeur inférieure à 5 UC pour les eaux très limpides à 1 200 UC pour les eaux sombres et tourbeuses (Kullberg, 1992). Les minéraux naturels influent sur la couleur vraie de l'eau. Par exemple, le carbonate de calcium des régions à sol calcaire donne à l'eau une couleur verdâtre, tandis que l'hydroxyde ferrique lui donne une couleur rouge. Les substances organiques, les tanins, la lignine et les acides humiques provenant de la décomposition de la végétation influent également sur la couleur vraie de l'eau (Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, 1979).

La couleur apparente dépend non seulement des substances en solution dans l'eau, mais également de celles en suspension (APHA et coll., 2005). Les mesures de la couleur apparente sont effectuées sur l'échantillon original, sans filtration ni centrifugation préalable (APHA et coll., 2005). Cette couleur résulte habituellement de la présence de particules colorées, de la diffraction causée par les particules en suspension et de facteurs comme la réflexion du fond ou du ciel. Une concentration élevée de cyanobactéries peut donner à l'eau une teinte verdâtre foncée, tandis que les diatomées et les dinoflagellés lui donnent une couleur jaunâtre ou jaune-brun. Certaines algues donnent à l'eau une couleur rouge; il arrive également, mais plus rarement, que des organismes zooplanctoniques – notamment des microcrustacés – donnent aussi à l'eau une teinte rouge. Les eaux polluées peuvent présenter une couleur apparente intense. Les effluents industriels (notamment ceux des usines de pâtes et papiers et de textiles) peuvent être très colorés et influencer sensiblement sur la couleur de l'eau. Les facteurs agissant sur la turbidité des eaux naturelles peuvent eux aussi avoir un effet sur leur couleur apparente.

La couleur de l'eau des lacs peut parfois varier de la surface au fond; elle peut également changer périodiquement. Une augmentation du ruissellement des eaux de surface apporte dans

les lacs de grandes quantités de substances inorganiques et organiques. Les proliférations de phytoplancton en été et en début d'automne peuvent donner aux lacs une couleur vert sale, qui disparaîtra plus tard dans la saison. L'exposition à la lumière défraîchit certaines couleurs des eaux naturelles, et cet effet varie en fonction de la transparence de l'eau. La couleur peut également dépendre de certains facteurs – par exemple, la température et le pH – qui influent sur la solubilité et sur la stabilité des fractions dissoutes et particulaires de l'eau.

En règle générale, un lac riche et très productif pourra prendre une coloration jaune, gris-bleu ou brune à cause de la matière organique qu'il contient, les lacs moins productifs ayant tendance à prendre une coloration bleue ou verte causée par l'absorption différentielle de la lumière et la diffusion de diverses longueurs d'ondes (Ruttner, 1963; Reid et Wood, 1976).

Les sources de la couleur dans les eaux marines sont mal connues, mais les substances dissoutes comptent parmi les facteurs en cause. Le bleu de la mer résulte de la diffusion de la lumière par les molécules d'eau, comme dans le cas des étendues d'eau intérieures. Les détritiques et les organismes en suspension produisent des couleurs variant du brun au rouge et au vert. Les eaux estuariennes ne sont pas aussi brillamment colorées que l'eau de mer; leur couleur plus foncée découle de la turbidité plus grande qui les caractérise habituellement (Reid et Wood, 1976).

Les effets principaux de la couleur de l'eau sur les activités récréatives sont liés à l'esthétique et à la sécurité. Les eaux très sombres réduisent la visibilité tant pour les baigneurs que pour les personnes responsables de leur sécurité. Il est souhaitable que la couleur naturelle des eaux à vocation récréative ne soit pas modifiée du fait d'activités humaines. Environnement Canada (1972) a proposé une valeur maximale de 100 UC, et Alberta Environment (1999) recommande une valeur ne dépassant pas de plus de 30 UC la valeur correspondant à l'eau naturelle. Aucune donnée à l'appui n'a été fournie pour étayer ces valeurs. Il est donc recommandé, en l'absence d'éléments de preuve solides, de les considérer comme des valeurs guides.

8.2.4 Huiles et graisses

Objectif esthétique

Aucune valeur numérique ne peut être établie pour les huiles et les graisses dans les eaux récréatives. Les huiles, les graisses et les substances pétrochimiques ne doivent pas être présentes dans les eaux récréatives en concentrations telles :

- qu'elles forment un film visible, des reflets ou une décoloration de la surface;
- qu'elles dégagent une odeur;
- qu'elles forment des dépôts, visibles ou décelables à l'odeur, sur les rives ou sur les sédiments du fond (Commission mixte internationale, 1987).

Description

Les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) définissent « les huiles et les graisses » comme étant « toute matière récupérée comme substance soluble dans un solvant ». La catégorie des huiles et des graisses comprend de nombreuses substances différentes d'origine minérale, animale, végétale ou synthétique, qui présentent une

très grande variété de propriétés physiques, chimiques et toxicologiques. Il est en conséquence très difficile d'établir un critère numérique pour les huiles et les graisses.

La contamination des eaux récréatives par des substances huileuses provient de sources naturelles ou découle d'activités humaines. Certaines huiles sont naturelles – par exemple, celles qui s'écoulent des gisements d'hydrocarbures sous-marins ou qui sont produites par la décomposition de certaines matières. Les populations biologiques naturelles produisent également, en se décomposant, des composés lipidiques qui peuvent former des pellicules naturelles à la surface de l'eau.

La contamination anthropique est la plus préoccupante. Elle provient de diverses sources telles que les effluents industriels, les eaux de ruissellement des routes, les résidus d'hydrocarbures provenant des gaz d'échappement des moteurs de bateaux, les rejets accidentels ou délibérés provenant des réservoirs de carburant des navires, et les épaves de navires. Les marinas et les rampes de mise à l'eau peuvent également devenir des sources importantes de contamination des eaux récréatives par les huiles et les graisses.

Même de très petites quantités de substances huileuses suffisent à rendre l'eau peu esthétique. Les huiles peuvent former des films, et certaines composantes volatiles peuvent dégager des odeurs ou conférer un goût à l'eau (OMS, 2003a). Les huiles et les graisses peuvent également souiller les équipements, les rives et le corps des baigneurs. Il est possible, dans les cas de faible contamination, que les adeptes de loisirs aquatiques persistent à utiliser les lieux. Les risques d'intoxication par ingestion, par absorption cutanée ou par inhalation de vapeurs des substances huileuses pendant les activités récréatives sont jugés faibles. Les huiles et les graisses d'origine animale ou végétale sont en général jugées non toxiques pour les humains. De même, on reconnaît que les composés d'hydrocarbures peuvent devenir désagréables au plan organoleptique à des concentrations très inférieures à celles à partir desquelles ils commencent à présenter une toxicité chronique pour les humains. Ainsi, la consommation d'eau polluée par les produits pétroliers ne constituera vraisemblablement pas une source importante d'exposition pour les humains (Train, 1979).

8.2.5 Déchets

Objectif esthétique

Aucune valeur numérique ne peut être établie pour les déchets dans les zones de loisirs aquatiques. Ces dernières doivent être exemptes de débris flottants ou de matières en suspension formant des dépôts indésirables.

Description

On peut trouver, dans les eaux récréatives et sur les plages, divers types de déchets. Par exemple, des déchets d'aliments et d'emballages, des produits en papier ou en carton, des contenants en plastique, des produits en styromousse ou en caoutchouc, des canettes d'aluminium, des éclats de verre, des vêtements abandonnés, des mégots de cigarettes, des déchets médicaux et des cadavres d'animaux. Techniquement, les plantes aquatiques et les algues ne sont pas considérées comme des déchets, mais leur accumulation risque de poser un problème sur le plan esthétique, ainsi qu'un problème d'odeurs.

En plus d'être désagréables sur le plan esthétique, les déchets peuvent également présenter un risque pour la santé et la sécurité des usagers des eaux récréatives. Certains déchets peuvent être dangereux en cas de contact direct. Les déchets risquent aussi d'attirer les animaux sauvages, qui pourraient contribuer à la contamination fécale des eaux récréatives. On a d'ailleurs songé à faire du dénombrement des déchets un indicateur possible du risque de maladies gastro-intestinales chez les adeptes de loisirs aquatiques. De même, il existe peut-être un lien entre l'abondance des insectes volants ou piqueurs et les déchets. Ces insectes, considérés à tout le moins comme une nuisance, pourraient également poser une menace pour la santé en transmettant des zoonoses (NHMRC, 2008).

8.3 Caractéristiques chimiques

Recommandations

On ne possède pas suffisamment de données pour justifier l'établissement de valeurs de recommandations concernant des paramètres chimiques particuliers dans les eaux récréatives. Les risques associés aux dangers chimiques particuliers liés à la qualité de l'eau dépendront des conditions propres au secteur considéré et devront être évalués au cas par cas.

En général, les risques chimiques potentiels sont beaucoup plus faibles que les risques microbiologiques dans les eaux récréatives (OMS, 2003a). Les concentrations typiques de substances chimiques mesurées dans l'eau ne seront pas suffisamment élevées, dans la plupart des cas, pour engendrer chez les usagers exposés des maladies aiguës ou chroniques.

Description

Les contaminants chimiques peuvent pénétrer dans les eaux récréatives ou se déposer sur les plages à partir de sources naturelles et anthropiques (OMS, 2003a), notamment les sources ponctuelles, comme les rejets industriels ou les sources d'eau naturelles, et les sources diffuses comme les eaux de ruissellement provenant des zones urbaines ou agricoles. Les contaminants chimiques que l'on retrouve dans l'eau peuvent être inorganiques ou organiques.

Substances chimiques inorganiques

Les études nationales de la qualité de l'eau des lacs et des cours d'eau à vocation récréative donnent à conclure que les concentrations de substances inorganiques sont faibles dans ces milieux (NAQUADAT, 1988; Gouvernement du Canada, 1991). Les analyses de métaux lourds indiquent que ceux-ci sont présents à des concentrations de loin inférieures aux seuils recommandés pour la qualité de l'eau potable (Gouvernement du Canada, 1991). L'ingestion est considérée comme la voie primaire d'exposition aux contaminants chimiques inorganiques; toutefois, l'absorption cutanée est aussi considérée comme une voie possible d'exposition dans le cas de certaines formes de métaux lourds. Compte tenu des faibles concentrations rencontrées dans la plupart des eaux naturelles ainsi que des types et des degrés d'exposition liés à la pratique de loisirs aquatiques, l'exposition aux contaminants chimiques inorganiques n'est pas considérée comme un danger important pour la santé des usagers des eaux récréatives dans les zones de baignade reconnues.

Substances chimiques organiques

Il existe de nombreuses sources de contamination par les substances chimiques organiques, notamment les procédés industriels et l'utilisation de produits comme les peintures, les carburants, les teintures, les colles, les pesticides et les produits de nettoyage (NAQUADAT, 1988; Santé Canada, 1997).

Les études nationales ont examiné le degré de contamination des eaux à vocation récréative par les substances organiques. Les concentrations mesurées de ces substances dans les plans d'eau qui pourraient servir à des activités récréatives sont inférieures aux seuils recommandés pour la qualité de l'eau potable (Gouvernement du Canada, 1991; Marvin et coll., 2004), et ne devraient donc pas constituer une menace sérieuse pour la santé humaine.

On a avancé que l'absorption cutanée pourrait jouer un rôle aussi important que l'ingestion dans les cas d'exposition à certaines substances chimiques organiques (Brown et coll., 1984; Moody et Chu, 1995). Toutefois, compte tenu des faibles concentrations de ces substances mesurées dans la plupart des eaux naturelles et des scénarios d'exposition typiques qui caractérisent les activités aquatiques récréatives, l'exposition par voie cutanée ne présente vraisemblablement pas un risque important (Moody et Chu, 1995; Hussain et coll., 1998). Néanmoins, certaines précautions comme la limitation de la baignade aux plages publiques et la douche au savon et à l'eau après les activités récréatives contribueront à réduire encore plus ce risque.

Gestion des risques sanitaires

Le risque d'exposition humaine aux contaminants chimiques dans les eaux à vocation récréative canadiennes est jugé faible. Néanmoins, il existe effectivement certains scénarios susceptibles de contribuer à la présence d'un risque chimique pour la qualité de l'eau dans un plan d'eau récréatif particulier. Il est donc important que les exploitants de plages et les fournisseurs de services disposent d'un mécanisme pour s'assurer que les dangers chimiques potentiels sont connus. L'enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu est un outil important pour aider les exploitants des zones de loisirs aquatiques à déterminer et à évaluer les sources possibles de contamination chimique qui risquent d'influer sur la qualité des lieux dont ils sont responsables.

Les risques associés aux dangers chimiques particuliers liés à la qualité de l'eau dépendront des conditions propres au secteur considéré. Ainsi, les risques d'exposition humaine aux contaminants chimiques dans les eaux récréatives doivent toujours être évalués au cas par cas, en tenant compte des facteurs locaux. Voici quels sont, en règle générale, les éléments essentiels dont il conviendra de tenir compte dans le cadre de toute approche visant à évaluer les dangers chimiques liés à la qualité de l'eau dans les eaux récréatives :

- connaissance historique de la zone permettant de déterminer les activités passées qui auraient pu conduire à une contamination de l'eau ou des sédiments;
- inspection de la zone de loisirs aquatiques afin de déterminer toute source visible de contamination chimique comme les rejets ou les effluents;
- mise en œuvre des mesures supplémentaires requises à l'appui d'une évaluation quantitative des risques pour la santé humaine, y compris l'analyse chimique d'échantillons représentatifs (à l'aide de méthodes jugées acceptables par les organismes de réglementation) et l'examen

des renseignements toxicologiques disponibles portant sur les contaminants chimiques en question;

- étude des types d'activités récréatives et des tendances qu'elles affichent afin de déterminer l'existence ou non de voies non négligeables d'exposition des humains (p. ex. par ingestion, par inhalation ou par absorption cutanée);
- examen des effets des dimensions de l'étendue d'eau (superficie, profondeur) et des autres caractéristiques hydrodynamiques et météorologiques (marées, courants, vents dominants) sur l'impact du risque chimique pour la qualité de l'eau en question.

On considère qu'une approche à barrières multiples constitue le moyen le plus efficace de protéger les usagers des eaux récréatives contre les risques d'une exposition à la contamination chimique de ces eaux. Cette approche s'appuie sur une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu, afin de mettre en lumière les dangers chimiques potentiels pour la qualité de l'eau et de préciser en même temps les barrières à mettre en place pour réduire le risque de contamination chimique et limiter l'exposition des baigneurs pendant les périodes ou dans les zones où on estime que les risques sont plus importants.

9.0 Contamination fécale et sable des plages

La présente section fournit des informations sur le problème de la contamination fécale et de la présence de bactéries fécales indicatrices dans le sable des plages, notamment leurs effets sur la qualité des eaux récréatives et les mesures qui peuvent être prises pour limiter l'exposition des baigneurs à ce type de contamination dans un environnement de sable.

Il n'existe à ce jour aucune preuve concluante de l'existence d'un rapport entre le contact avec le sable de plage et l'incidence de maladies associées aux utilisations récréatives de l'eau, et aucune recommandation ne peut être établie concernant les concentrations d'indicateurs de contamination fécale dans le sable de plage. Une analyse régulière d'échantillons de sable visant à détecter la présence d'indicateurs fécaux n'est pas jugée comme étant une procédure pratique; ce type de surveillance n'est donc pas recommandé. Certaines circonstances peuvent toutefois justifier l'analyse d'échantillons de sable et de sédiments – par exemple, lors d'enquêtes portant sur des éclosions possibles de maladies d'origine hydrique ou dans le cadre d'une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu.

Il faudra effectuer d'autres recherches pour caractériser plus précisément les relations entre les bactéries fécales indicatrices et la présence possible de pathogènes fécaux dans le sable des plages, et pour déterminer les répercussions potentielles sur la santé humaine. La combinaison de mesures, de procédures et d'outils en vue de, collectivement, réduire le risque d'exposition des baigneurs à la contamination fécale du sable des plages et des eaux récréatives constitue le moyen le plus efficace de protéger la santé des usagers de ces eaux.

Description

On sait que le sable des plages contient des microorganismes, et de nombreuses espèces de bactéries, de virus, de parasites et de champignons ont déjà été isolées dans ce milieu (OMS, 2003a). Les résultats d'études récentes démontrant que des bactéries fécales indicatrices peuvent

être présentes en grand nombre dans le sable et dans les sédiments des zones riveraines et intertidales (Alm et coll., 2003; Whitman et Nevers, 2003; Edge et Hill, 2007) ont poussé les chercheurs à s'interroger sur la possibilité que ce milieu serve de véhicule pour la transmission d'agents pathogènes aux personnes qui fréquentent les plages. Cette possibilité préoccupe bien sûr de plus en plus les exploitants de plages, les agents de santé publique et les usagers. Ces derniers passent souvent plus de temps sur la plage que dans l'eau, et les enfants jouent beaucoup dans le sable, au bord de l'eau.

Présence de bactéries fécales indicatrices dans le sable des plages

On ne s'attend pas à ce que les bactéries entériques expulsées de leur habitat principal (l'intestin des humains et des animaux) survivent longtemps dans un habitat secondaire comme le milieu aquatique (Winfield et Groisman, 2003; Anderson et coll., 2005). Leur survie dépend d'un ensemble complexe de facteurs biologiques et environnementaux. Parmi les facteurs pouvant avoir une incidence défavorable sur la survie des microorganismes dans les eaux récréatives, on peut citer le rayonnement solaire, le stress osmotique, des variations importantes de la température, du pH et de la salinité, la disponibilité réduite de matières nutritives, et la concurrence et la prédation par les autres microorganismes (Winfield et Groisman, 2003).

On a reconnu que le sable des plages et d'autres milieux similaires comme les sols et les sédiments des zones riveraines et intertidales pouvait offrir des conditions plus favorables à la survie des microorganismes que le milieu aquatique adjacent. D'après Whitman et Nevers (2003), le sable procurerait un environnement suboptimal, mais tout de même viable et propice à la survie des bactéries entériques en protégeant ces dernières contre le rayonnement solaire, en atténuant les écarts de température, en offrant une certaine protection contre les prédateurs, en procurant une vaste surface propice au développement des biofilms, et en assurant un apport constant d'humidité et de matières nutritives grâce au ressac des vagues.

De nombreux chercheurs ont fait état de la présence, dans le sable et dans les sédiments des plages, de concentrations de bactéries fécales indicatrices plusieurs fois supérieures à celles mesurées dans les eaux de baignade adjacentes. Sur une plage du lac Michigan, Whitman et Nevers (2003) ont obtenu des numérations d'*E. coli* dans le sable des zones riveraine et submergée (moyenne de 1 000 à 10 000 ufc/100 mL) supérieures à celles mesurées dans l'eau de baignade (moyenne de 100 à 1 000 ufc/100 mL). Williamson et coll. (2004) ont obtenu des résultats semblables dans une étude des densités d'*E. coli* présentes dans l'eau de baignade et dans l'eau interstitielle des plages du lac Winnipeg. Alm et coll. (2003) ont indiqué qu'en moyenne, les concentrations d'*E. coli* et d'entérocoques étaient respectivement 3 à 17 fois et 4 à 38 fois supérieures à celles mesurées dans la colonne d'eau sur des plages du lac Huron et de la rivière Sainte-Claire. Edge et Hill (2007) ont mesuré des concentrations d'*E. coli* atteignant jusqu'à 114 000 ufc/g dans le sable sec d'une plage du lac Ontario.

Des études semblables ont montré qu'il était possible d'isoler des bactéries fécales indicatrices à partir d'autres habitats du bassin versant d'une plage comme le sable de l'arrière-plage (Byappanahalli et coll., 2006), les sédiments de cours d'eau de zones subtropicales ou tempérées (Byappanahalli et coll., 2003; Jamieson et coll., 2003, 2004; Ferguson et coll., 2005; Ishii et coll., 2006a), les sols de forêts tempérées (Byappanahalli et coll., 2006) et les amas d'algues vertes *Cladophora* (Whitman et coll., 2003; Ishii et coll., 2006b).

La possibilité que des bactéries entériques soient capables de se multiplier dans le sable et dans des milieux semblables des régions tropicales et subtropicales, à condition d'y trouver des conditions propices à leur croissance – notamment la température, l'humidité et les nutriments nécessaires, et une concurrence réduite de la part d'autres espèces de la microflore – retient de plus en plus l'attention des chercheurs (Davies et coll., 1995; Byappanahalli et Fujioka, 1998; Solo-Gabriele et coll., 2000; Desmarais et coll., 2002; Anderson et coll., 2005). Des températures plus chaudes et des concentrations plus élevées de nutriments ont été citées parmi les facteurs susceptibles de favoriser la multiplication des bactéries indicatrices dans les sols tropicaux (Hardina et Fujioka, 1991; Whitman et Nevers, 2003). Whitman et Nevers (2003) ont avancé que certaines des conditions caractéristiques des plages tropicales pourraient se retrouver sur certaines plages tempérées des États-Unis pendant l'été.

Dans le cadre d'une étude de la qualité du sable et de l'eau réalisée sur une plage du lac Michigan, Whitman et Nevers (2003) ont observé que le sable fraîchement remplacé était rapidement colonisé par *E. coli* et que les concentrations de cette bactérie se rétablissaient entièrement en deux semaines. Les chercheurs n'ont pas été en mesure de confirmer si cet effet était dû à la multiplication des bactéries dans un environnement vierge, ou à un apport de l'extérieur. Kinzelman et coll. (2004a) ont mesuré des degrés semblables de diversité des souches d'*E. coli* recueillies dans l'eau et dans le sable des zones riveraine et submergée d'une plage de Racine, au Wisconsin. Selon eux, les concentrations d'*E. coli* mesurées dans le sable seraient principalement dues à un phénomène d'accumulation, et non à la reproduction.

Quelques chercheurs ont avancé que certaines des souches d'*E. coli* présentes dans le sable ou dans le sol des plages pourraient appartenir à un groupe génétiquement distinct de la majorité des isolats dominants dans les sources hôtes (Winfield et Groisman, 2003; Byappanahalli et coll., 2006; Edge et Hill, 2007). On a par ailleurs suggéré que ces souches pourraient être le résultat d'un processus d'adaptation à la survie et, peut-être, à la croissance dans le sol (Winfield et Groisman, 2003; Byappanahalli et coll., 2006). Byappanahalli et coll. (2006) ont indiqué avoir obtenu des preuves de l'existence d'une population d'*E. coli* génétiquement diversifiée dans des sols forestiers du bassin versant du lac Michigan. Ishii et coll. (2006a) auraient également recueilli des preuves de l'existence de populations « naturalisées » d'*E. coli* dans des sols nordiques tempérés du bassin du lac Supérieur. Ces auteurs ont aussi signalé que ces souches étaient capables de se multiplier dans des sols non amendés et non stériles, à des températures égales ou supérieures à 30 °C.

Effets du sable de plage sur la qualité microbiologique de l'eau

De très nombreuses informations tendent à prouver que le sable des plages peut constituer une importante source diffuse de contamination fécale des eaux de baignade (Alm et coll., 2003; Whitman et Nevers, 2003; Williamson et coll., 2004). Les bactéries fécales indicatrices présentes dans le sable peuvent provenir de différentes sources de pollution fécale. On pense en particulier que les goélands pourraient constituer une source importante de contamination fécale sur les plages (Lévesque et coll., 1993; Fogarty et coll., 2003; Williamson et coll., 2004). Les bernaches du Canada *Branta canadensis* pourraient également représenter une source de contamination fécale dans des zones adjacentes à des eaux de surface (Alderisio et DeLuca, 1999).

Les mécanismes de transfert à l'environnement aquatique de la contamination du sable comprennent le ressac des vagues, le ruissellement pluvial, et le transfert direct à partir des baigneurs. Plusieurs mécanismes comme l'action des vagues (y compris celles générées par la navigation commerciale et de plaisance), les orages et les activités des baigneurs peuvent également contribuer à la remise en suspension des sédiments près des rives. Boehm et coll. (2004) ont suggéré que la remise en circulation de l'eau dans l'aquifère de la plage sous l'effet des vagues et des marées pourrait aussi contribuer au transfert à l'eau de baignade des microorganismes et des nutriments du sable.

Microorganismes pathogènes dans le sable de plage

Les études réalisées à ce jour sur la présence et la survie des agents pathogènes entériques dans le sable de plage et les sédiments restent rares. Bolton et coll. (1999) indiquent avoir détecté des espèces cultivables de *Campylobacter* et de *Salmonella* dans respectivement 45 % et 6 % des échantillons de sable recueillis sur diverses plages de la côte du Royaume-Uni. Obiri-Danso et Jones (1999) ont signalé qu'on pouvait détecter des *Campylobacter* toute l'année, quoiqu'en faible nombre ($< 0,5$ log ufc/g en poids sec), dans les sédiments fluviaux de deux zones de baignade en eau douce du nord-ouest de l'Angleterre. On n'a toutefois pas détecté de *Salmonella* dans ces zones. Dans une étude de suivi réalisée sur des plages côtières du même bassin versant (Obiri-Danso et Jones, 2000), ces chercheurs ont relevé la présence de *Campylobacter* (*C. lari*, une campylobactérie thermophile uréase positive) dans des échantillons de sédiments prélevés uniquement en hiver. Ils n'ont toutefois réussi à isoler ni *C. jejuni* ni *C. coli*, et n'ont pas détecté du tout de *Salmonella* au cours des analyses. Ils en ont conclu que les sédiments ne servaient pas de réservoirs pour ces agents pathogènes dans ce système. Des chercheurs de l'INRE (2006) ont trouvé des espèces de *Campylobacter*, normalement présentes dans l'eau interstitielle du sable, sur deux plages contaminées par les excréments d'oiseaux au havre Hamilton, sur le lac Ontario. *C. jejuni* y était plus répandu que *C. coli* ou *C. lari*, même si toutes ces espèces existaient en petit nombre dans l'eau interstitielle.

D'autres chercheurs ont détecté la présence de *S. aureus* et de *P. aeruginosa* dans le sable de plage (Papadakis et coll., 1997; Esiobu et coll., 2004). *P. aeruginosa* est une espèce de bactérie relativement rustique largement présente dans le milieu aquatique, et reconnue capable de causer des éruptions cutanées et des infections des yeux et des oreilles chez les baigneurs. Les humains sont la source principale de *S. aureus* dans les eaux récréatives, et on considère donc que sa présence dans le sable des plages est directement liée aux activités des baigneurs. D'après ce qu'on en sait, cet organisme peut causer des infections cutanées chez les baigneurs (éruptions, coupures et écorchures infectées). Très peu de données sont disponibles sur la présence d'autres agents pathogènes d'origine hydrique (virus et protozoaires parasites) dans le sable des plages (OMS, 2003a).

Épidémiologie

Malgré les rapports faisant état de la présence de bactéries fécales indicatrices et de microorganismes potentiellement pathogènes dans le sable de plage, peu de travaux convaincants ont été publiés permettant de conclure à l'existence d'un lien entre ces organismes et les maladies chez les personnes qui fréquentent les plages. Marino et coll. (1995) ont indiqué, à l'issue d'une étude épidémiologique prospective réalisée sur deux plages de Malaga, en Espagne, que rien ne permettait de conclure à l'existence d'un rapport entre la présence de symptômes

cutanés et les concentrations dans le sable des indicateurs contrôlés (*E. coli*, streptocoques fécaux, *Candida albicans*, champignons dermatophytes). Heaney et coll. (2009) ont étudié les associations entre l'exposition au sable et les maladies sur des plages marines et d'eaux douces dans le cadre de l'étude NEEAR conduite par l'U.S. EPA. Les incidences de maladies variaient d'une plage à l'autre. Les auteurs ont toutefois observé que le fait de creuser le sable était associé à une faible augmentation des cas de maladies gastro-intestinales signalées (taux d'incidence normalisé 1,13; intervalle de confiance à 95 % : 1,02-1,25). Les individus ayant indiqué avoir été enterrés dans le sable affichaient une incidence légèrement plus importante de maladie gastro-intestinale (1,23; 1,05-1,43) et de diarrhées (1,24; 1,01-1,52). Aucune association n'a été démontrée entre le contact avec le sable et une maladie non entérique (Heaney et coll., 2009). Des études épidémiologiques dans le cadre desquelles des échantillons microbiologiques ont été prélevés dans des eaux très peu profondes n'ont pas permis non plus d'établir une corrélation entre la qualité de l'eau à cette profondeur et les maladies des baigneurs (Calderon et coll., 1991; Fleisher et coll., 1996; McBride et coll., 1998; Haile et coll., 1999). Les numérations microbiologiques en eau peu profonde devraient donner des valeurs plus élevées que celles obtenues en eau plus profonde à cause du brassage que subissent le sable et les sédiments des zones riveraines et intertidales.

Gestion des risques sanitaires

Les mesures de gestion visant à réduire l'ampleur de la contamination fécale touchant les zones de plage, ainsi que les mesures visant à limiter l'exposition des baigneurs aux eaux récréatives pendant les périodes ou dans les zones où on estime que les risques sont plus importants font partie d'une stratégie efficace de protection contre le risque d'exposition des humains aux agents pathogènes provenant de la contamination fécale du sable des zones riveraines et intertidales.

L'enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu (ESHM) est un outil important pour aider les exploitants des zones de loisirs aquatiques à déterminer les sources terrestres possibles de contamination fécale risquant d'influer sur la qualité des lieux dont ils sont responsables. Pour en savoir plus sur le processus d'enquêtes, voir la partie I du présent document (Gestion des eaux récréatives).

Pour les gestionnaires et les exploitants de plages, les méthodes permettant de réduire l'étendue de la contamination fécale peuvent inclure l'élimination physique des déchets qui risquent d'attirer les animaux, et l'installation de barrières physiques conçues pour dissuader les animaux sauvages. On peut mentionner, par exemple, les poubelles à l'épreuve des animaux, ou les clôtures et les filets anti-goélands. Une réglementation émanant des autorités compétentes limitant l'accès aux plages publiques des animaux de compagnie constitue un autre mécanisme possible de contrôle.

Des manipulations physiques du sable ont également été proposées en guise de mesures possibles pour limiter la contamination fécale des plages et pour en réduire le transfert à l'eau de baignade. Kinzelman et coll. (2004b) ont indiqué qu'un raclage mécanique profond sans nivellement avait permis de diminuer les concentrations d'*E. coli* dans le sable – notamment le sable mouillé – d'une plage de Racine, au Wisconsin. On a également mentionné que des travaux d'aménagement effectués sur certaines plages afin d'en accroître la dénivellation auraient permis d'améliorer la qualité de l'eau (City of Racine Health Department, 2006). Une plage à pente

plus prononcée limite la superficie de la zone exposée au ressac des vagues, ce qui permet au sable de sécher plus rapidement grâce à un meilleur drainage (Clean Beaches Council, 2005; City of Racine Health Department, 2006).

L'affichage d'avis interdisant certaines activités aquatiques récréatives pour de courtes périodes immédiatement après les épisodes de pluie constitue un autre moyen utile de prévention des risques. Il permet en effet de réduire le risque d'exposition des baigneurs aux pathogènes fécaux qui peuvent être entraînés, par la pluie, du sable dans l'eau de baignade.

Les usagers des plages peuvent également contribuer à ces stratégies en veillant à ce que leurs déchets soient convenablement éliminés, en évitant de nourrir les animaux sur la plage ou à proximité de celle-ci, et en respectant la réglementation et les codes de conduite prescrits. Ils peuvent en outre se tenir au fait des précautions à prendre pour réduire leur risque d'exposition. On rappelle aux personnes qui fréquentent les plages d'appliquer de bonnes pratiques d'hygiène en évitant de porter à leur bouche des objets qui sont entrés en contact avec le sable, en se lavant les mains avant de manger, et en se douchant dès que possible à leur retour de la plage. L'utilisation de serviettes de plage propres peut également contribuer à limiter l'exposition au sable (OMS, 2003a).

Des solutions de gestion des plages à plus grande échelle exigeraient une étude complète des sources de contamination et des caractéristiques du bassin versant, ainsi que la détermination des possibilités particulières de réduction ou de surveillance des sources de contamination fécale et de réduction du transfert de la pollution aux zones de baignade.

Résumé

1. Le sable des plages et les milieux connexes peuvent offrir aux microorganismes d'origine fécale un environnement plus propice à leur survie que le milieu aquatique adjacent. Des facteurs physiques tels que l'action des vagues, les ondes de tempête, les marées et une forte densité de baigneurs peuvent entraîner le transfert, dans les eaux de baignade, des microorganismes contenus dans le sable et les sédiments des zones riveraines et intertidales.
2. On ne dispose, à l'heure actuelle, d'aucune preuve concluante de l'existence d'un lien entre les microorganismes présents dans le sable des plages et les maladies chez les usagers de ces plages. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour établir les relations entre les bactéries fécales indicatrices et la présence possible de pathogènes fécaux dans le sable des plages, et pour déterminer les répercussions potentielles sur la santé humaine.
3. Les barrières qui, collectivement, réduisent le risque d'exposition des personnes qui fréquentent les plages pourraient comprendre des campagnes de sensibilisation, de meilleures pratiques d'hygiène sur les plages, des méthodes de nettoyage appropriées du sable, et des mesures conçues pour éloigner les animaux (oiseaux et autres espèces sauvages) des plages.

10.0 Dépistage des sources de pollution fécale

Description

Les eaux récréatives peuvent être exposées à une grande variété de sources de contamination fécale : la pollution fécale peut être originaire des effluents de stations d'épuration des eaux usées, des trop-pleins d'égouts pluviaux et d'égouts unitaires, de fosses septiques défectueuses ou mal conçues, de pratiques culturelles peu appropriées, d'exploitations d'élevage intensif du bétail ou de la volaille, des animaux sauvages (p. ex. bernaches et goélands), et même des usagers des eaux récréatives eux-mêmes. Une meilleure connaissance des sources particulières de contamination fécale peut faciliter l'évaluation des risques pour la santé publique et la mise en place des mesures appropriées de gestion de ces risques. Ces mesures peuvent permettre de limiter les cas où il devient nécessaire d'afficher des avis d'interdiction et de prévenir les éclosions de maladies d'origine hydrique.

Diverses méthodes chimiques et microbiologiques peuvent servir au dépistage des sources de pollution fécale.

Méthodes chimiques

On a étudié la possibilité de faire de divers composés chimiques des marqueurs des sources anthropiques de pollution fécale. Les méthodes chimiques de dosage sont fondées sur la détection des composés chimiques dont on sait qu'ils aboutissent dans les matières fécales par suite d'activités humaines – p. ex. consommation ou métabolisme et excrétion subséquente dans les selles, ou élimination dans les eaux d'égout. On a proposé d'utiliser la caféine, les détergents, les azurants de lessive, les parfums, les stérols et les stanols fécaux en guise de marqueurs de la pollution fécale provenant des installations de traitement d'eaux usées (Glassmeyer et coll., 2005). Des traceurs chimiques comme les teintures ont aussi servi à confirmer des sources ponctuelles suspectées de contamination comme les effluents d'eaux usées. L'utilisation de marqueurs chimiques présente l'immense avantage de limiter le temps requis pour l'analyse comparativement à de nombreuses méthodes microbiologiques. La présence et le devenir dans l'environnement des marqueurs chimiques et la sensibilité des méthodes de détection aux fins desquelles ils sont utilisés soulèvent encore de nombreuses interrogations. De plus amples recherches seront nécessaires pour lever certaines des incertitudes entourant l'utilisation de ces marqueurs comme indicateurs de sources de contamination fécale.

Méthodes microbiologiques

Le dépistage microbiologique des sources (MST) est un nouveau champ de recherche. Ses méthodes s'appuient sur la comparaison de similitudes entre les microorganismes présents dans des échantillons d'eau et ceux provenant de sources fécales connues, afin de formuler des hypothèses sur la source de pollution fécale. Au cours des dernières années, un nombre croissant de ces méthodes microbiologiques ont été mises au point (Scott et coll., 2002; Simpson et coll., 2002; Meays et coll., 2004; Edge et Schaefer, 2006). On a donc porté une plus grande attention à ces méthodes qu'aux méthodes chimiques.

Les méthodes microbiologiques de dépistage des sources de pollution se divisent en deux catégories, selon qu'elles s'appuient ou non sur une banque de matériel microbien de référence. Celles qui utilisent de telles banques ont été jusqu'à présent plus largement utilisées, même si les

autres retiennent aujourd'hui de plus en plus l'attention. Dans la première catégorie de méthodes, le chercheur choisit une bactérie fécale indicatrice (p. ex. *E. coli* ou un entérocoque) et dresse une liste des caractéristiques d'isolats particuliers obtenus à partir de sources connues de pollution fécale. Il peut ainsi par exemple constituer une base de données des profils de résistance aux antibiotiques ou d'empreintes génétiques d'isolats d'*E. coli* provenant d'excréments d'animaux et d'effluents d'eaux usées municipales (Wiggins, 1996; Dombek et coll., 2000; Carson et coll., 2001). Il s'agit ensuite de comparer les profils ou les empreintes génétiques d'isolats d'*E. coli* « inconnus » issus d'échantillons d'eaux récréatives à ceux, « connus », de la banque de matériel préalablement constituée, pour en tirer des conclusions statistiques concernant leurs sources.

Les méthodes qui n'utilisent pas de banques de matériel microbien dépendent plutôt de la détection de marqueurs inféodés à certains hôtes pour indiquer la présence dans l'eau d'une contamination fécale provenant d'un hôte particulier – humain ou animal. La plupart de ces méthodes utilisent la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) pour détecter la présence de tels marqueurs dans les échantillons d'eau. Il peut par exemple s'agir de gènes de toxines (Khatib et coll., 2002, 2003), de gènes de facteurs de virulence (Scott et coll., 2005), ou de séquences d'ADN à haut niveau de conservation (Bernhard et Field, 2000a). Les marqueurs d'ADNr 16S du genre *Bacteroides* comptent actuellement parmi ceux qui donnent les résultats les plus prometteurs pour le dépistage des sources de pollution fécale. Ces bactéries anaérobies sont très largement représentées dans la flore fécale des animaux à sang chaud. Bernhard et Field (2000b) ont mis au point des tests PCR fondés sur l'ADNr 16S de *Bacteroides* qui sont spécifiques aux ruminants et aux humains, et les ont utilisés avec succès dans des études de dépistage microbiologique des sources de pollution des eaux récréatives (Boehm et coll., 2003; Bower et coll., 2005; Noble et coll., 2006).

L'un des enjeux importants du dépistage microbiologique des sources de pollution a été de faire une distinction entre la contamination fécale d'origine humaine et celle d'origine animale, étant donné que la pollution fécale d'origine humaine (p. ex. provenant des eaux usées) pourrait présenter, pour la santé des humains, des risques différents de ceux liés à la pollution fécale d'origine animale. On risque davantage de trouver des virus qui infectent les humains dans les déchets fécaux d'origine humaine. Toutefois, certains animaux sauvages peuvent également transporter des agents pathogènes dangereux pour la santé humaine comme les *Campylobacter*, les *Cryptosporidium* et les *Giardia*.

Les études réalisées à la fin des années 1990 en vue de mettre au point des outils microbiologiques de dépistage des sources de pollution fécale ont engendré de grands espoirs. Certaines publications récentes (Griffith et coll., 2003; Stoeckel et coll., 2004) ont toutefois fait état de limites inhérentes à l'utilisation de ces méthodes. Les banques de matériel microbien sur lesquelles s'appuient certaines méthodes doivent contenir une masse considérable de données et présentent des taux élevés d'erreurs de classification. Les méthodes qui n'utilisent pas de telles banques manquent d'informations sur la spécificité à l'hôte des marqueurs. De plus amples recherches seront nécessaires pour mieux connaître les avantages et cerner les limites des méthodes de dépistage microbiologique des sources de pollution.

État actuel des connaissances

On juge, à l'heure actuelle, que même s'il existe de nombreuses méthodes de dépistage microbiologique des sources de pollution, aucune ne saurait être qualifiée de meilleure méthode mondialement reconnue. Si certaines d'entre elles ont atteint un degré d'avancement tel qu'on pourrait les envisager pour l'élaboration d'une norme, d'autres ne sont encore que des outils d'expérimentation et de recherche (Edge et Schaefer, 2006). On considère, en outre, que pour toute étude de dépistage microbiologique des sources de pollution, il vaut mieux pouvoir compter sur des sources de données multiples avant d'effectuer de quelconques déductions concernant les sources de contamination fécale.

Les résultats de certaines études récentes de dépistage microbiologique des sources de pollution ont fait l'effet d'une douche froide sur la communauté des chercheurs, en illustrant certains des défis considérables qui restent toujours à relever dans ce domaine. On peut mentionner, en particulier, les coûts élevés des analyses et les difficultés que pose l'utilisation de ces techniques dans des bassins versants comptant de multiples sources de pollution fécale. Il existe toutefois des exemples d'utilisations réussies de ces méthodes de dépistage sur le terrain, lesquelles ont notamment permis d'identifier des sources inattendues de pollution fécale, de vérifier des informations fondées sur d'autres sources de données, de résoudre des problèmes locaux de fermeture de plages exposées à des sources limitées de contamination, et de fragmenter des dossiers trop complexes en sous-études plus faciles à gérer. Edge et Hill (2007) ont fait la démonstration de l'utilisation de deux méthodes de dépistage microbiologique des sources de pollution fondées sur des banques de matériel microbien, qui ont permis de prouver que les fientes d'oiseaux, et non les eaux usées municipales, constituaient la source principale d'une pollution fécale qui avait contraint les autorités à limiter l'accès du public à une plage du havre Hamilton.

Le champ de recherche sur le dépistage microbiologique des sources de pollution continue d'évoluer et les méthodes s'améliorent. De nouveaux outils moléculaires comme les microréseaux à base d'ADN (Hamelin et coll., 2006; Soule et coll., 2006) et les méthodes de génotypage des protozoaires (Jiang et coll., 2005; Ruecker et coll., 2007) pourraient conduire à l'identification de nouveaux marqueurs ADN spécifiques à l'hôte. D'autres outils, fondés sur les marqueurs ADN des cellules de l'hôte dans les excréments, pourraient s'avérer utiles pour le dépistage des sources de pollution fécale à l'avenir (Martellini et coll., 2005).

Application des méthodes de dépistage microbiologique

Il convient de reconnaître que les travaux de dépistage microbiologique peuvent être longs et coûteux. De plus, compte tenu de l'état actuel des connaissances, il est possible que nous ne soyons pas en mesure de trouver toutes les sources d'une contamination fécale dans un bassin versant donné ou dans une zone de loisirs aquatiques donnée.

Il est donc impératif de bien cerner le problème de la contamination fécale avant d'envisager d'entreprendre une étude de dépistage microbiologique des sources de cette pollution. Une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu peut constituer une première étape utile pour aider les exploitants des zones de loisirs aquatiques, les fournisseurs de services et les autorités locales à déterminer les sources de contamination qui risquent d'influer sur la qualité des lieux dont ils sont responsables.

Dans l'état actuel des choses, il n'est pas possible de recommander une méthode standard d'identification des sources de contamination fécale qui pourrait s'appliquer à toute situation liée à la qualité des eaux récréatives. Le choix de la méthode de dépistage à utiliser dépendra de facteurs tels que la complexité et le nombre possible de sources de pollution fécale, de considérations de nature géographique et temporelle relatives à la zone d'étude, et de la disponibilité des fonds, de l'équipement et des experts requis pour réaliser l'étude. Les personnes qui choisissent d'adopter cette approche trouveront des conseils sur le choix d'une méthode appropriée de dépistage microbiologique des sources de pollution dans des publications de l'U.S. EPA (2005b) et de l'U.S. Geological Survey (Stoeckel, 2005).

Bibliographie

Adcock, P.W. et Saint, C.P. (2001). Rapid confirmation of *Clostridium perfringens* by using chromogenic and fluorogenic substrates. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67 : 4382-4384.

Agence de la santé publique du Canada (2004). Maladies à déclaration obligatoire en direct : leptospirose. Disponible à : http://dsol-smed.phac-aspc.gc.ca/dsol-smed/ndis/index_f.html

Alberta Environment (1999). Surface water quality guidelines for use in Alberta. Environmental Assurance Division, Science and Standards Branch, Edmonton, Alberta. Publication n° T/483. Disponible à : <http://environment.gov.ab.ca/info/library/5713.pdf>

Alderisio, K.A. et DeLuca, N. (1999). Seasonal enumeration of fecal coliform bacteria from the feces of ring-billed gulls (*Larus delawarensis*) and Canada geese (*Branta canadensis*). *Appl. Environ. Microbiol.*, 65(12) : 5628-5630.

Alexander, L.M., Heaven, A., Tennant, A. et Morris, R. (1992). Symptomatology of children in contact with sea water contaminated with sewage. *J. Epidemiol. Community Health*, 46 : 340-344.

Allsop, K. et Stickler, D.J. (1985). An assessment of *Bacteroides fragilis* group organisms as indicators of human faecal pollution. *J. Appl. Bacteriol.*, 58 : 95-99.

Alm, E.W., Burke, J. et Spain, A. (2003). Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Res.*, 37 : 3978-3982.

Anderson, K.L., Whitlock, J.E. et Harwood, V.J. (2005). Persistence and differential survival of fecal indicator bacteria in subtropical waters and sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71(6) : 3041-3048.

Anonyme (1996). Proposed amendments to the Hawaii administrative rules chapter 11-54-08, recreational waters. Dans : Water quality standards. Department of Health, State of Hawaii. p. 54-86.

APHA, AWWA et WEF (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21^{ème} éd. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, DC.

Aráoz, R., Molgó, J. et Tandeau de Marsac, N. (2009). Neurotoxic cyanobacterial toxins. *Toxicon*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.07.036>

Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K. et Snozzi, M. (2001). Indicators of microbial water quality. Dans : Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease.

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

L. Fewtrell et J. Bartram (dir. de pub.). IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, pour l'Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse. p. 289-315.

Ballester, N.A., Fontaine, J.H. et Margolin, A.B. (2005). Occurrence and correlations between coliphages and anthropogenic viruses in the Massachusetts Bay using enrichment and ICC-nPCR. *J. Water Health*, 3 : 59-68.

Bartram, J. et Rees, G. (2000). *Monitoring bathing waters*. E & FN Spon, New York, New York.

Barwick, R.S., Levy, D.A., Craun, G.F., Beach, M.J. et Calderon, R.L. (2000). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1997-1998. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 49 : 1-21.

Basu, P.K., Avaria, M., Cutz, A. et Chipman, M. (1984). Ocular effects of water from acidic lakes: an experimental study. *Journal canadien d'ophtalmologie*, 19 : 134-141.

Bernhard, A.E. et Field, K.G. (2000a). Identification of nonpoint sources of fecal pollution in coastal waters by using host-specific 16S ribosomal DNA genetic markers from fecal anaerobes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66 : 1587-1594.

Bernhard, A.E. et Field, K.G. (2000b). A PCR assay to discriminate human and ruminant feces on the basis of host differences in *Bacteroides-Prevotella* genes encoding 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66 : 4571-4574.

Bisson, J.W. et Cabelli, V.J. (1980). *Clostridium perfringens* as a water pollution indicator. *J Water Pollut. Control Fed.*, 52 : 241-248.

Boehm, A.B., Grant, S.B., Kim, J.H., Mowbray, S.L., McGee, C.D., Clark, C.D., Foley, D.M. et Wellman, D.E. (2002). Decadal and shorter period variability of surf zone water quality at Huntington Beach, California. *Environ. Sci. Technol.*, 36 : 3885-3892.

Boehm, A.B., Fuhrman, J.A., Mrše, R.D. et Grant, S.B. (2003). Tiered approach for identification of a human fecal pollution source at a recreational beach: case study at Avalon Bay, Catalina Island, California. *Environ. Sci. Technol.*, 37 : 673-680.

Boehm, A.B., Shellenbarger, G.G. et Paytan, A. (2004). Groundwater discharge: Potential association with fecal indicator bacteria in the surf zone. *Environ. Sci. Technol.*, 38 : 3558-3566.

Bolton, F.J., Surman, S.B., Martin, K., Wareing, D.R. et Humphrey, T.J. (1999). Presence of *Campylobacter* and *Salmonella* in sand from bathing beaches. *Epidemiol. Infect.*, 122(1) : 7-13.

Bosch, A. (1998). Human enteric viruses in the water environment: a minireview. *Int. Microbiol.*, 1(3) : 191-196.

Bower, P.A., Scopel, C.O., Jensen, E.T., Depas, M.M. et McLellan, S.L. (2005). Detection of genetic markers of fecal indicator bacteria in Lake Michigan and determination of their relationship to *Escherichia coli* densities using standard microbiological methods. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71 : 8305-8313.

Brion, G.M., Meschke, J.S. et Sobsey, M.D. (2002). F-specific RNA coliphages: occurrence, types, and survival in natural waters. *Water Res.*, 36 : 2419-2425.

British Columbia Ministry of Health (2005). Swimmer's itch. BC Health Files, n° 52, août.

British Columbia Ministry of Health (2007). Communication personnelle.

Brittain, S.M., Wang, J., Babcock-Jackson, L., Carmicheal, W.W., Rinehart, K.L. et Culver, D.A. (2000). Isolation and characterization of microcystins, cyclic heptapeptide hepatotoxins from a Lake Erie strain of *Microcystis aeruginosa*. *J. Great Lakes Res.*, 26 : 241-249.

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

- 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 (VOCs) in drinking water. *Am. J. Public Health*, 74(5) : 479-484.
- Bruneau, A., Rodrigue, H., Ismael, J., Dion, R. et Allard, R. (2004). Éclosion de *E. coli* O157:H7 associée à la baignade à une plage publique de la région de Montréal-Centre. *Relevé des maladies transmissibles au Canada*, 30 : 133-136.
- Byappanahalli, M.N. et Fujioka, R.S. (1998). Evidence that tropical soil environment can support the growth of *Escherichia coli*. *Water Sci. Technol.* 38(12) : 171-174.
- Byappanahalli, M., Fowler, M., Shively, D. et Whitman, R. (2003). Ubiquity and persistence of *Escherichia coli* in a Midwestern coastal stream. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(8) : 4549-4555.
- Byappanahalli, M.N., Whitman, R.L., Shively, D.A., Sadowsky, M.J. et Ishii, S. (2006). Population structure, persistence, and seasonality of autochthonous *Escherichia coli* in temperate, coastal forest soil from a Great Lakes watershed. *Environ. Microbiol.*, 8(3) : 504-513.
- Cabelli, V.J. (1983). Health effects criteria for marine recreational waters. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA-600/1-80-031).
- 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.
- Caccio, S.M. (2003). Molecular techniques to detect and identify protozoan parasites in the environment. *Acta Microbiol. Pol.*, 52(Suppl.) : 23-34.
- Calci, K.R., Burkhardt, W., III, Watkins, W.D. et Rippey, S.R. (1998). Occurrence of male-specific bacteriophage in feral and domestic animal wastes, human feces, and human-associated wastewaters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64 : 5027-5029.
- Calderon, R.L., Mood, E.W. et Dufour, A.P. (1991). Health effects of swimmers and nonpoint sources of contaminated water. *Int. J. Environ. Health Res.*, 1 : 21-31.
- Carillo, E., Ferrero, L.M., Alonso-Andicoberry, C., Basanta, A., Martin, A., Lopez-Rodas, V. et Costas, E. (2003). Interstrain variability in toxin production in populations of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* from water supply reservoirs of Andalusis and lagoons of Donana National Park (southern Spain). *Phycologia*, 42(3) : 269-274.
- Carson, A.C., Shear, B.L., Ellersieck, M.R. et Asfaw, A. (2001). Identification of fecal *Escherichia coli* from humans and animals by ribotyping. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67 : 1503-1507.
- CCME (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.
- CCME (2004). *De la source au robinet : Guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine*. Produit conjointement par le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable et le Groupe de travail sur la qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres de l'environnement. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/drink-potab/multi-barrier/index-fra.php
- CDC (2004a). Parasites and Health: Cercarial Dermatitis. DPDx Laboratory Identification of Parasites of Public Health Concern. Centers for Disease Control and Prevention, United States Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgia.
- CDC (2004b). Parasitic Disease Information – Fact Sheet: Cercarial dermatitis. Division of Parasitic Diseases. Centers for Disease Control and Prevention, United States Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgia.

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

- CDC (2005a). Shigellosis. Division of Bacterial and Mycotic Diseases, Centers for Disease Control and Prevention, United States Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgia. Disponible à : www.cdc.gov.
- CDC (2005b). Leptospirosis. Division of Bacterial and Mycotic Diseases, Centers for Disease Control and Prevention, United States Department of Health and Human Services, Atlanta, Georgia. Disponible à : www.cdc.gov
- Chambers, P.A., M. Guy, E.S. Roberts, M.N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster (2001). Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada. 282 p.
- Chandran, A. et Mohamed Hatha, A.A. (2005). Relative survival of *Escherichia coli* and *Salmonella typhimurium* in a tropical estuary. *Water Res.*, 39(7) : 1397-1403.
- Chappell, C.L., Okhuysen, P.C., Sterling, C.R., Wang, C., Jakubowski, W. et Dupont, H.L. (1999). Infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy adults with pre-existing anti-*C. parvum* serum immunoglobulin G. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 60(1) : 157-164.
- Chappell, C.L., Okhuysen, P.C., Langer-Curry, R., Widmer, G., Akiyoshi, D.E., Tanriverdi, S. et Tzipori, S. (2006). *Cryptosporidium hominis*: experimental challenge of healthy adults. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 75(5) : 851-857.
- Chapron, C.D., Ballester, N.A., Fontaine, J.H., Frades, C.N. et Margolin, A.B. (2000). Detection of astroviruses, enteroviruses, and adenovirus types 40 and 41 in surface waters collected and evaluated by the information collection rule and an integrated cell culture-nested PCR procedure. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66 : 2520-2525.
- Charoenca, N. et Fujioka, R. (1995). Association of staphylococcal skin infections and swimming. *Water Sci. Technol.*, 31 : 11-18.
- Cheung, W.H., Chang, K.C., Hung, R.P. et Kleeven, J.W. (1990). Health effects of beach water pollution in Hong Kong. *Epidemiol. Infect.*, 105 : 139-162.
- Chorus, I. et Bartram, J. (dir. de pub.) (1999). Toxic cyanobacteria in water: A guide to public health significance, monitoring and management. E. & F.N. Spon / Chapman & Hall, Londres, Royaume-Uni.
- Chorus, I., Falconer, I.R., Salas, H.J. et Bartram, J. (2000). Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *J. Toxicol. Environ. Health B*, 3 : 323-347.
- CIRC (2010). Ingested Nitrate and Nitrite, and Cyanobacterial peptide toxins. Centre international de recherche sur le cancer, Lyon, France. Disponible à : <http://monographs.iarc.fr>.
- City of Racine Health Department (2006). Communication personnelle de J.L. Kinzelman. Racine, Wisconsin.
- 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.
- Clean Beaches Council (2005). 2005 state of the beach report: Bacteria and sand—A national call to action. Juillet. Washington, DC.
- Cliver, D.O. et Moe, C.L. (2004). Prospects of waterborne viral zoonoses. Dans : *Waterborne zoonoses: identification, causes, and control*. J.A. Cotruvo, A. Dufour, G. Rees, J. Bartram, R. Carr, D.O. Cliver, G.F. Craun, R. Fayer et V.P.J. Gannon (dir. de pub.). IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni. p. 242-254.
- Codd, G.A., Morrison, L.F. et Metcalf, J.S. (2005). Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 203(3) : 264-272.
- Cole, D., Long, S.C. et Sobsey, M.D. (2003). Evaluation of F⁺ RNA and DNA coliphages as source-specific indicators of fecal contamination in surface waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69 : 6507-6514.

Commission mixte internationale (1987). Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (tel que modifié par le Protocole signé le 18 novembre 1987). Commission mixte internationale (États-Unis et Canada), Washington, DC et Ottawa, Ontario.

Conboy, M.J. et Goss, M.J. (2003). Identification of assemblage indicator organisms to assess timing and source of bacterial contamination in groundwater. *Water Air Soil Pollut.*, 129 : 101-118.

Contreras-Coll, N., Lucena, F., Mooijman, K., Havelaar, A., Pierz, V., Boque, M., Gawler, A., Holler, C., Lambiri, M., Mirolo, G., Moreno, B., Niemi, M., Sommer, R., Valentin, B., Wiedenmann, A., Young, V. et Jofre, J. (2002). Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe. *Water Res.*, 36(20) : 4963-4974.

Corbett, S.J., Rubin, G.L., Curry, G.K. et Kleinbaum, D.G. (1993). The health effects of swimming at Sydney beaches. The Sydney Beach Users Study Advisory Group. *Am. J. Public Health*, 83 : 1701-1706.

Cox, P.A., Banack, S.A. et Murch, S.J. (2003). Biomagnification of cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease among the Chamorro people of Guam. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 100(23) : 13380-13383.

Cox, P.A., Banack, S.A. et Murch, S.J. (2005). Diverse taxa of cyanobacteria produce b-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 102 (14), 5074-5078.

Crabtree, K.D., Gerba, C.P., Rose, J.B. et Haas, C.N. (1997). Waterborne adenovirus: a risk assessment. *Water Sci. Technol.*, 35 : 1-6.

Craun, G.F., Calderon, R.L. et Craun, M.F. (2005). Outbreaks associated with recreational water in the United States. *Int. J. Environ. Health Res.*, 15 : 243-262.

CRC (2004). Leptospirosis in Ireland. Health Stream, décembre. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment, Adelaide, Australie.

CRC (2005). Cyanobacteria-Alzheimer's Link? Health Stream, juin. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment, Adelaide, Australie.

Croix-Rouge canadienne (2006). Les noyades et autres traumatismes liés à l'eau au Canada, 1991-2000. Module 2 : La glace et l'eau froide. La Société canadienne de la Croix-Rouge, Ottawa, Ontario.

Croix-Rouge canadienne (2008). Hypothermie et eau froide. Disponible à : www.croixrouge.ca/article.asp?id=15205&tid=024

Croix-Rouge canadienne (2011). États d'urgence dus à la chaleur. Disponible à : www.croixrouge.ca/article.asp?id=5079&tid=021

Davies, R.B. et Hibler, C.P. (1979). Animal reservoirs and cross-species transmission of *Giardia*. Dans : *Waterborne transmission of giardiasis*. W. Jakubowski et J.C. Hoff (dir. de pub.). United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA 600/9-79-001). p. 104-126.

Davies, C.M., Long, J.A., Donald, M. et Ashbolt, N.J. (1995). Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61 : 1888-1896.

Denis-Mize, K., Fout, G.S., Dahling, D.R. et Francy, D.S. (2004). Detection of human enteric viruses in stream water with RT-PCR and cell culture. *J. Water Health*, 2(1) : 37-47.

Desmarais, T.R., Solo-Gabriele, H.M. et Palmer, C.J. (2002). Influence of soil on fecal indicator organisms in a tidally influenced subtropical environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68(3) : 1165-1172.

- Dillenberg, H.O et Dehnel, M.K. (1960). Toxic water bloom in Saskatchewan 1959. J. Assoc. méd. can., 83 : 1151-1154.
- Dillon, P.J., Jeffries, D.S., Snyder, W., Reid, R., Yan, N.D., Evans, D., Moss, J. et Schieder, W.A. (1978). Acidic precipitation in south-central Ontario: recent observations. J. Fish. Res. Board Can., 35 : 809-815.
- Dittmann, E. et Börner, T. (2005). Genetic contributions to the risk assessment of microcystin in the environment. Toxicol. Appl. Pharmacol., 203(3) : 192-200.
- Dombek, P.E., Johnson, L.K., Zimmerley, S.T. et Sadowsky, M.J. (2000). Use of repetitive DNA sequences and the PCR to differentiate *Escherichia coli* isolates from human and animal sources. Appl. Environ. Microbiol., 66 : 2572-2577.
- Dorner, S.M., Anderson, W.B., Gaulin, T., Candon, H.L., Slawson, R.M., Payment, P. et Huck, P.M. (2007). Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. J. Water Health, 5(2) : 241-257.
- dos Anjos, F.M., Bittencourt-Oliveira, Mdo C, Zajac, M.P., Hiller, S., Christian, B., Erler, K., Luckas, B. et Pinto, E. (2006). Detection and harmful cyanobacteria and their toxins by both PCR amplification and LC-MS during a bloom event. Toxicon, 48(3) : 239-245.
- 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 water recreational waters. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (EPA 600/1-84-004).
- Dufour, A.P. et Cabelli, V.J. (1976). Characteristics of *Klebsiella* from textile finishing plant effluents. J. Water Pollut. Control Fed., 48(5) : 872-879.
- Dufour, A.P., Calderon, R.L., Beach, M.J. et Sams, E.A. (2003). National epidemiological and environmental assessment of recreational water study. Résumé. 3rd Annual Great Lakes Beach Association Meeting in conjunction with the Lake Michigan: State of the Lake 03 Conference. Muskegon, MI. Disponible à : www.gvsu.edu
- Duncan, M.W. et Marini, A.M. (2006). Debating the cause of a neurological disorder. Science. 313(5794) :1737.
- DuPont, H.L., Chappell, C.L., Sterling, C.R., Okhuysen, P.C., Rose, J.B. et Jakubowski, W. (1995). The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. N. Engl. J. Med., 332 : 855-859.
- Duran, A.E., Muniesa, M., Mendez, X., Valero, F., Lucena, F. et Jofre, J. (2002). Removal and inactivation of indicator bacteriophages in fresh waters. J. Appl. Microbiol., 92 : 338-347.
- Dwight, R.H., Baker, D.B., Semenza, J.C. et Olson, B.H. (2004). Health effects associated with recreational coastal water use: urban versus rural California. Am. J. Public Health, 94(4) : 565-567.
- Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J. et Allen, M.J. (2000). *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. Symp. Ser. Soc. Appl. Microbiol., 29 : 106S-116S.
- Edge, T.A. et Hill, S. (2007). Multiple lines of evidence to identify the sources of fecal pollution at a freshwater beach in Hamilton Harbour, Lake Ontario. Wat. Res. 41(16) :3585-3594.
- Edge, T.A. et Schaefer, K.A. (dir. de pub.) (2006). Microbial source tracking in aquatic ecosystems: the state of the science and an assessment of needs. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington, Ontario. 23 p. (Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE, n° 7; Ateliers sur les sciences de l'eau et les politiques).

Elliot, E.L. et Colwell, R.R. (1985). Indicator organisms for estuarine and marine waters. *FEMS Microbiol. Rev.*, 32 : 61-79.

Environnement Canada (1972). Guidelines for water quality objectives and standards. Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, Ontario (Bulletin technique n° 67).

Erlandsen, S.L., Sherlock, L.A., Januschka, M., Schupp, D.G., Schaefer, F.W., III, Jakubowski, W. et Bemrick, W.J. (1988). Cross-species transmission of *Giardia* spp.: inoculation of beavers and muskrats with cysts of human, beaver, mouse, and muskrat origin. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54(11) : 2777-2785.

Esiobu, N., Mohammed, R., Echeverry, A., Green, M., Bonilla, T., Hartz, A., McCorquodale, D. et Rogerson, A. (2004). The application of peptide nucleic acid probes for rapid detection and enumeration of eubacteria, *Staphylococcus aureus* and *Pseudomonas aeruginosa* in recreational beaches of S. Florida. *J. Microbiol. Methods*, 57(2) : 157-162.

Evans, O., Wymer, L., Behymer, T. et Dufour, A. (2006). An observational study: determination of the volume of water ingested during recreational swimming activities. Dans : Proceedings of the 2006 National Beaches Conference, Niagara Falls, NY. Office of Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Falconer, I.R. (2005). Cyanobacterial toxins of drinking water supplies—cylindrospermopsin and microcystins. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Falconer, I.R. et Humpage, A.R. (2001). Preliminary evidence for in-vivo tumour initiation by oral administration of extracts of the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* containing the toxin cylindrospermopsin. *Environ. Toxicol.*, 16(2) : 192-195.

Falconer, I.R. et Humpage, A.R. (2006). Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water supplies: Cylindrospermopsins. *Environ. Toxicol.*, 21(4) :299-304.

Falkinham, J.O. III. (2002). Nontuberculous mycobacteria in the environment. *Clin. Chest Med.*, 23(3) : 529-551.

Fawell, J.K., Mitchell, R.E., Everett, D.J. et Hill, R.E. (1999). The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: I. Microcystin-LR. *Hum. Exp. Toxicol.*, 18(3) : 162-167.

Ferguson, D.M., Moore, D.F., Getrich, M.A. et Zhouwandai, M.H. (2005). Enumeration and speciation of enterococci found in marine and intertidal sediments and coastal water in southern California. *J. Appl. Microbiol.*, 99(3) : 598-608.

Ferley, J.P., Zmirou, D., Balducci, F., Baleux, B., Fera, P., Larbaigt, G., Jacq, E., Moissonnier, B., Blineau, A. et Boudot, J. (1989). Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. *Int. J. Epidemiol.*, 18 : 198-205.

Fewtrell, L., Godfree, A.F., Jones, F., Kay, D., Salmon, R.L. et Wyer, M.D. (1992). Health effects of white-water canoeing. *Lancet*, 339 : 1587-1589.

Fewtrell, L., Kay, D., Salmon, R., Wyer, M., Newman, G. et Bowering, G. (1994). The health effects of low-contact water activities in fresh and estuarine waters. *J. Inst. Water Environ. Manage.*, 8 : 97-101.

Field, K.G., Bernhard, A.E. et Brodeur, T.J. (2003). Molecular approaches to microbiological monitoring: fecal source detection. *Environ. Monit. Assess.*, 81 : 313-326.

Fiksdal, L., Maki, J.S., LaCroix, S.J. et Staley, J.T. (1985). Survival and detection of *Bacteroides* spp., prospective indicator bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49 : 148-150.

Finegold, S.M., Sutter, V.L. et Mathison, G.E. (1983). Normal indigenous intestinal flora. Dans : Human intestinal microflora in health and disease. D.J. Hentges (dir. de pub.). Academic Press, New York, New York. p. 3-31.

- Fitzgeorge, R.B., Clark, S.A. et Keevil, C.W. (1994). Routes of intoxication. Dans : 1st International Symposium on Detection Methods for Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins. G.A. Codd, T.M. Jeffries, C.W. Keevil et E. Potter (dir. de pub.). Royal Society of Chemistry, Cambridge, Royaume-Uni. p. 69-74.
- Fleisher, J.M., Kay, D., Salmon, R.L., Jones, F., Wyer, M.D. et Godfree, A.F. (1996). Marine waters contaminated with domestic sewage: nonenteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom. *Am. J. Public Health*, 86 : 1228-1234.
- Fogarty, L.R., Haack, S.K., Wolcott, M.J. et Whitman, R.L. (2003). Abundance and characteristics of the recreational water quality indicator bacteria *Escherichia coli* and enterococci in gull faeces. *J. Appl. Microbiol.*, 94 : 865-878.
- Fong, T.T. et Lipp, E.K. (2005). Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 69(2) : 357-371.
- Formiga-Cruz, M., Allard, A.K., Conden-Hansson, A.-C., Henshilwood, K., Hernroth, B.E., Jofre, J., Lees, D.N., Lucena, F., Papapetropoulou, M., Rangdale, R.E., Tsibouxi, A., Vantarakis, A. et Girones, R. (2003). Evaluation of potential indicators of viral contamination in shellfish and their applicability to diverse geographical areas. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(3) : 1556-1563.
- Francy, D. (2007). Ohio Nowcasting Beach Advisories. Disponible à : www.ohionowcast.info
- Fricker, C.R. (2006). Campylobacter. Dans : AWWA Manual of Water Supply Practices – M48 Second edition: Waterborne Pathogens. American Water Works Association, Denver Colorado. p. 87-91.
- Fujioka, R.S. et Shizumura, L.K. (1985). *Clostridium perfringens*, a reliable indicator of stream water quality. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 57 : 986-992.
- Funari, E. et Testai, E. (2008). Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Crit. Rev. Toxicol.*, 38 : 97-125.
- Fung, D.Y.C. (2004). Rapid methods for the detection and enumeration of microorganisms in water. Dans : Waterborne zoonoses: identification, causes, and control. J.A. Cotruvo, A. Dufour, G. Rees, J. Bartram, R. Carr, D.O. Cliver, G.F. Craun, R. Fayer et V.P.J. Gannon (dir. de pub.). IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni. p. 367-376.
- Gammie, A.J. et Wyn-Jones, A.P. (1997). Does hepatitis A pose a significant health risk to recreational water users? *Water Sci. Technol.*, 35(11-12) : 171-177.
- Gantzer, C., Maul, A., Audic, J.M. et Schwartzbrod, L. (1998). Detection of infectious enteroviruses, enterovirus genomes, somatic coliphages, and *Bacteroides fragilis* phages in treated wastewater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64 : 4307-4312.
- Gantzer, C., Henny, J. et Schwartzbrod, L. (2002). *Bacteroides fragilis* and *Escherichia coli* bacteriophages in human faeces. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 205 : 325-328.
- Gaudin, J., Le Hegarat, L., Nesslany, F., Marzin, D. et Fessard, V. (2009). In vivo genotoxic potential of microcystin-LR: a cyanobacterial toxin, investigated both by the unscheduled DNA synthesis (UDS) and the comet assays after intravenous administration. *Environ. Toxicol.* 24(2) : 200-209.
- Gauthier, F. et Archibald, F. (2001). The ecology of “fecal indicator” bacteria commonly found in pulp and paper mill water systems. *Water Res.*, 35 : 2207-2218.
- Geldreich, E.E. (1976). Microbiology of water. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48 : 1338-1356.

Geldreich, E.E. (revu par Degnan, A.J.) (2006). Pseudomonas. Dans : AWWA Manual of Water Supply Practices – M48 Second edition: Waterborne Pathogens. American Water Works Association, Denver Colorado. p. 131-134.

Gerba, C.P. (2000). Assessment of enteric pathogen shedding by swimmers during recreational activity and its impact on water quality. Quant. Microbiol., 2 : 55-68.

Gerba, C.P., Rose, J.B., Haas, C.N. et Crabtree, K.D. (1996). Waterborne rotavirus—A risk assessment. Water Res., 30(12) : 2929-2940.

Giani, A., Bird, D.F., Prairie, Y.T. et Lawrence, J.F. (2005). Empirical study of cyanobacterial toxicity along a trophic gradient of lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. / Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 62 : 2100-2109.

Gibson, A.K. et Smith, J.R. (1988). The use of enterococci as an indicator of receiving water quality. Greater Vancouver Regional District, British Columbia.

Glassmeyer, S.T., Furlong, E.T., Kolpin, D.W., Cahill, J.D., Zaugg, S.D., Werner, S.L., Meyer, M.T. et Kryak, D.D. (2005). Transport of chemical and microbial compounds from known wastewater discharges: potential for use as indicators of human fecal contamination. Environ. Sci. Technol., 39(14) : 5157-5169.

Gouvernement du Canada (1991). Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes, vol. 1. Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, Ontario.

Grabow, W.O.K. (2001). Bacteriophages: update on application as models for viruses in water. Water SA, 27(2) : 251-268.

Grabow, W.O.K., Newbrech, T.E., Holtshausen, C.S. et Jofre, J. (1995). *Bacteroides fragilis* and *Escherichia coli* bacteriophages: excretion by humans and animals. Water Sci. Technol., 31(5-6) : 223-230.

Griffin, D.W., Gibson, C.J., Lipp, E.K., Riley, K., Paul, J.H., III et Rose, J.B. (1999). Detection of viral pathogens by reverse transcriptase PCR and of microbial indicators by standard methods in the canals of the Florida Keys. Appl. Environ. Microbiol., 65 : 4118-4125.

Griffin, D.W., Donaldson, K.A., Paul, J.H. et Rose, J.B. (2003). Pathogenic human viruses in coastal waters. Clin. Microbiol. Rev., 16(1) : 129-143.

Griffith, J.F., Weisburg, S.B. et McGee, C.D. (2003). Evaluation of microbial source tracking methods using mixed fecal sources in aqueous test samples. J. Water Health, 1 : 141-151.

Griffiths, T. (1999). Better Beaches: Management and Operation of Safe and Enjoyable Swimming Beaches. National Recreation and Parks Association, National Aquatic Section, Ashburn, Virginia.

Guy, R.A., Payment, P., Krull, U.J. et Horgen, P.A. (2003). Real-time PCR for quantification of *Giardia* and *Cryptosporidium* in environmental water samples and sewage. Appl. Environ. Microbiol., 69(9) : 5178-5185.

Haas, C.N. (1983). Effect of effluent disinfection on risks of viral disease transmission via recreational water exposure. J. Water Pollut. Control Fed., 55(8) : 1111-1116.

Haile, R.W., Witte, J.S., Gold, M., Cressey, R., McGee, C., Millikan, R.C., Glasser, A., Harawa, N., Ervin, C., Harmon, P., Harper, J., Dermand, J., Alamillo, J., Barrett, K., Nides, M. et Wang, G. (1999). The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff. Epidemiology, 10 : 355-363.

Hall, N.H. (2006). Legionella. Dans : AWWA Manual of Water Supply Practices – M48 Second edition: Waterborne Pathogens. American Water Works Association, Denver Colorado. p. 119-124

- Hamelin, K., Bruant, G., El-Shaarawi, A., Hill, A., Edge, T.A., Bekal, S., Fairbrother, J., Harel, J., Maynard, C., Masson, L. et Brousseau, R. (2006). A virulence and antimicrobial resistance DNA microarray detects a high frequency of virulence genes in *Escherichia coli* isolates from Great Lakes recreational waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72 : 4200-4206.
- Hardina, C.M. et Fujioka, R.S. (1991). Soil: The environmental source of *Escherichia coli* and enterococci in Hawaii's streams. *Environ. Toxicol. Water Qual. Int. J.*, 6 : 185-195.
- Harrington, J.F., Wilcox, D.N., Giles, P.S., Ashbolt, N.J., Evans, J.C. et Kirton, H.C. (1993). The health of Sydney surfers: an epidemiological study. *Water Sci. Technol.*, 27 : 175-182.
- Hartz, A., Cuvelier, M., Nowosielski, K., Bonilla, T.D., Green, M., Esiobu, N., McCorquodale, D.S. et Rogerson, A. (2008). Survival potential of *Escherichia coli* and Enterococci in subtropical beach sand: implications for water quality managers. *J. Environ. Qual.*, 37(3) : 898-905.
- Havelaar, A.H. et Pot-Hogebom, W.M. (1988). F-specific RNA bacteriophages as model viruses in water hygiene: ecological aspects. *Water Sci. Technol.*, 20 : 399-407.
- Havelaar, A.H., Pot-Hogebom, W.M., Furuse, K., Pot, R. et Hormann, M.P. (1990). F-specific RNA bacteriophages and sensitive host strains in faeces and wastewater of human and animal origin. *J. Appl. Bacteriol.*, 69 : 30-37.
- Havelaar, A.H., van Olphen, M. et Drost, Y.C. (1993). F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59 : 2956-2962.
- Heaney, C.D., Sams, E., Wing, S., Marshall, S., Brenner, K., Dufour, A.P. et Wade, T.J. (2009). Contact with beach sand among beachgoers and risk of illness. *Am. J. Epidemiol.*, 170(2) : 164-72.
- Hernroth, B.E., Conden-Hansson, A.C., Rehnstam-Holm, A.S., Girones, R. et Allard, A.K. (2002). Environmental factors influencing human viral pathogens and their potential indicator organisms in the blue mussel, *Mytilus edulis*: the first Scandinavian report. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68 : 4523-4533.
- Hewlett, E.L., Andrews, J.S., Jr., Ruffier, J. et Schaefer, F.W., III (1982). Experimental infection of mongrel dogs with *Giardia lamblia* cysts and cultured trophozoites. *J. Infect. Dis.*, 145(1) : 89-93.
- Hibler, C.P., Hancock, C.M., Perger, L.M., Wegrzyn, J.G. et Swabby, K.D. (1987). Inactivation of *Giardia* cysts with chlorine at 0.5 to 5.0°C. Technical Research Series, American Water Works Association, Denver, Colorado. 39 p.
- Hill, R., Knight, I., Anikis, M. et Colwell, R. (1993). Benthic distribution of sewage sludge indicated by *Clostridium perfringens* at a deep-ocean dump site. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59 : 47-51.
- Holdeman, L.V., Good, I.J. et Moore, W.E. (1976). Human fecal flora: variation in bacterial composition within individuals and a possible effect of emotional stress. *Appl. Environ. Microbiol.*, 31 : 359-375.
- Hörman, A., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L., von Bonsdorff, C., Torvela, N., Heikinheimo, A. et Hänninen, M. (2004). *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., noroviruses, and indicator organisms in surface water in southwestern Finland, 2000-2001. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70(1) : 87-95.
- Hunter, P.R. (1997). *Waterborne disease—Epidemiology and ecology*. John Wiley and Sons, Chichester, R.-U.
- 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.
- Hussain, M., Rae, J., Gilman, A. et Kauss, P. (1998). Lifetime health risk assessment from exposure of recreational users to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 35 : 527-531.

INRE (2006). Communication personnelle de T.A. Edge. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.

INSPQ (2004). Cyanobactéries et cyanotoxines (eau potable et eaux récréatives). Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine. Institut national de santé publique du Québec. Groupe scientifique sur l'eau. Disponible à : www.inspq.qc.ca/

International Association for Food Protection (2002). Procedures to investigate waterborne illness. 2^{ème} éd. Waterborne Disease Subcommittee, Committee on Communicable Diseases Affecting Man, Des Moines, Iowa.

Ishii, S., Ksoll, W.B., Hicks, R.E. et Sadowsky, M.J. (2006a). Presence and growth of naturalized *Escherichia coli* in temperate soils from Lake Superior watersheds. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(1) : 612-621.

Ishii, S., Yan, T., Shively, D.A., Byappanahalli, M.N., Whitman, R.L. et Sadowsky, M.J. (2006b). *Cladophora* (Chlorophyta) spp. harbor human bacterial pathogens in nearshore water of Lake Michigan. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(7) : 4545-4553.

ISO (1998). Qualité de l'eau – Recherche et dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes – Partie 3: Méthode miniaturisée (nombre le plus probable) pour la recherche et le dénombrement des *E. coli* dans les eaux de surface et résiduaires. ISO 1998: 9308-3. Organisation internationale de normalisation. Genève, Suisse. Disponible à : www.iso.org

ISO (2000). Qualité de l'eau – Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux – Partie 1: Méthode miniaturisée (nombre le plus probable) pour les eaux de surface et résiduaires. ISO 2000: 7899-2. Organisation internationale de normalisation. Genève, Suisse. Disponible à : www.iso.org

Jamieson, R.C., Gordon, R.J. et Tattie, S.C. (2003). Sources and persistence of fecal coliform bacteria in a rural watershed. *Wat. Qual. Res. J. Canada*, 38(1) : 33-47.

Jamieson, R.C., Joy, D.H., Lee, H., Kostachuk, R. et Gordon, R.J. (2004). Persistence of enteric bacteria in alluvial streams. *J. Environ. Eng. Sci.*, 3 : 203-212.

Jiang, S.C. et Chu, W. (2004). PCR detection of pathogenic viruses in southern California urban rivers. *J. Appl. Microbiol.*, 97 : 17-28.

Jiang, S.C., Noble, R. et Chu, W. (2001). Human adenoviruses and coliphages in urban runoff-impacted coastal waters of southern California. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67(1) : 179-184.

Jiang, J., Alderisio, K.A. et Xiao, L. (2005). Distribution of *Cryptosporidium* genotypes in storm event water samples from three watersheds in New York. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71 : 4446-4454.

Jochimsen, E.M., Carmicheal, W.W., An, J., Cardo, D.M., Cookson, S.T., Holmes, C.E.M., Antunes, M.B. de C., Filho, D.A. de M., Lyra, T.M., Barreto, V.S.T., Azvedo, S.M.F.O. et Jarvis, W.R. (1998). Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a dialysis center in Brazil. *N. Engl. J. Med.*, 338 : 873-878.

Johnson, D.C., Enriquez, C.E., Pepper, I.L., Davis, T.L., Gerba, C.P. et Rose, J.B. (1997). Survival of *Giardia*, *Cryptosporidium*, poliovirus, and *Salmonella* in marine waters. *Water Sci. Technol.*, 35 : 261-268.

Jones, G. et Armstrong, N. (2001). Long-term trends in total nitrogen and total phosphorus concentrations in Manitoba streams. Water Quality Management Section, Water Branch, Manitoba Conservation, Winnipeg, Manitoba. 154 p. (Rapport n° 2001-7.) Disponible à : www.internationalwaterinstitute.org/forms/papers/7BArmstrong.pdf

- Jones, G., Gurney, S. et Rocan, D. (1998). Water quality in farm and recreational surface water supplies of southwestern Manitoba: 1995 sampling results. Manitoba Environment, Winnipeg, Manitoba. 86 p. (Rapport n° 98-05).
- Jones, G.J. et Orr, I.R. (1994). Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Res.*, 28(4) : 871- 876.
- Kator, H. et Rhodes, M. (1994). Microbial and Chemical Indicators. Dans : Environmental indicators and shellfish safety. C.R. Hackney et M.D. Pierson (dir. de pub.). Chapman and Hall, New York, NY. p. 31-91.
- Kay, D., Fleisher, J.M., Salmon, R.L., Jones, F., Wyer, M.D., Godfree, A.F., Zelenauch-Jacquotte, Z. et Shore, R. (1994). Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomized exposure. *Lancet*, 344 : 905-909.
- Khatib, L.A., Tsai, Y.L. et Olson, B.H. (2002). A biomarker for the identification of cattle fecal pollution in water using the LTIIa toxin gene from enterotoxigenic *Escherichia coli*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 59 : 97-104.
- Khatib, L.A., Tsai, Y.L. et Olson, B.H. (2003). A biomarker for the identification of swine fecal pollution in water, using the STII toxin gene from enterotoxigenic *Escherichia coli*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 63 : 231-238.
- Kinzelman, J.L., McLellan, S.L., Daniels, A.D., Cashin, S., Singh, A., Gradus, S. et Bagley, R. (2004a). Non-point source pollution: determination of replication versus persistence of *Escherichia coli* in surface water and sediments with correlation of levels to readily measurable environmental parameters. *J. Water Health*, 2(2) : 103-114.
- Kinzelman, J.L., Pond, K.R., Longmaid, K.D. et Bagley, R.C. (2004b). The effect of two mechanical grooming strategies on *Escherichia coli* density in beach sand at a southwestern Lake Michigan beach. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, 7(3) : 425-432.
- Kinzelman, J.L., Dufour, A.P., Wymer, L.J., Rees, G., Pond, K.R. et Bagley, R.C. (2006). Comparison of multiple point and composite sampling for monitoring bathing water quality. *Lake Reserv. Manag.*, 22(2) : 95-102.
- Kon, T., Weir, S.C., Howell, E.T., Lee, H. et Trevors, J.T. (2007a). Genetic relatedness of *Escherichia coli* isolates in interstitial water from a Lake Huron (Canada) beach. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(6) : 1961-1967.
- Kon, T., Weir, S.C., Trevors, J.T., Lee, H., Champagne, J., Meunier, L., Brousseau, R. et Masson, L. (2007b). Microarray analysis of *Escherichia coli* strains from interstitial beach waters of Lake Huron (Canada). *Appl Environ Microbiol.*, 73(23) : 7757-7758.
- Korhonen, L.K. et Martikainen, P.J. (1991). Survival of *Escherichia coli* and *Campylobacter jejuni* in untreated and filtered lake water. *J. Appl. Bacteriol.*, 71 : 379-382.
- Kotak, B.G., Zurawell, R.W., Prepas, E.E. et Holmes, C.F.B. (1996). Microcystin-LR concentration in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. / Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 53 : 1974-1985.
- Kramer, M.H., Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Calderon, R.L. et Juranek, D.D. (1996). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1993-1994. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 45 : 1-33.
- Kreader, C.A. (1995). Design and evaluation of *Bacteroides* DNA probes for the specific detection of human fecal pollution. *Appl. Environ. Microbiol.*, 61 : 1171-1179.
- Kreader, C.A. (1998). Persistence of PCR-detectable *Bacteroides distasonis* from human feces in river water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64 : 4103-4105.

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

- Kreider, M.B. (1964). Pathogenic effects of extreme cold. Dans : Medical climatology. S. Licht (dir. de pub.). Elizabeth Licht Publisher, New Haven, Connecticut. p. 428-468.
- Krikelis, V., Spyrou, N., Markoulatos, P. et Serie, C. (1985). Seasonal distribution of enteroviruses and adenoviruses in domestic sewage. Rev. Can. Microbiol., 31 : 24-25.
- Kueh, C.S.W., Tam, T.Y., Lee, T., Wong, S.L., Lloyd, O.L., Yu, I.T.S., Wong, T.W., Tam, J.S. et D.C.J. Bassett (1995). Epidemiological study of swimming-associated illness relating to bathing-beach water quality. Water Sci. Technol., 31 : 1-4.
- Kullberg, A. (1992). Benthic macroinvertebrate community structure in 20 streams of varying pH and humic content. Environ. Pollut., 78 : 103-106.
- Lake County Health Department (2010). SwimCast Data. Lake County Health Department, Waukegan, Illinois. Disponible à : www.lakecountyl.gov
- Laverick, M.A., Wyn-Jones, A.P. et Carter, M.J. (2004). Quantitative RT-PCR for the enumeration of noroviruses (Norwalk-like viruses) in water and sewage. Lett. Appl. Microbiol., 39 : 127-136.
- Leclerc, H., Mossel, D.A., Edberg, S.C. et Struijk, C.B. (2001). Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. Annu. Rev. Microbiol., 55 : 201-234.
- LeChevallier, M.W. (2006). *Mycobacterium avium* complex. Dans : AWWA Manual of Water Supply Practices – M48 Second edition: Waterborne Pathogens. American Water Works Association, Denver Colorado. p. 125-130.
- Lee, J.V., Dawson, S.R., Ward, S., Surman, S.B. et Neal, K.R. (1997). Bacteriophages are a better indicator of illness rates than bacteria amongst users of a white water course fed by a lowland river. Water Sci. Technol., 35 : 165-170.
- Lee, S.H., Levy, D.A., Craun, G.F., Beach, M.J. et Calderon, R.L. (2002). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1999-2000. MMWR CDC Surveill. Summ., 51 : 1-47.
- Leecaster, M.K. et Weisberg, S.B. (2001). Effect of sampling frequency on shoreline microbiology assessments. Mar. Pollut. Bull., 42 : 1150-1154.
- Leighton, B.J., Ratzlaff, D., McDougall, C., Stewart, G., Nadine, A. et Gustafson, L. (2004). Schistosome dermatitis at Crescent Beach—Preliminary report. Environ. Health Rev., 48(1) : 5-13.
- Le Petit Larousse illustré (2001). Éditions Larousse, Paris, France.
- Lévesque, B., Brousseau, P., Simard, P., Dewailly, E., Meisels, M., Ramsay, D. et Joly, J. (1993). Impact of the Ring-billed Gull (*Larus delawarensis*) on the microbiological quality of recreational waters. Appl. Environ. Microbiol., 59(4) : 1228-1230.
- Lévesque, B., Giovenazzo, P., Guerrier, P., Laverdiere, D. et Prud'homme, H. (2002). Investigation of an outbreak of cercarial dermatitis. Epidemiol. Infect., 129 : 379-386.
- Levy, D.A., Bens, M.S., Craun, G.F., Calderon, R.L. et Herwaldt, B.L. (1998). Surveillance for waterborne-disease outbreaks—United States, 1995-1996. MMWR CDC Surveill. Summ., 47 : 1-34.
- Lightfoot, D. (2004). *Salmonella* and other enteric organisms. Dans : Waterborne zoonoses: identification, causes, and control. J.A. Cotruvo, A. Dufour, G. Rees, J. Bartram, R. Carr, D.O. Cliver, G.F. Craun, R. Fayer et V.P.J. Gannon (dir. de pub.). IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni. p. 228-241.
- Lightfoot, N.E. (1988). A prospective study of swimming-related illness at six freshwater beaches in southern Ontario. Thèse de doctorat inédite, University of Toronto, Toronto, Ontario.

Lipp, E.K., Kurz, R., Vincent, R., Rodriguez-Palacios, C., Farrah, S.R. et Rose, J.B. (2001). The effects of seasonal variability and weather on microbial fecal pollution and enteric pathogens in a subtropical estuary. *Estuaries*, 24 : 266-276.

Lisle, J.T., Smith, J.J., Edwards, D.D. et McFeters, G.A. (2004). Occurrence of microbial indicators and *Clostridium perfringens* in wastewater, water column samples, sediments, drinking water, and Weddell seal feces collected at McMurdo Station, Antarctica. *Appl. Environ. Microbiol.*, 70(12) : 7269-7276.

Long, S.C. et Sobsey, M.D. (2004). A comparison of the survival of F⁺RNA and F⁺DNA coliphages in lake water microcosms. *J. Water Health*, 2 : 15-22.

Lucena, F., Mendez, X., Moron, A., Calderon, E., Campos, C., Guerrero, A., Cardenas, M., Gantzer, C., Schwartzbrod, L., Skraber, S. et Jofre, J. (2003). Occurrence and densities of bacteriophages proposed as indicators and bacterial indicators in river waters from Europe and South America. *J. Appl. Microbiol.*, 94 : 808-815.

Luther, K. et Fujioka, R. (2004). Usefulness of monitoring tropical streams for male-specific RNA coliphages. *J. Water Health*, 2 : 171-181.

Manitoba Water Stewardship (2007). Manitoba's Water Protection Handbook. Manitoba Water Stewardship, Winnipeg, Manitoba. Disponible à : www.gov.mb.ca/waterstewardship/water_guide/index.html

Marino, F., Moringo, M., Martinez-Manzanares, E. et Borrego, J. (1995). Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain). *Water Sci. Technol.*, 31 : 5-9.

Martellini, A., Payment, P. et Villemur, R. (2005). Use of eukaryotic mitochondrial DNA to differentiate human, bovine, porcine and ovine sources in fecally contaminated surface water. *Water Res.*, 39 : 541-548.

Marvin, C., Painter, S., Williams, D., Richardson, V., Rossmann, R. et Van Hoof, P. (2004). Spatial and temporal trends in surface water and sediment contamination in the Laurentian Great Lakes. *Environ. Pollut.*, 129(1) : 131-144.

McBride, G.B., Salmond, C.E., Bandaranayake, D.R., Turner, S.J., Lewis, G.D. et Till, D.G. (1998). Health effects of marine bathing in New Zealand. *Int. J. Environ. Health Res.*, 8 : 173-189.

McElhiney, J. et Lawton, L.A. (2005). Detection of the cyanobacterial hepatotoxins microcystins. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 203(3) : 219-230.

MDDEP (2004). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Disponible à : www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm

MDDEP (2007). Communication personnelle. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

Meays, C.L., Broersma, K., Nordin, R. et Mazumder, A. (2004). Source tracking fecal bacteria in water: a critical review of current methods. *J. Environ. Manag.*, 73(1) : 71-79.

Medema G.J., Shaw S., Waite M., Snozzi M., Morreau A., Grabow W. (2003). Catchment characterisation and source water quality. Dans : *Assessing Microbial Safety of Drinking Water*, Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse. Chapitre 4, p. 111-158.

Megraw, S.R. et Farkas, M.O. (1993). *Escherichia coli*: a potential source of native fecal coliforms in pulp and paper mill effluents. *Pulp Pap. Can.*, 94(6) : 39-41.

Meites, E., Jay, M.T., Deresinski, S., Shieh, W.J., Zaki, S.R., Tompkins, L. et Smith, D.S. (2004). Reemerging leptospirosis, California. *Emerg. Infect. Dis.*, 10 : 406-412.

- Mena, K.D., Gerba, C.P., Haas, C.N. et Rose, J.B. (2003). Risk assessment of waterborne coxsackievirus. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(7) : 122-131.
- Metcalf, J.S., Banack, S.A., Lindsay, J., Morrison, L.F., Cox, P.A. et Codd, G.A. (2008). Co-occurrence of beta-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid with other cyanobacterial toxins in British waterbodies, 1990-2004. *Environ. Microbiol.*, 10(3) :702-708.
- Michigan Department of Environmental Quality (2005). Swimmer's itch in Michigan. Aquatic Nuisance Bureau and Remedial Action Unit, Water Bureau, Michigan Department of Environmental Quality. Disponible à : www.deq.state.mi.us/documents/deq-water-illm-itcbrochure.pdf
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario (1980). Communication personnelle de N.D. Yan.
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario (2005). Sources and mechanisms of delivery of *E. coli* (bacteria) pollution to the Lake Huron shoreline of Huron County. Interim report: Science Committee to Investigate Sources of Bacterial Pollution of the Lake Huron Shoreline of Huron County. 8 April, 2005. Disponible à : www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01_079757.pdf
- Ministère de la Santé et des Services communautaires du Nouveau-Brunswick (1989). Communication personnelle avec M. Allen.
- Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social (1979). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – La couleur. Bureau des dangers des produits chimiques, Direction générale de la Protection de la santé, Ottawa, Ontario.
- Mons, M.N., Van Egmond, H.P. et Speijers, G.J.A. (1998). Paralytic shellfish poisoning : A review. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Pays-Bas (Rapport RIVM 388802 005).
- Montine, T.J., Li, K., Perl, D.P. et Galasko, D. (2005). Lack of beta-methylamino-l-alanine in brain from controls, AD, or Chamorro with PDC. *Neurology*, 65(5) : 768-769.
- 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, United States Department of the Interior. p. 15-16.
- Moody, P. et Chu, I. (1995). Dermal exposure to environmental contaminants in the Great Lakes. *Environ. Health Perspect.*, 103(Suppl. 9) : 103-114.
- Moore, A.C., Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Calderon, R.L., Highsmith, A.K. et Juranek, D.D. (1993). Surveillance for waterborne disease outbreaks–United States, 1991-1992. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 42 : 1-22.
- Moore, J.E., Gilpin, D., Crothers, E., Canney, A., Kaneko, A. et Matsuda, M. (2002). Occurrence of *Campylobacter* spp. and *Cryptosporidium* spp. in seagulls (*Larus* spp.). *Vector Borne Zoonotic Dis.*, 2 : 111-114.
- Moyer, N.P. (revu par Standridge, J.) (2006). *Aeromonas*. Dans : AWWA Manual of Water Supply Practices – M48 Second edition: Waterborne Pathogens. American Water Works Association, Denver Colorado. p. 81-85.
- NAQUADAT (1988). Base nationale de données sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa, Ontario.
- National Technical Advisory Committee (1968). Water quality criteria. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, DC.
- Negri, A.P., Jones, G.J. et Hindmarsh, M. (1995). Sheep mortality associated with paralytic shellfish poisons from the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Toxicon*, 33(10) :1321-1329.

- Nevers, M.B. et Whitman, R.L. (2005). Nowcast modeling of *Escherichia coli* concentrations at multiple urban beaches of southern Lake Michigan. *Water Res.*, 39(20) : 5250-5260.
- Newburgh, L.H. (dir. de pub.) (1949). *Physiology of heat regulation and the science of clothing*. WB Saunders Company, Philadelphie, Pennsylvania. 457 p.
- NHMRC (2008). *Guidelines for managing risks in recreational water*. National Health and Medical Research Council of Australia, Government of Australia, Canberra.
- Noble, R.T. et Fuhrman, J.A. (2001). Enteroviruses detected by reverse transcriptase polymerase chain reaction from the coastal waters of Santa Monica Bay, California: low correlation to bacterial indicator levels. *Hydrobiologia*, 460 : 175-184.
- Noble, R.T. et Weisberg, S.B. (2005). A review of technologies for rapid detection of bacteria in recreational waters. *J. Water Health*, 3(4) : 381-392.
- Noble, R.T., Griffith, J.F., Blackwood, A.D., Fuhrman, J.A., Gregory, J.B., Hernandez, X., Liang, X., Bera, A.A. et Schiff, K. (2006). Multitiered approach using quantitative PCR to track sources of fecal pollution affecting Santa Monica Bay, California. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72 : 1604-1612.
- Obiri-Danso, K. et Jones, K. (1999). Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England. *J. Appl. Microbiol.*, 87(6) : 822-832.
- Obiri-Danso, K. et Jones, K. (2000). Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters, salmonellae and faecal indicators in three EU recognised bathing waters in north west England. *Water Res.*, 34(2) : 519-527.
- O'Brien, S.J. et Bhopal, R.S. (1993). Legionnaires' disease: the infective dose paradox. *Lancet*, 342 : 5-6.
- Okhuysen, P.C., Rich, S.M., Chappell, C.L., Grimes, K.A., Widmer, G., Feng, X. et Tzipori, S. (2002). Infectivity of a *Cryptosporidium parvum* isolate of cervine origin for healthy adults and interferon-gamma knockout mice. *J. Infect. Dis.*, 185(9) : 1320-1325.
- Olapade, O.A., Depas, M.M., Jensen, E.T. et McLellan, S.L. (2006). Microbial communities and fecal indicator bacteria associated with *Cladophora* mats on beach sites along Lake Michigan shores. *Appl. Environ. Microbiol.* 72(3) : 1932-1938.
- Olson, M.E., Thorlakson, C.L., Deselliers, L., Worck, D.W. et McAllister, T.A. (1997). *Giardia* and *Cryptosporidium* in Canadian farm animals. *Vet. Parasitol.*, 68 : 375-381.
- Olyphant, G.A. et Whitman, R.L. (2004). Elements of a predictive model for determining beach closures on a real time basis: the case of 63rd Street Beach Chicago. *Environ. Monit. Assess.*, 98(1-3) : 175-190.
- Olyphant, G.A. et Pfister, M. (2005). SwimCast: its physical and statistical basis. Dans : *Proceedings of the Joint Conference—Lake Michigan: State of the Lake and the Great Lakes Beach Association*, Green Bay, WI, November 2-3, 2005. Disponible à : www.great-lakes.net/glba/conference.html
- OMS (1999). *Health-based monitoring of recreational waters: the feasibility of a new approach (the "Annapolis Protocol")*. Outcome of an expert consultation, Annapolis, MD, co-sponsored by the U.S. Environmental Protection Agency. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse (WHO/SDE/WDH/99.1). Disponible à : www.epa.gov/nerlcwww/annapl.pdf
- OMS (2003a). *Guidelines for safe recreational water environments*. Vol. 1. Coastal and fresh waters. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse. Disponible à : <http://whqlibdoc.who.int/publications/2003/9241545801.pdf>

OMS (2003b). Human leptospirosis: guidance for diagnosis, surveillance and control. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.

OMS (2006). Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 2. Swimming pools and similar environments. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse. Disponible à : www.who.int/water_sanitation_health/bathing/bathing2/en/

Papadakis, J.A., Mavridou, A., Richardson, S.C., Lampiri, M. et Marcelou, U. (1997). Bather-related microbial and yeast populations in sand and seawater. *Water Res.*, 31(4) : 799-804.

Patil, G.P. (2002). Composite sampling. Dans : *Encyclopedia of environmetrics*. Vol. 1. A.H. ElShaarawi et W.W. Piegonisch (dir. de pub.). John Wiley and Sons. p. 387-391.

Payment, P. (1984). Viruses and bathing beach quality. *Can. J. Public Health*, 75 : 43-48.

Payment, P. et Franco, E. (1993). *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59 : 2418-2424.

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., Berte, A., Prevost, M., Menard, B. et Barbeau, B. (2000). Occurrence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence River (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water. *Rev. Can. Microbiol.*, 46 : 565-576.

Payment, P., Plate, R. et Cejka, P., (2001). Removal of indicator bacteria, human enteric viruses and *Cryptosporidium* oocysts at a large wastewater primary treatment facility. *Rev. Can. Microbiol.*, 47 : 188-193.

Pendleton, L., Martin, N. et Webster, D.G. (2001). Public perceptions of environmental quality: a survey study of beach use and perceptions in Los Angeles County. *Mar. Pollut. Bull.*, 42 : 1155-1160.

Percival, S.L., Chalmers, R.L., Embrey, M., Hunter, P.R., Sellwood, J. et Wyn-Jones, P. (2004). *Microbiology of waterborne diseases*. Elsevier Academic Press, San Diego, Californie.

Pilotto, L.S., Douglas, R.M., Burch, M.D., Cameron, S., Beers, M., Rouch, G.J., Robinson, P., Kirk, M., Cowie, C.T., Hardiman, S., Moore, C. et Attewell, R.G. (1997). Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Aust. N. Z. J. Public Health*, 21 : 562-566.

Pilotto, L., Hobson, P., Burch, M.D., Ranmuthugala, G., Attewell, R. et Weightman, W. (2004). Acute skin irritant effects of cyanobacteria (blue-green algae) in healthy volunteers. *Aust. N. Z. J. Public Health*, 28(3) : 220-224.

Pina, S., Puig, M., Lucena, F., Jofre, J. et Girones, R. (1998). Viral pollution in the environment and in shellfish: human adenovirus detection by PCR as an index of human viruses. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64 : 3376-3382.

Pond, K. (2005). *Water recreation and disease—Plausibility of associated infections: acute effects, sequelae and mortality*. IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni.

Pond, K., Rueedi, J. et Pedley, S. (2004). Pathogens in drinking water sources (revue de littérature du projet MicroRisk). Novembre 2004. Disponible à : www.microrisk.com/uploads/pathogens_in_drinking_water_sources.pdf

Prieto, M.D., Lopez, B., Juanes, J.A., Revilla, J.A., Llorca, J. et Delgado-Rodriguez, M. (2001). Recreation in coastal waters: health risks associated with bathing in sea water. *J. Epidemiol. Community Health*, 55 : 442-447.

- Priyadarshi, N. (2005). Cultural eutrophication. Dans : Water encyclopedia—Surface and agricultural water. J.H. Lehr et J. Keeley (dir. de pub.). John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Pruss, A. (1998). Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. Int. J. Epidemiol., 27 : 1-9.
- Puig, M., Jofre, J., Lucena, F., Allard, A., Wadell, G. et Girones, R. (1994). Detection of adenoviruses and enteroviruses in polluted waters by nested PCR amplification. Appl. Environ. Microbiol., 60 : 2963-2970.
- Puig, A., Queralt, N., Jofre, J. et Araujo, R. (1999). Diversity of *Bacteroides fragilis* strains in their capacity to recover phages from human and animal wastes and from fecally polluted wastewater. Appl. Environ. Microbiol., 65 : 1772-1776.
- Puig, M., Pina, S., Lucena, F., Jofre, J. et Girones, R. (2000). Description of a DNA amplification procedure for the detection of bacteriophages of *Bacteroides fragilis* HSP40 in environmental samples. J. Virol. Methods, 89 : 159-166.
- Raber, I. et Breslin, C.W. (1978). Tolerance of artificial tears—The effects of pH. Journal canadien d'ophtalmologie, 13 : 247-249.
- Reid, G.K. et Wood, R.D. (1976). Ecology of inland waters and estuaries. D. Van Nostrand Co., Toronto, Ontario. p. 138-146.
- Rendtorff, R.C. (1978). The experimental transmission of *Giardia lamblia* among volunteer subjects. Dans : Waterborne transmission of giardiasis. W. Jakubowski et J.C. Hoff (dir. de pub.). United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. p. 64-81 (EPA 600/9-79-001).
- Reynolds, K.A., Roll, K. Fujioka, R.S., Gerba, C.P. et Pepper, I.L. (1998). Incidence of enteroviruses in Mamala Bay, Hawaii using cell culture and direct PCR methodologies. Rev. Can. Microbiol., 44 :598-604.
- Rhodes, M.W. et Kator, H. (1988). Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine environments. Appl. Environ. Microbiol., 54(12) : 2902-2907.
- Rinta-Kanto, J.M., Ouellette, A.J., Boyer, G.L., Twiss, M.R., Bridgeman, T.B. et Wilhelm, S.W. (2005). Quantification of toxic *Microcystis* spp. during the 2003 and 2004 blooms in western Lake Erie using quantitative real-time PCR. Environ. Sci. Technol., 39(11) : 4198-4205.
- Roach, P.D., Olson, M.E., Whitley, G. et Wallis, P.M. (1993). Waterborne *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in the Yukon, Canada. Appl. Environ. Microbiol., 59(1) : 67-73.
- Rogers, E.H., Hunter, E.S., III, Moser, V.C., Phillips, P.M., Herkovits, J., Munoz, L., Hall, L.L. et Chernoff, N. (2005). Potential developmental toxicity of anatoxin-a, a cyanobacterial toxin. J. Appl. Toxicol., 25(6) : 527-534.
- 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., Epstein, P.R., Lipp, E.K., Sherman, B.H., Bernard, S.M., Patz, J.A. (2001). Climate variability and change in the United States: Potential impacts on water- and foodborne diseases caused by microbiologic agents. Environ. Health Perspect., 109 (Suppl. 2) : 211-221.
- Ruecker, N.J., Braithwaite, S.L., Topp, E., Edge, T., Lapen, D.R., Wilks, G., Robertson, W., Medeiros, D., Sensen, C.W. et Neumann N.F. (2007). Tracking host sources of *Cryptosporidium* spp. in raw water for improved health risk assessment. Appl. Environ. Microbiol. 73 : 3945-3957.
- Ruttner, F. (1963). Fundamentals of limnology. 3^{ème} éd. Traduit par D.G. Frey et F.E.J. Fry. University of Toronto Press, Toronto, Ontario.

- Santé Canada (1994). Loi canadienne sur la protection de l'environnement. L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire. Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/approach/index-fra.php
- Santé Canada (1997). State of knowledge report on environmental contaminants and human health in the Great Lakes basin. D. Reidel, N. Tremblay et E. Tompkins (dir. de pub.). Ottawa, Ontario.
- Santé Canada (2002). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR. Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/cyanobacterial_toxins/index-fra.php
- Santé Canada (2012a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique—*Escherichia coli*. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-fra.php#doc_tech
- Santé Canada (2012b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique—Les protozoaires entériques : *Giardia* et *Cryptosporidium*. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-fra.php#doc_tech
- Santé Canada (2012c). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique—La turbidité. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-fra.php#doc_tech
- Saskatchewan Environment (1997). Surface Water Quality Objectives. MB 110. Août. Disponible à : www.environment.gov.sk.ca
- Savichtcheva, O. et Okabe, S. (2006). Alternative indicators of fecal pollution: relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives. *Water Res.*, 40(13) : 2463-2476.
- Schaper, M., Duran, A.E. et Jofre, J. (2002a). Comparative resistance of phage isolates of four genotypes of F-specific RNA bacteriophages to various inactivation processes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68 : 3702-3707.
- Schaper, M., Jofre, J., Uys, M. et Grabow, W.O. (2002b). Distribution of genotypes of F-specific RNA bacteriophages in human and non-human sources of faecal pollution in South Africa and Spain. *J. Appl. Microbiol.*, 92 : 657-667.
- Schuster, F.L. et Visvesvara, G. S. (2004). Amebae and ciliated protozoa as causal agents of waterborne zoonotic disease. *Vet. Parasitol.*, 126 : 91-120.
- Schvoerer, E., Bonnet, F., Dubois, V., Cazaux, G., Serceau, R., Fleury, H.J. et Lafon, M.E. (2000). PCR detection of human enteric viruses in bathing areas, waste waters and human stools in southwestern France. *Res. Microbiol.*, 151 : 693-701.
- Schvoerer, E., Ventura, M., Dubos, O., Cazaux, G., Serceau, R., Gournier, N., Dubois, V., Caminade, P., Fleury, H.J. et Lafon, M.E. (2001). Qualitative and quantitative molecular detection of enteroviruses in water from bathing areas and from a sewage treatment plant. *Res. Microbiol.*, 152(2) : 179-186.
- Scott, T.M., Rose, J.B., Jenkins, T.M., Farrah, S.R. et Lukasik, J. (2002). Microbial source tracking: current methodology and future directions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68 : 5796-5803.
- Scott, T.M., Jenkins, T.M., Lukasik, J. et Rose, J.B. (2005). Potential use of a host associated molecular marker in *Enterococcus faecium* as an index of human fecal pollution. *Environ. Sci. Technol.*, 39 : 283-287.

- 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.
- Seurinck, S., Defoirdt, T., Verstraete, W. et Siciliano, S.D. (2005). Detection and quantification of the human-specific HF183 *Bacteroides* 16S rRNA genetic marker with real-time PCR for assessment of human faecal pollution in freshwater. *Environ. Microbiol.*, 7 : 249-259.
- Seyfried, P.L. et Cook, R.J. (1984). Otitis externa infections related to *Pseudomonas aeruginosa* levels in five Ontario lakes. *Can. J. Public Health*, 75 : 83-91.
- Simpson, J.M., Santo Domingo, J.W. et Reasoner, D.J. (2002). Microbial source tracking: state of the science. *Environ. Sci. Technol.*, 36 : 5279-5288.
- Singleton, P. et Sainsbury, D. (1997). *Dictionary of microbiology and molecular biology*. John Wiley & Sons, Londres, Royaume-Uni.
- Sinton, L.W. (1993). Faecal streptococci as faecal pollution indicators: a review. Part II: Sanitary significance, survival and use. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 27 : 117-137.
- Sinton, L.W., Finlay, R.K. et Lynch, P.A. (1999). Sunlight inactivation of fecal bacteriophages and bacteria in sewage-polluted seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65(8) : 3605-3613.
- Sivonen, K. et Jones, J. (1999). Cyanobacterial toxins. Dans : *Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health significance, monitoring and management*. I. Chorus et J. Bartram (dir. de pub.). E. and F.N. Spon / Chapman & Hall, Londres, Royaume-Uni. p. 41-111.
- Sivonen, K., Namikoski, M., Evans, W.R., Gromov, B.V., Carmichael, W.W. et Rinehart, K.L. (1992). Isolation and structures of five microcystins from Russian *Microcystis aeruginosa* strain CALU 972. *Toxicon*, 30(11) : 1481.
- Slanetz, L.W. et Bartley, C.H. (1957). Numbers of enterococci in water, sewage, and feces determined by the membrane filter technique with an improved medium. *J. Bacteriol.*, 74 : 591-595.
- Sobsey, M.D. (2002). Coliphage tracking to identify sources of fecal contamination. Présenté lors d'un atelier sur la détection des sources microbiennes. United States Environmental Protection Agency, Irvine, Californie.
- Société royale de sauvetage Canada (1976). *Proceedings of the Cold Water Symposium*, 8 mai 1976. Toronto, Ontario. p. 7.
- Solo-Gabriele, H.M., Wolfert, M.A., Desmarais, T.R. et Palmer, C.J. (2000). Sources of *Escherichia coli* in a coastal subtropical environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(1) : 230-237.
- Sorensen, D.L., Ebert, S.G. et Kiksa, R.A. (1989). *Clostridium perfringens* as a point source indicator in non-point-polluted streams. *Water Res.*, 23 : 191-197.
- Soule, M., Kuhn, E., Lodge, F., Gay, J. et Call, D.R. (2006). Using DNA microarrays to identify library-independent markers for bacterial source tracking. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72 : 1843-1851.
- Springer, G.L. et Shapiro, E.D. (1985). Fresh water swimming as a risk factor for otitis externa: a case-control study. *Arch. Environ. Health*, 40 : 202-206.
- Stewart, I., Webb, P.M., Schluter, P.J. et Shaw, G.R. (2006a). Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Environ. Health*, 5 : 6. Disponible à : www.ehjournal.net/content/pdf/1476-069X-5-6.pdf

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

- Stewart, I., Webb, P.M., Schluter, P.J., Fleming, L.E., Burns, J.W. Jr., Gantar, M., Backer, L.C. et Shaw, G.R. (2006b). Epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria – an international prospective cohort study. *BMC Public Health*, 6 : 93.
- Stoeckel, D.M. (2005). Selection and application of microbial source tracking tools for water-quality investigations. United States Geological Survey, United States Department of the Interior. 43 p. (Techniques and Methods 2-A3) Disponible à : http://pubs.usgs.gov/tm/2005/tm2a3/pdf/Book2_Collection%20of%20Environmental%20Data.pdf
- Stoeckel, D.M., Mathes, M.V., Hyer, K.E., Hagedorn, C., Kator, H., Lukasik, J., O'Brien, T.L., Fenger, T.W., Samadpour, M., Strickler, K.M. et Wiggins, B.A. (2004). Comparison of seven protocols to identify fecal contamination sources using *Escherichia coli*. *Environ. Sci. Technol.*, 38 : 6109-6117.
- Sunderland, D., Graczyk, T.K., Tamang, L. et Breyse, P.N. (2007). Impact of bathers on levels of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Giardia lamblia* cysts in recreational beach waters. *Water Res.*, 41 : 3483-3489.
- Tani, N., Dohi, Y., Kurumatani, N. et Yonemasu, K. (1995). Seasonal distribution of adenoviruses, enteroviruses and reoviruses in urban river water. *Microbiol. Immunol.*, 39 : 577-580.
- Tartera, C. et Jofre, J. (1987). Bacteriophages active against *Bacteroides fragilis* in sewage-polluted waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53 : 1632-1637.
- Tartera, C., Lucena, F. et Jofre, J. (1989). Human origin of *Bacteroides fragilis* bacteriophages present in the environment. *Appl. Environ. Microbiol.*, 55 : 2696-2701.
- Tipton, M. et Golden, F. (2006). The physiology of cooling in cold water. Dans : *Handbook on drowning. Prevention, rescue, treatment.* J.J.L.M. Bierens (dir. de pub.). Springer-Verlag, Berlin, Allemagne. p. 480-532.
- Toranzos, G.A. (1991). Current and possible alternate indicators of fecal contamination in tropical waters: a short review. *Environ. Toxicol. Water Qual. Int. J.*, 6 : 121-130.
- Train, R.E. (1979). Quality criteria for water. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC; Castle House Publications, Tunbridge Wells, Royaume-Uni.
- Transports Canada (2003). La survie en eaux froides. Ottawa, Ontario (TP 13822F (01/2003)).
- Turner, P.C., Gammie, A.J., Hollinrake, K. et Codd, G.A. (1990). Pneumonia associated with cyanobacteria. *Br. Med. J.*, 300 : 1440-1441.
- Union européenne (2006). Journal officiel de l'Union européenne. Directive 2006/7/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE.
- U.S. Geological Survey (2007). Project Safe (Swimming Advisory Forecast Estimate). United States Geological Survey, Lake Michigan Ecological Research Station, Porter, Indiana. Disponible à : www.usgs.gov
- U.S. EPA (1978). Urban stormwater management workshop proceedings, Edison, NJ, December 1, 1977. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. 110 p. (EPA-600/9-78-017).
- U.S. EPA (1986). Ambient water quality criteria for bacteria–1986. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, janvier (EPA 440/5-84-02).
- U.S. EPA (2001a). Manual of Methods for Virology. National Exposure Research Laboratory. United States Environmental Protection Agency. Research Triangle Park, Caroline du Nord (EPA /600/4-84/013). Disponible à : www.epa.gov/nerlcwww/online.html

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

U.S. EPA (2001b). Proceedings of the Tropical Water Quality Indicator Workshop, March 2001, Honolulu, HI. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA (2002). Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria (ébauche mai 2002). Office of Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA-823-B-02-003). Disponible à : www.epa.gov/ost/standards/bacteria/bacteria.pdf

U.S. EPA (2005a). The EMPACT Beaches Project: results from a study on microbiological monitoring in recreational waters. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (2005b). Microbial source tracking guide. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 133 p. (EPA/600-R-05-064).

U.S. EPA (2006a). Aeromonas: Human health criteria document. Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (EPA/68-C-02-026).

U.S. EPA (2006b). Approved Methods for Microorganisms. Office of Ground Water and Drinking Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Disponible à : www.epa.gov/drink

U.S. EPA (2006c). Microbiological Methods/Online Publications. National Exposure Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, Caroline du Nord. Disponible à : www.epa.gov/nerlcwww/online.html

van Asperen, I.A., de Rover, C.M., Schijven, J.F., Oetomo, S.B., Schellekens, J.F., van Leeuwen, N.J., Colle, C., Havelaar, A.H., Kromhout, D. et Sprenger, M.W. (1995). Risk of otitis externa after swimming in recreational fresh water lakes containing *Pseudomonas aeruginosa*. Br. Med. J., 311 : 1407-1410.

van Asperen, I.A., Medema, G., Borgdorff, M.W., Sprenger, M.J. et Havelaar, A.H. (1998). Risk of gastroenteritis among triathletes in relation to faecal pollution of fresh waters. Int. J. Epidemiol., 27 : 309-315.

Vanden Heuvel, A., McDermott, C., Pillsbury, R., Sandrin, T., Kinzelman, J., Ferguson, J., Sadowsky, M., Byappanahalli, M., Whitman, R. et Kleinheinz, G.T. (2009). The green alga, *Cladophora*, promotes *Escherichia coli* growth and contamination of recreational waters in Lake Michigan. J. Environ. Qual., 39(1) : 333-334.

Vanderploeg, H.A., Liebig, J.R., Carmichael, W.W., Agy, M.A., Johengen, T.H., Fahnenstiel, G.L. et Nalepa, T.F. (2001). Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. / Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 58 : 1208-1221.

van Dijk, P.A.H., Lacey, R.F. et Pike, E.B. (1996). Health effects of sea bathing—Further analysis of data from UK beach surveys. Final report to the Department of the Environment. WRc plc, Medmenham, R.-U.

Vantarakis, A.C., Tsibouxi, A., Venieri, D., Komninou, G., Athanassiadou, A. et Papapetropoulou, M. (2005). Evaluation of microbiological quality of coastal waters in Greece. J. Water Health, 3(4) : 371-380.

Verbrugge, L.M., Rainey, J., Reimink, R. et Blankespoor, H. (2004). Prospective study of swimmer's itch incidence and severity. J. Parasitol., 90(4) : 697-704.

Visvesvara, G.S. et Moura, H. (2006). *Naegleria fowleri*. Dans : Waterborne pathogens—AWWA manual of water supply practices. American Water Works Association, Denver, Colorado. p. 229-232 (AWWA M48).

Vlassoff, L.T. (1977). *Klebsiella*. Am. Soc. Test. Mater. Spec. Tech. Publ., 635 : 275-288.

von Schirnding, Y.E., Kfir, R., Cabelli, V., Franklin, L. et Joubert, G. (1992). Morbidity among bathers exposed to polluted seawater. A prospective epidemiological study. S. Afr. Med. J., 81 : 543-546.

- Wade, T.J., Pai, N., Eisenberg, J.N. et Colford, J.M., Jr. (2003). Do U.S. Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. *Environ. Health Perspect.*, 111(8) : 1102-1109.
- Wade, T.J., Calderon, R.L., Sams, E., Beach, M., Brenner, K.P., Williams, A.H. et Dufour, A.P. (2006). Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environ. Health Perspect.*, 114(1) : 24-28.
- Wetz, J.J., Lipp, E.K., Griffin, D.W., Lukasik, J., Wait, D., Sobsey, M.D., Scott, T.M. et Rose, J.B. (2004). Presence, infectivity, and stability of enteric viruses in seawater: relationship to marine water quality in the Florida Keys. *Mar. Pollut. Bull.*, 48 : 698-704.
- Whitman, R.L. et Nevers, M.B. (2003). Foreshore sand as a source of *Escherichia coli* in nearshore water of a Lake Michigan beach. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(9) : 5555-5562.
- Whitman, R.L., Shively, D.A., Pawlik, H., Nevers, M.B. et Byappanahalli, M.N. (2003). Occurrence of *Escherichia coli* and enterococci in *Cladophora* (Chlorophyta) in nearshore water and beach sand of Lake Michigan. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69 : 4714-4719.
- Whitman, R.L. et Nevers, M.B. (2004). *Escherichia coli* sampling reliability at a frequently closed Chicago beach: monitoring and management implications. *Environ. Sci. Technol.*, 38 : 4241-4246.
- Whitman, R. (2005). Project S.A.F.E. United States Geological Survey, Great Lakes Science Center, Ann Arbor, Michigan. Disponible à : www.glsc.usgs.gov
- Wiedenmann, A., Krüger, P., Dietz, K., López-Pila, J.M., Szewzyk, R. et Botzenhart, K. (2006). A randomized controlled trial assessing infectious disease risks from bathing in fresh recreational waters in relation to the concentration of *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Clostridium perfringens*, and somatic coliphages. *Environ. Health Perspect.*, 114(2) : 228-236.
- Wiggins, B.A. (1996). Discriminant analysis of antibiotic resistance patterns in fecal streptococci, a method to differentiate human and animal sources of fecal pollution in natural waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62 : 3997-4002.
- Williamson, D.A. (1988). A four year study of bacteriological characteristics at recreational beaches, Manitoba, Canada. Manitoba Environment and Workplace Safety and Health, Winnipeg, Manitoba (Water Standards and Studies, rapport n° 88-7).
- Williamson, D.A., Ralley, W.E., Bourne, A., Armstrong, N., Fortin, R. et Hughes, C.E. (2004). Principal factors affecting *Escherichia coli* at Lake Winnipeg beaches, Manitoba, Canada—interim report. Manitoba Water Stewardship, Winnipeg, Manitoba. 18 p. (Manitoba Water Stewardship, rapport n° 2004-01).
- Winfield, M.D. et Groisman, E.A. (2003). Minireview. Role of nonhost environments in the lifestyles of *Salmonella* and *Escherichia coli*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(7) : 3687-3694.
- Wright, R.C. (1982). A comparison of the levels of faecal indicator bacteria in water and human faeces in a rural area of a tropical developing country (Sierra Leone). *J. Hyg. (Lond.)*, 89 : 69-78.
- Yanko, W.A., De Leon, R., Rochelle, P.A. et Chen, W. (2004). Development of practical methods to assess the presence of bacterial pathogens in water. Water Environment Research Foundation, Alexandria, Virginie.
- Yoder, J.S., Blackburn, B.G., Craun, G.F., Hill, V., Levy, D.A., Chen, N., Lee, S.H., Calderon, R.L. et Beach, M.J. (2004). Surveillance for waterborne-disease outbreaks associated with recreational water—United States, 2001-2002. *MMWR CDC Surveill. Summ.*, 53 : 1-22.

Annexe A : Liste des sigles et des abréviations

ADN	acide désoxyribonucléique
ADNr	acide désoxyribonucléique ribosomal
ARN	acide ribonucléique
CDC	Centers for Disease Control and Prevention (États-Unis)
CMA	concentration maximale acceptable
DAEC	souches d' <i>E. coli</i> à adhérence diffuse
DJT	dose journalière tolérable
EAEC	souches d' <i>E. coli</i> entéroagréatives
EAG	encéphalite amibienne granulomateuse
EHEC	souches d' <i>E. coli</i> entérohémorragiques
EIEC	souches d' <i>E. coli</i> entéroinvasives
EMPACT	Environmental Monitoring for Public Access and Community Tracking
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
EPEC	souches d' <i>E. coli</i> entéropathogènes
eq	équivalent
ESHM	enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu
ETEC	souches d' <i>E. coli</i> entérotoxigènes
HAV	virus de l'hépatite A
HCGI	maladie gastro-intestinale hautement crédible
KA	kératite amibienne
LD ₅₀	dose létale médiane
MEAP	méningo-encéphalite amibienne primitive
MST	dépistage microbiologique des sources
NEEAR	National Epidemiologic and Environmental Assessment of Recreational Water
NOAEL	dose sans effet nocif observé
NPP	nombre le plus probable
OMS	Organisation mondiale de la santé
p.c.	poids corporel
PCR	réaction en chaîne de la polymérase
PCRQ	PCR quantitatives
PNA	potentiel de neutralisation de l'acide
R.-U.	Royaume-Uni
S.A.F.E.	Swimming Advisory Forecast Estimate
SHU	syndrome hémolytique urémique
SIG	système d'information géographique
SRSV	virus de petite taille, ronds et structurés
STEC	<i>E. coli</i> producteurs de Shiga-toxines
UE	Union européenne
ufc	unité formant colonies
ufp	unité formant plages
USGS	U.S. Geological Survey
uTN	unité de turbidité néphélométrique
UV	ultraviolet
VTEC	<i>E. coli</i> producteurs de vérotoxines

Annexe B : Échantillonnage et analyse microbiologique

B.1 Méthodes de prélèvement des échantillons d'eau

Les échantillons d'analyses microbiologiques doivent être prélevés dans des bouteilles propres, stérilisées et inoffensives pour l'environnement, à couvercle dévissable. On recommande les bouteilles en verre borosilicaté ou en plastique autoclavable capables de résister à des traitements de stérilisation répétés à 121 °C ou à 170 °C. Des bouteilles en mesure de contenir des volumes de 200 à 500 mL devraient suffire pour la plupart des analyses; toutefois, il pourrait être nécessaire, dans certaines circonstances, de prélever des volumes d'eau plus importants (p. ex. 1 L ou 10 L).

Pour l'échantillonnage à la main, ouvrir la bouteille stérilisée en la tenant fermement par la base, l'ouverture vers le bas. Prendre soin d'éviter tout contact avec l'ouverture ou le couvercle pendant toute la durée de la prise d'échantillon. Enfoncer le goulot de la bouteille jusqu'à 15-30 cm sous la surface (que ce soit pour les eaux profondes ou peu profondes). Tourner la bouteille de sorte que l'ouverture soit face au courant (le cas échéant) et légèrement inclinée vers le haut pour laisser l'air s'échapper, et l'éloigner lentement de votre corps, de l'embarcation ou de la plateforme d'échantillonnage. Les échantillons prélevés à partir d'une embarcation ou d'une plateforme flottante doivent l'être en amont de ces objets.

Pour l'échantillonnage à la perche, fixer la bouteille ouverte dans son support conformément aux instructions. Prélever l'échantillon en amont, le plus loin possible, en imitant la méthode utilisée pour l'échantillonnage à la main.

Le volume d'eau recueilli doit suffire pour permettre la réalisation de tous les tests prévus. Avant de refermer la bouteille, verser une petite quantité d'eau afin de ménager un espace vide qui facilitera le mélange de l'échantillon avant l'analyse. Les bouteilles d'échantillonnage refermées doivent être étiquetées et placées dans une glacière contenant des sacs réfrigérants congelés ou des glaçons. Consigner au même moment la date et l'heure du prélèvement, la température de l'eau et les autres renseignements appropriés.

Les autorités compétentes souhaiteront peut-être également inclure dans leur programme de surveillance la collecte de données supplémentaires sur divers paramètres de la qualité de l'eau et les conditions météorologiques propres aux zones contrôlées. Plusieurs chercheurs ont mentionné que ce type d'informations était très utile pour l'élaboration de modèles mathématiques de prévision de la qualité des eaux récréatives (Nevers et Whitman, 2005; Olyphant et Whitman, 2005). Ces informations peuvent notamment inclure :

- les données pluviométriques;
- le degré d'ensoleillement ou de couverture nuageuse;
- la température (de l'air et de l'eau);
- la hauteur des marées ou le niveau d'eau;
- la hauteur des vagues;
- le nombre de baigneurs;
- la direction et la vitesse du vent;
- les populations d'oiseaux (goélands, canards, oies, bernaches); et
- la turbidité.

Un exemple de formulaire d'échantillonnage est fourni à l'annexe E.

B.2 Méthodes de prélèvement des échantillons de sable et de sédiments

Lorsque les données épidémiologiques ou autres laissent à penser que les plages de baignade pourraient être à l'origine de certaines maladies d'origine hydrique chez les baigneurs, il peut s'avérer justifié de procéder à l'échantillonnage et à l'analyse du sable et des sédiments pour y rechercher d'éventuels pathogènes. Beaucoup d'études ont démontré que les bactéries fécales indicatrices et les pathogènes fécaux pouvaient survivre pendant longtemps dans le sable et les sédiments.

À l'heure actuelle, il n'existe pas de méthode privilégiée pour la collecte et l'analyse des échantillons de sable et de sédiments. Diverses méthodes ont été proposées pour la collecte d'échantillons de sable, y compris l'utilisation de pelles, de spatules, de carottiers, de sondes ou d'autres instruments stérilisés de ce type. On conseille aux autorités de consulter la documentation scientifique pour déterminer les méthodes qui répondent le mieux à leurs besoins. On peut recueillir les échantillons de sédiments dans des bouteilles stériles de 250 à 500 mL à col large, en respectant la procédure décrite pour le prélèvement d'échantillons d'eau afin d'éviter toute contamination. Dans les eaux peu profondes, les bouteilles sont poussées contre le fond afin de recueillir un échantillon à l'interface sédiments-eau. Remplir le récipient à moitié, verser l'excédent d'eau et fermer la bouteille hermétiquement. En eaux plus profondes, on peut également utiliser des appareils de collecte d'invertébrés benthiques comme les bennes Ponar, Petersen ou Ekman (APHA et coll., 2005). Quelle que soit la méthode retenue, il est très important d'utiliser des instruments stérilisés et des techniques aseptiques afin de réduire les risques de contamination accidentelle des échantillons. À l'instar des échantillons d'eau, les échantillons de sable et de sédiments doivent être bien étiquetés et placés dans une glacière contenant des sacs réfrigérants congelés ou des glaçons.

B.3 Transport, conservation et entreposage des échantillons

Les échantillons doivent être conservés, jusqu'à l'analyse, à une température inférieure à 10 °C et à l'abri de la lumière. On peut utiliser des glacières contenant des sacs réfrigérants congelés ou des glaçons pour le transport des échantillons jusqu'au laboratoire. Pour éviter tout risque de contamination, il convient de placer les bouteilles dans les glacières de manière à éviter tout contact des couvercles avec l'eau provenant de la fonte des glaçons ou de la décongélation des autres produits réfrigérants. De plus, les échantillons ne doivent jamais être congelés; il faut donc les protéger de tout contact direct avec les glaçons et les sacs réfrigérants.

La réfrigération des échantillons n'a qu'un effet limité sur la conservation de la distribution des populations de microorganismes dans les échantillons d'eau. L'analyse microbiologique doit donc être effectuée le plus tôt possible pour éviter tout changement imprévisible de la population microbienne (APHA et coll., 2005), dans un délai maximal de 24 heures suivant le prélèvement des échantillons (Bartram et Rees, 2000), et préférablement dans les 8 heures qui suivent le prélèvement (Bartram et Rees, 2000; APHA et coll., 2005). Lorsque le temps requis pour le transport des échantillons dépasse 6 heures, on recommande d'envisager d'effectuer les analyses sur le terrain (APHA et coll., 2005). De même, si les résultats des analyses sont destinés à servir dans le cadre d'une action en justice, on recommande de recourir à des moyens spéciaux

(transport rapide, service de messagerie, etc.) pour livrer les échantillons à l'intérieur des délais prescrits, et maintenir ainsi l'intégrité de la chaîne de possession (APHA et coll., 2005).

Il convient de consigner des données comme la température des échantillons à la réception ainsi que l'heure et la date du prélèvement, de la réception et de l'analyse des échantillons. Ces données pourraient s'avérer précieuses au moment d'interpréter les résultats des analyses (Bartram et Rees, 2000).

B.4 Méthodes d'analyse microbiologique

B.4.1 Indicateurs recommandés de contamination fécale

Il convient de tenir compte du type d'eau à analyser au moment de choisir la méthode d'analyse la plus appropriée. À l'heure actuelle, deux méthodes principales sont habituellement utilisées pour la détection et la numération régulières d'*E. coli* et des entérocoques dans les eaux récréatives : la fermentation en tubes multiples (FTM) et la filtration sur membrane (FM).

Fermentation en tubes multiples (FTM)

Cette méthode consiste à préparer des dilutions sériées d'un échantillon de 100 mL dans une série de tubes ou de cupules contenant divers types de milieux. Ces sous-échantillons sont ensuite mis à incuber, puis examinés en vue de déceler des réactions positives. Le nombre de tubes positifs par dilution est ensuite comparé à un tableau du nombre le plus probable (NPP), qui fournit une estimation statistique du nombre d'organismes cibles présents dans l'échantillon original de 100 mL.

La FTM présente l'avantage de pouvoir être utilisée pour des échantillons dont l'état rend la FM impraticable – par exemple, dans le cas d'échantillons d'eau turbide, colorée ou très contaminée (Santé Canada, 2006). Par ailleurs, l'utilisation d'un milieu liquide peut permettre une récupération plus facile des organismes stressés. Cette méthode présente cependant un certain nombre d'inconvénients : elle prend beaucoup de temps, utilise de grandes quantités de milieu et de verrerie, et exige de longs délais d'exécution, en particulier lorsqu'il faut ajouter des étapes de confirmation des résultats. De plus, elle ne donne qu'une estimation statistique de la présence de l'organisme cible, et non le nombre véritable de bactéries présentes.

Filtration sur membrane (FM)

Cette méthode consiste à filtrer l'échantillon d'eau (habituellement 100 mL) sur une membrane qui retient les bactéries. Le filtre est ensuite placé sur un milieu différentiel ou sélectif approprié et mis à incuber. Après l'incubation, les colonies sont dénombrées et les résultats sont notés en nombre d'organismes cibles par 100 mL.

La FM permet d'analyser de plus gros volumes d'eau; elle exige moins de main-d'œuvre et de matériel, et donne des résultats plus fiables et plus reproductibles en raison du dénombrement direct des organismes. On la préfère donc de loin à la FTM pour les contrôles réguliers de la qualité des eaux récréatives. Elle présente toutefois un certain nombre d'inconvénients : la turbidité de certains échantillons peut faire obstacle à la filtration, et les échantillons très contaminés risquent de remplir le filtre au point de rendre toute numération précise impossible. De plus, le transfert direct sur un milieu sélectif solide risque d'entraver la récupération de certains organismes et de nécessiter l'ajout d'une étape de ressuscitation.

Techniques à substrat défini

Les deux méthodes décrites ci-dessus peuvent être utilisées conjointement avec de nouvelles techniques fondées sur l'aptitude à détecter des enzymes particulières jugées caractéristiques des organismes cibles. Les méthodes qui utilisent *E. coli* sont fondées sur la détection de l'enzyme β -glucuronidase, que l'on croit limitée à cette bactérie et à certaines souches de *Salmonella* et de *Shigella*. Les méthodes qui utilisent les entérocoques sont fondées sur la détection de l'enzyme β -glucosidase, qui est caractéristique de ce groupe. Il s'agit d'incorporer dans le milieu de croissance des substrats chromogènes ou fluorogènes spéciaux qui, lorsqu'ils seront métabolisés par l'organisme cible, donneront à la colonie en développement ou au milieu environnant une propriété unique qui servira au diagnostic. Les substrats chromogènes produisent un changement de couleur distinctif lorsqu'ils sont hydrolysés, tandis que les substrats fluorogènes produisent une substance fluorescente détectable sous rayonnement ultraviolet (UV) de grande longueur d'onde.

De nombreuses méthodes actuellement disponibles sur le marché mettent en œuvre ces principes dans ce qu'on appelle les « techniques à substrat défini ». Avec ces techniques, les substrats indicateurs sont spécialement conçus pour servir à la fois de source principale de carbone et d'énergie pour la bactérie cible. Les autres bactéries concurrentes sont incapables d'utiliser le substrat et donc de faire obstacle à la récupération de la bactérie cible.

Escherichia coli

Les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) recommandent la méthode mTEC – une méthode FM élaborée par l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) – pour la détection et la numération d'*E. coli* sur les plages naturelles de baignade. Il s'agit de placer le filtre sur un milieu sélectif (mTEC) pour une étape de ressuscitation de 2 heures à 35 °C visant à réanimer les organismes stressés, d'incuber ensuite à 45 °C pendant 22 heures pour la détection de tous les coliformes thermotolérants, puis de transférer sur un substrat à base d'urée pour distinguer les *E. coli* uréase négatifs des autres coliformes thermotolérants qui sont pour la plupart uréase positifs.

L'U.S. EPA a publié une liste de méthodes approuvées pour la numération d'*E. coli* dans les eaux récréatives (U.S. EPA, 2006c). La méthode 1103.1 est la méthode mTEC originale. Celle qui porte le numéro 1603 est une méthode mTEC modifiée (à une seule étape) qui utilise un milieu unique contenant un substrat chromogène (5-bromo-6-chloro-3-indolyl- β -D-glucuronide, ou BCIG). L'hydrolyse du chromogène BCIG par *E. coli* donne aux colonies produites une couleur rouge ou magenta qui les différencie des autres coliformes thermotolérants. La méthode 1604 est une autre méthode de FM qui utilise un milieu appelé MI contenant à la fois un fluorogène (4-méthylumbelliféryl- β -D-galactopyranoside, ou MUGal) et un chromogène (indoxyl- β -D-glucuronide, ou IBDG) pour la détection simultanée des coliformes totaux et d'*E. coli*, respectivement.

D'autres méthodes appliquant des principes similaires ont été approuvées pour la numération d'*E. coli* dans l'eau potable (ISO, 1998; APHA et coll., 2005; U.S. EPA, 2006b). De même, plusieurs méthodes commercialisées – des versions prêtes à l'emploi, miniaturisées ou simplifiées des tests FM/FTM traditionnels – ont également été approuvées (U.S. EPA, 2006b).

Les laboratoires canadiens souhaiteront peut-être évaluer l'applicabilité de méthodes particulières à l'analyse des eaux récréatives de leurs régions respectives.

Entérocoques

Les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) proposent deux méthodes officielles de dépistage des entérocoques sur les plages de baignade : une méthode de FTM et une méthode de FM. La première consiste à inoculer une série de tubes de bouillon azide dextrose, et à incuber à 35 °C pendant 48 heures. La présence d'entérocoques est confirmée par la croissance bactérienne sur une gélose de type bile-esculine trahie par l'apparition de colonies noir brunâtre à halos bruns. La méthode de FM est la méthode mE décrite à l'origine par l'U.S. EPA en 1985. Les filtres sont placés sur une gélose mE, incubés à 41 °C pendant 48 heures, puis transférés sur une gélose esculine-fer pour confirmer l'hydrolyse de l'esculine. On considère que les colonies de couleur rose à rouge et à précipités noirs à brun rougeâtre sont formées d'entérocoques.

L'U.S. EPA a également publié une liste de méthodes approuvées pour la numération des entérocoques dans les eaux récréatives (U.S. EPA, 2006c). La méthode 1106.1 est la méthode mE originale. Celle qui porte le numéro 1600 est une méthode mEI modifiée (à une seule étape) qui permet de réduire de 48 à 24 heures le temps requis pour l'analyse. Cette méthode utilise un milieu unique contenant un substrat chromogène (indoxyl- β -D-glucoside) dont l'hydrolyse par les entérocoques donne aux colonies un halo bleu qui les distingue des bactéries autres que des entérocoques.

Comme dans le cas des *E. coli*, d'autres méthodes fondées sur des principes similaires ont été approuvées pour la numération des entérocoques dans l'eau potable (ISO, 2000; APHA et coll., 2005; U.S. EPA, 2006b). Plusieurs méthodes commercialisées – des versions prêtes à l'emploi, miniaturisées ou simplifiées des tests FM/FTM traditionnels – ont également été approuvées (U.S. EPA, 2006b). Les laboratoires canadiens souhaiteront peut-être évaluer l'applicabilité de méthodes particulières à l'analyse des eaux récréatives de leurs régions respectives.

B.4.2 Microorganismes pathogènes

Le dépistage systématique des microorganismes pathogènes (bactéries, virus, protozoaires) dans les eaux récréatives n'est pas recommandé. Toutefois, certaines circonstances peuvent justifier le recours à des tests de dépistage d'organismes particuliers – par exemple, lors d'études portant sur l'éclosion possible de maladies d'origine hydrique.

Agents pathogènes bactériens

Les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) décrivent des méthodes d'isolation, de détection et d'identification des agents pathogènes bactériens préoccupants pour les eaux récréatives : *Campylobacter*, *E. coli* O157:H7, *Salmonella*, *Shigella*, *Aeromonas*, *Legionella*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas*, *Leptospira* et *Staphylococcus aureus*.

En règle générale, les méthodes d'isolation et de détection des bactéries pathogènes dans les eaux récréatives suivent le même protocole fondamental : concentration de l'organisme cible (par FM, centrifugation ou culture sur milieu enrichi), distinction des autres organismes non

ciblés (p. ex. par culture sur milieux sélectifs ou à l'aide de méthodes de détection fondées sur des anticorps) et confirmation (à l'aide d'une combinaison d'évaluations morphologiques, de tests biochimiques et de méthodes d'identification sérologique).

D'autres méthodes de dépistage plus rapide des bactéries pathogènes présentes dans les eaux récréatives, fondées sur des techniques biochimiques, immunologiques ou génétiques (séquençage de gènes) de pointe, sont actuellement à l'étude. Les résultats obtenus récemment avec les méthodes fondées sur la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) suscitent un certain intérêt à cet égard. On a déjà décrit des méthodes PCR de détection de la présence dans l'eau de toutes les bactéries pathogènes jugées préoccupantes. Par ailleurs, diverses méthodes PCR quantitatives ou de numération en temps réel ont été décrites pour un certain nombre de bactéries entériques pathogènes, y compris *Salmonella*, *Campylobacter* et *E. coli* O157:H7. De plus amples recherches seront nécessaires pour mettre au point des méthodes normalisées qui seront à la fois précises, fiables et abordables. Plusieurs chercheurs ont publié des examens décrivant l'état actuel des connaissances concernant l'utilisation des techniques récentes pour la numération et la détection des pathogènes présents dans les eaux récréatives (Ashbolt, et coll., 2001; Noble et Weisberg, 2006; Savichtcheva et Okabe, 2006). On conseille aux laboratoires canadiens de consulter la documentation scientifique pour en savoir plus sur l'applicabilité de méthodes particulières pour l'analyse des eaux récréatives dans leurs régions respectives.

Agents pathogènes viraux

La plupart des laboratoires de microbiologie de l'eau ne sont pas en mesure de détecter les virus pathogènes. Ces tests, lorsqu'ils sont nécessaires, doivent être confiés à des virologistes disposant des installations requises pour manipuler ce type d'organismes.

Les méthodes de détection des virus d'origine hydrique ont été normalisées dans une certaine mesure. Toutefois, même les méthodes les plus reconnues continuent de faire l'objet de recherches, de modifications et d'améliorations. Les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) décrivent des méthodes de concentration des virus et fournissent des informations sur les méthodes de détection et d'identification. Par ailleurs, l'U.S. EPA a publié un document intitulé *Manual of Methods for Virology* (U.S. EPA, 2001a), qui fournit des renseignements détaillés sur les diverses étapes de la récupération, du dépistage, de la numération et de l'identification des virus présents dans l'eau, dans les eaux usées et dans d'autres effluents du même type.

Les méthodes de récupération et de détection des virus pathogènes présents dans les échantillons d'eaux de surface sont en général complexes. Les virus étant présents en petit nombre dans les eaux contaminées par les matières fécales, leur détection nécessite la concentration de volumes d'eau considérables (jusqu'à des milliers de litres). Les méthodes d'adsorption-élution ou d'ultrafiltration sont les méthodes principales utilisées pour recueillir et concentrer les particules virales présentes dans les échantillons d'eau. Les échantillons filtrés peuvent être par la suite concentrés davantage au moyen de techniques de floculation ou de précipitation.

Les méthodes de culture cellulaire sont celles auxquelles on a le plus souvent recours pour la détection des virus entériques dans l'eau. Bien que fournissant des renseignements très utiles sur l'infectiosité et les concentrations de virus, elles risquent toutefois d'être laborieuses et

chronophages et elles ne conviennent pas pour tous les types de virus. On a, plus récemment, eu recours à des méthodes conventionnelles fondées sur la PCR pour détecter les virus dans les échantillons environnementaux. Seule la culture cellulaire permet pour l'instant d'évaluer la viabilité des virus; il n'existe aucune méthode de rechange. On étudie actuellement la possibilité de recourir à des applications particulières de la PCR (transcriptase inverse suivie de PCR, PCR quantitative, PCR à culture cellulaire intégrée) pour surmonter certains des obstacles qui nuisent à l'efficacité des méthodes d'identification conventionnelles par PCR.

Diverses variations de la méthode de PCR se sont montrées utiles pour la détection des virus dans les eaux récréatives. Toutefois, malgré les progrès considérables accomplis dans ce domaine, aucune méthode normalisée n'a encore été mise au point. On conseille donc aux intéressés de consulter la documentation scientifique pour en savoir plus sur diverses méthodes particulières. Plusieurs articles de synthèse ont été publiés sur les méthodes actuelles, ainsi que sur les techniques en devenir possibles dans ce domaine (Bosch, 1998; Griffin, et coll., 2003; Fong et Lipp, 2005).

Protozoaires pathogènes

L'analyse des protozoaires pathogènes est hors de la portée de la plupart des laboratoires d'analyse de la qualité de l'eau. Ces analyses doivent être confiées à des spécialistes hautement qualifiés utilisant des équipements très spécialisés.

Les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) présentent un aperçu des méthodes qui peuvent servir à la récupération et à la détection de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans les échantillons environnementaux. Toutefois, elles ne décrivent pas de méthodes particulières.

L'U.S. EPA a approuvé deux méthodes de détection de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans les échantillons d'eau : la méthode 1622, conçue spécialement pour la détection de *Cryptosporidium*, et la méthode 1623, qui peut servir à la détection simultanée des deux genres de protozoaires (U.S. EPA, 2006c). Ces méthodes sont considérées comme les plus couramment utilisées pour la détection de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans l'eau. La détection des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium* est toutefois difficile et complexe. Même les méthodes les plus reconnues et les plus courantes présentent des lacunes à cet égard liées à la récupération de ces organismes. Les recherches se poursuivent pour en améliorer l'exactitude et la sensibilité.

La récupération et la détection des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium* dans les échantillons d'eau comportent trois grandes étapes : la concentration (par floculation, centrifugation ou filtration), la séparation des débris gênants (par centrifugation en gradient de densité, séparation immunomagnétique ou tri de cellules marquées par fluorescence) et la détection (par coloration par immunofluorescence ou par des méthodes fondées sur la PCR).

De toutes les méthodes utilisées pour la détection, celle fondée sur la coloration par immunofluorescence est la plus courante à l'heure actuelle. Elle consiste à appliquer des anticorps fluorescents qui reconnaissent spécifiquement les antigènes des kystes et oocystes, et à repérer ensuite les kystes et oocystes ainsi marqués par immunofluoromicroscopie.

Plusieurs méthodes conventionnelles d'identification par PCR ont été décrites pour la détection de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans les eaux récréatives. D'autres techniques d'analyse, telle celle fondée sur le polymorphisme de restriction (RFLP), ont été décrites pour la caractérisation plus approfondie des espèces et des génotypes de *Cryptosporidium*. Les informations sur le génotype peuvent servir à identifier les hôtes qui risquent d'être à l'origine d'éclotions dues à *Cryptosporidium*.

Les méthodes actuelles de détection ne nous renseignent ni sur la viabilité ni sur l'infectiosité des kystes et oocystes, et c'est là une de leurs lacunes. On a élaboré à cette fin des tests distincts qui s'appuient sur l'observation du degré de dékystement ou de l'inclusion/exclusion de colorants fluorescents particuliers. D'autres méthodes nécessitent l'utilisation de cultures cellulaires ou de sujets animaux. Des variantes particulières de la méthode de PCR (transcriptase inverse suivie de PCR, PCR quantitative) ont également été mises au point pour faciliter la quantification des organismes et fournir des estimations de la viabilité des kystes et des oocystes. En règle générale, ces tests sont coûteux et difficiles à réaliser, et ils sont habituellement utilisés à des fins de recherches particulières.

Les lecteurs sont invités à consulter la documentation scientifique pour en savoir plus sur des méthodes particulières. Il existe par ailleurs des documents de synthèse sur les techniques moléculaires utilisées aux fins de la détection et de l'identification de *Giardia* et de *Cryptosporidium* (Caccio, 2003).

Cyanobactéries et leurs toxines

Diverses méthodes sont envisageables pour la détection des cyanobactéries et des microcystines dans les échantillons d'eau et de fleurs d'eau. Elles varient sensiblement quant au degré de complexité et au niveau d'information qu'elles peuvent procurer. Le choix de la méthode la plus appropriée dépendra du type et du degré d'informations requis, ainsi que de la disponibilité des installations de laboratoire et des analystes qualifiés.

Divers documents publiés traitant des méthodes pouvant servir à la détection des cyanobactéries et des microcystines présentes dans les eaux récréatives sont disponibles (Chorus et Bartam, 1999; Falconer, 2005). Des articles de synthèse décrivant les techniques actuelles et en devenir ont également été publiés (p. ex. McElhiney et Lawton, 2005). Les personnes intéressées sont invitées à consulter la documentation pour obtenir de plus amples informations sur des méthodes particulières.

Dénombrement cellulaire

Les *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et coll., 2005) décrivent des méthodes de numération des cyanobactéries (mêmes méthodes que pour la numération du phytoplancton) dans l'eau. Les concentrations sont déterminées par comptage direct au microscope en utilisant une cellule de dénombrement de dimensions connues, et en estimant ensuite le volume de l'échantillon original par rétrocalcul. La plupart des cyanobactéries se présentent sous forme de colonies ou de filaments et risquent d'être difficiles à distinguer; il est donc recommandé de faire appel à un spécialiste de l'identification des cyanobactéries.

Dosage des microcystines

L'analyse des toxines totales nécessite la détermination préalable des microcystines à l'état libre et de celles liées aux cellules. Diverses étapes préalables sont donc souvent requises pour extraire et concentrer les toxines présentes dans les échantillons, par exemple : concentration des cellules de cyanobactéries, lyse cellulaire, et extraction et purification des toxines. Une trousse de test de terrain (commercialisée) peut être utilisée comme outil de dépistage pour déterminer la présence ou l'absence de toxines dans un approvisionnement d'eau. Si la présence d'une toxine est détectée dans un échantillon à l'aide de la trousse de test de terrain, un échantillon peut alors être soumis à un laboratoire reconnu pour une analyse de confirmation.

L'épreuve biologique sur des souris était jusqu'à récemment la méthode de choix pour vérifier la toxicité d'une fleur d'eau. Cette épreuve a été remplacée au cours des dernières années par des méthodes plus fiables et plus sensibles réalisées en laboratoire, comme l'épreuve d'inhibition de l'activité de la protéine phosphatase et le dosage immunoenzymatique (ELISA). Ces méthodes présentent toutefois l'inconvénient de ne pas fournir de mesure directe de la toxicité des échantillons. Divers types d'épreuves biologiques utilisant des invertébrés et des cultures cellulaires ont donc été examinés en guise de solution de rechange aux épreuves réalisées sur des souris.

L'épreuve d'inhibition de l'activité de la protéine phosphatase est une épreuve biochimique de détection des microcystines qui s'appuie sur l'aptitude de ces dernières à inhiber l'activité des enzymes. Il s'agit d'une méthode de détection rapide et sensible des microcystines. Ce test fournit une estimation quantitative des microcystines totales présentes, sans toutefois nous renseigner sur les diverses variantes de microcystines que peuvent contenir les échantillons. Une trousse commercialisée de détection des microcystines dans les échantillons d'eau est actuellement disponible.

Le test ELISA est considéré comme une solution très prometteuse pour la détection des microcystines présentes dans les échantillons de cyanobactéries et d'eau. Les méthodes ELISA sont rapides et sensibles, mais ne sont pas, à ce jour, suffisamment spécifiques pour permettre la distinction entre les différentes variantes individuelles de microcystines. Diverses trousse de détection des microcystines dans les échantillons d'eau sont actuellement vendues dans le commerce.

La combinaison d'une chromatographie liquide (CL) et d'une spectroscopie de masse (SM) est la méthode de laboratoire la plus communément utilisée pour l'identification et la quantification des microcystines; elle constitue la référence par rapport à laquelle sont évaluées les autres méthodes. Les analyses fondées sur cette méthode sont longues à mettre en œuvre, techniquement exigeantes, coûteuses, et demandent des équipements spécialisés. Toutefois, des procédures normalisées ont déjà été décrites, et un certain nombre de laboratoires d'analyse possèdent les instruments nécessaires. L'absence de normes a limité l'utilité de cette méthode pour l'identification des variantes de microcystines.

Des méthodes fondées sur la PCR ont récemment été décrites pour la détection des cyanobactéries à l'aide d'amorces qui reconnaissent spécifiquement les fragments de gènes

appartenant aux *Microcystis* spp., ou de gènes responsables de la production de microcystines (*mcy*). Ces méthodes ont permis, dans une certaine mesure, d'identifier et de dénombrer les cyanobactéries et leurs toxines dans des échantillons de fleurs d'eau; toutefois, elles sont toujours en voie d'élaboration et nécessitent de plus amples recherches.

Annexe C : Échantillonnage composite pour la contamination fécale

C.1 Description

Pour vérifier la qualité de l'eau et s'assurer de sa conformité avec les valeurs de recommandations pour les indicateurs de contamination fécale, les *Recommandations* préconisent de prélever cinq échantillons au moins, à une fréquence minimale d'une fois par semaine.

L'échantillonnage composite (c'est-à-dire le recueil d'échantillons multiples prélevés tout au long d'une étendue de plage, la combinaison de ces échantillons en un seul échantillon composite de grande taille, et l'analyse d'un sous-échantillon du mélange obtenu) constitue un moyen possible d'élargir la zone de plage faisant l'objet du programme de surveillance, tout en offrant la possibilité de réduire les coûts des analyses associées.

Les autorités compétentes, les exploitants de plages et/ou les fournisseurs de services pourraient souhaiter envisager l'échantillonnage composite comme un outil susceptible de leur permettre d'améliorer l'utilité de leurs programmes de surveillance des indicateurs fécaux.

C.2 Introduction

Il est possible, avec certains programmes de surveillance, d'utiliser des échantillons uniques pour caractériser de longues étendues d'eaux de baignade sur plusieurs jours d'activité des baigneurs. Or, on sait que la qualité de l'eau peut présenter des variations considérables, même sur de courtes distances et durant de brèves périodes. Il est recommandé de procéder à des prélèvements plus fréquents et plus nombreux, étant donné que la fiabilité des données s'accroît parallèlement à l'augmentation du nombre d'échantillons (Whitman et Nevers, 2004). Toutefois, l'intensification de la surveillance peut occasionner des coûts prohibitifs. Le recours à l'échantillonnage composite est l'une des solutions proposées pour remédier à ce problème (U.S. EPA, 2005a).

L'échantillonnage composite consiste à recueillir des échantillons multiples. On mélange ensuite un volume d'eau égal prélevé sur chaque échantillon afin d'obtenir un composite qui est analysé comme s'il s'agissait d'un échantillon unique. Cette technique permet d'élargir la couverture d'échantillonnage sans avoir à analyser un grand nombre d'échantillons. Elle permet en outre d'améliorer la fiabilité de l'échantillonnage sans peser sur les coûts de surveillance (Patil, 2002). L'échantillonnage composite a de nombreuses applications dans le domaine de la biosurveillance et de l'échantillonnage environnemental, et il a été utilisé pour évaluer la contamination de divers milieux, dont les sols, l'air, l'eau et les tissus biologiques. Récemment, des recherches ont été menées pour déterminer dans quelle mesure on pouvait y avoir recours pour évaluer la qualité des eaux récréatives (Kinzelman et coll., 2006). D'après les premiers résultats, un échantillonnage composite bien réalisé permettrait de tirer des conclusions sur la qualité de l'eau offrant un degré d'exactitude comparable à celui obtenu au moyen des techniques conventionnelles d'échantillonnage.

L'échantillonnage composite pose toutefois des difficultés qu'il convient d'examiner avant d'envisager son introduction dans un programme de surveillance des eaux récréatives. Il en est brièvement question ci-après.

Une source potentielle de biais

L'échantillonnage composite ajoute une couche d'incertitude supplémentaire aux résultats sur la qualité de l'eau, car on utilise un sous-échantillon pour estimer la densité indicatrice moyenne de l'ensemble des échantillons, et que cette estimation sert à son tour à caractériser la qualité de l'eau pour la plage tout entière. Il a été suggéré de compenser cet effet de biais en multipliant les échantillons constituant le composite.

Il y a par ailleurs le risque qu'un échantillon présentant une forte concentration passe inaperçu une fois mélangé avec d'autres échantillons de moindre teneur, compte tenu des effets de la dilution (Kinzelman et coll., 2006). Les échantillons provenant de zones sensibles (où la qualité de l'eau est probablement toujours médiocre) ne doivent pas être mélangés à d'autres. On peut délimiter ces zones en effectuant une enquête relative à la sécurité et à l'hygiène du milieu, ou en procédant préalablement à un échantillonnage intensif. Dans les programmes où des enquêtes préalables ont conclu à l'absence probable de zones sensibles, un échantillon unique présentant de fortes concentrations peut être considéré comme résultant de la variabilité naturelle et aléatoire (Kinzelman et coll., 2006).

Comparaison des résultats avec les recommandations

L'échantillonnage composite permet de calculer approximativement la moyenne arithmétique des indicateurs de contamination présents dans les différents échantillons. Toutefois, lors de l'analyse des données bactériologiques sur la qualité de l'eau, il est recommandé de prendre la moyenne géométrique comme une meilleure estimation de la tendance générale des populations microbiennes. Les recommandations pour les indicateurs de contamination fécale sont fondées sur des moyennes géométriques. Pour déterminer la conformité des résultats obtenus avec les *Recommandations*, les exploitants, les fournisseurs de services ou les autorités compétentes doivent convertir le résultat composite en une moyenne géométrique approximative.

Wymer et coll. (U.S. EPA, 2005a) ont signalé que la différence entre la valeur composite et la moyenne géométrique pouvait être compensée si on connaissait la variance (v) des densités indicatrices \log_{10} . La variance peut être estimée à partir des données historiques \log_{10} . Une fois la variance estimée, on obtient une valeur approximativement équivalente à la moyenne géométrique des échantillons individuels en multipliant la numération pour 100 mL de l'échantillon composite par le facteur $10^{-1.15v}$ (U.S. EPA, 2005a).

C.3 Résultats de recherche

Kinzelman et coll. (2006) ont produit des données sur la qualité des eaux de baignade des plages en comparant la précision des techniques d'échantillonnage composite à celle des méthodes conventionnelles de surveillance sur deux plages du lac Michigan, à Racine, dans le Wisconsin. En 2003, des échantillons d'eau ont été prélevés sur deux plages publiques pendant 68 jours et analysés pour mettre en évidence la présence d'*E. coli* au moyen de l'analyse d'un échantillon unique, avec calcul des moyennes arithmétique et géométrique, et au moyen d'un échantillonnage composite.

D'après les résultats, l'échantillonnage composite semble offrir une bonne solution de rechange aux méthodes conventionnelles de surveillance. De manière générale, la valeur de l'échantillon

composite était du même ordre que celle obtenue avec un seul échantillon, et les données montraient un ratio approximatif de 1:1 entre l'échantillon composite et la moyenne arithmétique des échantillons individuels. En comparant les résultats pour déterminer quelle aurait été la meilleure décision de gestion (à savoir diffuser une alerte quant à la qualité de l'eau ou laisser la plage ouverte) en se fondant soit sur l'échantillonnage composite, soit sur des analyses individuelles (simples ou moyennées), le résultat s'est avéré constant pour les deux méthodes sur une plage, ne différant qu'à deux reprises sur l'autre plage. Dans les deux cas, l'utilisation d'un échantillonnage composite aboutissait à des alertes plus fréquentes. Il semble donc que l'échantillonnage composite n'introduit pas de biais ou de variabilité supplémentaire (Kinzelman et coll., 2006). Des études de vérification réalisées à plus petite échelle dans les années subséquentes ont produit des résultats analogues et, depuis 2004, la Ville de Racine a adopté l'échantillonnage composite pour son programme de surveillance de la conformité, avec de bons résultats.

C.4 Conclusions

Dans les circonstances appropriées, la constitution d'échantillons composites peut offrir une solution de rechange viable aux plans actuels de surveillance qui s'appuient sur un échantillon unique pour caractériser la qualité de l'eau sur de longues étendues de plage de baignade. L'échantillonnage composite peut en outre favoriser une plus grande fréquence de prélèvements, ce qui contribue à élargir la couverture du programme de surveillance et à améliorer la fiabilité de l'échantillonnage, tout en maintenant, voire en réduisant, les coûts associés. Les programmes de surveillance exigeant l'analyse d'un grand nombre d'échantillons pourraient gagner beaucoup en adoptant cette démarche.

Annexe D : Liste des informations à recueillir par les enquêtes relatives à la sécurité et à l'hygiène du milieu (ESHM) dans les eaux de baignade à vocation récréative

Identification

Nom de la plage :	_____
Adresse :	_____
Autorité compétente :	_____
Tél. :	_____
Télécopieur :	_____
Courriel :	_____
Nom du ou des enquêteurs :	_____
Date :	_____
Heure :	_____

Informations générales

Type de plan d'eau :	_____	
Dimensions de la plage :	Longueur (m) : _____	Largeur (m) : _____
Dimensions de la zone de baignade :	Longueur (m) : _____	Largeur (m) : _____
Nombre de sites échantillonnés :	_____	
[Joindre une carte ou une photographie aérienne d'échelle appropriée (indiquant l'emplacement des sites d'échantillonnage)]		
Température de l'eau	Max/min (°C) : _____	Moyenne (°C) : _____
Vents dominants	Direction : _____	Vitesse moyenne (km/h) : _____
Courants dominants	Direction : _____	Vitesse moyenne (km/h) : _____
Pluviométrie saisonnière	Total (mm) : _____	Max/24 heures (mm) : _____
Hauteur des vagues	Moyenne (m) : _____	Amplitude (m) : _____
Utilisation des sols avoisinants (cocher toutes les cases applicables) :		
Zone urbaine	<input type="checkbox"/> Zone rurale	<input type="checkbox"/> Agriculture (préciser) : _____ <input type="checkbox"/>
Zone résidentielle	<input type="checkbox"/> Forêts	<input type="checkbox"/> Commerces (préciser) : _____ <input type="checkbox"/>
Champs	<input type="checkbox"/> Collines/Hautes terres	<input type="checkbox"/> Industries (préciser) : _____ <input type="checkbox"/>
Marais/marécages	<input type="checkbox"/> Décharge	<input type="checkbox"/> Rivière/cours d'eau/fossé : _____ <input type="checkbox"/>
Port	<input type="checkbox"/> Autres : _____	<input type="checkbox"/> Autres : _____ <input type="checkbox"/>

Dangers microbiologiques

Sources potentielles de contamination fécale		
Rejets d'eaux usées municipales	<input type="checkbox"/>	Trop-pleins d'égout unitaire <input type="checkbox"/>
Rejets/collecteurs d'eaux pluviales	<input type="checkbox"/>	Fosses septiques <input type="checkbox"/>
Déchets d'unités d'alimentation animale	<input type="checkbox"/>	
Autres rejets contenant des déchets fécaux (énumérer) :		Autres systèmes de collecte/d'élimination/de traitement des eaux usées (énumérer)
_____	<input type="checkbox"/>	_____ <input type="checkbox"/>
_____	<input type="checkbox"/>	_____ <input type="checkbox"/>
Origine du ruissellement pluvial :		
Zones agricoles	<input type="checkbox"/>	Zones recevant des boues d'épuration <input type="checkbox"/>
Plages et installations connexes (p. ex. parc de stationnement)	<input type="checkbox"/>	Autre : <input type="checkbox"/>
		Autre : <input type="checkbox"/>
Autres sources environnementales :		
Affluents (rivières, cours d'eau, ruisseaux)	<input type="checkbox"/>	
Oiseaux (goélands, canards, oies, bernaches, autres)	<input type="checkbox"/>	[Nombre : Aucun Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)]
Autres animaux sauvages	<input type="checkbox"/>	[Nombre : Aucun Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)]
Animaux domestiques	<input type="checkbox"/>	[Nombre : Aucun Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)]
Baigneurs	<input type="checkbox"/>	[Nombre : Aucun Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)]
Autre :	<input type="checkbox"/>	
Autre :	<input type="checkbox"/>	

Aspects à examiner durant l'évaluation ultérieure des risques

- Présence de sources potentielles de contamination à proximité de la zone de baignade.
- Risque de contamination de la zone de baignade par ces sources (avec indication du degré de risque : faible, moyen, élevé).
- Évaluation de la qualité de l'eau en fonction des données microbiologiques historiques (p. ex. fréquence des dépassements des valeurs de la recommandation pour les indicateurs de contamination fécale recommandés [p. ex. continu, périodique, sporadique]).
- Rejets : évaluation de facteurs tels que le volume, le débit, le type de traitement, les normes applicables, la périodicité (continue, sporadique) et la prévisibilité.
- Effets des précipitations : niveaux déclenchant des épisodes de contamination et durée habituelle de ces épisodes.
- Évaluation de la circulation dans la zone de baignade : effet des vents du large, des marées, des courants, schémas de transport et de piégeage de la contamination fécale dans les zones de baignade.
- Animaux et oiseaux : évaluation des types d'espèce, des populations et des déjections.
- Impact des baigneurs sur la qualité de l'eau : nombre de baigneurs, âge.
- Évaluation des mesures de protection potentielles : type de mesures et lieux d'implantation pour réduire l'impact des sources de contamination et/ou de l'exposition des baigneurs.

Dangers chimiques

Sources potentielles de contamination chimique			
Rejets commerciaux/industriels	<input type="checkbox"/>	Marinas	<input type="checkbox"/>
Embarcations motorisées	<input type="checkbox"/>	Autre : _____	<input type="checkbox"/>
Autre : _____	<input type="checkbox"/>		
Origine du ruissellement pluvial :			
Zones soumises à des épandages de pesticides	<input type="checkbox"/>	Zones urbaines	<input type="checkbox"/>
Zones soumises à des applications d'engrais	<input type="checkbox"/>	Autre : _____	<input type="checkbox"/>

Aspects à examiner durant l'évaluation ultérieure des risques

- Présence de sources potentielles de contamination à proximité de la zone de baignade.
- Risque de contamination de la zone de baignade par ces sources (avec indication du degré de risque : faible, moyen, élevé).
- Rejets : évaluation de facteurs comme le volume, le débit, le type de traitement, la périodicité (continue, sporadique) et la prévisibilité.
- Effets des précipitations : niveaux déclenchant des épisodes de contamination et durée habituelle de ces épisodes.
- Évaluation de la circulation dans la zone de baignade : effet des vents du large, des marées, des courants, schémas de transport et de piégeage possible des contaminants chimiques dans les zones de baignade.
- Embarcations motorisées : évaluation du type et du nombre d'embarcations.
- Évaluation des mesures de protection potentielles : type de mesures et lieux d'implantation pour réduire l'impact des sources de contamination et/ou de l'exposition des baigneurs.

Autres dangers biologiques

Autres dangers biologiques entraînant la contamination des eaux récréatives (leur présence peut être permanente, saisonnière ou sporadique)			
Proliférations de cyanobactéries	<input type="checkbox"/>	Schistosomes (dermatite du baigneur)	<input type="checkbox"/>
Grandes quantités de plantes aquatiques	<input type="checkbox"/>	Autre (préciser) :	<input type="checkbox"/>
Autre (préciser) :	<input type="checkbox"/>		

Aspects à examiner durant l'évaluation ultérieure des risques

- Caractère saisonnier du risque : continu, annuel, sporadique.
- Présence de facteurs aggravants (le cas échéant) : conditions de l'eau, topographie locale, températures, concentrations de nutriments, présence des espèces hôtes requises.
- Évaluation des mesures de protection potentielles permettant de maîtriser le risque et/ou de réduire l'exposition humaine dans les zones ou durant les périodes de risque accru.

Dangers physiques et considérations esthétiques

Dangers sous l'eau :

- | | | | |
|-----------------------------|--------------------------|------------------------------|--------------------------|
| Pentes abruptes ou tombants | <input type="checkbox"/> | Profondeurs de plus de 4,5 m | <input type="checkbox"/> |
| Grosses roches | <input type="checkbox"/> | Fond glissant ou irrégulier | <input type="checkbox"/> |
| Autre : _____ | <input type="checkbox"/> | | |
| Autre : _____ | <input type="checkbox"/> | | |

Conditions d'eau :

- | | | | |
|-------------------------------------|--------------------------|-------------------|--------------------------|
| Forts courants ou courants de marée | <input type="checkbox"/> | Courant de reflux | <input type="checkbox"/> |
|-------------------------------------|--------------------------|-------------------|--------------------------|

Autre :

- | | | | |
|---|--------------------------|---|--|
| Déchets sur la plage | <input type="checkbox"/> | [Néant Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)] | |
| Déchets flottants | <input type="checkbox"/> | [Néant Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)] | |
| Morceaux de verre ou autres objets tranchants | <input type="checkbox"/> | [Néant Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)] | |
| Déchets médicaux | <input type="checkbox"/> | [Néant Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)] | |
| Présence de varech ou d'algues sur la plage | <input type="checkbox"/> | [Néant Faible Moyen Élevé (encercler la réponse)] | |
- Présence de véhicules autorisée sur la plage ou à proximité de la zone de baignade :
- | | | | |
|-------------|---------|---------------------|---------|
| Automobiles | Oui/Non | Bateaux/motomarines | Oui/Non |
| | | Préciser: _____ | |

Aspects à examiner durant l'évaluation ultérieure des risques

- Évaluation des caractéristiques physiques de la plage et de leur impact potentiel sur l'utilisation sans danger de la zone de loisirs. Comprend l'évaluation de la configuration physique (géographie, topographie), la composition des matériaux du rivage et du fond et l'influence des ouvrages existants.
- Évaluation des dangers/facteurs particuliers présentant des risques potentiels de blessure, de maladie ou de perturbation de l'utilisation de la zone de loisirs.
- Le rivage et les eaux de baignade doivent être exempts de tout obstacle de manière à ce qu'on puisse repérer facilement toute personne en détresse.
- Évaluation de la nature et de l'origine des déchets et des débris flottants.
- Conformité des paramètres physiques et esthétiques applicables (pH, température, turbidité, couleur, clarté, présence de débris) avec les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*.
- Évaluation des mesures de protection potentielles permettant de maîtriser les dangers et/ou de réduire l'exposition humaine dans les zones ou durant les périodes de risques accrus.

Installations et mesures de sécurité

Installations :

Toilettes	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>	Douches	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>
Fontaines d'eau potable	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>	Poubelles	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>
Autre :	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>	Autre :	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>

Accès pour handicapés

Mesures de sécurité :

Postes de maître baigneur	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>	Matériel de sauvetage	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>
Téléphones d'urgence	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>	Postes de premiers soins	Nombre : ____	<input type="checkbox"/>

Panneaux/moyens de communication :

Panneaux d'interdiction ou d'autorisation de la baignade	<input type="checkbox"/>	Informations en cas d'urgence	<input type="checkbox"/>
Autres dangers (énumérer) :		Autre : _____	<input type="checkbox"/>
_____	<input type="checkbox"/>		
_____	<input type="checkbox"/>		

Procédures officielles ou systèmes de rapport en vigueur en cas de :

déversements/rejets urbains ou industriels/	
eaux usées détournées des installations de traitement	<input type="checkbox"/>
éclosions de maladies d'origine hydrique	<input type="checkbox"/>
blessures subies par des baigneurs	<input type="checkbox"/>

Aspects à examiner durant l'évaluation ultérieure des risques

- Évaluation du caractère adéquat des installations et des mesures de sécurité.
- Évaluation des panneaux et autres moyens de communication avec le public : clarté et concision des messages, panneaux installés dans des lieux bien visibles.

Date : _____ Heure : _____

Recommandations au sujet des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : troisième édition

Annexe E : Exemple de formulaire d'échantillonnage et de rapport

Nom de la plage : _____	Adresse : _____ _____
Autorité compétente : _____ _____	Coordonnées : _____ _____
Nom de l'échantillonneur : _____	

Endroit	Numération bactérienne <input type="checkbox"/> <i>E. coli</i> <input type="checkbox"/> Entérocoques

Moyenne géométrique :	
Période considérée :	

Température de l'air (°C) :	_____
Température de l'eau (°C) :	_____
pH :	_____
Salinité :	_____

Turbidité : <input type="checkbox"/> Faible <input type="checkbox"/> Moyenne <input type="checkbox"/> Forte Valeur (uTN) : _____
Action des vagues : <input type="checkbox"/> Faible <input type="checkbox"/> Moyenne <input type="checkbox"/> Forte Hauteur (m) : _____
Précipitations : <input type="checkbox"/> Nulles <input type="checkbox"/> Moyennes (pendant <input type="checkbox"/> Faibles <input type="checkbox"/> Fortes l'échantillonnage)
Précipitations : <input type="checkbox"/> Nulles <input type="checkbox"/> Moyennes (pendant les <input type="checkbox"/> Faibles <input type="checkbox"/> Fortes 48 h précédentes) Valeur (mm) : _____

Direction du vent : <input type="checkbox"/> Nulle <input type="checkbox"/> Vent de terre <input type="checkbox"/> Vent du large <input type="checkbox"/> Parallèle à la côte
--

Ensoleillement : <input type="checkbox"/> Beau temps <input type="checkbox"/> Couvert <input type="checkbox"/> Partiellement nuageux <input type="checkbox"/> Pluvieux

Densité de baigneurs : <input type="checkbox"/> Néant <input type="checkbox"/> Faible <input type="checkbox"/> Moyenne <input type="checkbox"/> Forte Nombre approximatif : _____

Densité d'oiseaux : <input type="checkbox"/> Néant <input type="checkbox"/> Faible <input type="checkbox"/> Moyenne <input type="checkbox"/> Forte ▪ Goélands ▪ Canards ▪ Oies et bernaches Nombre approximatif : _____

Densité de déchets : <input type="checkbox"/> Néant <input type="checkbox"/> Faible <input type="checkbox"/> Moyenne <input type="checkbox"/> Forte

Présence d'algues <input type="checkbox"/> Néant <input type="checkbox"/> Faible <input type="checkbox"/> Moyenne <input type="checkbox"/> Forte sur la plage
--

Notes :

Annexe F : Exemples de panneaux d'information sur les plages

F.1 Signalisation de plage : exemple d'un panneau informatif d'interdiction de baignade



F.2 Signalisation de plage : exemple d'un panneau informatif d'autorisation de baignade

