



Health
Canada Santé
Canada

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

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

Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives

Document technique pour consultation
publique

Fin de la période de consultation : 15 février
2022

Canada

Objet de la consultation

Le présent document technique évalue l'information disponible sur la gestion des risques dans les zones récréatives dans le but de mettre à jour ou de recommander une approche de gestion préventive des risques pour la gestion des zones récréatives. Cette consultation vise à recueillir des commentaires sur l'approche proposée et sur les répercussions possibles de la mise en œuvre des recommandations.

Le document a été examiné par des experts externes, puis a fait l'objet d'une révision. Nous sollicitons maintenant les commentaires du public. Ce document est disponible pour une période de consultation publique de 60 jours.

Veillez envoyer vos commentaires (avec justification, au besoin) par courriel à Santé Canada à l'adresse suivante : water-eau@hc-sc.gc.ca.

Tous les commentaires doivent être reçus avant le 15 février 2022. Les commentaires reçus dans le cadre de cette consultation seront communiqués aux membres du groupe de travail sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives, accompagnés du nom et de l'affiliation de leur auteur. Les auteurs qui ne veulent pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du groupe de travail sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives doivent fournir une déclaration à cet effet avec leurs commentaires.

Il est à noter que ce document technique sera révisé à la suite de l'évaluation des commentaires reçus et que les recommandations sur la qualité des eaux récréatives seront mises à jour au besoin. Ce document doit être considéré comme une ébauche aux fins de commentaires seulement.

Table des matières

Avant-propos	v
1.0 Approche de gestion des risques.....	1
2.0 Enquête sur la sécurité et l'hygiène du milieu.....	1
2.1 Préparation préalable à l'enquête	2
2.2 Visite des lieux	3
2.3 Rapport d'évaluation	4
3.0 Surveillance de la qualité de l'eau	5
3.1 Surveillance des indicateurs fécaux	6
3.1.1 Sites de prélèvement des échantillons microbiologiques.....	8
3.1.2 Échantillonnage composite	9
3.2 Méthodes de dépistage des sources de pollution fécale	10
3.2.1 Méthodes chimiques.....	11
3.2.2 Méthodes microbiologiques	11
3.3 Évaluation quantitative du risque microbien.....	13
3.3.1 Estimation des risques pour la santé sur les plages.....	13
3.3.2 Comparaison des risques pour la santé liés à diverses sources fécales...	14
3.3.3 L'EQRM dans les plans de gestion de la qualité de l'eau.....	15
3.4 Modèles prédictifs de la qualité de l'eau.....	15
3.5 Surveillance des cyanobactéries et de leurs toxines.....	16
3.6 Autres activités de surveillance.....	17
4.0 Gestion du sable de plage	17
4.1 Microorganismes dans le sable de plage	17
4.2 Effets du sable de plage sur la qualité microbiologique de l'eau.....	19
4.3 Relation entre le sable de plage et les maladies humaines	19
5.0 Pratiques exemplaires de gestion des plages	21
6.0 Communication et sensibilisation du public.....	22
6.1 Affichage des informations dans les zones des eaux utilisées à des fins récréatives	23
6.2 Autres outils de communication et de sensibilisation du public	24
7.0 Avis de santé publique.....	25
8.0. Références.....	27
Annexe A : Liste des abréviations	44

Annexe B : Liste des renseignements à recueillir dans le cadre des enquêtes sur la sécurité et l'hygiène du milieu (ESHM) menées dans les zones de baignade à vocation récréative	45
Annexe C : Panneaux d'information sur les plages	50

Avant-propos

Les *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* comprennent de nombreux documents techniques qui tiennent compte des divers facteurs qui pourraient nuire à la sécurité des eaux récréatives sur le plan de la santé humaine. Ces documents fournissent des valeurs de recommandations pour certains paramètres utilisés pour surveiller les dangers liés à la qualité des eaux et recommandent des stratégies scientifiques de surveillance et de gestion des risques. Par « eaux utilisées à des fins récréatives », on entend les plans d’eaux douces, marines ou estuariennes naturelles utilisés à de telles fins; cela comprend les lacs, les rivières et les constructions humaines (p. ex. carrières, lacs artificiels) qui sont remplis d’eaux naturelles non traitées. Les provinces et territoires peuvent choisir d’appliquer ces valeurs de recommandations à d’autres eaux naturelles auxquelles un traitement limité est appliqué (p. ex. utilisation à court terme de la désinfection pour un événement sportif). Toutefois, dans de telles situations, il faut faire preuve de prudence dans l’application des valeurs de recommandations, car les organismes indicateurs sont plus faciles à éliminer par désinfection que d’autres microorganismes pathogènes (p. ex. les protozoaires pathogènes). Les activités récréatives qui pourraient présenter un risque pour la santé humaine par l’immersion et l’ingestion intentionnelles ou fortuites comprennent les activités de contact primaire (p. ex. la natation, la baignade, la marche dans l’eau, la planche à voile et le ski nautique) et les activités de contact secondaire (p. ex. le canotage et la pêche).

Chaque document technique a été rédigé à partir de recherches scientifiques actuelles publiées sur les effets sur la santé, les effets esthétiques et les considérations relatives à la gestion des plages. La qualité des eaux récréatives relève généralement de la compétence provinciale ou territoriale, de sorte que les politiques et les approches varient d’une province ou d’un territoire à l’autre. Les documents techniques visent à orienter les décisions des autorités provinciales et locales responsables de la gestion des eaux récréatives. Pour obtenir la liste complète des documents techniques, veuillez consulter le document sommaire *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada* sur le site Web de Santé Canada.

Comprendre et gérer les risques dans les eaux récréatives

L’autorité chargée de la surveillance quotidienne de la zone d’eaux récréatives possède généralement la connaissance la plus approfondie de la zone et est donc la mieux placée pour prendre les mesures nécessaires pour assurer la sécurité des eaux utilisées à des fins récréatives. L’information de gestion présentée dans cette section est plus particulièrement adaptée aux plages aménagées (publiques ou privées); toutefois, les mêmes principes peuvent s’appliquer à toute zone aquatique naturelle désignée comme zone récréative. La gestion efficace des eaux récréatives nécessite la collaboration de tous les intervenants, y compris les exploitants de plages et les fournisseurs de services, les gouvernements, les entreprises locales et industrielles, ainsi que les usagers. Tous les intervenants doivent être informés de leurs rôles et responsabilités dans la gestion des eaux récréatives.

La meilleure stratégie de protection de la santé publique contre les risques associés aux eaux récréatives est une approche de gestion préventive des risques misant sur la détermination et le contrôle des dangers liés à la qualité de l’eau et des risques connexes, combinée à des évaluations de la qualité microbienne de l’eau. Les stratégies de gestion réactive qui reposent uniquement sur la surveillance de la qualité microbienne de l’eau ne suffisent pas à protéger la santé des usagers des eaux récréatives.

1.0 Approche de gestion des risques

Une approche de gestion préventive des risques qui intègre des procédures, des mesures et des outils visant à réduire collectivement le risque d'exposition humaine aux dangers liés à la qualité des eaux récréatives est reconnue par les spécialistes de la qualité de l'eau partout dans le monde comme l'approche privilégiée pour protéger la santé publique. Cette approche est fondée sur des concepts qui reflètent ceux que l'on retrouve dans les cadres de gestion de l'eau potable, comme l'approche de la source au robinet (Conseil canadien des ministres de l'Environnement [CCME], 2004), et dans les plans de gestion de l'eau potable, comme les plans de salubrité de l'eau (Organisation mondiale de la Santé [OMS], 2004). La pratique d'activités aquatiques récréatives, qu'il s'agisse de natation, d'éclaboussures ou d'autres activités, comporte toujours un certain niveau de risque. L'objectif d'une approche de gestion des risques est de prendre des décisions fondées sur une évaluation des risques possibles pour la santé des usagers des eaux récréatives en tenant compte des avantages importants que procurent les activités aquatiques récréatives en matière de santé et de divertissement. Les concepts de gestion préventive des risques étaient au cœur des recommandations pour une meilleure gestion des eaux récréatives proposées par un groupe international d'experts et publiées dans le document devenu le « Protocole d'Annapolis » (OMS, 1999). De même, c'est cette approche qui a servi de base au cadre de gestion décrit dans le document *Guidelines for Safe Recreational Water Environments* (OMS, 2003) [en anglais seulement].

Une approche de gestion préventive des risques est efficace si elle intègre de multiples domaines de gestion (p. ex. la protection des sources, l'évaluation et la hiérarchisation des dangers, la surveillance, le contrôle des dangers, la communication, la consultation et la formation), plutôt que de concentrer tous les efforts dans un seul domaine. Les avantages propres à cette approche comprennent notamment :

- une protection plus efficace de la santé publique;
- une amélioration de la gestion des eaux récréatives, c.-à-d. que les plans d'exploitation peuvent être établis en fonction des besoins de la zone concernée et des ressources disponibles;
- une amélioration des communications publiques sur la façon dont les personnes peuvent se protéger tout en profitant des eaux récréatives (p. ex. ne pas avaler d'eau) et le rôle du public dans la sécurité des eaux récréatives;
- une confiance accrue du public à l'égard de la qualité des eaux récréatives;
- une meilleure gestion des urgences, c.-à-d. que les dangers liés à la qualité de l'eau sont compris et que des plans sont en place pour régler efficacement les problèmes.

Un élément clé d'une approche préventive est l'évaluation de la situation au moyen d'une enquête sur la sécurité et l'hygiène du milieu (ESHM) [section 2]. Parmi les autres éléments figurent la surveillance de la qualité de l'eau (section 3), la gestion du sable de plage (section 4), les pratiques exemplaires de gestion des plages (section 5), la communication et la sensibilisation du public (section 6) et les avis de santé publique (section 7).

2.0 Enquête sur la sécurité et l'hygiène du milieu

Une enquête sur la sécurité et l'hygiène du milieu (ESHM) constitue le fondement ou la « trame » de la conception et de la mise en œuvre d'un plan efficace de gestion des risques pour les eaux récréatives. Il s'agit 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 connexes pour la santé et la sécurité du public dans les zones désignées comme plages. L'ESHM représente également un examen général de tous les aspects de l'exploitation d'une plage. D'autres juridictions utilisent des approches similaires, comme les enquêtes sanitaires sur les plages ou les inspections sanitaires (National Health and Medical Research Council [NHMRC], 2008; Environmental Protection Agency des États-Unis [US EPA], 2008; US EPA, 2013; gouvernement de l'Alberta, 2019). Les données recueillies dans le cadre d'une ESHM fournissent aux exploitants de plages, aux fournisseurs de services et aux autorités responsables l'information nécessaire pour prendre des décisions éclairées en matière de gestion des risques et pour élaborer et maintenir un programme efficace de surveillance des plages. Le processus de l'ESHM comporte trois étapes de base : la préparation préalable à l'enquête, la visite des lieux et le rapport d'évaluation.

Une ESHM devrait être effectuée chaque année, juste avant le début de la saison de baignade. Cette enquête doit permettre :

- de répertorier les caractéristiques de base de la zone d'eaux récréatives;
- de déterminer toute source potentielle de contamination fécale dans la zone récréative immédiate ainsi que les sources qui pourraient avoir une incidence sur la zone à partir de l'ensemble du bassin versant;
- de déterminer tout autre danger potentiel pour la qualité de l'eau, qu'il soit physique, chimique ou biologique, pouvant présenter 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 diriger le processus des ESHM. Ce processus peut également être grandement amélioré par une collaboration intersectorielle, car il se peut que le candidat responsable ne connaisse pas toutes les répercussions potentielles. Parmi les personnes ou les groupes qui peuvent avoir des idées et des renseignements utiles à l'appui du processus on trouve :

- l'organisme provincial ou territorial de réglementation ou de gestion compétent;
- les exploitants de plages;
- les services de santé publique et environnementale;
- les gestionnaires des infrastructures de traitement des eaux usées;
- les universités locales et les chercheurs dans le domaine de l'eau;
- les membres de la collectivité;
- les groupes de gestion des bassins versants ou des lacs;
- des particuliers représentant les sociétés industrielles et entreprises locales.

2.1 Préparation préalable à l'enquête

L'étape de préparation préalable à l'enquête comprend la collecte et l'examen de tous les renseignements disponibles sur la plage et les zones adjacentes, y compris les rapports des enquêtes précédentes. Elle peut fournir des renseignements précieux sur les tendances, les problèmes et les réussites passés, ce qui contribuera à assurer une visite des lieux plus complète et efficace. Le type et la quantité de renseignements sur une plage donnée varient, mais il est important de recueillir tous les renseignements disponibles. La préparation initiale peut commencer par un examen des renseignements de base sur la plage, comme les caractéristiques physiques de la plage, les types d'activités qui y sont pratiquées et les estimations de la

fréquentation de la plage. L'utilisation de cartes topographiques, de photos aériennes et des données issues des systèmes d'information géographique (SIG) [y compris la délimitation de toute infrastructure sanitaire et d'eaux pluviales] peut fournir une perspective supplémentaire et favoriser la détermination des sources de contamination, des sites d'échantillonnage possibles et de l'utilisation des terrains à proximité. L'examen des données antérieures accumulées sur les résultats microbiologiques, les efflorescences de cyanobactéries, la signalisation de plage et la surveillance des maladies fournit des renseignements permettant de déterminer si la zone se prête à des activités récréatives, ainsi que les risques possibles pour les baigneurs. L'évaluation des renseignements hydrologiques, météorologiques et des autres données sur les précipitations, les courants, les marées et les vents dominants peut aider à déterminer leur impact (individuel ou collectif) sur la qualité de l'eau. Des renseignements sur les rejets possibles de déchets (p. ex. eaux usées, égouts pluviaux) et, par temps pluvieux, les sources de ruissellement diffus doivent également être recueillis. Des communications régulières entre les exploitants de plages et les organismes qui ont des responsabilités en matière d'infrastructures de traitement des eaux usées peuvent être importantes pour déterminer les changements apportés aux systèmes sanitaires ou d'eaux pluviales qui pourraient avoir des répercussions sur les zones d'eaux récréatives.

2.2 Visite des lieux

La visite des lieux a pour objet de cerner et de confirmer visuellement tout danger existant ou potentiel pour la qualité de l'eau. Des renseignements peuvent être recueillis sur l'existence et la conformité des installations publiques, les dispositions en matière de sécurité et la signalisation visant à sensibiliser et à informer le public. Aux fins de la présente ESHM, on entend par « danger » tout objet ou toute condition pouvant accroître le risque pour la santé humaine ou poser un problème de sécurité. Pour la plupart des zones de baignade, le contact avec la pollution fécale dans l'environnement est une préoccupation importante; il faut donc porter une attention particulière aux sources potentielles de contamination fécale, à la fois les sources ponctuelles (rejet ou drainage pouvant contenir des eaux usées, des eaux pluviales ou d'autres déchets fécaux) et les sources diffuses (p. ex. animaux et oiseaux domestiques et sauvages, élevages de bétail et cultures en amont, ruissellement des eaux pluviales depuis la plage et les zones avoisinantes, déchets septiques, contamination par les baigneurs eux-mêmes). Le risque pour la santé humaine est plus important, et la relation entre les indicateurs de contamination fécale (concentrations d'*E. coli* ou d'entérocoques) et les répercussions sur la santé humaine est plus fiable lorsque les sources de contamination sont susceptibles d'entraîner des concentrations élevées d'agents pathogènes humains (p. ex. excréments humains et de ruminants). Il est essentiel d'identifier ces sources fécales pour comprendre la qualité de l'eau des plages. Dans le cas des plages où l'information sur les sources de contamination est manquante ou incomplète, on peut envisager une recherche sur le dépistage des sources de pollution fécale (voir la section 3.2). Par ailleurs, les exploitants de plages devraient adopter une approche prudente et supposer que toute pollution fécale provient de sources fécales à risque élevé d'origine humaine et de ruminants.

Autres dangers possibles :

- dangers chimiques (p. ex. rejets industriels, contamination provenant de marinas ou d'embarcations);
- dangers biologiques (p. ex. efflorescences de cyanobactéries, organismes responsables des dermatites du baigneur);

- dangers physiques (p. ex. déchets, mauvaise visibilité, articles submergés, contre-courants, et courants forts).

D'autres renseignements recueillis peuvent être utiles pour repérer les dangers moins apparents. Par exemple, la présence de grandes quantités de débris flottants peut indiquer la présence d'eaux usées (p. ex. condoms, applicateurs de tampons) ou de rejets d'eaux pluviales. Un exemple de liste de contrôle dans le cadre d'une ESHM, qui précise le type de renseignements à recueillir au cours d'une visite des lieux, est fourni à l'annexe B.

De plus, il est conseillé de visiter les lieux par temps sec et par temps de pluie et, dans le cas des eaux marines, dans diverses conditions de marée. Certains événements ou certaines sources de contamination (p. ex. ruissellement, rejets d'eaux pluviales) peuvent être visibles uniquement pendant les périodes de pluie, et les conduites d'évacuation peuvent être visibles seulement à marée basse ou en périodes sèches. Des échantillons d'eau représentatifs peuvent également être prélevés et analysés pour confirmer la présence de contamination et en déterminer la variabilité et la source (voir la section 3.0). Des enquêtes succinctes peuvent également être réalisées tout au long de la saison de baignade au moment de la surveillance microbiologique; ces enquêtes peuvent servir à recueillir plus rapidement des renseignements sur la zone des eaux récréatives, qui peuvent être utiles pour interpréter les résultats de la surveillance. Ces renseignements se sont également avérés utiles pour élaborer des modèles visant à prévoir la qualité de l'eau (voir la section 3.4).

2.3 Rapport d'évaluation

Une fois la visite des lieux terminée, il faut déterminer les risques prioritaires pour la qualité de l'eau. Les priorités doivent être fondées sur la probabilité d'exposition à un danger donné et les conséquences connexes. Il faut également tenir compte des facteurs qui peuvent contribuer à l'exposition des baigneurs. Il peut s'agir de la proximité du danger avec la zone de baignade, des effets des caractéristiques physiques de la zone (profondeur, circulation de l'eau), l'incidence possible des conditions météorologiques, des types et des modes d'exécution des activités récréatives pratiquées dans la zone et des effets de tout obstacle existant. Une attention particulière devrait être portée à l'identification et à l'évaluation des sources d'eaux usées d'origine humaine et de déchets fécaux provenant du bétail. Par exemple, dans le cas d'une intercommunication des eaux usées dans un exutoire d'eaux pluviales ou d'un débordement d'égouts unitaires, les facteurs contribuant à l'exposition des baigneurs comprennent les fortes pluies qui causent le déversement de matières résiduelles, les courants ou les vents qui dirigent ces matières vers la zone de baignade et l'absence de moyens de communication pour avertir le public que tout contact avec l'eau doit être évité immédiatement après de fortes pluies. Dans certains cas, les renseignements recueillis peuvent servir à éclairer une évaluation quantitative des risques possibles pour la santé (voir la section 3.3). L'évaluation des risques peut également servir à déterminer les endroits où des barrières supplémentaires pourraient être nécessaires pour réduire le degré d'exposition humaine.

Le processus devrait aboutir à un rapport d'évaluation qui devrait être utilisé pour élaborer d'autres plans de gestion ou d'exploitation de la plage. En plus de faire rapport sur la préparation préalable à l'enquête et les résultats de l'enquête, il devrait préciser les priorités d'intervention, cerner les barrières qui peuvent être mises en œuvre pour protéger les usagers des eaux récréatives et formuler des recommandations pour un programme approprié de surveillance de la plage, qui devrait inclure l'échantillonnage pour analyser la qualité de l'eau ainsi que des mesures courantes (p. ex. enquêtes succinctes sur la plage) visant à surveiller les barrières mises

place, qui sont cernées dans le cadre de l'ESHM. Le diagramme de la figure 1 (modifié à partir de Codd et coll., 2005) montre le déroulement possible des activités de conception et de mise en œuvre d'un plan de gestion des risques liés aux eaux récréatives. Il peut servir de guide aux exploitants de plages, aux fournisseurs de services ou aux autorités responsables qui souhaitent élaborer leurs propres plans d'exploitation.

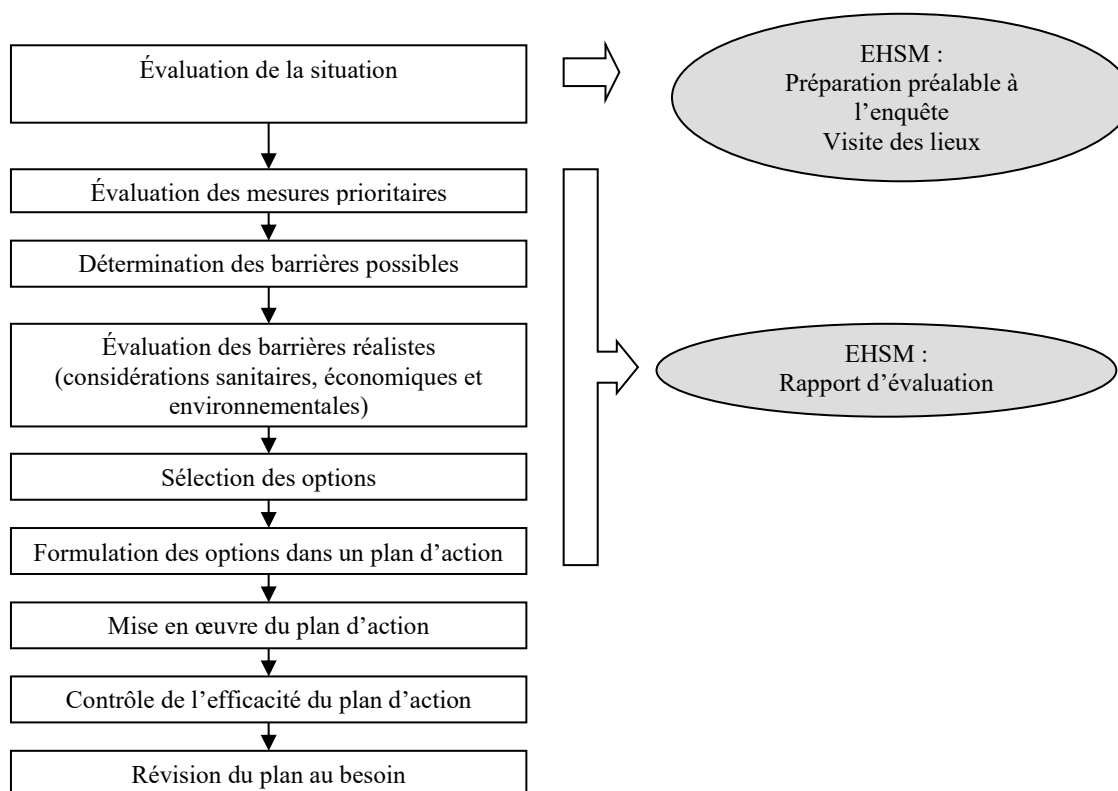


Figure 1. Déroulement des activités de conception et de mise en œuvre d'une stratégie de gestion des risques pour les eaux récréatives.

3.0 Surveillance de la qualité de l'eau

La surveillance de la qualité de l'eau aux plages récréatives devrait faire partie d'une stratégie de gestion des risques et peut remplir de nombreuses fonctions. Elle peut servir à :

- comparer la qualité de l'eau aux valeurs de recommandations;
- déterminer les répercussions 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;
- appuyer les conclusions de l'ESHM ou en cerner les lacunes;
- vérifier que des stratégies d'atténuation (p. ex. avis, mesures correctives) sont bien en place;
- vérifier que ces stratégies fonctionnent efficacement.

La surveillance de la qualité de l'eau peut être effectuée régulièrement ou pour des dangers particuliers (p. ex. en cas d'éclosion présumée ou en réaction à un rejet inhabituel d'eaux usées)

lorsqu'il y a des signes de problèmes de qualité de l'eau ou lorsqu'il faut obtenir de plus amples renseignements.

La surveillance régulière comprend habituellement des indicateurs qui informent les exploitants de plages des répercussions possibles de la contamination fécale, comme les indicateurs fécaux *E. coli* ou d'entérocoques (voir la section 3.1) ainsi que d'autres types de paramètres (c.-à-d. les indicateurs de cyanobactéries ou les toxines, la qualité esthétique, les dangers physiques, les dangers particuliers) [voir les sections 3.5 et 3.6].

Une surveillance ciblée de la qualité de l'eau pour des dangers particuliers peut être nécessaire dans les situations suivantes :

- pour déterminer les sources de pollution fécale afin d'éclairer la prise de décisions sur le niveau de risque associé à une zone récréative (voir les sections 3.2 et 3.3);
- à la suite du signalement d'une éclosion de maladies, ou de maladies d'étiologie particulière;
- à la suite du signalement d'une maladie présumée de cause indéterminée;
- à la suite du signalement de lésions liées à l'eau;
- en raison d'indicateurs dont le niveau suggère fortement la présence d'un danger particulier;
- à la suite du signalement d'un événement particulier comme un déversement d'eaux usées ou de produits chimiques;
- à la suite du signalement de l'observation d'une efflorescence de cyanobactéries.

Les données de surveillance régulière et ciblée peuvent également être utilisées pour établir des modèles prédictifs pour les plages (voir la section 3.4).

3.1 Surveillance des indicateurs fécaux

Il faut surveiller régulièrement les eaux récréatives pour caractériser le niveau de pollution fécale. Les principaux indicateurs utilisés sont *E. coli* ou les entérocoques. Des seuils fondés sur les risques ont été établis pour ces indicateurs afin de protéger la santé publique. D'autres indicateurs fécaux peuvent fournir de précieux renseignements supplémentaires sur la contamination fécale des eaux récréatives. Ils peuvent être inclus dans un programme de surveillance ou dans des études de dépistage des sources fécales. L'établissement de seuils fondés sur les risques pour la qualité de l'eau pour certains autres indicateurs fécaux (p. ex. les coliphages, et les gènes marqueurs de dépistage des sources microbiennes HF183 et crAssphage pour les eaux d'égout résidentielles) constitue un domaine notable de la recherche actuelle. On trouvera de plus amples renseignements à la section 3.2 et à Santé Canada (dans publication-a).

Un programme de surveillance bien structuré et planifié est essentiel pour évaluer et communiquer l'information sur la qualité des eaux récréatives. Un certain nombre de facteurs peuvent influencer sur la qualité microbiologique spatiale et temporelle d'un plan d'eau récréatif. Par exemple, des études ont signalé des concentrations plus élevées de bactéries indicatrices dans des échantillons recueillis le matin, les concentrations diminuant plus tard dans la journée (US EPA, 2005a; US EPA, 2010). Outre l'heure de la journée, le type et la périodicité des événements de contamination (sources ponctuelles et diffuses), les conditions météorologiques récentes, le nombre d'usagers fréquentant la zone de baignade et les caractéristiques physiques de la zone elle-même peuvent avoir une incidence sur la qualité de l'eau. Par conséquent, des 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; US EPA, 2005a). En raison de ces variations, il est important d'avoir un programme de surveillance bien conçu et de comprendre comment l'information obtenue peut être utilisée le mieux possible pour éclairer les décisions en matière de santé publique. La surveillance au moyen de méthodes fondées sur la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) a l'avantage de fournir des résultats plus rapides aux fins de la prise de décisions, parfois quelques heures après l'analyse. L'élaboration de modèles prédictifs de la qualité de l'eau des plages peut également être avantageuse lorsque la qualité de l'eau est variable et que les données disponibles sont suffisantes. Toutes les données de surveillance recueillies, qu'elles soient quotidiennes ou moins fréquentes, fournissent des renseignements qui permettent aux autorités responsables d'observer plus facilement les tendances en matière de qualité de l'eau et de déterminer de façon plus éclairée si la zone se prête dans l'ensemble à des activités récréatives.

Les décisions concernant la fréquence de la surveillance, les zones à surveiller, le choix des indicateurs et des méthodes et la conception du programme de surveillance (y compris le nombre d'échantillons et les endroits où ils devraient être prélevés) seront prises par les organismes de réglementation et de gestion compétents. Le programme de surveillance devrait tenir compte de la variabilité spatiale de la plage et intégrer l'information tirée de l'ESHM, en tenant compte des recommandations formulées au sujet des domaines de préoccupation prioritaires.

Il devrait avoir y avoir un plan de surveillance documenté pour toutes les plages surveillées, fournissant au minimum des instructions sur les aspects suivants :

- les paramètres à analyser;
- les endroits (y compris les coordonnées du Système d'information géographique [SIG]) où prélever les échantillons;
- les dates, la profondeur et la fréquence des prélèvements d'échantillons.

En général, les eaux régulièrement utilisées pour la pratique d'activités récréatives de contact primaire devraient être analysées au moins une fois par semaine pendant la saison de baignade afin de dépister les indicateurs fécaux. Une stratégie de surveillance hebdomadaire permet de comparer les résultats de qualité de l'eau aux valeurs de recommandations. Il est également utile d'alerter les exploitants et les autorités responsables des problèmes de contamination plus persistants qui ont pu survenir et leur permettre de prendre les décisions nécessaires dans un délai raisonnable. Une surveillance plus fréquente devrait être envisagée pour les plages très fréquentées. Ces recommandations sont conformes à celles publiées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA) dans sa publication *Recreational Water Quality Criteria* de 2012 (US EPA, 2012).

Les plages peuvent également être dotées de systèmes de classification qui tiennent compte d'un certain nombre de facteurs dans l'attribution d'une cote globale à la plage. Pour de tels systèmes, on suggère d'utiliser au moins 60 échantillons pour caractériser la qualité de l'eau, bien qu'un plus grand nombre d'échantillons (p. ex. près de 100) fournissent une estimation plus précise (OMS, 2009). Comme de nombreux exploitants de plages ne recueillent pas ce nombre d'échantillons chaque année, il est possible de combiner les résultats sur la qualité de l'eau de plusieurs saisons de baignade (lorsqu'aucun changement important n'a eu lieu dans le bassin versant).

Lors de l'élaboration de programmes d'échantillonnage, il faut également envisager de prélever des échantillons pour caractériser les épisodes de pollution résultant d'événements précis qui peuvent avoir une incidence sur les eaux récréatives – par exemple, immédiatement après des périodes de fortes précipitations ou à des moments où les baigneurs sont le plus nombreux. D'autres facteurs qui peuvent être pris en compte pendant la conception et la mise en œuvre des programmes de surveillance des eaux récréatives sont décrits plus en détail ailleurs (Bartram et Rees, 2000; US EPA, 2010).

Une surveillance moins fréquente peut être possible dans certaines circonstances, par exemple sur les plages situées dans des régions éloignées ou dans des régions où les activités récréatives de contact primaire sont peu fréquentes. Les plages dont la qualité de l'eau s'est toujours révélée bien inférieure aux valeurs de recommandations dans le cadre d'une surveillance relativement intensive et de l'utilisation d'une ESHM peuvent aussi faire l'objet d'un échantillonnage moins fréquent pour alléger le fardeau de la surveillance (Bartram et Rees, 2000; OMS, 2003). Ainsi, s'il est possible de déterminer qu'une zone aquatique récréative est régulièrement de bonne qualité microbiologique, qu'elle ne présente aucune source évidente de contamination fécale et qu'elle n'est pas considérée comme présentant un 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 également être acceptable de réduire la fréquence de surveillance des zones vouées aux loisirs aquatiques qui affichent constamment de piètres résultats en matière de qualité de l'eau, mais seulement lorsque des mesures de gestion appropriées sont prises pour y décourager les usages récréatifs et que les risques encourus sont clairement communiqués au public.

3.1.1 Sites de prélèvement des échantillons microbiologiques

La plupart des plans d'eau utilisés à des fins récréatives ne sont pas parfaitement homogènes sur le plan de leurs propriétés microbiologiques. Dans les évaluations des eaux récréatives, le but de l'échantillonnage est d'obtenir des aliquotes aussi représentatives que possible de la qualité microbiologique de la zone concernée. Un échantillon d'eau fournit à lui seul une estimation quantitative des bactéries indicatrices présentes sur un site donné et à un moment donné. Plusieurs échantillons peuvent être nécessaires pour fournir une estimation plus précise de la qualité de l'eau au moment de l'échantillonnage (Whitman et Nevers, 2004; US EPA, 2005a; US EPA, 2010). Le nombre de sites d'échantillonnage inclus pendant une activité d'échantillonnage doit être fondé sur les caractéristiques de la plage ainsi que sur les sources fécales identifiées dans le cadre de l'ESHM. Toutefois, plus le nombre total d'échantillons augmente, plus les données sur la qualité globale de l'eau sont représentatives.

Les sites d'échantillonnage doivent être choisis de manière à être représentatifs de la qualité de l'eau dans la zone de baignade tout entière. Cela devrait inclure les zones où les baigneurs sont le plus nombreux, ainsi que les 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. Si des zones distinctes sont fortement influencées par une source de pollution et qu'elles peuvent être délimitées par rapport au reste de la plage, il est possible de les échantillonner séparément. Sur certaines plages plus longues, les sources de pollution fécale peuvent varier considérablement le long de la plage (Edge et coll., 2010). Le degré d'hétérogénéité dans une zone aquatique peut également être affecté par les précipitations, la direction et la vélocité du vent, les courants et les marées ou la présence d'obstacles physiques

tels que des bancs de sable ou des jetées et brise-lames naturels ou artificiels. D'autres directives sur l'élaboration de plans d'échantillonnage ont été publiées ailleurs (US EPA, 2010).

La profondeur à laquelle les échantillons sont prélevés peut avoir un effet significatif sur les estimations résultantes de la qualité de l'eau¹. Lorsque l'eau est très peu profonde, les perturbations du sable et des sédiments des zones intertidales provoquées par le ressac des vagues et l'activité des baigneurs peuvent entraîner une remise en suspension des microorganismes fécaux indicateurs (Whitman et Nevers, 2003; Vogel et coll., 2016; Palmer et coll., 2020). Cette remise en suspension peut gonfler les estimations microbiologiques, mais ne reflète pas nécessairement une augmentation du risque pour les baigneurs si des agents pathogènes ne sont pas également présents dans les sédiments. Lorsque l'eau est plus profonde, cet effet a moins d'influence sur les mesures de la qualité de l'eau. En revanche, les eaux plus profondes sont relativement plus exposées aux sources de contamination fécale en provenance de la zone extracôtière que les eaux moins profondes (US EPA, 2005a). La hauteur de poitrine d'adulte (environ 1,2 à 1,5 m) a toujours été la profondeur d'échantillonnage la plus courante, bien que les études épidémiologiques plus récentes aient également utilisé la profondeur de la taille (environ 1 m). On considère 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. Toutefois, l'échantillonnage à des profondeurs moindres (profondeur de la cheville ou du genou – environ 0,15 à 0,5 m) peut être plus représentatif de la qualité de l'eau à laquelle sont confrontés les jeunes enfants qui jouent au bord de l'eau. Les études épidémiologiques ont généralement révélé que seuls les échantillons prélevés à des profondeurs supérieures à celles du genou mettent en évidence une relation mathématique entre la densité des organismes indicateurs et les maladies chez les baigneurs (US EPA, 2010). Il est suggéré qu'une approche raisonnable, mais prudente de la surveillance pourrait consister à effectuer l'échantillonnage à hauteur de la taille (US EPA, 2010). La profondeur ou les profondeurs d'échantillonnage choisies pour une plage particulière devraient être déterminées par les autorités locales ou régionales en vue d'obtenir les meilleures informations pour la zone aquatique récréative visée. Toutefois, si plus d'une profondeur d'échantillonnage est incluse dans le plan de surveillance, tous les échantillons recueillis à une profondeur particulière doivent être analysés en un seul groupe (p. ex. pour calculer la moyenne géométrique) afin d'améliorer la précision des données.

3.1.2 Échantillonnage composite

L'échantillonnage composite permet d'augmenter la superficie couverte par un programme de surveillance des plages tout en offrant la possibilité; de réduire les coûts d'analyse. L'échantillonnage composite consiste à prélever plusieurs 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 pose certains défis. Un échantillonnage accru est nécessaire au départ pour valider la faisabilité de l'échantillonnage composite dans une zone donnée. La zone doit 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 nécessaire pour analyser les données. Néanmoins, des études ont laissé entendre que, s'il est effectué correctement,

¹ Aux fins des présentes *Recommandations*, le terme « profondeur » désigne la distance verticale allant du point considéré à la surface de l'eau.

l'échantillonnage composite peut être utilisé pour prendre des décisions relatives à la qualité de l'eau avec un degré de précision comparable à celui obtenu en analysant les échantillons individuellement et en établissant la moyenne des résultats (Kinzelman et coll., 2006; Bertke, 2007; Reicherts et Emerson, 2010). De plus amples renseignements sur l'échantillonnage composite se trouvent dans le document technique *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Méthodes d'analyse microbiologique* (Santé Canada, dans publication-b) [traduction à venir].

3.2 Méthodes de dépistage des sources de pollution fécale

Le dépistage des sources fécales peut être utilisé pour compléter les outils de surveillance et d'évaluation déjà en place dans les zones récréatives. Ces outils devraient être conçus pour répondre à une question précise et reposer sur l'analyse des données disponibles, y compris l'échantillonnage bactériologique, les résultats de l'ESHM et les connaissances locales. Pour effectuer le dépistage des sources, il est important de bien comprendre la nature du problème de pollution fécale. L'ESHM est un outil particulièrement utile pour aider les exploitants des zones aquatiques récréatives, les fournisseurs de services et les autorités locales à déterminer les sources possibles de matières fécales qui sont pertinentes pour leur zone aquatique récréative.

Si le dépistage des sources fécales est envisagé, il existe une panoplie de méthodes disponibles. Un certain nombre de méthodes ont été utilisées avec succès dans les milieux aquatiques à vocation récréative pour identifier les sources de pollution fécale inattendues, vérifier l'information provenant d'autres sources de données probantes, résoudre les problèmes locaux de fermeture de plages exposées à des sources limitées de contamination fécale et fragmenter les grands problèmes de dépistage de sources en sous-études plus faciles à gérer (Kinzelman et McLellan, 2009; Converse et coll., 2012; Edge et coll., 2018; Edge et coll., 2021). Le choix des méthodes dépendra de la question à laquelle il faut répondre, des sources fécales soupçonnées et de l'expertise des chercheurs concernés. Les méthodes sélectionnées peuvent différer selon que l'étude vise seulement à différencier les sources humaines des sources non humaines ou que l'attribution de la pollution fécale doit être divisée en plusieurs catégories (c.-à-d. humains, bétail, animaux sauvages, oiseaux, etc.).

Le dépistage des sources fécales dans les zones des eaux utilisées à des fins récréatives vise souvent à identifier les sources dont le potentiel de contribution aux agents pathogènes humains est connu (c.-à-d. les excréments humains et de ruminants), car même les contributions mineures des eaux d'égout résidentielles (p. ex. 10 % à 20 % de la concentration d'*E. coli*) sont suffisantes pour entraîner un risque pour les baigneurs (Schoen et Ashbolt, 2010). D'autres marqueurs d'origine animale peuvent aider à clarifier les sources fécales observées ou prévues, mais leur lien avec les répercussions possibles des maladies n'a pas clairement été établi (Schoen et Ashbolt, 2010). Il convient de noter que les méthodes de dépistage des sources peuvent ne pas permettre d'identifier toutes les sources qui contribuent à la présence de matières fécales dans le bassin versant et la zone aquatique récréative. De plus, même si les marqueurs sont considérés comme propres à l'hôte, des études ont fait état d'une certaine réactivité croisée avec des espèces autres que la cible prévue, généralement dans un moins grand nombre d'échantillons et à des concentrations inférieures à celles trouvées chez les espèces cibles (Nguyen et coll., 2018; Staley et coll., 2018b).

Lors de la conception d'une étude de dépistage des sources fécales, une approche par paliers devrait être envisagée. Une approche par paliers utilise l'information actuellement disponible sur le bassin versant et la zone des eaux utilisées à des fins récréatives (p. ex. les

données sur les bactéries fécales indicatrices, l'information sur l'utilisation des sols, l'état de l'infrastructure sanitaire) pour déterminer les sources fécales avant d'instaurer des méthodes chimiques et microbiologiques plus complexes de dépistage des sources. Toute évaluation du dépistage des sources fécales devrait également reposer sur une approche de type « boîte à outils » fondée sur de multiples sources de données pour déterminer les sources de pollution fécale. D'autres renseignements sur l'approche par paliers sont disponibles ailleurs (Griffith et coll., 2013). D'autres conseils sur la conception d'études de dépistage des sources sont fournis dans des publications de la US EPA (2005b; 2019), du Southern California Coastal Water Research Project (Griffith et coll., 2013) et de la US Geological Survey (Stoeckel, 2005). Le dépistage des sources est également inclus dans le protocole Alberta Safe Beach (gouvernement de l'Alberta, 2019).

Si les responsables d'une zone d'eaux récréatives doivent utiliser des méthodes chimiques et microbiologiques, diverses méthodes sont disponibles. La compréhension des sources fécales peut aider à évaluer les risques possibles pour la santé publique, car il a été démontré que les sources de contamination fécale d'origine humaine et provenant des ruminants sont plus préoccupantes que les autres sources d'origine animale (voir la section 3.3). Elle peut également aider à cibler les barrières de gestion des risques appropriées, ce qui peut réduire la signalisation de plage et prévenir d'éventuelles éclosions de maladies d'origine hydrique.

3.2.1 Méthodes chimiques

Les méthodes d'analyse chimique reposent sur la détection de composés chimiques dont on sait qu'ils aboutissent dans les matières fécales à la suite d'activités humaines – p. ex. consommation et/ou métabolisme et excrétion subséquente dans les selles ou élimination dans les eaux d'égout. De nombreux composés chimiques ont été examinés comme marqueurs potentiels de sources humaines de pollution fécale. Les édulcorants artificiels, la caféine, les détergents, les agents de blanchiment fluorescents, les matières parfumées, les stérols fécaux, les stanols fécaux, les produits pharmaceutiques et les produits de soins personnels ont tous été proposés comme marqueurs de la pollution fécale provenant des usines de traitement des eaux usées (Glassmeyer et coll., 2005; Tran et coll., 2015; Devane et coll., 2019). Des traceurs chimiques comme des colorants ont été utilisés pour confirmer les sources ponctuelles soupçonnées de contamination, comme les effluents d'eaux usées. Parmi les avantages d'utiliser des marqueurs chimiques, mentionnons un temps d'analyse plus court comparativement à de nombreuses méthodes microbiologiques, de faibles limites de détection et la facilité d'analyse (Haack et coll., 2009). Les inconvénients potentiels peuvent comprendre des devenir différents dans l'environnement pour les marqueurs chimiques par rapport aux microorganismes (Glassmeyer et coll., 2005), l'absence de lien cohérent avec la maladie pour la modélisation des risques (Napier et coll., 2018), les sources non fécales de certains marqueurs chimiques (Tran et coll., 2015) et les coûts. Toutefois, les marqueurs chimiques peuvent être utilisés dans le cadre de multiples sources de données et d'une approche de boîte à outils pour comprendre les sources fécales.

3.2.2 Méthodes microbiologiques

Les méthodes de dépistage microbiologique des sources (MST) reposent sur le principe selon lequel certains microorganismes fécaux sont fortement associés à des hôtes particuliers et que des attributs particuliers de ces microorganismes associés à l'hôte peuvent être utilisés pour déterminer les sources fécales (Harwood et coll., 2014). Les méthodes de MST se différencient selon qu'elles s'appuient ou non sur une banque de matériel de référence. Les méthodes

s'appuyant sur de telles banques ont été plus largement utilisées dans les premières études de dépistage microbiologique des sources, tandis que dans les études récentes, les méthodes ne s'appuyant pas sur de telles banques sont utilisées presque exclusivement.

Les méthodes qui ne s'appuient pas sur des banques de matériel microbien permettent de dresser une liste des caractéristiques d'isolats particuliers obtenus à partir de sources connues de pollution fécale, puis de comparer ces caractéristiques à celles des isolats « inconnus » issus d'échantillons d'eau. Par exemple, une banque pourrait être 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; Edge et Hill, 2007). Les profils ou les empreintes génétiques des isolats d'*E. coli* « inconnus » issus d'échantillons d'eaux récréatives peuvent ensuite être comparés à ceux, « connus », de la banque de matériel pour déceler les similitudes afin de tirer des conclusions statistiques concernant la source des isolats d'*E. coli* d'origine hydrique. Ce type de méthode présente de nombreux inconvénients. Elles nécessitent de grandes banques de matériel de référence aux fins de comparaisons aux inconnus (les petites banques comptant moins de 1 000 biotypes ont tendance à induire en erreur en matière d'associations), sont sujettes à des erreurs de classification des sources fécales (surtout lorsque la taille des banques est limitée), et les banques ne sont pas transférables d'un endroit à l'autre (Griffith et coll., 2003; Stoeckel et coll., 2004). Elles exigent en outre beaucoup de travail, et les délais d'attente des résultats peuvent être longs. Ces inconvénients ont généralement entraîné l'abandon des méthodes axées sur des banques de matériel qui reposent sur la collecte d'isolats de bactéries fécales indicatrices. Toutefois, on a récemment étudié l'utilisation des résultats du séquençage de prochaine génération pour le MST, une méthode qui s'appuie sur une banque de matériel et qui compare les séquences d'ADN obtenues à partir d'échantillons d'eau à celles figurant dans les bases de données de référence des séquences d'ADN d'espèces hôtes connues (Staley et coll., 2018a; Unno et coll., 2018). L'utilité de cette méthode reste à prouver.

Les méthodes ne s'appuyant pas sur des banques de matériel sont maintenant plus largement utilisées. Elles consistent à détecter des marqueurs d'ADN propres à l'hôte ou des organismes propres à l'hôte (bactéries ou virus) pour identifier les sources de contamination fécale dans l'eau. La plupart des méthodes ne s'appuyant pas sur des banques de matériel font appel à des méthodes PCR (PCR quantitative, PCR numérique ou, dans les premières études, PCR en point final) pour détecter les marqueurs ou les organismes d'intérêt. Les gènes des toxines (Khatib et coll., 2002, 2003), les gènes de facteurs de virulence (Scott et coll., 2005) et les séquences d'ADN à haut niveau de conservation (Bernhard et Field, 2000a; Johnston et coll., 2010) sont des exemples de marqueurs propres à l'hôte. En particulier, les marqueurs propres à l'homme dans l'ADN ribosomal (ADNr) 16S du genre *Bacteroides* sont largement utilisés (Bernhard et Field, 2000b; Layton et coll., 2006; Kildare et coll., 2007; Okabe et coll., 2007; Ahmed et coll., 2009; Shanks et coll., 2009; Green et coll., 2014; Mayer et coll., 2018). Des marqueurs d'ADN propres aux hôtes animaux ont également été mis au point, y compris des marqueurs pour les oiseaux, les ruminants et divers animaux de compagnie (Bernhard et Fields, 2000a; Kildare et coll., 2007; Lu et coll., 2008; Shanks et coll., 2008; Weidhaas et coll., 2010; Green et coll., 2012). Les virus propres à l'hôte les plus couramment étudiés sont l'adénovirus humain, les polyomavirus humains, les virus de la marbrure légère du poivron et le phage crAssphage (McQuaig et coll., 2009; Ahmed et coll., 2010; Wong et coll., 2012; Rusiñol et coll., 2014; Symonds et coll., 2016; Farkas et coll., 2019). Bien qu'il

puisse y avoir une certaine variabilité géographique dans les marqueurs et les organismes propres à l'hôte, ces méthodes ont été appliquées avec succès aux études de MST dans les eaux récréatives à l'échelle mondiale (Boehm et coll., 2003; Bower et coll., 2005; Noble et coll., 2006; Hughes et coll., 2017; Cao et coll., 2018; Nguyen et coll., 2018; Staley et coll., 2018b).

Les méthodes qui ne s'appuient pas sur des banques de matériel présentent des avantages et des inconvénients. D'un point de vue positif, ces méthodes exigent moins de travail que les méthodes qui s'appuient sur des banques de matériel et il est donc plus facile et moins coûteux de les utiliser. Certains des meilleurs marqueurs propres à l'hôte (p. ex. HF183 pour les sources humaines) se sont révélés transférables d'une région à l'autre (Mayer et coll., 2018) et pourraient être liés aux maladies des baigneurs (Boehm et coll., 2015; Cao et coll., 2018; Boehm et coll., 2018; Boehm et Soller, 2020), bien que ce lien n'ait pas été signalé fréquemment (Napier et coll., 2017). Certains marqueurs propres à l'homme (p. ex. crAssphage) sont également présents à de fortes concentrations dans les eaux usées brutes (Farkas et coll., 2019; Korajkic et coll., 2020) et se décomposent plus lentement que d'autres marqueurs génétiques (Ahmed et coll., 2019), ce qui les rend utiles pour le dépistage des sources fécales.

3.3 Évaluation quantitative du risque microbien

Une évaluation quantitative du risque microbien (EQRМ) est utilisée pour estimer les risques possibles pour la santé associés à un scénario d'exposition particulier. Les évaluations reposent sur des données sur la qualité de l'eau, des hypothèses sur les conditions d'exposition et des modèles dose-réponse pour des agents pathogènes particuliers comme intrants pour estimer les risques. Dans les milieux récréatifs, l'EQRМ a été utilisée pour mieux comprendre les répercussions potentielles relatives des agents pathogènes humains sur la santé et pour appuyer les décisions concernant les risques pour la santé dans les plans de gestion de la qualité de l'eau.

3.3.1 Estimation des risques pour la santé sur les plages

L'EQRМ a été utilisée dans des études de recherche pour examiner les risques estimés liés à divers agents pathogènes sur les plages. Les agents pathogènes les plus souvent inclus sont les virus entériques (p. ex. norovirus, adénovirus humains), les protozoaires entériques (p. ex. *Cryptosporidium*, *Giardia*) et les bactéries entériques (p. ex. *Campylobacter*, *Salmonella*). Les études d'EQRМ sont souvent réalisées comme solution de rechange aux études épidémiologiques, car ces dernières sont coûteuses et exigent beaucoup de travail. Les études d'EQRМ permettent également de prévoir les risques à des niveaux inférieurs à ceux qui peuvent être déterminés au moyen d'études épidémiologiques.

Certains chercheurs ont mené des études d'EQRМ parallèlement à des études épidémiologiques pour comparer les résultats en matière de risques pour la santé. Par exemple, dans une étude portant sur les effets du temps humide sur la santé des surfeurs, des effets gastro-intestinaux (GI) similaires ont été estimés lors de la comparaison de l'analyse de l'EQRМ aux résultats de l'étude épidémiologique (15 cas d'effets gastro-intestinaux pour 1 000 activités récréatives contre 12 cas d'effets gastro-intestinaux excédentaires pour 1 000 activités récréatives, respectivement) [Soller et coll., 2017]. Une autre étude jumelant l'EQRМ et une étude épidémiologique portant sur les activités de contact secondaire a fait ressortir une différence d'environ un ordre de grandeur en ce qui concerne le risque pour la santé entre les deux approches (Rijal et coll., 2011; Dorevitch et coll., 2012). Les méthodes d'EQRМ ont également été utilisées pour réanalyser les données issues d'études épidémiologiques où aucun lien avec la santé humaine n'a pu être établi. Dans

une étude, l'EQRM a prédit de 2 à 3 maladies pour 1 000 adeptes de plein air, bien en deçà du niveau qui serait décelable par l'étude épidémiologique (Soller et coll., 2016). Ces études mettent en évidence l'utilité de l'EQRM pour estimer les risques pour la santé humaine dans le contexte de la qualité des eaux récréatives.

3.3.2 Comparaison des risques pour la santé liés à diverses sources fécales

À l'aide de l'EQRM, des chercheurs ont également étudié les risques relatifs liés à différentes sources de pollution fécale, y compris les sources d'eaux usées humaines, le ruissellement des eaux pluviales, les problèmes de contamination par les oiseaux et les apports fécaux d'origine agricole. Cette recherche sert de fondement à la recommandation d'établir des valeurs de recommandations de rechange pour la qualité de l'eau propres au site, le cas échéant.

Les sources humaines de matières fécales (p. ex. eaux usées municipales, fosses septiques, autres baigneurs à la plage) présentent le plus grand risque pour la santé humaine, car elles sont les sources les plus susceptibles de contenir des agents pathogènes humains. La plupart des études ont signalé que les virus entériques, en particulier le norovirus, posent le plus grand risque pour la santé des baigneurs dans les eaux récréatives (Schoen et Ashbolt, 2010; Soller et coll., 2010a; Dufour et coll., 2012; McBride et coll., 2013; Eregno et coll., 2016; Vergara et coll., 2016). D'autres sources fécales (p. ex. agriculture et faune) peuvent contenir des agents pathogènes préoccupants pour la santé humaine, mais leurs répercussions sont plus variables. Une étude des risques possibles liés au ruissellement des eaux pluviales contenant uniquement des sources fécales d'origine animale a permis d'estimer que le risque pour la santé humaine lié au fumier de bovin, de porc et de poulet était respectivement de 30 à 180, de 35 à 65 et de 25 à 6 000 fois plus faible que les risques possibles liés aux eaux usées municipales à des concentrations similaires d'*E. coli* et d'entérocoques (Soller et coll., 2015). On a estimé que les matières fécales fraîches provenant du bétail présentent un risque de maladie similaire à celui des eaux usées municipales, mais que les matières fécales de poulet, de porc et de goéland présentaient un risque plus faible (Soller et coll., 2010b). Les chercheurs ont également estimé que le risque pour la santé lié aux excréments de goéland était inférieur d'au moins 1 log à celui lié aux eaux usées, en supposant que les concentrations d'entérocoques soient les mêmes (Schoen et Ashbolt, 2010). Dans les sites récréatifs, les entérocoques provenant des excréments de sauvagine peuvent prédominer, mais ils peuvent représenter un risque beaucoup plus faible pour la santé humaine que dans les sites contaminés par les eaux usées (même à de faibles concentrations) [Schoen et Ashbolt, 2010]. La modélisation des risques a montré que lorsque moins de 10 % à 30 % des entérocoques présents dans les eaux récréatives proviennent de sources humaines, le risque possible pour la santé humaine pourrait être considérablement inférieur à celui indiqué par la valeur de recommandation de l'indicateur bactériologique (Schoen et Ashbolt, 2010; Soller et coll., 2014). Bien que les sources fécales autres que d'origine humaine présentent généralement un risque plus faible, il arrive que les matières fécales d'origine animale contiennent des concentrations plus élevées d'agents pathogènes humains, par exemple *E. coli* O157:H7 chez les veaux (Soller et coll., 2015).

En général, la source fécale prédominante dans un site récréatif ne constitue pas nécessairement le risque dominant pour la santé. Certaines études ont combiné des méthodes d'EQRM à des données portant sur des marqueurs fécaux propres à l'homme (p. ex. HF183) pour estimer les risques pour la santé associés à certains agents pathogènes, ainsi que pour estimer les concentrations seuils pour les marqueurs propres à l'homme qui correspondent aux niveaux de risque pour la santé associés aux valeurs de recommandations pour *E. coli* et les

entérocoques (Brown et coll., 2017; Boehm et coll., 2018; Boehm et Soller, 2020). D'autres recherches sur la persistance relative des marqueurs par rapport aux agents pathogènes infectieux sont nécessaires avant que ces travaux puissent servir à l'élaboration de recommandations.

3.3.3 *L'EQRM dans les plans de gestion de la qualité de l'eau*

Bien que la mise en œuvre de l'EQRM exige un niveau élevé de connaissances scientifiques, elle a été utilisée pour appuyer les plans de gestion de la qualité des eaux récréatives propres au site. Dans le cadre d'un projet pilote mené sur une plage australienne, on a utilisé des données d'enquête sanitaire combinées à une approche d'EQRM pour concevoir un programme de gestion de la qualité des eaux récréatives propre au site (Ashbolt et coll., 2010). Au Canada, le gouvernement de l'Alberta a utilisé les données publiées d'EQRM sur les risques comparatifs pour mettre en œuvre le dépistage des sources fécales dans le cadre de son protocole mis à jour sur les plages sécuritaires (gouvernement de l'Alberta, 2019). Le document technique *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Indicateurs fécaux* utilise les résultats de l'étude d'EQRM pour appuyer l'élaboration de critères de rechange propres au site concernant les eaux récréatives (Santé Canada, dans publication-a). Dans ses plus récents critères de qualité des eaux récréatives, la US EPA permet l'élaboration d'objectifs de qualité de l'eau propres au site à l'aide de modèles d'EQRM lorsque les sources autres que les eaux usées sont à l'origine des risques pour la santé (US EPA, 2012).

3.4 Modèles prédictifs de la qualité de l'eau

La modélisation prédictive de la qualité de l'eau utilise des équations mathématiques pour prédire si un objectif de qualité de l'eau peut être dépassé. Elle peut être intégrée aux plans de gestion de la qualité des eaux récréatives afin de fournir un système d'alerte précoce indiquant que les risques pour la santé peuvent être accrus dans les zones récréatives.

L'utilisation de modèles pour prédire les concentrations de bactéries fécales indicatrices peut permettre de surmonter certaines limites des approches de surveillance actuelles, comme les délais associés à l'obtention des résultats des cultures de bactéries fécales indicatrices et les fréquences d'échantillonnage bactériologique moins que quotidiennes (OMS, 2003; US EPA, 2012, 2016). Les modèles prédictifs sont conçus pour faire des prédictions le jour même, y compris la fin de semaine, lorsque de nombreuses zones récréatives ne sont pas surveillées. Les modèles peuvent également être automatisés afin que les prédictions soient générées quotidiennement puis automatiquement envoyées aux exploitants de plages (Searcy et coll., 2018). Il convient de noter que les plages ne sont pas toutes de bons candidats pour l'utilisation de la modélisation prédictive dans leurs plans de gestion de la qualité des eaux récréatives (ministère de l'Environnement [MEO], 2012; US EPA, 2016). Il se peut que les outils prédictifs ne soient pas utiles pour les plages qui ne dépassent presque jamais les valeurs de recommandations ou les plages dont on sait que la qualité de l'eau reste constante pendant de longues périodes. De plus, pour que les outils prédictifs fonctionnent, un ensemble de variables doit être disponible pour modéliser la qualité de l'eau avec un degré raisonnable de précision. Les zones récréatives qui sont soumises à un ensemble de conditions et de perturbations variées ou qui changent fréquemment et qui ne sont pas prévisibles ne sont pas de bons candidats pour la modélisation.

Des modèles prédictifs ont été élaborés et validés à l'aide de données provenant de divers paramètres liés à l'eau et aux conditions météorologiques (p. ex. précipitations, hauteur des vagues, direction du vent, turbidité, numérations d'indicateurs fécaux). Parmi les exemples de ces modèles, mentionnons SwimCast (Olyphant et Pfister, 2005; Lake County Health Department, 2010), NowCast (Francy et Darner, 2007; Francy et coll., 2013a; Francy et coll., 2013b) et Virtual Beach (Frick et coll., 2008; Mednick, 2012; Cyterski et coll., 2013; Neet et coll., 2015), bien que de nombreux autres exemples aient également été publiés (Nevers et coll., 2009; Chan et coll., 2013; Francy et coll., 2013b; Jones et coll., 2013; Gonzalez et Noble, 2014; Brooks et coll., 2016; He et coll., 2016; US EPA, 2016, Searcy et coll., 2018). Dans de nombreux cas, il a été démontré que les modèles prédictifs présentent un degré d'exactitude comparable ou supérieur à celui de la surveillance traditionnelle des plages en fonction des bactéries fécales pour la prise de décisions appropriées et opportunes en matière de gestion des plages. Toutefois, les modèles ne sont pas statiques et une évaluation et des améliorations continues des modèles sont nécessaires (Searcy et coll., 2018). La US EPA (2016) décrit un processus en six étapes pour déterminer s'il conviendrait d'envisager la modélisation prédictive pour une plage donnée.

L'utilisation des outils prédictifs pose un certain nombre de défis. Un niveau important d'expertise technique est nécessaire pour élaborer les modèles, analyser et interpréter les données et tenir à jour et réévaluer les modèles. De plus, comme nous l'avons mentionné précédemment, il se peut que les modèles ne fonctionnent pas dans tous les domaines. Les modélisateurs utilisent des données historiques pour élaborer les équations mathématiques qui décrivent les relations entre les différentes variables. Les données sur la zone récréative doivent donc être disponibles. Les données provenant de programmes de surveillance bien conçus, représentatifs de l'éventail des conditions, seront les plus utiles pour l'élaboration de modèles prédictifs. Les modèles doivent être validés par rapport aux données de surveillance pour s'assurer qu'ils fournissent des estimations précises. Si ces défis peuvent être relevés, les exploitants de plages, les fournisseurs de services ou les autorités responsables qui cherchent un outil supplémentaire pour améliorer potentiellement la rapidité de leurs décisions en matière de qualité de l'eau pourraient envisager d'étudier cette approche.

3.5 Surveillance des cyanobactéries et de leurs toxines

Des programmes de surveillance appropriés des efflorescences de cyanobactéries et de leurs toxines fournissent des informations d'alerte précoce pour informer les usagers des risques possibles pour la santé. Il n'est pas nécessaire de surveiller toutes les rivières et tous les lacs utilisés à des fins récréatives, pour détecter la présence de cyanobactéries ou de leurs toxines. Les autorités responsables devraient plutôt utiliser des critères pour évaluer le risque de formation d'efflorescences afin de repérer les plans d'eau plus à risque. Il faut également tenir compte des types d'activités récréatives qui ont lieu dans la zone et du niveau d'exposition des personnes en cas d'épisode de formation d'efflorescences de cyanobactéries. Ces renseignements peuvent ensuite servir à établir l'ordre de priorité des zones qui devraient faire l'objet d'une surveillance, à déterminer une approche de surveillance (p. ex. ce qu'il faut surveiller, à quelle fréquence) et à élaborer un plan d'action pour répondre à un épisode d'efflorescence. D'autres recommandations sur les cyanobactéries et leurs toxines se trouvent dans le document technique *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Les cyanobactéries et leurs toxines* (Santé Canada, 2020).

3.6 Autres activités de surveillance

D'autres paramètres de qualité de l'eau (p. ex. la couleur, la clarté, la présence d'une film d'huile ou de graisse) liés aux caractéristiques physiques ou esthétiques d'un plan d'eau récréatif et de son environnement ont des liens avec la santé et la sécurité des usagers des eaux récréatives et peuvent donc être inclus dans un programme de surveillance. Des valeurs de recommandations ou des objectifs esthétiques ont été précisés pour ces paramètres au besoin. Vous trouverez de plus amples renseignements dans le document technique *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Caractéristiques physiques, esthétiques et chimiques* (Santé Canada, 2021).

4.0 Gestion du sable de plage

La gestion du sable de plage est importante, car les usagers des plages passent souvent plus de temps sur la plage que dans l'eau et les enfants jouent régulièrement dans le sable au bord de l'eau (DeFlorio-Barker et coll., 2018). Le sable de plage peut contenir de nombreux types de microorganismes, dont divers agents pathogènes, qui se déposent de nombreuses façons. Cela comprend le dépôt direct de matières fécales provenant d'excréments d'oiseaux ou d'animaux, des activités humaines sur le sable des plages, des eaux de ruissellement provenant des zones avoisinantes, notamment des collecteurs d'eaux pluviales ou des trop-pleins d'égouts unitaires, ainsi que des eaux adjacentes. Les concentrations de microorganismes dans le sable de plage peuvent être considérablement supérieures à celles de l'eau adjacente, mais sont très variables sur de très petites distances. Certaines études ont montré que le contact avec le sable de plage peut accroître le risque de maladies gastro-intestinales (Heaney et coll., 2009, 2012). Il est donc important que les usagers comprennent comment réduire ce risque (p. ex. se laver les mains avant de consommer de la nourriture).

À l'heure actuelle, il n'existe pas de critères ou de directives concernant les bactéries fécales indicatrices pour évaluer la qualité du sable. Bien que des études aient examiné différentes méthodes de numération des indicateurs fécaux dans le sable (Boehm et coll., 2009; Staley et coll., 2016; Vogel et coll., 2017), l'analyse des échantillons de sable n'est pas normalisée ou jugée pratique et n'est donc pas recommandée pour le moment. Toutefois, certaines circonstances peuvent justifier l'analyse d'échantillons de sable et de sédiments, par exemple lors d'enquêtes sur des éclosions potentielles de maladies d'origine hydrique, après des déversements d'eaux usées ou lors d'une enquête sur la santé et l'hygiène du milieu (voir la section 2.0).

4.1 Microorganismes dans le sable de plage

Le sable de plage peut abriter des microorganismes provenant de matières fécales et d'autres sources environnementales. On estime que les goélands en particulier sont une source importante de bactéries fécales indicatrices pour certaines plages (Levesque et coll., 1993; Fogarty et coll., 2003; Williamson et coll., 2004). Leur contribution aux microorganismes pathogènes humains est toutefois généralement faible, mais varie selon les sources de contamination dans l'environnement avoisinant où des goélands peuvent aussi être présents (p. ex. installations de gestion des eaux usées) [Quessy et Messier, 1992; Lu et coll., 2011; Alm et coll., 2018]. Les populations de bernaches du Canada peuvent également constituer une source de matières fécales dans des zones adjacentes aux eaux de surface, et leurs excréments contiennent et transportent des virus pathogènes, des protozoaires et des bactéries qui peuvent

présenter un risque pour la santé humaine (Moriarty et coll., 2011; Gorham et Lee, 2016). Les sources non fécales peuvent comprendre les microorganismes naturellement présents dans le sable ainsi que ceux déposés sur le sable par des mécanismes comme le ruissellement des terres et l'action des vagues. Les nombreuses sources de microorganismes qui peuvent avoir une incidence sur les sables de plage peuvent mener à de fortes concentrations de microbes dans le sable, dont bon nombre ne seront pas préoccupantes pour la santé humaine.

Le sable de plage peut offrir des conditions plus favorables à la survie des microorganismes que les eaux adjacentes. Il peut fournir une protection contre le rayonnement solaire, atténuer les écarts de température, offrir une certaine protection contre la prédation, procurer une grande surface propice au développement des biofilms et assurer un apport constant d'humidité et de nutriments organiques grâce au ressac des vagues (Whitman et Nevers, 2003; Whitman et coll., 2014). Lorsque des microorganismes sont introduits dans l'environnement de la plage, plusieurs résultats sont possibles : ils peuvent mourir en quelques heures, ils peuvent persister pendant des jours ou des mois sans se reproduire, ou une proportion des bactéries peut s'établir et commencer à se multiplier dans l'environnement.

Les organismes fécaux indicateurs *E. coli* et les entérocoques affichent une plus grande persistance dans le sable de plage par rapport aux eaux naturelles. Ils ont été isolés à partir de nombreux endroits dans l'environnement des plages, y compris le sable des zones riveraines et intertidales (Alm et coll., 2003; Whitman et Nevers, 2003; Edge et Hill, 2007; Yamahara et coll., 2007, 2012; Staley et coll., 2016) et le sable de l'arrière-plage (Byappanahalli et coll., 2006), et à partir des 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 le goémon présent sur les plages (Whitman et coll., 2003; Ishii et coll., 2006b). Les bactéries *E. coli* et les entérocoques peuvent également se reproduire dans le sable de plage dans des conditions favorables (Ishii et coll., 2006a; Hartz et coll., 2008; Yamahara et coll., 2009; Halliday et Gast, 2011; Byappanahalli et coll., 2012; Whitman et coll., 2014). Il a également été démontré qu'ils atteignent des concentrations beaucoup plus élevées que celles des eaux de baignade adjacentes (Alm et coll., 2003; Whitman et Nevers, 2003; Williamson et coll., 2004; Bonilla et coll., 2007; Edge et Hill, 2007; Halliday et Gast, 2011). Parmi les zones de plage étudiées, le sable des zones intertidales présente généralement les taux les plus élevés de bactéries fécales indicatrices, ce qui pourrait découler des conditions de survie favorables fournies par le sable humide ou des déjections d'oiseaux de rivage (Whitman et Nevers, 2003; Whitman et coll., 2006; Whitman et coll., 2014; Staley et coll., 2016). C'est l'endroit où les enfants ont tendance à jouer dans le sable. Les concentrations de microorganismes dans le sable de plage peuvent être considérablement supérieures à celles de l'eau adjacente, mais sont très variables sur de très petites distances, ce qui rend difficile la surveillance du sable de plage.

Le sable de plage peut être un réservoir de microorganismes pathogènes susceptibles de présenter un risque pour la santé humaine. Des espèces pathogènes fécales et non fécales de bactéries, de virus, de parasites et de champignons ont été isolées du sable (OMS, 2003; Shah et coll., 2011). Cela comprend *Aeromonas* spp., *Campylobacter* spp., *E. coli* pathogène, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella* spp., *Staphylococcus aureus*, *Vibrio* spp., *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp., de nombreux pathogènes fongiques et certains pathogènes viraux (Whitman et coll., 2014). Parmi les agents pathogènes étudiés, *Salmonella* spp. et *Campylobacter* spp. sont parmi les plus fréquemment détectés (Bolton et coll., 1999;

Obiri-Danso et Jones, 1999, 2000; Yamahara et coll., 2012), la source étant le plus souvent liée à la contamination du sable de plage par les excréments d'oiseaux. On ne s'attend pas à ce que ces agents pathogènes se multiplient dans le sable de plage, mais ils peuvent survivre pendant des périodes plus ou moins longues (Eichmiller et coll., 2014). *S. aureus* et *P. aeruginosa* ont également été détectés dans le cadre de certaines études (Mohammed et coll., 2012; Thapaliya et coll., 2017). Les humains sont la principale source de *S. aureus*, car il n'est pas considéré comme un habitant naturel des eaux environnementales, tandis que *P. aeruginosa* est largement répandu dans le milieu aquatique. Ces deux agents pathogènes non entériques peuvent survivre et se reproduire dans le sable de plage (Mohammed et coll., 2012). Des protozoaires pathogènes (Abdelzaher et coll., 2010; Shah et coll., 2011), des entérovirus (Shah et coll., 2011) et d'autres virus infectieux, y compris le virus de la grippe de type A (Poulson et coll., 2017), ont également été isolés à partir du sable sur diverses plages marines, mais une voie plausible d'infection humaine se limite probablement aux virus entériques. De multiples espèces fongiques pathogènes ont également été identifiées dans des échantillons de sable de plages marines (Sabino et coll., 2011).

À ce jour, il n'y a pas de relation cohérente entre les concentrations d'organismes fécaux indicateurs et la présence d'agents pathogènes dans le sable de plage (Whitman et coll., 2014).

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

De nombreuses études ont montré que le sable de plage peut constituer une importante source diffuse de bactéries fécales indicatrices dans les eaux de baignade (Alm et coll., 2003; Whitman et Nevers, 2003; Williamson et coll., 2004; Yamahara et coll., 2007; Edge et Hill, 2007; Heaney et coll., 2014; Torres-Bejarano et coll., 2018). Les perturbations causées par les sables et les sédiments des zones riveraines et intertidales peuvent avoir une incidence sur la qualité microbiologique des eaux peu profondes (OMS, 2003; Skalbeck et coll., 2010; Vogel et coll., 2017). Ces perturbations peuvent remettre en suspension les microorganismes fécaux indicateurs et ainsi gonfler la numération microbiologique. Edge et Hill (2007) ont appliqué des techniques de dépistage des sources microbiennes et ont constaté que le sable pouvait être une source d'*E. coli* jusqu'à 150 m d'une plage du port de Hamilton. Les mécanismes de transfert de la contamination à l'environnement aquatique en provenance du sable comprennent le ressac des vagues, l'érosion du sable, le ruissellement pluvial et le transfert direct à partir des baigneurs (Boehm et coll., 2004; Vogel et coll., 2016). Une étude portant sur le mouvement des entérocoques dans le sable a montré que ces organismes n'étaient pas fortement liés au sable de plage et qu'ils peuvent être facilement transférés dans le milieu aquatique (Yamahara et coll., 2007). La remise en suspension des sédiments de la zone riveraine peut se faire par divers mécanismes, notamment l'action des vagues (y compris celles générées artificiellement par la navigation commerciale et de plaisance), les tempêtes et les activités des baigneurs. 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 constituer un mécanisme de transfert des microorganismes et des nutriments du sable vers les eaux de baignade. Les risques possibles pour la santé qui pourraient être associés à la remise en suspension des microorganismes du sable de plage ne sont actuellement pas connus.

4.3 Relation entre le sable de plage et les maladies humaines

Plusieurs études ont été entreprises pour déterminer si l'exposition au sable de plage (creuser dans le sable, s'enfouir dans le sable) augmente le risque de maladie. Whitman

et coll. (2009) ont examiné la transférabilité des *E. coli* et coliphages F⁺ du sable de plage aux mains pour déterminer si des quantités suffisantes de microorganismes pourraient être transférées pour en faire une voie d'exposition possible aux agents pathogènes. Ils ont déterminé que si le sable de plage contient des niveaux élevés d'agents pathogènes humains, les quantités d'organismes transférés sur le bout des doigts et les mains en jouant dans le sable pourraient être suffisantes pour accroître le risque de maladies gastro-intestinales. Cette étude a également réaffirmé que le lavage des mains est efficace pour éliminer ces microorganismes (c.-à-d. diminution de 92 % à 98 %), appuyant ainsi la recommandation de toujours se laver les mains avant de consommer des aliments.

Heaney et coll. (2009) ont étudié les associations entre l'exposition au sable et les maladies sur des plages marines et d'eau douce dans le cadre de l'étude intitulée *National Epidemiological and Environmental Assessment of Recreational Water* - NEEAR (évaluation épidémiologique et environnementale nationale des eaux récréatives) de la US EPA. Les auteurs ont observé que le fait de creuser dans le sable était associé à une légère augmentation du risque de maladie gastro-intestinale (1,13; intervalle de confiance [IC] = 1,02 à 1,25) et de diarrhée (1,20; IC = 1,05 à 1,36). Les personnes qui ont déclaré avoir été ensevelies dans le sable présentaient une incidence légèrement plus élevée de maladies gastro-intestinales (1,23; IC = 1,05 à 1,43) et de diarrhée (1,24; IC = 1,01 à 1,52), les enfants de moins de 10 ans présentant la plus forte association. Les risques accrus d'exposition au sable ont été observés chez les baigneurs et les non-baigneurs. Aucune association n'a été établie pour ce qui est du contact avec le sable et les maladies non entériques (Heaney et coll., 2009). Dans une étude de suivi sur deux plages marines récréatives, Heaney et coll. (2012) ont déterminé que les personnes ayant déclaré avoir creusé dans le sable, où les concentrations d'entérocoques se trouvaient dans le tertile le plus élevé (c.-à-d. le tiers le plus élevé de la distribution ordonnée; > 324 ECC/g de sable), étaient exposées à un risque accru de maladies gastro-intestinales (2,0 : IC = 1,2 à 3,2) et de diarrhée (2,4; IC = 1,4 à 4,2). Les estimations étaient encore plus élevées pour les maladies gastro-intestinales (3,3; IC = 1,3 à 7,9) et la diarrhée (4,9; IC = 1,8 à 13) chez les personnes ensevelies dans le sable. Toutefois, l'étude comptait très peu de participants ayant déclaré avoir été exposés au sable, mais ne s'étant pas baignés, de sorte que le risque associé à la baignade ne pouvait être séparé du risque associé au sable de plage. Une étude antérieure de Marino et coll. (1995) n'a signalé aucun lien entre l'incidence des symptômes cutanés et les concentrations dans le sable de l'un ou l'autre des organismes indicateurs surveillés (*E. coli*, streptocoques fécaux, *Candida albicans*, champignons dermatophytes) au cours d'une étude épidémiologique prospective réalisée sur deux plages de Malaga, en Espagne. À l'aide d'une approche d'EQRM, Shibata et Solo-Gabriele (2012) ont calculé la concentration d'agents pathogènes (*Cryptosporidium*, entérovirus, *S. aureus*) dans le sable de plage qui représenterait un niveau de risque équivalent aux limites de qualité des eaux récréatives établies par la US EPA. Ils ont déterminé que sur une plage récréative à source diffuse en Floride, la concentration d'agents pathogènes dans le sable de plage présentait généralement un faible risque d'infection.

D'autres recherches sont nécessaires pour mieux caractériser les liens entre les bactéries fécales indicatrices et la présence possible d'agents pathogènes fécaux dans le sable de plage, ainsi que les répercussions possibles sur la santé humaine.

5.0 Pratiques exemplaires de gestion des plages

La combinaison des mesures, des procédures et des outils de gestion en vue d'établir des pratiques exemplaires de gestion des plages peut diminuer collectivement les risques associés au sable de plage et aux eaux récréatives et ainsi protéger la santé des usagers des eaux récréatives. Les agents pathogènes entériques sont très préoccupants dans les milieux récréatifs et il est donc recommandé de mettre en place des barrières pour diminuer l'ampleur de la contamination fécale. Une enquête sur la santé et à l'hygiène du milieu est un outil important pour aider les exploitants des eaux récréatives à déterminer les sources terrestres possibles de contamination fécale en ce qui concerne leur plage (voir la section 2.0). L'enlèvement des débris pouvant attirer des animaux dans la zone et l'installation de barrières physiques (p. ex. contenants à déchets à l'épreuve des animaux, clôtures et filets anti-goélands) conçues pour faire obstacle à la faune peuvent être des stratégies utiles. Les règlements provinciaux et territoriaux limitant l'accès des animaux de compagnie aux plages publiques constituent un autre mécanisme possible de contrôle.

La manipulation physique du sable peut également aider à diminuer la contamination fécale et son transfert dans les eaux de baignade (Kinzelman et coll., 2004; Kinzelman et McLellan, 2009; Hernandez et coll., 2014; Whitman et coll., 2014; Kelly et coll., 2018; Edge et coll., 2018). Il pourrait notamment s'agir d'un raclage mécanique en profondeur pour éliminer les matériaux nocifs, de la construction de bermes sur la plage pour prévenir le ruissellement des eaux pluviales sur la plage et d'un nivellement ciblé de la plage pour en augmenter la pente, ce qui réduit la superficie de la zone exposée au ressac des vagues et permet un séchage plus rapide du sable grâce à un meilleur drainage.

Les exploitants de certaines plages peuvent également afficher des avis préventifs ou interdisant les activités aquatiques récréatives pendant de courtes périodes immédiatement après les épisodes de pluie. Ces avis permettent de limiter l'exposition des baigneurs à la contamination fécale qui peut avoir été entraînée dans la zone de baignade ou sur la plage. Les plages ne sont pas toutes touchées négativement par les précipitations; les exploitants de plages doivent donc déterminer si l'affichage d'avis préventifs sur la plage sera avantageux pour la zone récréative. La décision d'utiliser l'affichage d'avis préventifs sur les plages doit être fondée sur les résultats historiques de surveillance et l'ESHM. Les options de gestion à plus grande échelle des plages nécessitent un examen exhaustif des sources de contamination et des caractéristiques du bassin versant ainsi que la détermination d'options particulières pour diminuer ou contrôler les sources de contamination fécale et réduire le transfert de la pollution vers les zones de baignade.

Les usagers de la plage peuvent également apporter leur contribution en éliminant correctement leurs déchets, en s'abstenant de nourrir les animaux sur la plage ou à proximité de celle-ci, en utilisant les installations disponibles pour les pratiques d'hygiène (p. ex. se laver les mains, changer les couches) et en se conformant à l'ensemble des règlements ou codes de conduite en vigueur concernant la plage. Ils peuvent également contribuer en se tenant au courant des mesures à prendre pour diminuer leur propre exposition et en les suivant (voir la section 6.0).

Les autorités pourraient consulter les types de ressources suivants pour obtenir des renseignements supplémentaires qui les aideront à régler des problèmes particuliers liés aux plages :

- Textes publiés : il existe des textes qui traitent de manière approfondie de sujets plus vastes comme la gestion des eaux pluviales, le traitement des eaux usées et la gestion des eaux côtières. Des textes sont également disponibles sur des sujets particuliers tels que la différenciation des plantes (comme la lenticule mineure) des cyanobactéries.
- Bases de données consultables d'articles de revues : les recherches par mots-clés peuvent orienter l'utilisateur vers des études scientifiques précises, des articles connexes, des citations bibliographiques et des articles de synthèse sur des sujets donnés.
- Actes de conférences internationales : l'examen des actes permet de repérer des descriptions de mesures évaluées dans d'autres collectivités, offrant une indication des résultats ainsi que des contacts potentiels. Les conférences pertinentes comprennent notamment les conférences de la Great Lakes Beach Association (www.greatlakesbeachassociation.org/) [www.great-lakes.net/glba] et les National Beach Conferences de la US EPA (www.epa.gov).
- Manuels ou publications produits par des organisations parties prenantes.

Les problèmes de qualité de l'eau peuvent avoir des répercussions dans plusieurs domaines (p. ex. santé, environnement, agriculture, infrastructure municipale) et nécessiter une collaboration intersectorielle. La consultation des autorités responsables, d'autres exploitants de plages ou fournisseurs de services et des spécialistes de la qualité des eaux récréatives peut aider à déterminer les mesures qui se sont révélées fructueuses dans d'autres collectivités.

6.0 Communication et sensibilisation du public

Pour participer à des activités de loisirs aquatiques sécuritaires et agréables, le public doit avoir accès à de l'information sur 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 responsables d'informer et d'éduquer le public et d'émettre des avertissements adéquats en cas de danger dans les zones d'eaux récréatives dont ils ont la responsabilité. Les membres du public peuvent aussi collaborer en prenant des mesures pour se protéger, par exemple :

- éviter d'avaler de l'eau, peu importe sa qualité;
- éviter de se baigner s'ils présentent des plaies ouvertes;
- se laver les mains avant de consommer de la nourriture;
- utiliser des serviettes de plage propres pour limiter l'exposition au sable;
- prendre une douche après la baignade.

Le public devrait également savoir où sont affichés les résultats de la surveillance de la qualité de l'eau et consulter cette information avant de se rendre à la plage.

Les efforts visant à améliorer la sensibilisation et la compréhension du public quant à la qualité de l'eau peuvent présenter de nombreux avantages (Bartram et Rees, 2000; Pendleton et coll., 2001). Les outils de communication peuvent être utilisés pour :

- diminuer le risque possible de maladie ou de blessure chez les baigneurs;
- améliorer la qualité de l'eau;
- corriger les idées fausses du public concernant la qualité de l'eau;
- améliorer la confiance du public;

- augmenter la fréquentation des plages.

6.1 Affichage des informations dans les zones des eaux utilisées à des fins récréatives

Les informations sur les risques prévus associés à la zone des eaux utilisées à des fins récréatives devraient être communiquées aux usagers au moyen de panneaux d'affichage. La section 6.2 présente d'autres moyens de communiquer ces informations aux usagers. Les panneaux devraient être installés à des endroits bien visibles pour le public. Les informations fournies 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. Des exemples de panneaux d'information sur les plages sont fournis à l'annexe C.

Des panneaux et des messages devraient être utilisés pour avertir les usagers des risques possibles associés à une zone récréative. Même dans les eaux considérées comme étant de bonne qualité pour la baignade, il y a toujours un certain risque que les baigneurs subissent des effets nocifs pour la santé. Les avertissements doivent être donnés en temps opportun et être levés dès que les autorités compétentes estiment qu'il n'y a plus de risque.

Les renseignements fournis sur les panneaux d'avertissement et dans les messages devraient comprendre, au minimum :

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

Des panneaux ou des messages d'avertissement peuvent être affichés pour annoncer une interdiction de baignade ou la fermeture d'une plage, ou pour diffuser des mises en garde au moyen de panneaux permanents installés sur les plages présentant des épisodes récurrents d'efflorescences de cyanobactéries. Un avis d'interdiction de baignade ou de fermeture de plage doit être émis par le médecin hygiéniste ou toute autre autorité compétente conformément aux lois de chaque province ou territoire. Cette décision devrait être fondée sur une évaluation approfondie de la situation à partir des renseignements issus de la surveillance des eaux récréatives, de l'ESHM et des activités de surveillance de la santé publique.

Un avis d'interdiction de baignade peut être émis si l'autorité responsable juge qu'il existe un niveau inacceptable de risque associé à l'usage des eaux à des fins récréatives. Dans cette situation, il est conseillé aux usagers de s'abstenir de tout contact avec l'eau. Le contact avec la plage est habituellement autorisé et l'accès aux installations n'est généralement pas interdit. Voici des exemples de scénarios qui pourraient inciter les provinces et territoires à émettre un avis d'interdiction de baignade :

- dépassement des valeurs de recommandations pour les indicateurs fécaux;
- dépassement des valeurs de recommandations pour les cyanobactéries toxiques et leurs toxines ou en cas d'efflorescence de cyanobactéries;
- la mise en évidence du risque de dermatite du baigneur chez les usagers des eaux récréatives;
- périodes de pluies importantes qui pourraient donner lieu à l'émission d'un avis d'interdiction de baignade comme mesure préventive (sur les plages concernées).

La fermeture d'une plage peut être décidée (dans la mesure du possible) si l'autorité responsable détermine qu'une plage ou un plan d'eau présente un risque grave pour la santé et la sécurité des usagers des eaux récréatives et qu'il est en outre nécessaire d'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 d'eaux récréatives, et l'accès aux installations pourrait être interdit. Voici des exemples de situations dans lesquelles les autorités peuvent juger nécessaire de fermer une plage :

- 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 des eaux utilisées à des fins récréatives a eu lieu;
- autres situations amenant à considérer la zone comme présentant un risque élevé pour la santé publique (p. ex. mauvaise qualité persistante de l'eau; une pandémie).

Des panneaux appropriés peuvent également être installés dans les zones des eaux jugées propres 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 natation, la marche dans l'eau, la planche à voile, le ski nautique). Dans ces cas, il peut être nécessaire d'installer des panneaux au-delà de la zone de plage afin qu'ils soient plus visibles. Les emplacements suggérés sont les lieux d'accès et de mise à l'eau. Les autorités responsables devraient également mettre à jour régulièrement le contenu de la signalisation, en particulier dans les zones présentant des problèmes chroniques (p. ex. efflorescences de cyanobactéries) pour éviter la lassitude des usagers publics à l'égard des messages.

6.2 Autres outils de communication et de sensibilisation du public

En plus des panneaux de signalisation installés, d'autres outils peuvent être utilisés pour sensibiliser le public et communiquer de l'information, notamment :

- des documents imprimés (p. ex. affiches, fiches d'information, bulletins éducatifs, dépliants, brochures);
 - les sources médiatiques comme les sites Web (p. ex. Trouveur de plages – https://www.theswimguide.org/fr/?set_language=fr), les plateformes de médias sociaux, les journaux locaux, les annonces à la télévision et à la radio;
- la participation à des programmes de remise de prix ou de certification des plages (p. ex. certification Pavillon Bleu);
- les activités éducatives comme des programmes de surveillance par des bénévoles et des journées de nettoyage des plages;
- les systèmes de classement et de notation des plages.

Les systèmes de classement ou de notation des plages peuvent servir d'outil pour favoriser la communication et la compréhension de l'information sur la qualité de l'eau. On estime également qu'ils favorisent un sentiment de responsabilité partagée entre les autorités et les usagers des plages. Un certain nombre de provinces, de territoires et d'organisations multinationales ont adopté des systèmes de classement dans le cadre de leurs recommandations en matière de gestion des eaux utilisées à des fins récréatives (OMS, 2003; National Health and

Medical Research Council [NHMRC], 2008; ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MELCC], 2019). Les lignes directrices de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) et celles de l'Australie (OMS, 2003; NHMRC, 2008) utilisent un système de notation pour la concentration des indicateurs fécaux dans leur cadre d'évaluation de la pollution fécale dans les eaux récréatives. Ces approches s'appuient sur une composante d'évaluation microbiologique ainsi qu'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 (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs [MDDEP], 2004; MELCC, 2019), 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 outil de communication publique et dicte également les exigences de fréquence d'échantillonnage pour la zone.

L'utilisation des systèmes de notation des plages présente des avantages et des inconvénients. Les autorités responsables devraient connaître les limites de tout système lorsqu'elles étudient son utilisation comme outil de communication potentiel. Par exemple, les systèmes de notation fondés sur les résultats de la surveillance des indicateurs fécaux fournissent de l'information sur un seul aspect de la sécurité des eaux utilisées à des fins récréatives. L'exactitude d'un tel système de notation serait fortement affectée par les limites connues associées à la surveillance des indicateurs fécaux. Idéalement, un système efficace de notation des plages devrait reposer sur des critères relevant d'un certain nombre de catégories, y compris des résultats de surveillance, des outils de communication et des mesures de contrôle des dangers pour la qualité de l'eau.

7.0 Avis de santé publique

Les consultations avec les autorités de santé publique constituent une composante essentielle de la gestion des risques. En cas d'incident (microbiologique, chimique ou physique) qui représente un risque pour la santé ou la sécurité publiques, les responsables de la santé peuvent jouer un rôle clé en donnant des conseils aux exploitants de plages et en déterminant les mesures à prendre. Les autorités locales de santé publique devraient être rapidement informées de toute situation qui menace la santé ou la sécurité des usagers des eaux récréatives. Il est particulièrement nécessaire d'établir une bonne communication entre les organismes de santé publique et ceux chargés de la gestion des infrastructures de traitement des eaux usées, car les modifications apportées aux réseaux sanitaires ou d'eaux pluviales peuvent avoir des répercussions immédiates sur certaines plages. Dans le cadre des activités normales, les responsables locaux de la santé publique peuvent être consultés périodiquement pour obtenir de l'information et des avis pertinents sur l'utilisation sécuritaire des eaux récréatives.

Lorsqu'elles évaluent les risques que présentent les dangers liés à la qualité des eaux récréatives, les autorités sanitaires locales devraient, dans la mesure du possible, instaurer une surveillance des maladies ou des lésions observées chez les baigneurs. Cette mesure peut être établie en consultant les mécanismes de surveillance de la santé publique actuellement en vigueur ou en menant des investigations particulières. Les sources d'information comprennent :

- les programmes de surveillance ou les systèmes de production de rapports des ministères ou organismes fédéraux, provinciaux, territoriaux ou régionaux;
- 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 d'eaux utilisées à des fins récréatives ou par les fournisseurs de services;
- les enquêtes épidémiologiques officielles;
- d'autres mécanismes de surveillance possibles (p. ex. le suivi des ventes en pharmacie de médicaments disponibles sans ordonnance).

Les méthodes d'enquête sur les maladies associées aux eaux récréatives devraient être conformes aux recommandations formulées dans la troisième édition de *Procedures to Investigate Waterborne Illness* (International Association for Food Protection [IAFP], 2016) [en anglais seulement].

8.0. Références

- Abdelzaher, A.M., Wright, M.E., Ortega, C., Solo-Gabriele, H.M., Miller, G., Elmir, S., Newman, X., Shih, P., Bonilla, J.A., Bonilla, T.D., Palmer, C.J., Scott, T., Lukasik, J., Harwood, V.J., McQuaig, S., Sinigalliano, C., Gidley, M., Plano, L.R.W., Zhu, X., Wang, J.D. and Fleming, L.E. (2010). Presence of pathogens and indicator microbes at a non-point source subtropical recreational marine beach. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76(3): 724-732.
- Ahmed, W., Goonetilleke, A., Powell, D. and Gardner, T. (2009). Evaluation of multiple sewage-associated *Bacteroides* PCR markers for sewage pollution tracking. *Water Res.*, 43: 4872-4877.
- Ahmed, W., Goonetilleke, A. and Gardner, T. (2010). Human and bovine adenoviruses for the detection of source-specific fecal pollution in coastal waters in Australia. *Water Res.*, 44: 4662-4673.
- Ahmed, W., Zhang, Q., Kozak, S., Beale, D., Gyawali, P., Sadowsky, M.J. and Simpson, S. (2019). Comparative decay of sewage-associated marker genes in beach water and sediment in a subtropical region. *Water Res.*, 149: 511-521.
- Alm, E.W., Burke, J. and Spain, A. (2003). Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Res.*, 37: 3978-3982.
- Alm, E.W., Daniels-Witt, Q.R., Learman, D.R., Ryu, H., Jordan, D.W., Gehring, T.M. and Santo Domingo, J. (2018). Potential for gulls to transport bacteria from human waste sites to beaches. *Sci. Total Environ.*, 615: 123-130.
- Ashbolt, N.J., Schoen, M.E., Soller, J.A. and Roser, D.J. (2010). Predicting pathogen risks to aid beach management: The real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Water Res.*, 44: 4692-4703.
- Bartram, J. and Rees, G. (eds.). (2000). *Monitoring bathing waters - A practical guide to the design and implementation of assessments and monitoring programmes*. New York (NY): E & FN Spon.
- Bernhard, A.E. and 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. and 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.
- Bertke, E.E. (2007). Composite analysis for *Escherichia coli* at coastal beaches. *J. Great Lakes Res.*, 33(2): 335-341.

- Boehm, A.B., Grant, S.B., Kim, J.H., Mowbray, S.L., McGee, C.D., Clark, C.D., Foley, D.M. and 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. and 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. and Paytan, A. (2004). Groundwater discharge: potential association with fecal indicator bacteria in the surf zone. *Environ. Sci. Technol.*, 38: 3558-3566.
- Boehm, A.B., Griffith, J., McGee, C., Edge, T.A., Solo-Gabriele, H.M., Whitman, R., Cao, Y., Getrich, M., Jay, J.A., Ferguson, D., Goodwin, K.D., Lee, C.M., Madison, M. and Weisberg, S.B. (2009). Faecal indicator bacteria enumeration in beach sand: a comparison study of extraction methods in medium to coarse sands. *J. Appl. Microbiol.*, 107: 1740-1750.
- Boehm, A. B., Soller, J. A. and Shanks, O. C. (2015) Human-associated fecal quantitative polymerase chain reaction measurements and simulated risk of gastrointestinal illness in recreational waters contaminated with raw sewage. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 2 (10): 270-275.
- Boehm, A.B., Graham, K.E. and Jennings, W. (2018). Can we swim yet? Systematic review, meta-analysis, and risk assessment of aging sewage in surface waters. *Environ. Sci. Technol.*, 52(17): 9634-9645.
- Boehm, A.B. and Soller, J.A. (2020). Refined ambient water quality thresholds for human-associated fecal indicator HF183 for recreational waters with and without co-occurring gull fecal contamination. *Microb. Risk Anal.*, 16: 100139.
- Bolton, F.J., Surman, S.B., Martin, K., Wareing, D.R. and Humphrey, T.J. (1999). Presence of *Campylobacter* and *Salmonella* in sand from bathing beaches. *Epidemiol. Infect.*, 122(1): 7-13.
- Bonilla, T.D., Nowosielski, K., Cuvelier, M., Hartz, A., Green, M., Esiobu, N., McCorquodale, D.S., Fleisher, J.M. and Rogerson, A. (2007). Prevalence and distribution of fecal indicator organisms in South Florida beach sand and preliminary assessment of health effects associated with beach sand exposure. *Mar. Pollut. Bull.*, 54: 1472-1482.
- Bower, P.A., Scopel, C.O., Jensen, E.T., Depas, M.M. and 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.
- Brooks, W., Corsi, S., Fienen, M. and Carvin, R. (2016). Predicting recreational water quality advisories: A comparison of statistical methods. *Environ. Model. Softw.*, 76: 81-94.

- Brown, K.I., Graham, K.E., Soller, J.A. and Boehm, A.B. (2017). Estimating the probability of illness due to swimming in recreational water with a mixture of human- and gull-associated microbial source tracking markers. *Environ. Sci. Process. Impacts*, 19(12): 1528-1541.
- Byappanahalli, M., Fowler, M., Shively, D. and 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. and 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.
- Byappanahalli, M.N., Nevers, M.B., Korajkic, A., Staley, Z.R. and Harwood, V.J. (2012). Enterococci in the environment. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 76(4): 685-706.
- Cao, Y., Sivaganesan, M., Kelty, C.A., Wang, D., Boehm, A.B., Griffith, J.F., Weisberg, S.B. and Shanks, O.C. (2018). A human fecal contamination score for ranking recreational sites using the HF183/BacR287 quantitative real-time PCR method. *Water Res.*, 128: 148-156.
- Carson, A.C., Shear, B.L., Ellersieck, M.R. and Asfaw, A. (2001). Identification of fecal *Escherichia coli* from humans and animals by ribotyping. *Appl. Environ. Microbiol.*, 67: 1503-1507.
- CCME (2004). De la source au robinet - l'approche à barrières multiples pour de l'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 l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/qualite-eau/eau-potable/approche-barrieres-multiples-eau-potable-saine-sante-environnement-milieu-travail-sante-canada.html>.
- Chan, S.N., Thoe, W. and Lee, J.H.W. (2013). Real-time forecasting of Hong Kong beach water quality by 3D deterministic model. *Water Res.*, 47: 1631-1647.
- Codd, G.A., Morrison, L.F. and Metcalf, J.S. (2005). Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 203(3): 264-272.
- Converse, R.R., Kinzelman, J.L., Sams, E.A., Hudgens, E., Dufour, A.P., Ryu, H., Santo-Domingo, J.W., Kelty, C.A., Shanks, O.C., Siefiring, S.D., Haugland, R.A. and Wade, T.J. (2012). Dramatic improvements in beach water quality following gull removal. *Environ. Sci. Technol.*, 46(18): 10206-10213.
- Cyterski, M., Brooks, W., Galvin, M., Wolfe, K., Carvin, R., Roddick, T., Fienen, M. and Corsi, S. (2013). Virtual Beach 3.0.4: User's Guide. National Exposure Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Athens, GA and U.S. Geological Survey, Middleton, WI.

DeFlorio-Barker, S., Arnold, B.F., Sams, E.A., Dufour, A.P., Colford, J.M., Jr., Weisberg, S.B., Schiff, K.C. and Wade, T.J. (2018). Child environmental exposures to water and sand at the beach: Findings from studies of over 68,000 subjects at 12 beaches. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, 28(2): 93-100.

Devane, M.L., Moriarty, E.M., Robson, B., Lin, S., Wood, D., Webster-Brown, J. and Gilpin, B.J. (2019). Relationships between chemical and microbial faecal source tracking markers in urban river water and sediments during and post-discharge of human sewage. *Sci. Total Environ.*, 651: 1588-1604.

Dombek, P.E., Johnson, L.K., Zimmerley, S.T. and 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.

Dorevitch, S., Dworkin, M.S., DeFlorio, S.A., Janda, W.M., Wuellner, J. and Hershov, R.C. (2012). Enteric pathogens in stool samples of Chicago-area water recreators with new-onset gastrointestinal symptoms. *Water Res.*, 46: 4961-4972.

Dufour, A., Wade, T.J. and Kay, D. (2012). Epidemiological studies on swimmer health effects associated with potential exposure to zoonotic pathogens in bathing beach water – a review. In: Dufour, A., Bartram, J., Bos, R. and Gannon, V. (eds.). *Animal waste, water quality and human health*. London (UK): IWA Publishing, pp. 415-428.

Edge, T.A. and Hill, S. (2007). Multiple lines of evidence to identify the sources of fecal pollution at a freshwater beach in Hamilton Harbour, Lake Ontario. *Water Res.*, 41(16): 3585-3594.

Edge, T.A., Hill, S., Seto, P. and Marsalek, J. (2010). Library-dependent and library-independent microbial source tracking to identify spatial variation in fecal contamination sources along a Lake Ontario beach (Ontario, Canada). *Water Sci. Technol.*, 62(3): 719-727.

Edge, T.A., Hill, S., Crowe, A., Marsalek, J., Seto, P., Snodgrass, B., Toning, R. and Patel, M. (2018). Remediation of a beneficial use impairment at Bluffer's Park Beach in the Toronto Area of Concern. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, 21: 285-292.

Edge, T.A., Boyd, R.J., Shum, P. and Thomas, J.L. (2021). Microbial source tracking to identify fecal sources contaminating the Toronto Harbour and Don River watershed in wet and dry weather. *J. Great Lakes Res.* (in press).

Eichmiller, J.J., Borchert, A.J., Sadowsky, M.J. and Hicks, R.E. (2014). Decay of genetic markers for fecal bacterial indicators and pathogens in sand from Lake Superior. *Water Res.*, 59: 99-111.

Eregno, F.E., Tryland, I., Tjomsland, T., Myrmel, M., Robertson, L. and Heistad, A. (2016). Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the

public health risk associated with bathing after rainfall events. *Sci. Total Environ.*, 548-549: 270-279.

Farkas, K., Adriaenssens, E.M., Walker, D.I., McDonald, J.E., Malham, S.K. and Jones, D.L. (2019). Critical evaluation of *crAssphage* as a molecular marker for human-derived wastewater contamination in the aquatic environment. *Food Environ. Virol.*, 11: 113-119.

Ferguson, D.M., Moore, D.F., Getrich, M.A. and Zhouandai, 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.

Fogarty, L.R., Haack, S.K., Wolcott, M.J. and 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(5): 865-878.

Francy, D.S. and Darner, R.A. (2007). Nowcasting beach advisories at Ohio Lake Erie beaches: U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-1427, 13 p.

Francy, D.S., Brady, A.M.G., Carvin, R.B., Corsi, S.R., Fuller, L.M., Harrison, J.H., Hayhurst, B.A., Lant, J., Nevers, M.B., Terrio, P.J. and Zimmerman, T.M. (2013a). Developing and implementing predictive models for estimating recreational water quality at Great Lakes beaches: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5166, 68 p., <http://dx.doi.org/10.3133/sir20135166/>.

Francy, D.S., Stelzer, E.A., Duris, J.W., Brady, A.M.G., Harrison, J.H., Johnson, H.E. and Ware, M.W. (2013b). Predictive models for *Escherichia coli* concentrations at inland lake beaches and relationship of model variables to pathogen detection. *Appl. Environ. Microbiol.*, 79(5): 1676.

Frick, W.E., Ge, Z. and Zepp, R.G. (2008). Nowcasting and forecasting concentrations of biological contaminants at beaches: a feasibility and case study. *Environ. Sci. Technol.*, 42(13): 4818-4824.

Glassmeyer, S.T., Furlong, E.T., Kolpin, D.W., Cahill, J.D., Zaugg, S.D., Werner, S.L., Meyer, M.T. and 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.

Gonzalez, R.A. and Noble, R.T. (2014). Comparisons of statistical models to predict fecal indicator bacteria concentrations enumerated by qPCR- and culture-based methods. *Water Res.*, 48: 296-305.

Gorham, T.J. and Lee, J. (2016). Pathogen loading from Canada geese faeces in freshwater: Potential risks to human health through recreational water exposure. *Zoonoses Public Health*, 63: 177-190.

Government of Alberta (2019). Alberta safe beach protocol. July 2019. Disponible à l'adresse : <https://open.alberta.ca/publications/9781460145395>.

Green, H.C., Dick, L.K., Gilpin, B., Samadpour, M. and Field, K.G. (2012). Genetic markers for rapid PCR-based identification of gull, Canada goose, duck, and chicken fecal contamination in water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 78(2): 503-510.

Green, H.C., Haugland, R.A., Varma, M., Millen, H.T., Borchardt, M.A., Field, K.G., Walters, W.A., Knight, R., Sivaganesan, M., Kelty, C.A. and Shanks, O.C. (2014). Improved HF183 quantitative real-time PCR assay for characterization of human fecal pollution in ambient surface water samples. *Appl. Environ. Microbiol.*, 80(10): 3086-3094.

Griffith, J.F., Weisburg, S.B. and McGee, C.D. (2003). Evaluation of microbial source tracking methods using mixed fecal sources in aqueous test samples. *J. Water Health*, 1(4): 141-151.

Griffith, J.F., Layton, B.A., Boehm, A.B., Holden, P.A., Jay, J.A., Hagedorn, C., McGee, C.D. and Weisberg, S.B. (2013). The California microbial source identification manual: a tiered approach to identifying fecal pollution sources at beaches. Southern California Coastal Water Research Project. Technical Report 804. December, 2013.

Haack, S.K., Duris, J.W., Fogarty, L.R., Kolpin, D.W., Focazio, M.J., Furlong, E.T. and Meyer, M.T. (2009). Comparing wastewater chemicals, indicator bacteria concentrations, and bacterial pathogen genes as fecal pollution indicators. *J. Environ. Qual.*, 38: 248-258.

Halliday, E. and Gast, R.J. (2011). Bacteria in beach sands: an emerging challenge in protecting coastal water quality and bather health. *Environ. Sci. Technol.*, 45(2): 370-379.

Hartz, A., Cuvelier, M., Nowosielski, K., Bonilla, T.D., Green, M., Esiobu, N., McCorquodale, D.S. and 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.

Harwood, V.J., Staley, C. Badgley, B.D., Borges, K. and Korajkic, A. (2014). Microbial source tracking markers for detection of fecal contamination in environmental waters: relationships between pathogens and human health outcomes. *FEMS Microbiol. Rev.*, 38: 1-40.

He, C., Post, Y., Dony, J., Edge, T., Patel, M. and Rochfort, Q. (2016). A physical descriptive model for predicting bacteria level variation at a dynamic beach. *J. Water Health*, 14(4): 617.

Heaney, C.D., Sams, E., Wing, S., Marshall, S., Brenner, K., Dufour, A.P. and Wade, T.J. (2009). Contact with beach sand among beachgoers and risk of illness. *Am. J. Epidemiol.*, 170(2): 164-172. Epub 2009 Jun 18.

Heany, C.E., Sams, E., Dufour, A.P., Brenner, K.P., Haugland, R.A., Chern, E., Wing, S., Marshall, S., Love, D.C., Serre, M., Noble, R. and Wade, T.J. (2012). Fecal indicators in sand, sand contact, and risk of enteric illness among beachgoers. *Epidemiology*, 23(1): 95-106.

Heaney, C.D., Exuma, N.G., Dufour, A.P., Brenner, K.P., Haugland, R.A., Chern, E., Schwab, K.J., Love, D.C., Serre, M.L., Noble, R. and Wade, T.J. (2014). Water quality, weather and environmental factors associated with fecal indicator organism density in beach sand at two recreational marine beaches. *Sci. Total Environ.*, 497-498: 440-447.

Hernandez, R.J., Hernandez, Y., Jimenez, N.H., Piggot, A.M., Klaus, J.S., Feng, Z., Reniers, A. and Solo-Gabriele, H.M. (2014). Effects of full-scale beach renovation on fecal indicator levels in shoreline sand and water. *Water Res.* 48: 579-591.

Hughes, B., Beale, D.J., Dennis, P.J., Cook, S. and Ahmed, W. (2017). Cross-comparison of human wastewater-associated molecular markers in relation to fecal indicator bacteria and enteric viruses in recreational beach waters. *Appl. Environ. Microbiol.*, 83(8): e00028-17.

IAFP (2016). Procedures to investigate waterborne illness. 3rd edition. International Association for Food Protection, Committee on the Control of Foodborne Illness, Des Moines, Iowa.

Ishii, S., Ksoll, W.B., Hicks, R.E. and 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. and Sadowsky, M.J. (2006b). *Cladophora* (Chlorophyta) spp. harbor human bacterial pathogens in nearshore water of Lake Michigan. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(7): 4545-4553.

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

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

Johnston, C., Ufnar, J.A., Griffith, J.F., Gooch, J.A. and Stewart, J.R. (2010). A real-time qPCR assay for the detection of the *nifH* gene of *Methanobrevibacter smithii*, a potential indicator of sewage pollution. *J. Appl. Microbiol.*, 109: 1946-1956.

Jones, R.M., Liu, L. and Dorevitch, S. (2013). Hydrometeorological variables predict fecal indicator bacteria densities in freshwater: data-driven methods for variable selection. *Environ. Monit. Assess.*, 185: 2355-2366.

Kelly, E.A., Feng, Z., Gidley, M.L., Sinigalliano, C.D., Kumar, N., Donahue, A.G., Reniers, A.J.H.M. and Solo-Gabriele, H.M. (2018). Effect of beach management policies on recreational water quality. *J. Environ. Manage.*, 212: 266-277.

- Khatib, L.A., Tsai, Y.L. and 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. and 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.
- Kildare, B.J., Leutenegger, C.M., McSwain, B.S., Bambic, D.G, Rajala, V.B. and Wuertz, S. (2007). 16S rRNA-based assays for quantitative detection of universal, human-, cow-, and dog-specific fecal *Bacteroidales*: A Bayesian approach. Water Res., 41: 3701-3715.
- Kinzelman, J.L., Pond, K.R., Longmaid, K.D. and Bagley, R.C. (2004). The effect of two mechanical beach 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. and Bagley, R.C. (2006). Comparison of multiple point and composite sampling for monitoring bathing water quality. Lake Reserv. Manag., 22(2): 95-102.
- Kinzelman, J.L. and McLellan, S.L. (2009). Success of science-based best management practices in reducing swimming bans—a case study from Racine, Wisconsin, USA. Aquat. Ecosyst. Health Manag., 12(2): 187-196.
- Korajkic, A., McMin, B., Herrmann, M.P., Sivaganesan, M., Kelty, C.A., Clinton, P., Nash, M.S. and Shanks, O.C. (2020). Viral and bacterial fecal indicators in untreated wastewater across the contiguous United States exhibit geospatial trends. Appl. Environ. Microbiol., 86: e02967-19.
- Lake County Health Department (2010). SwimCast data. Lake County Health Department, Waukegan, Illinois. Disponible à l'adresse : www.lakecountyil.gov.
- Layton, A., McKay, L., Williams, D., Garrett, V., Gentry, R. and Sayler, G. (2006). Development of *Bacteroides* 16S rRNA gene TaqMan-based real-time PCR assays for estimation of total, human, and bovine fecal pollution in water. Appl. Environ. Microbiol., 72(6): 4214-4224.
- Leecaster, M.K. and Weisberg, S.B. (2001). Effect of sampling frequency on shoreline microbiology assessments. Mar. Pollut. Bull., 42: 1150-1154.
- Levesque, B., Brousseau, P., Simard, P., Dewailly, E., Meisels, M., Ramsay, D. and 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.

- Lu, J., Santo Domingo, J.W., Lamendella, R., Edge, T. and Hill, S. (2008). Phylogenetic diversity and molecular detection of bacteria in gull feces. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74(13): 3969-3976.
- Lu, J., Ryu, H., Santo Domingo, J.W., Griffith, J.F. and Ashbolt, N. (2011). Molecular detection of *Campylobacter* spp. in California gull (*Larus californicus*) excreta. *Appl. Environ. Microbiol.*, 77(14): 5034-5039.
- Marino, F., Moringo, M., Martinez-Manzanares, E. and Borrego, J. (1995). Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain). *Water Sci. Technol.*, 31: 5-9.
- Mayer, R.E., Reischer, G.H., Ixenmaier, S.K., Derx, J., Blaschke, A.P., Ebdon, J.E., Linke, R., Egle, L., Ahmed, W., Blanch, A.R., Byamukama, D., Savill, M., Mushi, D., Cristóbal, H.A., Edge, T.A., Schade, M.A., Aslan, A., Brooks, Y.M., Sommer, R., Masago, Y., Sato, M.I., Huw, Å., Taylor, D., Rose, J.B., Wuertz, S., Shanks, O.C., Piringer, H., Mach, R.L., Savio, D., Zessner, M. and Farnleitner, A.H. (2018). Global distribution of human-associated fecal genetic markers in reference samples from six continents. *Environ. Sci. Technol.*, 52(9): 5076-5084.
- McBride, G.B., Stott, R., Miller, W., Bambic, D. and Wuertz, S. (2013). Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwater-borne pathogens in recreational waters in the United States. *Water Res.*, 47: 5282-5297.
- McQuaig, S.M., Scott, T.M., Lukasik, J.O., Paul, J.H. and Harwood, V.J. (2009). Quantification of human polyomaviruses JC virus and BK virus by TaqMan quantitative PCR and comparison to other water quality indicators in water and fecal samples. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75(11): 3379-3388.
- MELCC (2004). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Gouvernement du Québec. Disponible à l'adresse : www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm.
- MELCC (2019). La qualité de l'eau et les usages récréatifs. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Gouvernement du Québec. Disponible à l'adresse : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm> .
- Mednick, A.C. (2012). Building operational “Nowcast” models for predicting water quality at five Michigan beaches. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, WI. PUB-SS-1098 2012.
- MOE (2012). Technical bulletin: Is your beach a candidate for predictive modeling? Ministry of the Environment [unpublished]. Government of Ontario. Toronto, ON.
- Mohammed, R.L, Echeverry, A., Stinson, C.M., Green, M., Bonilla, T.D., Hartz, A., McCorquodale, D.S., Rogerson, A. and Esiobu, N. (2012). Survival trends of *Staphylococcus*

aureus, *Pseudomonas aeruginosa*, and *Clostridium perfringens* in a sandy South Florida beach. Mar. Pollut. Bull., 64: 1201-1209.

Moriarty, E.M., Karki, N., Mackenzie, M., Sinton, L.W., Wood, D.R. and Gilpin, B.J. (2011). Fecal indicators and pathogens in selected New Zealand waterfowl. N. Z. J. Mar. Freshwater Res., 45(4): 679-688.

Napier, M.D., Haugland, R., Poole, C., Dufour, A.P., Stewart, J.R., Weber, D.J., Varma, M., Lavender, J.S. and Wade, T.J. (2017). Exposure to human-associated fecal indicators and self-reported illness among swimmers at recreational beaches: a cohort study. Environ. Health, 16: 103.

Napier, M.D., Poole, C., Stewart, J.R., Weber, D.J., Glassmeyer, S.T., Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Dufour, A.P. and Wade, T.J. (2018). Exposure to human-associated chemical markers of fecal contamination and self-reported illness among swimmers at recreational beaches. Environ. Sci. Technol., 52(13): 7513-7523.

Neet, M.J., Kelsey, R.H., Porter, D.E., Ramage, D.W. and Jones, A.B. (2015) Model results and software comparisons in Myrtle Beach, SC using Virtual Beach and R regression toolboxes. Journal of South Carolina Water Resources, 2(1): Article 8.

Nevers, M.B., Shively, D.A., Kleinheinz, G.T., McDermott, C.M., Schuster, W., Chomeau, V. and Whitman, R.L. (2009). Geographic relatedness and predictability of *Escherichia coli* along a peninsular beach complex of Lake Michigan. J. Environ. Qual., 38: 2357-2364.

Nguyen, K.H., Senay, C., Young, S., Nayak, B., Lobos, A., Conrad, J. and Harwood, V.J. (2018). Determination of wild animal sources of fecal indicator bacteria by microbial source tracking (MST) influences regulatory decisions. Water Res., 144: 424-434.

NHMRC (2008). Guidelines for managing risks in recreational water. National Health and Medical Research Council of Australia, Government of Australia, Canberra.

Noble, R.T., Griffith, J.F., Blackwood, A.D., Fuhrman, J.A., Gregory, J.B., Hernandez, X., Liang, X., Bera, A.A. and 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. and 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. and Jones, K. (2000). Intertidal sediments as reservoirs for hippurate negative campylobacters, salmonellae and fecal indicators in three EU recognised bathing waters in north west England. Water Res., 34(2): 519-527.

- Okabe, S., Okayama, N., Savichtcheva, O. and Ito, T. (2007). Quantification of host-specific *Bacteroides-Prevotella* 16S rRNA genetic markers for assessment of fecal pollution in freshwater. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 74: 890-891.
- Olyphant, G.A. and Pfister, M. (2005). SwimCast: Its physical and statistical basis. In *Proceedings of the Joint Conference—Lake Michigan: State of the Lake and the Great Lakes Beach Association*, Green Bay, WI, November 2–3, 2005.
- OMS (2004). *Directives de qualité pour l'eau de boisson*. 3^e édition. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse.
- Palmer, J.A., Law, J.Y. and Soupir, M.L. (2020). Spatial and temporal distribution of *E. coli* contamination on three island lake and recreational beach systems in the upper Midwestern United States. *Sci. Total Environ.*, 722:137846.
- Pendleton, L., Martin, N. and 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.
- Poulson, R.L., Luttrell, P.M., Slusher, M.J., Wilcox, B.R., Niles, L.J., Dey, A.D., Berghaus, R.D., Krauss, S., Webster, R.G. and Stallknecht, D.E. (2017). Influenza A virus: sampling of the unique shorebird habitat at Delaware Bay, USA. *R. Soc. Open Sci.*, 4: 171420.
- Quessy, S. and Messier, S. (1992). Prevalence of *Salmonella* spp., *Campylobacter* spp. and *Listeria* spp. in ring-billed gulls (*Larus delawarensis*). *J. Wildl. Dis.*, 28(4): 526-531.
- Reichert, J.D. and Emerson, C.W. (2010). Monitoring bathing beach water quality using composite sampling. *Environ. Monit. Assess.*, 168: 33-43.
- Rijal, G., Tolson, J.K., Petropoulou, C., Granato, T.C., Glymph, A., Gerba, C., Deflaun, M.F., O'Connor, C., Kollias, L. and Lanyon, R. (2011). Microbial risk assessment for recreational use of the Chicago Area Waterway System. *J. Water Health*, 9(1): 169-186.
- Rusiñol, M., Fernandez-Cassi, X., Hundesa, A., Vieira, C., Kern, A., Eriksson, I., Ziros, P., Kay, D., Miagostovich, M., Vargha, M., Allard, A., Vantarakis, A., Wyn-Jones, P., Bofill-Mas, S. and Girones, R. (2014). Application of human and animal viral microbial source tracking tools in fresh and marine waters from five different geographical areas. *Water Res.*, 59: 119-129.
- Sabino, R., Veríssimo, C., Cunha, M.A., Wergikoski, B., Ferreira, F.C., Rodrigues, R., Parada, H., Falcão, L., Rosado, L., Pinheiro, C., Paixão, E. and Brandão, J. (2011). Pathogenic fungi: An unacknowledged risk at coastal resorts? New insights on microbiological sand quality in Portugal. *Mar. Pollut. Bull.*, 62: 1506-1511.
- Santé Canada (2020). *Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives – les cyanobactéries et leurs toxines*. Document technique pour consultation publique.

<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/programmes/consultation-cyanobacteries-toxines-eaux-recreatives/document.html>.

Santé Canada (2021). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – caractéristiques physiques, esthétiques et chimiques. Document technique pour consultation publique. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/programmes/consultation-lignes-directrices-caracteristiques-physiques-esthetiques-chimiques-qualite-eaux-recreatives/document.html>.

Santé Canada. (Dans publication-a). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada : Guide technique – Indicateurs de contamination fécale. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario.

Santé Canada. (Dans publication-b). Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada – Document technique - Méthodes d'analyse microbiologique Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. [traduction à venir]

Schoen, M.E. and Ashbolt, N.J. (2010). Assessing pathogen risk to swimmers at non-sewage impacted recreational beaches. *Environ. Sci. Technol.*, 44: 2286-2291.

Scott, T.M., Jenkins, T.M., Lukasik, J. and 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.

Searcy, R.T., Taggart, M., Gold, M. and Boehm, A.B. (2018). Implementation of an automated beach water quality nowcast system at ten California oceanic beaches. *J. Environ. Manage.*, 223: 633-643.

Shah, A.H., Abdelzaher, A.M., Phillips, M., Hernandez, R., Solo-Gabriele, H.M., Kish, J., Scorzetti, G., Fell, G.W., Diaz, M.R., Scott, T.M., Lukasik, J., Harwood, V.J., McQuaig, S., Sinigalliano, C.D., Gidley, M.L., Wanless, D., Ager, A., Lui, J., Stewart, J.R., Plano, L.R.W. and Fleming, L.E. (2011). Indicator microbes correlate with pathogenic bacteria, yeasts and helminthes in sand at a subtropical recreational beach site. *J. Appl. Microbiol.*, 110: 1571-1583.

Shanks, O.C., Atikovic, E., Blackwood, A.D., Lu, J., Noble, R.T., Santo Domingo, J., Seifring, S., Sivaganesan, M. and Haugland, R.A. (2008). Quantitative PCR for detection and enumeration of genetic markers for bovine fecal pollution. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74(3): 745-752.

Shanks, O.C., Kelty, C.A., Sivaganesan, M., Varma, M. and Haugland, R.A. (2009). Quantitative PCR for genetic markers of human fecal pollution. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75(17): 5507-5513.

Shibata, T. and Solo-Gabriele, H.M. (2012). Quantitative microbial risk assessment of human illness from exposure to marine beach sand. *Environ. Sci. Technol.*, 46: 2799-2805.

Skalbeck, J.D., Kinzelman, J.L. and Mayer, G.C. (2010). Fecal indicator organism density in beach sands: impact of sediment grain size, uniformity, and hydrologic factors on surface water loading. *J. Gt. Lakes Res.* 36 (4): 707-714.

Soller, J.A., Bartrand, T., Ashbolt, N.J., Ravenscroft, J. and Wade T.J. (2010a). Estimating the primary etiologic agents in recreational freshwaters impacted by human sources of fecal contamination. *Water Res.*, 44: 4736-4747.

Soller, J.A., Schoen, M.E., Bartrand, T., Ravenscroft, J.E. and Ashbolt, N.J. (2010b). Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of fecal contamination. *Water Res.*, 44: 4674-4691.

Soller, J.A., Schoen, M.E., Varghese, A., Ichida, A.M., Boehm, A.B., Eftim, S., Ashbolt, N.J. and Ravenscroft, J.E. (2014). Human health risk implications of multiple sources of fecal indicator bacteria in a recreational waterbody. *Water Res.*, 66: 254-264.

Soller, J., Bartrand, T., Ravenscroft, J., Molina, M., Whelan, G., Schoen, M. and Ashbolt, N. (2015). Estimated human health risks from recreational exposures to stormwater runoff containing animal fecal material. *Environmental Modelling Software*, 72: 21-32.

Soller, J.A., Eftim, S., Wade, T.J., Ichida, A.M., Clancy, J.L., Johnson, T.B., Schwab, K., Ramirez-Toro, G., Nappier, S. and Ravenscroft, J.E. (2016). Use of quantitative microbial risk assessment to improve interpretation of a recreational water epidemiological study. *Microbial Risk Anal.*, 1: 2-11.

Soller, J.A., Schoen, M., Steele, J.A., Griffith, J.F. and Schiff, K.C. (2017). Incidence of gastrointestinal illness following wet weather recreational exposures: Harmonization of quantitative microbial risk assessment with an epidemiologic investigation of surfers. *Water Res.*, 121: 280-289.

Staley, Z.R., Robinson, C. and Edge, T.A. (2016). Comparison of the occurrence and survival of fecal indicator bacteria in recreational sand between urban beach, playground and sandbox settings in Toronto, Ontario. *Sci. Total Environ.*, 541: 520-527.

Staley, C., Kaiser, T., Lobos, A., Ahmed, W., Harwood, V.J., Brown, C.M. and Sadowsky, M.J. (2018a). Application of SourceTracker for accurate identification of fecal pollution in recreational freshwater: a double-blinded study. *Environ. Sci. Technol.*, 52: 4207-4217.

Staley, Z.R., Boyd, R.J., Shum, P. and Edge, T.A. (2018b). Microbial source tracking using quantitative and digital PCR to identify sources of fecal contamination in stormwater, river water, and beach water in a Great Lakes Area of Concern. *Appl. Environ. Microbiol.*, 84(20): e01634-18.

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. and Wiggins, B.A. (2004). Comparison of seven protocols to identify fecal contamination sources using *Escherichia coli*. Environ. Sci. Technol., 38: 6109-6117.

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 pp. Techniques and Methods 2-A3. Disponible à l'adresse : http://pubs.usgs.gov/tm/2005/tm2a3/pdf/Book2_Collection%20of%20Environmental%20Data.pdf.

Symonds, E.M., Sinigalliano, C., Gidley, M., Ahmed, W., McQuaig-Ulrich, S.M. and Breitbart, M. (2016). Fecal pollution along the southeastern coast of Florida and insight into the use of pepper mild mottle virus as an indicator. J. Appl. Microbiol., 121: 1469-1481.

Thapaliya, D., Dalman, M., Kadariya, J., Little, K., Mansell, V., Taha, M.Y., Grenier, D. and Smith, T.C. (2017). Characterization of *Staphylococcus aureus* in good feces from state parks in Northeast Ohio. EcoHealth, 14: 303-309.

Torres-Bejarano, F., González-Márquez, L.C., Díaz-Solano, B., Torregroza-Espinosa, A.C. and Cantero-Rodelo, R. (2018). Effects of beach tourists on bathing water and sand quality at Puerto Velero, Colombia. Environ. Dev. Sustain., 20(1): 255-269.

Tran, N.H., Yew-Hoong Gin, K. and Ngo, H.H. (2015). Fecal pollution source tracking toolbox for identification, evaluation and characterization of fecal contamination in receiving urban surface waters and groundwater. Sci. Total Environ., 538: 38-57.

Unno, T., Staley, C., Brown, C.M., Han, D., Sadowsky, M.J. and Hur, H. (2018). Fecal pollution: new trends and challenges in microbial source tracking using next-generation sequencing. Environ. Microbiol., 20(9): 3132-3140.

US 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.

US EPA (2005b). Microbial source tracking guide. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. 133 pp. (EPA/600-R-05-064).

US EPA (2008). Great Lakes beach sanitary survey user manual. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Document Number: EPA-823-B-06-001,

US EPA (2010). Sampling and consideration of variability (temporal and spatial) for monitoring of recreational waters. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Document Number: EPA-820-F-12-058.

US EPA (2012). Recreational water quality criteria. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Document Number: EPA-820-B-13-001.

US EPA (2013). Marine beach sanitary survey user manual. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Document Number: EPA-820-B-13-001.

US EPA (2016). Six key steps for developing and using predictive tools at your beach. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Document Number: EPA-820-R-16-001.

US EPA (2019). Method 1696: Characterization of Human Fecal Pollution in Water by HF183/BacR287 TaqMan® Quantitative Polymerase Chain Reaction (qPCR) Assay. US EPA Office of Water. EPA 821-R-19-002. 56 p.

Vergara, G.G.R.V., Rose, J.B. and Gin, K.Y.H. (2016). Risk assessment of noroviruses and human adenoviruses in recreational surface waters. *Water Res.*, 103: 276-282.

Vogel, L.J., O'Carroll, D.M., Edge, T.A. and Robinson, C.E. (2016). Release of *Escherichia coli* from foreshore sand and pore water during intensified wave conditions at a recreational beach. *Environ. Sci. Technol.*, 50(11): 5676-5684.

Vogel, L.J., Edge, T.A., O'Carroll, D.M., Solo-Gabriele, H.M., Kushnir, C.S.E. and Robinson, C.E. (2017). Evaluation of methods to sample fecal indicator bacteria in foreshore sand and pore water at freshwater beaches. *Water Res.*, 121: 204-212.

Weidhaas, J.L., Macbeth, T.W., Olsen, R.L., Sadowsky, M.J., Norat, D. and Harwood, V.J. (2010). Identification of a *Brevibacterium* marker gene specific to poultry litter and development of a quantitative PCR assay. *J. Appl. Microbiol.*, 109: 334-347.

Whitman, R.L. and 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. and 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. and 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.L., Nevers, M.B. and Byappanahalli, M.N. (2006). Examination of the watershed-wide distribution of *Escherichia coli* along Southern Lake Michigan: an integrated approach. *Appl. Environ. Microbiol.* 72(11): 7301-7310.

- Whitman, R.L., Przybyla-Kelly, K., Shively, D.A., Nevers, M.B. and Byappanahalli, M.N. (2009). Hand-mouth transfer and potential for exposure to *E.coli* and F⁺ coliphage in beach sand, Chicago, Illinois. *J. Water Health*, 7(4): 623-629
- Whitman, R.L., Harwood, V.J., Edge, T.A., Nevers, M.B., Byappanahalli, M., Vijayavel, K., Brandão, J., Sadowsky, M.J., Wheeler Alm, E., Crowe, A, Ferguson, D., Ge, Z., Halliday, E., Kinzelman, J., Kleinheinz, G., Przybyla-Kelly, K., Staley, C., Staley, Z. and Solo-Gabriele, H.M. (2014). Microbes in beach sands: integrating environment, ecology and public health. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 13: 329-368.
- WHO (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. World Health Organization, Geneva, Switzerland (WHO/SDE/WDH/99.1). Disponible à l’adresse : <https://apps.who.int/iris/handle/10665/66477>.
- WHO (2003). Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 1. Coastal and fresh waters. World Health Organization, Geneva, Switzerland. Disponible à l’adresse : <http://whqlibdoc.who.int/publications/2003/9241545801.pdf>.
- WHO (2009). Addendum to the guidelines for safe recreational water environments, Vol. 1. Coastal and fresh waters. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- 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., Ralley, W.E., Bourne, A., Armstrong, N., Fortin, R. and Hughes, C.E. (2004). Principal factors affecting *Escherichia coli* at Lake Winnipeg beaches, Manitoba, Canada—interim report. Manitoba Water Stewardship, Winnipeg, Manitoba. 18 pp. (Manitoba Water Stewardship Report No. 2004-01).
- Wong, K., Fong, T., Bibby, K. and Molina, M. (2012). Application of enteric viruses for fecal pollution source tracking in environmental waters. *Environ. Int.*, 45: 151-164.
- Yamahara, K.M., Layton, B.A., Santoro, A.E. and Boehm, A.B. (2007). Beach sands along the California coast are diffuse sources of fecal bacteria to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 4515-4521.
- Yamahara, K.M., Walters, S.P. and Boehm, A.B. (2009). Growth of enterococci in unaltered, unseeded beach sands subjected to tidal wetting. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75(6): 1517-1524.
- Yamahara, K.M., Sassoubre, L.M., Goodwin, K.D. and Boehm, A.B. (2012). Occurrence and persistence of bacterial pathogens and indicator organisms in beach sand along the California coast. *Appl. Environ. Microbiol.*, 78(6): 1733-1745.

Annexe A : Liste des abréviations

ECC/g	Équivalents de cellules de calibrage par gramme
ESHM	Enquête sur la sécurité et l'hygiène du milieu
GI	Maladie gastro-intestinale
SIG	Système d'information géographique
MST	Suivi des sources microbiennes
PCR	Réaction en chaîne de la polymérase
EQRM	Évaluation quantitative du risque microbien
qPCR	Réaction en chaîne de la polymérase quantitative
US EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
OMS	Organisation mondiale de la Santé

Annexe B : Liste des renseignements à recueillir dans le cadre des enquêtes sur la sécurité et l'hygiène du milieu (ESHM) menées dans les zones de baignade à vocation récréative

Identification

Nom de la plage :	_____
Adresse :	_____ _____
Autorité compétente :	_____
Tél. :	_____
Télec. :	_____
Courriel :	_____
Nom des enquêteurs :	_____
Date :	_____
Heure :	_____

Renseignements généraux

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 photo 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) : _____	
Pluie saisonnière, total (mm) :	_____	Max/24 h (mm) : _____	
Hauteur de vague	Moyenne (m) : _____	Fourchette (m) : _____	
Utilisations des terres environnantes (cocher toutes les réponses qui s'appliquent) :			
Zone urbaine	<input type="checkbox"/>	Zone rurale	<input type="checkbox"/>
Zone résidentielle	<input type="checkbox"/>	Agriculture (préciser) : _____	<input type="checkbox"/>
Champs	<input type="checkbox"/>	Forêts	<input type="checkbox"/>
Marais/marécages	<input type="checkbox"/>	Collines/hautes terres	<input type="checkbox"/>
Port	<input type="checkbox"/>	Industries (préciser) : _____	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>	Décharge	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>	Rivière/cours d'eau/fossé :	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>	Autre : _____	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>	Autre : _____	<input type="checkbox"/>

Dangers microbiologiques

Sources possibles de contamination fécale			
Rejets d'eaux usées municipales	<input type="checkbox"/>	Trop-pleins d'égout unitaire (CSO)	<input type="checkbox"/>
Rejets/collecteurs d'eaux pluviales	<input type="checkbox"/>	Fosses septiques	<input type="checkbox"/>
Déchets provenant d'unités d'alimentation animale	<input type="checkbox"/>		
Autres rejets contenant des déchets fécaux		Autres systèmes de collecte/de traitement des	
Collecte/élimination d'autres eaux usées		Systèmes de traitement (énumérer) :	
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"/>
Plage et installations connexes (p. ex. 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 (p. ex. goélands, canards, oies, 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 : Faible Moyen Élevé	
[encercler la réponse])			
Autre : _____	<input type="checkbox"/>		
Autre : _____	<input type="checkbox"/>		

Éléments à prendre en considération lors de l'évaluation des risques

- Présence de sources potentielles de contamination à proximité de la zone de baignade.
- Possibilité que ces sources de contamination aient un impact sur la zone de baignade (avec indication du degré de risque : faible, moyen ou élevé).
- Évaluation de la qualité de l'eau selon les données microbiologiques historiques (p. ex. fréquence des dépassements des valeurs de recommandations pour les indicateurs de contamination fécale recommandés [p. ex. continue/périodique/sporadique]).
- Rejets : évaluation de facteurs comme le volume, le débit, le type de traitement, les normes relatives aux indicateurs 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 et des schémas de transport et de piégeage de la contamination fécale dans les zones de baignade.
- Animaux et oiseaux : évaluation des types d'espèces, des populations et des déjections.
- Impact des baigneurs sur la qualité de l'eau – nombre de baigneurs, âge.
- Évaluation des mesures de protection potentielles : types de mesures et lieux d'implantation pour diminuer l'impact des sources de contamination et/ou de l'exposition des baigneurs.

Dangers chimiques

Sources possibles de contamination chimique			
Rejets commerciaux/industriels	<input type="checkbox"/>	Marinas	<input type="checkbox"/>
Embarcations motorisées	<input type="checkbox"/>	autres : _____	<input type="checkbox"/>
Autre : _____			
Origine du ruissellement pluvial :			
Zones soumises à des épandages de pesticides			<input type="checkbox"/>
Zones urbains	<input type="checkbox"/>		
Zones soumises à des applications d'engrais	<input type="checkbox"/>	Autre : _____	<input type="checkbox"/>

Éléments à prendre en considération lors de l'évaluation des risques
<ul style="list-style-type: none"> • Présence de sources potentielles de contamination à proximité de la zone de baignade. • Possibilité que ces sources de contamination aient un impact sur la zone de baignade (avec indication du degré de risque : faible, moyen ou 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 et des schémas de transport et de piégeage de la contamination chimique dans les zones de baignade. • Embarcations motorisées : évaluation du type et du nombre d'embarcations. • Évaluation des mesures de protection potentielles : types de mesures et lieux d'implantation pour diminuer l'impact des sources de contamination et/ou de l'exposition des baigneurs.

Autres dangers biologiques

Autres dangers biologiques dont on sait qu'ils ont une incidence sur les eaux récréatives (leur présence peut être continue, saisonnière ou sporadique.)			
Efflorescences de cyanobactéries	<input type="checkbox"/>	Schistosomes (dermatite du baigneur)	<input type="checkbox"/>
Grand nombre de plantes aquatiques	<input type="checkbox"/>	Autre (préciser) : _____	<input type="checkbox"/>
Autre (préciser) : _____ <input type="checkbox"/>			

Éléments à prendre en considération lors de l'évaluation des risques
<ul style="list-style-type: none"> • Caractère saisonnier du danger : continu, annuel, sporadique. • Présence de facteurs contributifs (le cas échéant) : conditions de l'eau, topographie locale, températures, concentrations de nutriments, présence d'espèces hôtes appropriées. • Évaluation des mesures de protection potentielles permettant de maîtriser le risque et/ou de diminuer 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 dénivellations	<input type="checkbox"/>	Profondeurs supérieures à 4,5 m	<input type="checkbox"/>
Grosses roches	<input type="checkbox"/>	Fond glissant ou inégal	<input type="checkbox"/>
Autre : _____			
Autre : _____			
Conditions de l'eau :			
Forts courants ou contre-courants	<input type="checkbox"/>	Courant de reflux	<input type="checkbox"/>
Autre :			
Déchets sur la plage	<input type="checkbox"/>	(Aucun Faible Moyen Élevé [encercler la réponse])	
Débris flottants	<input type="checkbox"/>	(Aucun Faible Moyen Élevé [encercler la réponse])	
Verre brisé ou autres objets tranchants	<input type="checkbox"/>	(Aucun Faible Moyen Élevé [encercler la réponse])	
Déchets médicaux	<input type="checkbox"/>	(Aucun Faible Moyen Élevé [encercler la réponse])	
Présence de varech ou d'algues sur la plage	<input type="checkbox"/>	(Aucun Faible Moyen Élevé [encercler la réponse])	
Présence de véhicules autorisée sur la plage ou à proximité de la zone de baignade :			
Automobiles	O / N	Bateaux/embarcations	O / N
Préciser : _____			

Éléments à prendre en considération lors de l'évaluation des risques

- Évaluation des caractéristiques physiques de la plage et de leurs répercussions potentielles sur l'utilisation sûre et agréable de la zone; comprend l'évaluation de l'aménagement physique (géographie, topographie), la composition du rivage et des matériaux du fond, et l'influence des structures existantes.
- Évaluation des risques possibles posés par des dangers ou des facteurs particuliers susceptibles de provoquer des lésions ou des maladies ou de nuire à l'utilisation agréable de la zone.
- Le rivage et les eaux 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.
- Les paramètres physiques et esthétiques applicables (pH, température, turbidité, couleur, clarté, présence de déchets) sont conformes aux recommandations formulées dans 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 le risque et/ou de diminuer l'exposition humaine dans les zones ou durant les périodes de risque accru.

Installationset 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 les personnes handicapées <input type="checkbox"/>		
Mesures de sécurité :		
Postes de maître baigneur	Nombre : _____ <input type="checkbox"/>	Matériel de sauvetage
	Nombre : _____ <input type="checkbox"/>	
Téléphone d'urgence	Nombre : _____ <input type="checkbox"/>	Postes de premiers soins
	Nombre : _____ <input type="checkbox"/>	
Panneaux/matériel de communication :		
Panneaux d'interdiction ou d'autorisation de baignade		<input type="checkbox"/>
Coordonnées en cas d'urgence	<input type="checkbox"/>	
Autres dangers (énumérer) :	Autre : _____	<input type="checkbox"/>
_____		<input type="checkbox"/>
_____	<input type="checkbox"/>	

Éléments à prendre en considération lors de l'évaluation des risques

- Évaluation du caractère adéquat des installations et des mesures de sécurité.
- Évaluation des panneaux et autre matériel de communication avec le public : clarté et concision des messages, panneaux installés dans des lieux bien visibles.

Annexe C : Panneaux d'information sur les plages

C.1 Signalisation de plage : exemple d'un panneau informatif d'interdiction de baignade



C.2 Signalisation de plage : exemple d'un panneau informatif d'autorisation de baignade

PLAGE OUVERTE
Baignade autorisée

SECONDES PLUS RÉCENTS ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS, LES CONCENTRATIONS DE BACTÉRIES RESPECTENT LES LIMITES RECOMMANDÉES

NOUS VOUS RECOMMANDONS TOUJOURS DE :

- NE PAS AVALER L'EAU
- NE PAS ALLER À L'EAU SI VOUS AVEZ DES LÉSIONS OU DES PLAIES OUVERTES
- VOUS LAYER LES MAINS AVANT DE MANGER

POUR PLUS D'INFORMATION SUR LA SURVEILLANCE DE CETTE PLAGE, COMMUNIQUER AVEC :
[Ministère/Service – N° de téléphone]

[NOM DE L'AUTORITÉ COMPÉTENTE]
[COORDONNÉES]

Communication claire que la plage est ouverte.

Indication aux usagers que l'eau convient pour la baignade.

Illustration facile à comprendre associée au texte.

Indication des raisons de la décision.

Coordonnées des services à contacter pour mieux s'informer sur le programme de surveillance.

Coordonnées de l'autorité ayant diffusé l'alerte.