

Qualité de l'eau

Bernard Festy, Philippe Hartemann, Martine Ledrans, Patrick Levallois, Pierre Payment, Dominique Tricard

La référence bibliographique de ce document se lit comme suit:

Festy B, Hartemann P, Ledrans M, Levallois P, Payment P, Tricard D (2003)

Qualité de l'eau.

In : Environnement et santé publique - Fondements et pratiques, pp.333-368.

Gérin M, Gosselin P, Cordier S, Viau C, Quénel P, Dewailly É, rédacteurs.

Edisem / Tec & Doc, Acton Vale / Paris

Note : Ce manuel a été publié en 2003. Les connaissances ont pu évoluer de façon importante depuis sa publication.

Qualité de l'eau

Bernard Festy, Philippe Hartemann, Martine Ledrans, Patrick Levallois, Pierre Payment, Dominique Tricard

1. Généralités

- 1.1 Ressources, usages et pollution des eaux: quelques rappels
- 1.2 Expositions humaines et risques sanitaires: un aperçu global

2. Eaux destinées à la consommation humaine

- 2.1 Introduction
- 2.2 De la ressource à la distribution
- 2.3 Évaluation des risques
- 2.4 Gestion technique
- 2.5 Gestion sanitaire - surveillance épidémiologique
- 2.6 Quelques exemples actuels de risques

3. Eaux de loisirs

- 3.1 Introduction
- 3.2 Piscines
- 3.3 Baignades

4. Aspects généraux de la gestion de l'eau

1. GÉNÉRALITÉS

1.1 Ressources, usages et pollution des eaux: quelques rappels

L'eau est d'une importance biologique et économique capitale. L'hydrosphère est le fondement de la vie et des équilibres écologiques. L'eau est à la fois un aliment, éventuellement un médicament, une matière première industrielle, énergétique et agricole, et un moyen de transport. Ses usages sont donc multiples mais, s'agissant de santé humaine, ils sont dominés par l'agriculture et l'aquaculture, l'industrie et l'artisanat, les loisirs aquatiques dont la baignade et, surtout, la fourniture collective ou individuelle d'eau potable, utilisable à des fins alimentaires (eau de boisson, cuisine) mais aussi domestiques et d'hygiène (figure 13.1).

Le degré de qualité exigible des eaux dépend évidemment de ces usages, et on est particulièrement attentif à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), elle-même dépendante de celle des ressources en eau disponibles. Rappelons que l'essentiel des ressources planétaires est représenté par les eaux océaniques (- 97 %) qui constituent, certes, un réservoir biologique essentiel à l'alimentation humaine, mais qui sont très difficilement utilisables par ailleurs. L'eau de mer est aussi, après évaporation, à l'origine des ressources hydriques continentales, souterraines et superficielles, fort précieuses pour l'humanité, mais souvent insuffisantes, ici ou là, en quantité ou en qualité. Cette dernière, qui met en cause les usages des ressources, mais aussi les équilibres écologiques des milieux hydriques, est tout particulièrement affectée par les déchets issus des activités humaines, très souvent mal gérés, qu'il s'agisse de déchets solides (ordures ménagères, résidus industriels), gazeux (acidification ou eutrophisation liées à la pollution atmosphérique), ou liquides (eaux résiduaires urbaines, industrielles ou agricoles, eaux de ruissellement). Ces eaux, plus ou moins convenablement traitées, font courir des risques au milieu récepteur, notamment le secteur hydrique, dont les capacités auto-épuratrices naturelles sont limitées. Il en résulte des altérations écologiques et des répercussions sur les usages humains des eaux, plus ou moins faciles à corriger par des traitements onéreux et complexes. Donc, une bonne gestion

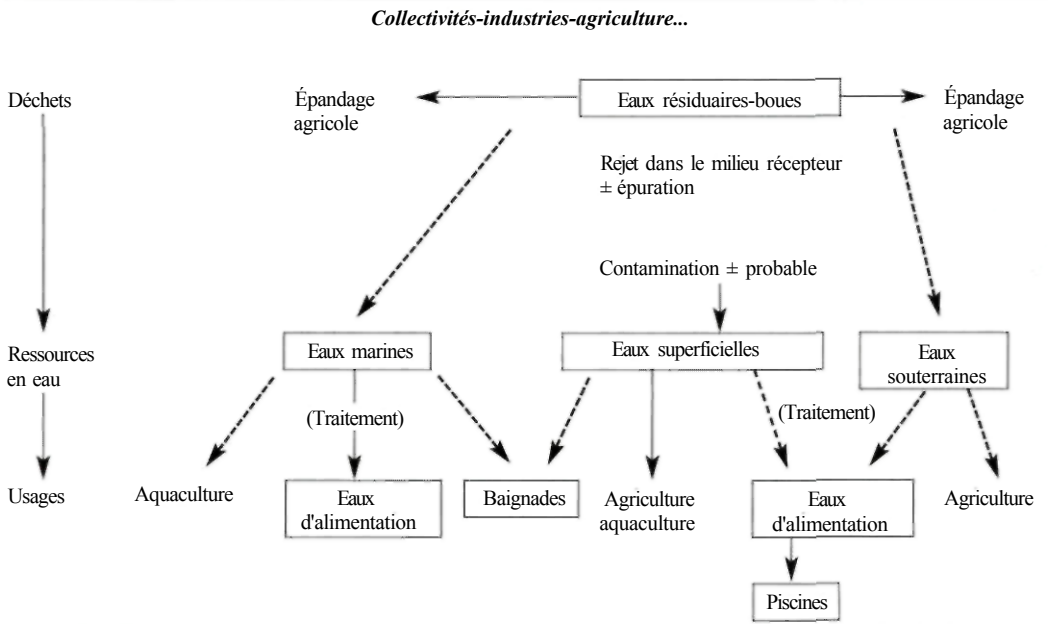
des déchets, en amont, retentit sur la qualité des ressources en eau, d'abord, et sur leurs usages ensuite, tout en réduisant au minimum indispensable les traitements correctifs éventuels.

Le compartiment hydrique souterrain ou superficiel est évidemment en contact avec les autres compartiments environnementaux: sol, air et biosphère. Des échanges existent entre ces différents secteurs, en fonction de la nature des contaminants. Notamment, les eaux souterraines sont plus ou moins bien protégées des contaminations des sols, par leur profondeur et, surtout, par la nature géologique des terrains sus-jacents. Certains polluants atmosphériques transmis à longue distance (oxydes de soufre et d'azote, ammoniac, en particulier) sont susceptibles de provoquer acidification ou eutrophisation des sols et des eaux: ce fut notamment le cas des eaux lacustres acidifiées au Canada et en Scandinavie. Enfin, la contamination des eaux affecte aussi divers organismes aquatiques directement consommés par l'homme (poissons, crustacés, coquillages) ou est indirectement impliquée dans la contamination progressive de la chaîne alimentaire (composés organiques persistants bio-accumulables, comme les PCB).

Diverses formes de pollution affectent les ressources en eau. La pollution «thermique» est la conséquence du déversement dans le milieu aquatique (fleuves, eaux littorales) de quantités considérables d'eau utilisées pour le refroidissement, surtout lors de la production d'énergie électrique par les centrales thermiques ou nucléaires. L'élévation excessive de la température de l'eau fluviale, surtout en période d'étiage, peut modifier l'équilibre biologique des eaux au regard des espèces piscicoles et faciliter le développement d'amibes libres, pathogènes pour les baigneurs.

La pollution radioactive concerne, d'une part, des émetteurs de rayonnement alpha (^{226}Ra , ^{234}U , ^{238}U), généralement d'origine naturelle, et éventuellement présents dans les eaux souterraines de zones géographiques déterminées, granitiques pour le radon. D'autre part, les émetteurs bêta sont en général associés à des activités humaines (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{131}I) et la radiocontamination peut provenir de déversements hydriques volontaires ou accidentels, ou de retombées atmosphériques. La plupart des radionucléides s'absorbent facilement sur des particules (sédiments des eaux, boues de station

Figure 13.1 : Ressources, usages et interdépendance des eaux



Source: Festy et Tricard (1989)

d'épuration). Des organismes aquatiques (poissons, mollusques, crustacés) sont capables d'accumuler certains radio-éléments, créant une contamination de la chaîne alimentaire.

La pollution chimique est probablement la plus fréquente, très ressentie et très diverse. Il s'agit d'abord de contaminations par des composés inorganiques, par exemple:

- sodium et chlorures;
- nitrates, principalement issus des engrais agricoles, d'effluents domestiques et industriels (abattoirs, tanneries). Retrouvés dans de nombreuses ressources souterraines, ils sont dangereux après réduction en nitrites, méthémoglobinisants et précurseurs de nitrosamines cancérogènes;
- phosphates, provenant des lessives et des engrais. Ils participent en première ligne au processus d'eutrophisation, phénomène aux conséquences environnementales (développements algues, notamment en zones estuariennes) et sanitaires (par libération de toxines algales);
- métaux lourds (plomb, mercure, cadmium) d'origine industrielle ou artisanale, accumulables en certains points fluviaux ou littoraux et concentrés par la flore et la faune aqua-

tiques (poissons, coquillages), et à l'origine de véritables intoxications humaines historiques ou plus récentes: mercure à Minamata au Japon ou en Guyane française (méthylmercure des poissons consommés), cadmium et maladie Itai-Itai au Japon.

Par ailleurs, les contaminants organiques sont potentiellement innombrables: détergents, produits phytosanitaires, solvants, hydrocarbures. Liés aux activités humaines de tous ordres, ils créent des problèmes différents selon leur solubilité, leur rémanence et leur devenir dans les eaux, les sols et la chaîne alimentaire. Hormis des accidents (sub) aigus ponctuels ou des phénomènes cumulatifs, les molécules organiques causent de plus en plus d'inquiétude du fait de leur présence ubiquitaire, polyvalente et insidieuse, se manifestant par des effets écologiques avérés et des effets sanitaires réels ou potentiels à long terme (cancers, altérations endocriniennes).

Enfin, la pollution microbienne et parasitaire des eaux est importante. L'essentiel est manifestement d'origine fécale, due aux déjections humaines et animales, au travers des eaux usées plus ou moins bien maîtrisées aux plans technique et sanitaire. De toute façon, les traite-

ments primaires et secondaires des eaux usées n'affectent qu'en partie leur charge microbienne et les boues de traitement sont très contaminées, sauf après traitement approprié. Les facteurs microbiens de pollution des eaux sont des bactéries entéropathogènes (salmonelles, shigelles, *E. coli*, vibrions cholériques), des virus (entérovirus de type poliovirus, coxsackie et echovirus, virus de l'hépatite A, corona- et rotavirus, virus de Norwalk et assimilés) responsables, selon les cas, de gastro-entérites, hépatites ou syndromes neuro-méningés; ces virus sont, en général, plus persistants dans le milieu et plus résistants aux traitements de désinfection que les bactéries. Des parasites sont aussi en cause: ils sont fort nombreux, dans les pays tropicaux, à impliquer un stade hydrique important dans leur cycle de développement, tel *Entamoeba coli*. Dans les pays développés, des parasites unicellulaires, tels *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*, sont de redoutables agents pathogènes, notamment pour des sujets immunodéprimés; leurs kystes sont aussi particulièrement résistants dans le milieu et face aux désinfectants.

Des algues microscopiques peuvent, enfin, être en cause (cyanobactéries et autres) par prolifération dans le milieu aquatique (baignades) ou créer, par leurs toxines, des problèmes pour les eaux potables.

En définitive, l'eau est un patrimoine essentiel à préserver, car en quantité limitée; sa qualité est essentielle à bien des usages, souvent générateurs d'impératifs contradictoires. Sa gestion est donc fondamentale, mais difficile, et elle doit s'appuyer sur des plans d'actions concertées et des objectifs de qualité rigoureux.

1.2 Expositions humaines et risques sanitaires: un aperçu global

Le risque hydrique survient de manière directe ou indirecte; dans le premier cas, il résulte d'un contact avec l'eau contaminée elle-même (eau usée, ressource, eaux de loisirs ou de boisson); dans le second cas, il survient par l'intermédiaire d'aliments ou d'air contaminés par une eau de qualité impropre: végétaux consommés crus, glaces, poissons, coquillages ou crustacés, aérosols d'eau chaude sanitaire ou de station de traitement des eaux.

Les conditions d'exposition de l'homme aux facteurs de risque hydrique dépendent des

usages de l'eau (tableau 13.1). La voie d'exposition dominante pour la population est l'ingestion: elle concerne essentiellement des apports alimentaires, par l'eau de boisson elle-même ou des aliments contaminés par l'eau *in situ*; à cet égard, les capacités de bioconcentration de contaminants du milieu par des organismes aquatiques, tels les coquillages, sont particulièrement dangereuses pour le consommateur (Hartemann et coll., 1986). L'ingestion involontaire d'eau contaminée intervient au cours des loisirs ou des sports aquatiques, ou lors d'opérations professionnelles impliquant un contact avec des eaux fortement contaminées.

La pénétration pulmonaire par inhalation d'aérosols contaminés par l'eau n'est pas négligeable: elle concerne, en particulier, les activités de loisirs (piscines, spas, baignades), le thermalisme, les milieux domestique, hospitalier ou hôtelier (les légionelloses sont un exemple très actuel de ce risque) et certains milieux professionnels (traitement et épandage des eaux et boues résiduelles).

La voie cutanéomuqueuse est aussi concernée dans la plupart des circonstances précédentes, loisirs notamment. Le contact avec la muqueuse oculaire peut être en cause pour les amibes libres à la suite de contaminations par lavage des lentilles cornéennes à l'eau du robinet.

Il est à noter que les loisirs et les sports aquatiques en général constituent des circonstances où sont associés les trois types d'exposition.

Enfin, citons la voie très particulière constituée par l'accès parentéral (dialyse), pouvant être à l'origine d'intoxications chimiques, historiques pour l'aluminium, plus récentes pour les chloramines et certaines toxines cyanobactériennes, ou d'infections bactériennes (*Pseudomonas* et *Aeromonas sp*) (Hasley et Leclerc, 1993).

Les contaminants hydriques sont essentiellement de nature biologique ou chimique (OMS, 1994; Vial et Festy, 1995). Les premiers sont des bactéries (saprophytes, opportunistes ou pathogènes), des virus, des parasites, des fungi et des (micro-) algues. Le risque hydrique microbien est de loin le plus évident à l'échelle mondiale. Pour l'essentiel, il se manifeste à court terme et il est d'origine «fécale». Dans les pays développés, il survient le plus souvent dans des circonstances accidentelles, mais il revêt un aspect permanent et chronique dans nombre de pays en

Tableau 13.1 Quelques dangers liés aux eaux: nature et importance relative

Eaux/usages de l'eau	Population	Danger biologique et pathologies associées	Danger chimique et substances associées
• Loisirs: baignades et activités associées	public	+++ digestive, cutané-muqueuse, ORL	?
• Loisirs: piscines, spas, etc.	public, professionnels	+(+) ORL, cutané-muqueuse. pulmonaire	± dérivés halogènes volatils
• Thermalisme	usagers	++ pulmonaire, cutané-muqueuse	?
• Hospitaliers	malades	+++ pulmonaire, ORL, cutané-muqueuse, septicémie	± aluminium, NO ₂ , toxines algales
• Résiduaire (et boues) - traitement	professionnels	+ digestive, pulmonaire, cutanée	? (composés volatils)
	consommateurs (végétaux crus), professionnels	++ digestive, pulmonaire. cutanée	? métaux, organiques organiques
• Conchyliculture	consommateurs (concentration)	+++ digestive, (para)typhoïdes, hépatite A, vibrioses, affections neurologiques	± métaux lourds
• Élevages industriels (volailles)	animaux. consommateurs	++ digestive	?
• Eau «potable»	consommateurs	++ digestive, pulmonaire, cutané-muqueuse	+

développement, du fait d'une maîtrise très insuffisante de la gestion des eaux résiduaires et d'alimentation. Le poids sanitaire des pathologies hydriques d'origine infectieuse ou parasitaire est évidemment différent dans les deux types de circonstances.

Toutefois, à côté du risque fécal, est apparu plus récemment, notamment dans les pays industrialisés, un risque microbien induit ou majoré par des processus ou dispositifs techniques favorisant, à la faveur de conception ou de maintenance insuffisantes, la prolifération d'espèces hydriques potentiellement nocives; c'est le cas des dispositifs de traitement d'eau (chauffage) ou d'air (conditionnement) facilitant le développement excessif de *Legionella sp.*, voire d'amibes libres dans l'eau chaude sanitaire ou dans des tours aéroréfrigérantes en milieu domestique, collectif ou urbain; mais c'est aussi

la source d'infections tenaces en milieu hospitalier ou thermal (*Legionella*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas sp*); des proliférations fongiques ou algales peuvent aussi survenir. Le risque (micro)biologique s'enrichit donc progressivement en connaissances: c'est notamment le cas pour certaines bactéries «non fécales» déjà citées ou pour leurs constituants à propriétés inflammatoires (endotoxines), mais aussi pour des virus (Norwalk et autres), de plus en plus souvent en cause, pour les protozoaires (microsporidies), des micro-algues et leurs toxines, plaçant ces dernières à la frontière des aspects microbiologiques et toxicologiques (Vezie et coll., 1997).

Le degré de gravité des atteintes pour la santé qui en résultent est très variable selon les cas, allant de gastro-entérites banales ou graves à des parasitoses (risque fécal en général), à des atteintes cutanées, pulmonaires, voire neuro-

meningées. Le risque microbien et parasitaire est d'ailleurs fortement dépendant du statut immunitaire des individus, qu'il s'agisse de leur état vaccinal, pour certains agents, ou de leur état physiopathologique (sujets immunodéprimés spontanément ou non), avec le cas exemplaire du sida et des micro ou cryptosporidies.

Schématiquement (tableau 13.2), les affections pathologiques, de fréquences très inégales, sont classables en trois catégories: d'abord digestives, plutôt d'origine alimentaire, avec les fièvres (para-typhoïdes, les gastro-entérites, les syndromes cholériques et les hépatites); ensuite, respiratoires et ORL, liées à des aérosols contaminés, avec la légionellose, les mycoses pulmonaires, les méningo-encéphalites amibiennes, heureusement rarissimes; cutanéomuqueuses, enfin, fortement associées aux eaux de loisirs, avec les candidoses, les dermatomycoses, les dermatites, la leptospirose (Leclerc et coll., 1982; Hartemann et coll., 1989).

Le risque chimique (éventuellement radiologique) est, selon les cas, bien réel ou seulement suspecté. Il se manifeste parfois à court terme et de manière (sub)aiguë dans des circonstances accidentelles, mais le plus souvent de façon différée (OMS, 1994) comme pour certains cancers (arsenic). Sauf accidents ou actes de malveillance, il a été plus particulièrement étudié pour l'eau de boisson. Dans de rares cas, le danger tient à un déficit de l'eau en certains éléments d'intérêt nutritionnel (iode, fluor); mais, la plupart du temps, il résulte d'un accroissement, momentané ou permanent, des teneurs dans l'eau. Rappelons les contaminations naturelles par le fluor, pouvant entraîner une fluorose osseuse, comme observé en Gaspésie, au Québec, et dans la Meuse, en France. Le dérèglement de pompes doseuses à fluorure utilisées pour prévenir les caries dentaires a été souvent rapporté aux États-Unis à l'origine d'intoxication (sub)aigues par le fluor.

À moyen terme, des maladies ont été décrites en relation avec le fluor (fluorose dentaire) ou les nitrates (méthémoglobinose), avec quelques interrogations, dans ce dernier cas, tenant à leur rôle de co-facteur toxique associé à des contaminations bactériennes.

À long terme, le rôle néfaste de macroconstituants tels le sodium et la dureté, au niveau du risque cardio-vasculaire, n'a pas été confirmé. Par contre, certains microconstituants sont

réellement impliqués dans le risque hydrique, tels les métaux lourds (plomb, mercure, cadmium) et l'arsenic. Des doutes subsistent en terme de risque cancérigène pour diverses molécules organiques comme les produits phytosanitaires, les sous-produits (in)organiques de la désinfection, chloration en particulier.

D'une façon générale, le risque chimique peut être relié soit, le plus communément, à la contamination des ressources en eau (produits phytosanitaires, nitrates [Levallois et Phaneuf, 1994], solvants, hydrocarbures), soit au traitement de l'eau destinée à la consommation humaine (dérivés de l'aluminium utilisés comme coagulants [Martyn et coll., 1997], sous-produits de la désinfection), soit encore à des altérations de l'eau en cours de distribution ou de stockage (plomb, hydrocarbures aromatiques polycycliques).

Rappelons, enfin, le pouvoir bio-concentrateur des coquillages (Hartemann, 1989) (métaux, micro-organismes, toxines algales) et les dangers résultant de la réutilisation agricole des eaux usées et, surtout, des boues résiduaires, au regard des métaux toxiques et de diverses molécules organiques mal identifiées (OMS, 1994).

La plupart des pays développés ne disposent pas d'un dispositif permanent et complet de surveillance des maladies d'origine hydrique, au contraire des affections alimentaires collectives. Certains, dont la France, procèdent épisodiquement à un bilan national des accidents notifiés (Mansotte et coll., 1991). Les États-Unis sont probablement un modèle dans ce domaine, encore que tous les États ne notifient pas les cas avec le même zèle aux CDC (Centers for Disease Control). Néanmoins, des données sont publiées (Kramer et coll., 1996) pour les eaux de boisson et de loisirs.

2. EAUX DESTINÉES À LA CONSOMMATION HUMAINE (EDCH)

2.1 Introduction

Plus la civilisation évolue, plus la quantité consommée d'EDCH (ou eau du « robinet ») par habitant augmente. Elle est de l'ordre de 150 à 200 L par jour en France, mais peut atteindre 300 à 400 L en Amérique du Nord. Cette eau, distribuée par un réseau public, doit être conforme à des normes de potabilité définies par la

Tableau 13.2 Les principales infections humaines transmissibles par l'eau (modifié d'après Leclerc et coll., 1982)

	Agent responsable	Origine la plus fréquente
Sphère digestive		
• Fièvres typhoïdes	<i>Salmonella typhi</i> (Para A - B)	Coquillages, E.B.*
• Gastro-entérites	<i>E. coli</i> <i>Salmonella sp.</i> <i>Shigella sp.</i> <i>Yersinia</i> <i>Campylobacter</i> <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i> Rotavirus	E.B, aliments crus, baignades
• Choléra	<i>Vibrio cholerae</i>	E.B., aliments souillés, coquillages
• Hépatites A et E	Virus	
Sphère respiratoire-ORL		
• Légionellose	<i>Legionella sp.</i>	Eaux aérosolisées, compostage
• Mycoses pulmonaires	<i>Aspergillus sp.</i> Actinomycètes, thermophiles	
• Affections ORL	Adénovirus Réovirus	Piscines, baignades
• Meningo-encephalites amibiennes		Baignades (eau douce)
Sphère cutanéomuqueuse		
• Dermatomycose	Dermatophytes	Piscines
• Candidoses	<i>Candida albicans</i>	Baignades
• Leptospirose	Leptospères	Baignades (eau douce)
• Suppurations bactériennes	Streptocoque hémolytique groupe A <i>Staphylococcus</i> <i>Pseudomonas</i>	Piscines Baignades
Dermatites	Furcocercaires	Baignades (eau douce)

*EB: Eau de boisson

réglementation de l'État, pour un usage destiné à la boisson. Mais, dans les faits, l'usage boisson ou cuisine ne concerne que quelques litres par jour, tandis que les besoins domestiques portent plus sur la toilette, l'élimination des excréments, le lavage (vaisselle, linge, automobile), l'arrosage, les loisirs, et ce, pour des quantités croissantes.

De nombreux autres usages non domestiques se développent également, pour lesquels les critères de potabilité ne sont pas toujours adaptés: usage hospitalier (soins aux malades, dialyse rénale), industrie agro-alimentaire, activités de fabrication très diverses (électronique), qui exigent le plus souvent l'adjonction d'une phase supplémentaire de traitement.

Enfin, entre l'usine de production d'EDCH et le consommateur final s'étend un réseau plus ou moins long et compliqué, au sein duquel peuvent survenir divers phénomènes chimiques (corrosion) ou microbiologiques (constitution de biofilm) capables de dégrader la qualité de l'eau en y introduisant des éléments non présents initialement.

2.2 De la ressource à la distribution

Selon le type de ressource, la pollution peut être plus ou moins importante et variée, impliquant un traitement allant du plus simple au plus complexe. Le réseau de distribution peut inté-

grer des post-traitements et doit faire l'objet d'une surveillance approfondie.

Ressources

Selon le type de ressource (eau souterraine, eau superficielle, origine mixte), la pollution sera plus ou moins régulière et importante. Les nappes phréatiques sont couramment utilisées en milieu rural par forage de puits. Mais l'eau qui les constitue n'a traversé qu'une épaisseur limitée de terrain: la filtration est insuffisante et la nappe souvent contaminée. Les nappes alluvionnaires sont des eaux souterraines circulant parallèlement au lit des rivières, dans des alluvions sableuses; elles peuvent fournir des quantités d'eau beaucoup plus importantes que les nappes profondes. Mais elles sont sujettes à contaminations par les infiltrations superficielles et un traitement est toujours nécessaire. Les «eaux vaclusiennes» sont des eaux superficielles, pénétrant par des fissures ou des failles, à travers des roches imperméables, et qui vont émerger, sans aucune filtration, sous forme de «résurgence». Ces «fausses sources» sont souvent abondantes, mais très fréquemment contaminées par les souillures du sol, et représentent une cause classique de «maladies hydriques».

Les eaux de surface (rivières, lacs, barrages, etc.) sont très largement utilisées aujourd'hui, car ce sont les seules capables de fournir des quantités considérables pour des consommations diverses. Mais elles sont inévitablement sujettes à contamination par des eaux de ruissellement et des eaux résiduaires. Elles peuvent véhiculer des microorganismes et des polluants chimiques, d'où la nécessité d'un traitement adapté avant leur utilisation.

La pollution biologique est heureusement atténuée par les processus naturels d'auto-épuration: destruction des microorganismes pathogènes par l'action des rayons ultra-violets solaires, par la concurrence vitale des microorganismes saprophytes, des bactériophages, etc. Malheureusement, cette auto-épuration est de plus en plus entravée par l'abondance des pollutions physicochimiques (détergents synthétiques, hydrocarbures) qui rompent l'équilibre biologique et empêchent la réoxygénation de l'eau.

Le point de captage (source ou prélèvement en rivière) doit être protégé par un triple périmètre de protection. S'il s'agit d'utiliser un cours d'eau, on appréciera le volume et le degré

de pollution des eaux usées reçues, et des analyses complètes apporteront des indications sur la qualité bactériologique et chimique, en fonction de laquelle on jugera, en conformité avec les directives, du traitement à leur appliquer.

Tout captage d'une eau souterraine (source ou forage) nécessite une enquête hydrogéologique menée par un géologue officiel en vue de déterminer

- l'origine des eaux que l'on se propose de capter et ses caractéristiques;
- les réserves de la nappe et le débit de la source;
- les contaminations que l'eau est susceptible de recevoir;
- la délimitation des périmètres de protection, zones légalement protégées où sont interdits tous travaux, dépôts ou installations susceptibles d'être une cause de nuisance pour la qualité de l'eau.

Traitement de l'eau

Il est inexistant en cas d'utilisation d'eau souterraine bien protégée et conforme aux normes de potabilité et pour un court réseau de distribution. Il peut comporter simplement une étape de filtration couplée à une post-désinfection au chlore. Il peut enfin comporter toute une série d'étapes lorsque la ressource est d'origine superficielle et contient donc divers polluants chimiques et biologiques. Il comporte en général les étapes suivantes (le nombre et le choix des étapes étant fonction de la qualité de l'eau brute):

- décantation - celle-ci peut être accélérée par l'addition d'un flocculant (sels de fer ou d'aluminium);
- filtration sur lit de sable - cette opération étant parfois combinée à la première, ou plus récemment sur filtres en matériaux céramiques ou cellulosiques;
- élimination des composés organiques ou minéraux indésirables ou en excès par passage sur charbon actif (adsorption des molécules organiques) ou sur résine échangeuse d'ions (élimination des sels minéraux);
- désinfection par traitement oxydant à l'ozone, au chlore, au bioxyde de chlore ou aux dichloramines, qui élimine les microorganismes;

— post-chloration, avant envoi dans le réseau ou les réservoirs, de façon à maintenir une teneur résiduelle en chlore libre actif de 0,1 mg/L environ.

Une assurance qualité est mise en place par le producteur et respecte la règle des 5 M: matières, matériaux, méthodes, main-d'œuvre et milieu. En effet, il est nécessaire de prendre en compte la qualité de tout ce qui exerce une influence sur l'eau produite, de l'eau brute (milieu) au consommateur, en passant par les réactifs ajoutés (matières) et les méthodes, les matériaux de transport et la formation du personnel. Tout procédé de traitement de l'EDCH doit avoir été préalablement agréé en France par le ministère chargé de la santé. Dans ce cadre, l'évolution actuelle va dans le sens d'une diminution de l'importance des étapes faisant appel à des procédés chimiques et divers réactifs, au profit d'une remise en œuvre de procédés physiques, parfois anciens, telle la filtration lente sur sable, car plus faciles à maîtriser et comportant des étapes biologiques d'épuration dont le rôle apparaît assez difficilement remplaçable. De même, la désinfection chimique perd une partie de son «aura» au profit de la filtration, car elle conduit à former un certain nombre de contaminants, les sous-produits de la désinfection, potentiellement toxiques, qu'ils soient dus au chlore, au bioxyde de chlore ou à l'ozone. Les membranes de filtration et leur mise en œuvre ont connu de grands progrès et l'ultrafiltration, voire plus récemment la nanofiltration (qui élimine non seulement les microorganismes, mais aussi de nombreuses molécules organiques et minérales), et sont de plus en plus souvent utilisées pour la production d'EDCH à l'échelle industrielle, en France et en Amérique du Nord.

Distribution jusqu'au robinet de l'utilisateur

Les canalisations constituent une partie vulnérable, car elles sont exposées aux souillures les plus diverses, et les temps de transit sont parfois très longs (une semaine ou plus). Ces interactions eau-matériau sont inévitables, tant sur le plan microbiologique (adhésion bactérienne, croissante et développement de biofilm qui servira de niche écologique à la survie, voire à la prolifération de certains germes) que chimique (agressivité d'une eau pouvant entraîner corrosion et dissolution). Le saturnisme peut être lié,

par exemple, à la stagnation d'une eau peu minéralisée et acide dans les canalisations en plomb, de même les *Legionella* pourront utiliser le biofilm comme support de prolifération et de résistance à la désinfection.

En raison de la difficulté croissante à fournir en quantité suffisante une eau d'alimentation parfaitement conforme aux critères de qualité de l'EDCH, certains ont proposé un double réseau de canalisations. En effet, l'eau nécessaire à l'alimentation (boisson et cuisine) représente moins de 1 % de la consommation; le reste des besoins pourrait être couvert par une eau de moins grande qualité, mais suffisante pour les usages «externes» privés et publics (bains, chasse d'eau, lavage, arrosage). Malgré son apparence séduisante, ce projet n'est pas raisonnable: coût élevé, débit trop restreint du réseau d'eau de boisson, erreurs à peu près inévitables des usagers et des installateurs, fraudes, etc.

On s'attache donc à améliorer la qualité des canalisations constituant les réseaux (résistance à la corrosion, matériaux non toxiques) et la qualité de l'eau envoyée dans le réseau (correction d'une éventuelle agressivité, pauvreté en éléments minéraux et organiques pouvant servir de nutriments aux microorganismes, post-chloration pour prévenir une prolifération excessive) afin d'éviter la contamination microbiologique et chimique de l'eau parvenant au consommateur. Dans ce cadre, l'usage de l'amiante-ciment, des goudrons (HAP) ou même des plastiques fait l'objet de craintes. Le maillage du réseau (interconnexions, absence de stagnation, etc.), sa surveillance et son entretien (désinfections, purges, détection des fuites) et le contrôle de la qualité de l'eau sont d'autres points très importants pour obtenir un résultat qui satisfasse l'utilisateur et la santé publique.

Si le réseau public de distribution est de plus en plus pris en compte, la portion privative, à l'intérieur des immeubles, est du ressort du propriétaire dont la vigilance et le niveau d'information ne sont pas toujours satisfaisants. Le saturnisme hydrique est lié en quasi-totalité à l'utilisation de canalisations en plomb dans les logements anciens. Des traitements peuvent être ajoutés sans grand discernement (adouçissant, antitartre, anticorrosion), tant sur les eaux froides que les eaux chaudes sanitaires. Celles-ci doivent répondre aux critères de potabilité de l'EDCH, mais souvent leur température est

insuffisante et *Legionella sp.* prolifère dans les ballons de stockage et les tuyauteries dont la température est de l'ordre de 40 à 50 °C. Là, également, la maintenance de l'installation (celle-ci devant, bien sûr, avoir été réalisée de façon adéquate) et la surveillance des systèmes et de la qualité sont des paramètres très importants pour garantir la sécurité sanitaire des usagers.

2.3 Évaluation des risques

Les risques pour la santé liés à l'EDCH sont de nature microbiologique et toxicologique.

Les **microorganismes pathogènes** sont présents chez les individus (formant une population) à des niveaux différents selon les conditions socio-économiques, sanitaires et environnementales qui prévalent dans le milieu. Le taux endémique dans une population est le niveau de contamination de base de cette population dans les conditions «normales» de ce milieu. Ainsi, le taux habituel de gastro-entérites est de moins d'un épisode/année/personne dans la plupart des pays industrialisés de la Communauté économique européenne, du Canada et des États-Unis. Dans les pays tropicaux, en Amérique latine et en Amérique du Sud, ce taux peut facilement atteindre 10 épisodes/année/

personne, particulièrement dans les zones défavorisées. L'eau est un véhicule idéal de transmission des microorganismes pathogènes (virus, bactéries, parasites, champignons); certains (virus et parasites entériques) ont une dose minimale infectante faible (DMI) caractéristique de leur infectivité: il suffit de 1 à 10 unités viables pour infecter un individu sensible; d'autres (bactéries, champignons, algues) doivent être présents en quantité beaucoup plus importante pour déclencher l'infection et la morbidité. La DMI rapportée pour la plupart des agents bactériens dépasse 1000 unités viables. De plus, les bactéries, contrairement aux virus et parasites, sont beaucoup plus sensibles à la désinfection par le chlore, ce qui diminue considérablement le risque d'épidémie dues à des agents bactériens (Haas, 1983) (*voir encadré 13.1*).

Les eaux usées sont très chargées en microorganismes pathogènes, et les concentrations en virus, bactéries et parasites peuvent atteindre plusieurs milliers par litre et même le million dans les pays en voie de développement et ceux où l'eau est plus rare. Le traitement des eaux usées, là où il est effectué, peut réduire ces concentrations de un ou deux ordres de grandeur, mais les effluents sont encore très chargés. Dans

Encadré 13.1 L'écllosion de gastro-entérite à Walkerton en mai 2000

En mai 2000, la ville de Walkerton, située en Ontario (Canada), qui compte environ 5000 habitants, a été le théâtre d'une importante épidémie de cas de gastro-entérites. L'épidémie fut causée par une contamination du réseau d'eau potable par les bactéries *Escherichia coli* O157:H7 et *Campylobacter jejuni*. Près de 2300 personnes ayant consommé l'eau de la ville ont eu des symptômes de diarrhée et 7 sont décédées. L'épidémie a été occasionnée par la contamination d'un des puits de la municipalité par des microorganismes suite à l'épandage de fumiers provenant d'une ferme bovine située en périphérie de la municipalité. L'absence d'appareil de chloration en continu et de mesure de la turbidité a empêché une désinfection adéquate de l'eau distribuée. L'unité de santé publique de la région a suspecté la qualité de l'eau puisqu'une enquête préliminaire n'avait pas pu mettre en cause d'autres sources de contamination. Une enquête épidémiologique a mis en évidence le lien entre le réseau d'eau potable de la ville et la maladie; cette dernière a été plus fréquente chez les personnes qui avaient consommé le plus d'eau. Cette épidémie a démontré la vulnérabilité de certains puits, sous l'influence d'eau de surface, qui sont susceptibles d'être contaminés par des microorganismes. Elle a aussi mis en relief l'importance d'un système de chloration en continu pour assurer une désinfection efficace.

Références:

Anonyme. «Écllosion de gastro-entérite d'origine hydrique associée à un réseau d'aqueduc municipal contaminé, Walkerton (Ontario), mai-juin 2000», *Relevé des maladies transmissibles au Canada*, 26-20, 15 octobre 2000, p. 1-3.

O'Connor, D. R. *Report of the Walkerton Inquiry, Part One. A summary*, Ontario Ministry of the Attorney General, Queen's Printer for Ontario, 2002.

les eaux de rivières et les lacs, la dilution des eaux usées réduit cette concentration à des niveaux dépassant rarement la centaine par litre. Les eaux de surface contaminées par des micro-organismes pathogènes, en particulier les virus et parasites, très résistants aux traitements, constituent souvent encore un risque, qui peut être direct lors d'une baignade ou d'activités récréatives, ou indirect lors de la consommation d'eau non traitée ou insuffisamment traitée. L'évaluation de ce risque prend en compte le nombre de microorganismes requis pour déclencher l'infection, donnée parfois obtenue à partir d'études sur des volontaires. Ces études ont l'avantage sur les modèles toxicologiques de ne pas être des extrapolations faites à partir d'animaux. Des modèles mathématiques, développés pour estimer ce risque, sont utilisés aux États-Unis (Gofti et coll., 1999) pour atteindre des objectifs de santé publique: ainsi, on vise à réduire le risque lié à l'eau de consommation à moins de 1 cas de maladie (gastro-entérite, GE) annuelle pour 10 000 consommateurs: cette norme a été établie aux États-Unis («*Surface Treatment Regulation Rules*») pour l'eau potable produite à partir d'eau de surface (Regli et coll., 1991).

Mais l'infection ne constitue pas le seul danger en soi. La virulence du microorganisme, c'est-à-dire la probabilité qu'un sujet infecté manifeste des troubles cliniques, est un autre paramètre pertinent. Elle dépend du micro-organisme lui-même et de la susceptibilité de l'hôte. Peu de données sont disponibles sur la virulence. Ainsi, dans la famille des entérovirus, compte tenu de la large gamme de virulence observée (de 1 à 97 %), il a été recommandé de prendre 50 % comme estimation centrale pour l'ensemble de ces pathogènes (Gerba et coll., 1996). Pour *Cryptosporidium sp.*, Haas et coll. (1996) ont supposé une virulence de 100 % pour estimer le risque consécutif à la contamination de Milwaukee au printemps 1993, et ils ont calculé un impact qui s'est avéré voisin de celui réellement observé.

Divers modèles de fonction dose-réponse (infection) ont été testés. Les modèles «log normal», «exponentiel» ou «Bêta-Poisson» se sont avérés approcher le mieux les données expérimentales chez l'animal ou chez des hommes volontaires, et les très rares données épidémiologiques disponibles (Haas et coll., 1993).

Certaines de ces données sont présentées dans le tableau 13.3 tiré de Rose et Gerba, 1991.

L'évaluation du **risque d'origine chimique** est utilisée principalement lors de la détermination des normes ou recommandations de qualité d'eau potable. Cette démarche peut être aussi utilisée lors de dépassement de normes afin de déterminer l'importance et le type de mesure à prendre pour protéger la santé de la population. La première étape utilisée habituellement dans l'évaluation de risques consiste à évaluer si la substance à l'étude a un caractère cancérogène et si celui-ci est suffisamment documenté (cancérogène certain ou probable pour l'humain).

- **Cas des substances considérées comme non cancérogènes**

Dans le cas de ces substances, la première étape consiste à déterminer le niveau (ou la dose) pour laquelle on n'observe pas d'effets nocifs (DSENO) communément appelés en anglais NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*). La dose sans effet observé est la dose la plus importante pour laquelle aucun effet nocif n'a été observé dans les études de toxicité habituellement réalisées chez l'animal. Idéalement, ces études doivent être menées suite à une exposition chronique. Par contre, lorsque les études de toxicité chronique ne sont pas disponibles, on peut utiliser des études de toxicité d'exposition plus courte. Dans le cas de substances pour lesquelles la toxicité aiguë ou subaiguë est plus importante (nitrates chez l'enfant, par exemple), la détermination du NOAEL est faite en regard de l'exposition aiguë ou subaiguë. Le NOAEL est habituellement défini sous forme de dose, c'est-à-dire sous forme de milligrammes/kilogramme de poids. L'étape suivante consiste à déterminer la dose journalière acceptable (DJA), appelée aussi en anglais ADI (*Acceptable Daily Intake*). Cette dose est calculée habituellement en divisant le NOAEL par un certain nombre de facteurs, appelés «facteurs de sécurité» ou encore «facteurs d'incertitude». Il est habituel de considérer un facteur allant de 1 à 10 pour l'extrapolation inter-espèces, un facteur allant de 1 à 10 pour l'extrapolation intra-espèces pour tenir compte des individus les plus sensibles. Dans certains cas, on est amené à utiliser la dose journalière tolérable (DJT) appelée en anglais TDI

(*Tolerable Daily Intake*). Lorsqu'on utilise un LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*) plutôt qu'un NOAEL ou lorsque l'on utilise des études de toxicité sub-chronique à la place de chronique, on peut être amené à incorporer un facteur de sécurité supplémentaire. Ainsi, pour certaines substances, des facteurs de sécurité très importants sont utilisés lorsqu'il existe beaucoup d'incertitude; par exemple, un facteur de 10 000 est utilisé au Canada pour le trichloréthylène alors qu'un facteur de 1 à 2 est utilisé pour le plomb et les nitrates. Une fois la DJA déterminée, il faut calculer la concentration maximale acceptable, en tenant compte du poids moyen de l'individu, s'il s'agit d'un adulte, habituellement 70 (ou 60) kilos. Il faut ensuite considérer la consommation d'eau: au niveau international, 2 litres par jour, au Canada, 1,5 litre. Le dernier facteur consiste à déterminer quelle est la proportion de cette substance qui est absorbée via l'eau potable: habituellement, il s'agit d'un facteur allant de 20 à 80 %. Lorsque les données ne sont pas disponibles, on utilise fréquemment la valeur de 20 %. La concentration maximale acceptable en milligrammes par litre est donc déterminée avec la formule suivante:

$$\frac{\text{Dose journalière admissible DJA (mg/kg)} \times \text{poids moyen (kg)} \times \text{proportion d'exposition provenant de l'eau (\%)}}{\text{Ingestion moyenne d'eau potable par jour (L)}}$$

Des approches de même type sont appliquées pour les enfants et pour les nourrissons.

• Cas des substances cancérigènes

Dans le cas des substances cancérigènes, étant donné qu'il n'y a pas de niveau habituellement considéré sans effet, on doit viser le risque minimal. Ce risque considéré comme «acceptable», suite à une ingestion prolongée pendant toute la vie, est habituellement considéré comme inférieur à 10^{-5} ou 10^{-6} . Les autres éléments pris en considération pour l'établissement de la concentration maximale acceptable pour les substances cancérigènes sont les méthodes courantes de traitement de l'eau pouvant être utilisées pour réduire cette concentration au minimum et les méthodes disponibles pour l'analyse de cette substance dans l'eau potable. On voit donc que, habituellement, on doit toujours viser l'exposition minimale aux substances cancérigènes, mais que les aspects de gestion de risque sont pris en considération de façon importante.

Ainsi, au Canada, la concentration maximale admissible (CMA) pour le chloroforme ou les trihalométhanes totaux est proposée en 1992 à 50 µg/L basée sur un risque de cancer négligeable, une possibilité de doser ces contaminants à des niveaux très faibles de l'ordre de 1 à 2 µg/L et la capacité des usines de traitement à produire de l'eau sous cette limite (Toft et coll., 1992). Suite à des évaluations et des représentations des industriels du traitement de l'eau, la CMA pour les trihalométhanes totaux a été fixée à 100 µg/L en 1996. On voit donc qu'il est difficile de

Tableau 13.3 Probabilité d'infection par quelques biocontaminants des eaux

Microorganisme	Probabilité d'infection (exposition à 1 organisme)	Dose (pour 1 % d'infection)
<i>Campylobacter</i>	$7 \cdot 10^{-3}$	1,4
<i>Salmonella (typhi)</i>	$2,3 \cdot 10^{-3}$ ($3,8 \cdot 10^{-5}$)	4,3 (263)
<i>Shigella (dys. 1)</i>	$1 \cdot 10^{-3}$ ($4,97 \cdot 10^{-4}$)	10 (20)
<i>Shigella (flexn. 2A)</i>	($1 \cdot 10^{-4}$)	(100)
<i>Vibrio cholerae</i> (el tor)	$7 \cdot 10^{-6}$ ($1,5 \cdot 10^{-5}$)	1 428 (667)
Poliovirus 1 (3)	$1,5 \cdot 10^{-2}$ ($3,1 \cdot 10^{-2}$)	0,67 (0,32)
Echovirus 12	$1,7 \cdot 10^{-2}$	0,59
Rotavirus	$3,1 \cdot 10^{-1}$	0,03
<i>Entamoeba coli</i> (histol.)	$9,1 \cdot 10^{-2}$ ($2,8 \cdot 10^{-1}$)	0,1 (0,04)
<i>Giardia lamblia</i>	$1,98 \cdot 10^{-2}$	0,5

Source: Rose et Gerba (1991)

dissocier complètement l'évaluation du risque de sa gestion, en matière de contaminants d'origine chimique. Il va de soi que la priorité est toujours d'éliminer ou de réduire au minimum le risque infectieux ou de réduire, compte tenu des ressources disponibles, le risque d'origine chimique.

En cas de dépassement de normes «chimiques», des évaluations de risque fondées sur divers scénarios peuvent permettre de prendre la décision de laisser consommer une eau dépassant la norme ou d'arrêter la consommation.

2.4 Gestion technique

Pour assurer une protection de la population vis-à-vis des risques hydriques liés aux eaux d'alimentation, la gestion technique et sanitaire doit être la plus préventive possible et, à ce titre, s'appliquer dès le choix de la ressource, puis lors de la conception et de la réalisation des installations. En fonctionnement quotidien, elle doit être dynamique pour permettre des actions adaptées aux difficultés: celles-ci peuvent apparaître lors d'une dérive légère de la qualité qui reste encore comprise dans les «zones de sécurité» des règles fixées, ou lors d'un dysfonctionnement majeur dont les effets sont constatés sur la santé des utilisateurs. Elle doit tenir compte de l'inertie des systèmes de production et de distribution d'eau qui peut se compter en jours pour les réseaux ou en années ou dizaines d'années pour des ressources souterraines.

Cette gestion des risques sanitaires nécessite une analyse et des solutions répondant aux caractéristiques de chaque cas. Toutefois, l'expérience acquise au cours des dernières décennies a permis de dégager des règles générales qui facilitent cette approche particulière et qui garantissent déjà un bon niveau de sécurité lorsqu'elles sont mises en œuvre.

Ces règles générales ne se résument pas aux seules limites de qualité correspondant à une liste de paramètres; elles comportent un ensemble de dispositions qui s'appliquent de la ressource au point d'usage pour le consommateur. Elles portent également sur les modalités de gestion des situations non conformes et sur l'information du consommateur (Tricard, 1998). En fonction du cadre juridique dans lequel se situe la structure qui établit les dispo-

sitions (OMS, Union européenne, État, organisation professionnelle), leur expression et, surtout, leur degré de contrainte réglementaire varie. Selon les pays, certaines responsabilités sont réparties différemment, mais, globalement, l'ensemble des règles applicables est semblable. Pour permettre la meilleure adaptation au contexte local, il faut toujours essayer d'établir les règles en termes de résultats à atteindre, mais la complexité commande d'exprimer certaines règles sous forme de moyens à mettre en œuvre ou de procédures à suivre, notamment lorsqu'il est estimé que l'autorité publique doit intervenir à un moment ou à un autre dans la conception ou le fonctionnement.

L'expérience accumulée au cours des années permet de décrire les principales règles qui portent sur l'ensemble de la chaîne de production, de sa conception à la qualité de l'eau distribuée.

Mise en œuvre des procédures

Elle s'applique essentiellement au moment de la conception des installations de production d'eau. Chaque installation est soumise à autorisation administrative préalable qui porte sur le choix du captage, sur l'éventuelle filière de traitement, et détermine les périmètres de protection des captages dans lesquels des constructions, des installations, des activités potentiellement polluantes sont interdites ou réglementées.

Les éléments essentiels des installations de distribution (réservoirs, canalisations) font l'objet d'une déclaration à l'autorité sanitaire pour permettre des contrôles, mais aussi une approche d'épidémiologie géographique en cas de survenue de difficultés.

Obligation de moyens

Elle concerne essentiellement la conception et la réalisation des différentes installations: captages, traitements, distribution par les réseaux publics, distribution dans les réseaux intérieurs des immeubles. De plus en plus souvent, ces règles sont contenues dans des normes, telles celles élaborées par le Comité européen de normalisation: procédés ou produits de traitement, matériaux de revêtement au contact de l'eau, etc.

Obligation de résultats

Elle porte sur la qualité de l'eau au point de mise à disposition du consommateur et se traduit par des limites de qualité fixées pour des séries de paramètres caractérisant l'eau. En par-

ticulier, suite aux recommandations de l'OMS, l'approche sanitaire sur ce point tend à distinguer, d'une part, des paramètres microbiologiques pour lesquels sont fixées des valeurs pour des germes indicateurs de contaminations, souvent fécales (Craun et coll., 1993), ou indicateurs de l'efficacité des traitements (de désinfection ou de filtration) qui doivent les éliminer (Juraneck et MacKenzie, 1998), d'autre part, les paramètres chimiques qui, par leur nature, peuvent avoir un effet sur la santé et, enfin, les paramètres qui ne sont pas en relation directe avec le risque sanitaire, mais qui peuvent influencer l'acceptabilité de l'eau par l'utilisateur ou constituent des indicateurs d'efficacité technologique importants.

En elle-même, l'existence des règles n'est pas suffisante, et il faut pouvoir s'assurer qu'elles sont efficacement appliquées. L'organisation du suivi de qualité de l'eau est donc un point essentiel de la gestion technique et sanitaire. Ce suivi comprend la surveillance ou l'autosurveillance que doit mettre en place le producteur-distributeur d'eau et le contrôle sanitaire exercé par l'autorité sanitaire. En France, ce dernier repose sur la visite régulière des installations et sur la réalisation d'un programme de prélèvements soumis à analyses dans des laboratoires agréés. L'ampleur du programme de contrôle sanitaire est liée à la taille des installations, à l'importance de la population desservie, mais aussi à la qualité habituelle de l'eau et au degré de sûreté des installations. Au vu des résultats des visites et des analyses, une interprétation sanitaire de la situation est réalisée et, si nécessaire, des décisions sont prises pour corriger des situations de non-conformité. Les mesures doivent être en relation avec le degré de gravité du problème sanitaire, car l'arrêt d'une distribution d'eau peut générer plus de risques sanitaires directs ou indirects pour la population que ceux liés aux difficultés initiales. Aussi, outre l'arrêt de la distribution, on peut interdire la consommation pour tous ou seulement limiter certains usages ou, encore, indiquer l'existence d'une difficulté sans qu'il y ait restriction d'usage.

De plus en plus, les moyens informatiques permettent de traiter les données recueillies lors du suivi et de procéder à l'élaboration de bilans de qualité portant sur de nombreuses unités de distribution ou sur de longues périodes, ce qui permet de déterminer les évolutions lentes, de

définir des priorités dans les programmes d'amélioration et dans les contrôles, mais aussi d'évaluer l'efficacité des actions de correction mises en œuvre. Le public doit être informé de l'ensemble de ces éléments.

2.5 Gestion sanitaire - surveillance épidémiologique

Si les bilans du contrôle de la qualité des eaux traduisent des niveaux de protection globalement satisfaisants, ils permettent cependant de reconnaître des problèmes sporadiques ou chroniques de pollution microbiologique ou chimique. Ainsi, pour près de 8 % des unités de distribution françaises desservant plus de 5000 habitants (alimentant les deux tiers de la population française), le contrôle sanitaire a enregistré au cours des années 1991, 1992 et 1993 des situations de non-conformité de la qualité bactériologique de l'eau nécessitant une amélioration de la situation (DGS, 1996). Le souci constant d'améliorer la protection sanitaire, notamment des populations les plus sensibles, et de mieux maîtriser les risques, d'une part, et l'amélioration des connaissances, d'autre part, conduisent à s'interroger sur les risques sanitaires persistants ou susceptibles d'émerger du fait de la transformation de l'environnement. Malheureusement, parallèlement à des données profuses sur la qualité de l'eau, celles concernant la morbidité liée aux divers usages de l'eau distribuée sont très variables d'un pays à l'autre et restent très fragmentaires en France. Quelques données épidémiologiques recueillies dans divers pays et leur mise en perspective, et quelques pistes suggérées par la littérature pour améliorer la connaissance des risques sont présentées ci-après pour illustrer ce contexte.

Les données issues du recensement des pollutions accidentelles des eaux de distribution effectué auprès des directions départementales des affaires sanitaires et sociales (DDASS) françaises entre 1986 et 1988 (Mansotte et coll., 1991) ont montré que, sur 187 événements recensés, 8 documentent des effets sanitaires observés auprès de 630 personnes, dont une est décédée. Il s'agit de 6 accidents de gastro-entérites (529 cas), d'une épidémie de légionellose (7 cas) et, pour le dernier, d'une intoxication par le monoéthylène glycol (94 cas).

Les épisodes épidémiques de gastro-entérites (GE) liés à l'eau de distribution sont rarement documentés en France: plus de 1000 cas de GE dus à un rotavirus dans la vallée de La Mauldre en 1981, 40 cas de salmonelloses dans l'Isère en 1988 (Potelon et coll., 1989). La mise en place d'une surveillance active, en 1979 et 1980, dans le département de Meurthe et Moselle, a permis de déceler 5 épidémies de GE ayant touché plus de 1000 personnes et dont l'origine hydrique est vraisemblable (Collin et coll., 1981).

Une étude prospective conduite dans une population de 29 272 personnes desservies par une eau non désinfectée étudia les risques digestifs liés à la non-conformité bactériologique de l'eau distribuée. Elle a mis en évidence un risque relatif de 3,5 de survenue de maladies digestives pour une population exposée à une eau non conforme par rapport à une population exposée à une eau conforme (Ferley et coll., 1986). Une seconde étude, menée chez des élèves du cycle primaire, visait à comparer l'absentéisme scolaire pour cause de GE dans des villages alimentés en eau non désinfectée, car présentant naturellement une bonne qualité bactériologique, et dans des villages dont la qualité bactériologique de la ressource nécessitait une chloration de l'eau avant distribution. L'incidence brute des GE était 1,4 fois plus élevée (IC 95 %: 1,30-1,40) parmi les enfants buvant de l'eau traitée (Zmirou et coll., 1987).

Ces études confirment qu'en l'absence d'un recueil actif des cas seuls les épisodes les plus aigus sont observés, sans que la part qu'ils représentent de la totalité des cas de GE associés à l'eau soit connue. Elles indiquent également que la chloration de l'eau avant distribution laisse subsister un risque résiduel de GE.

La part des GE attribuable à l'eau dans l'ensemble des cas de GE n'est pas connue. Une étude française cas-témoins à visée étiologique générale concernant les diarrhées aiguës estivales et utilisant des indicateurs assez frustes d'exposition hydrique n'a pas permis d'estimer le risque attribuable, suggérant que celui-ci doit rester marginal à côté d'autres facteurs de risques identifiés (Yazpandanah et coll., 2000).

Schwartz et coll. (1997) ont réalisé une étude sur l'association, à l'échelle quotidienne, entre des mesures de turbidité de l'eau de distribution publique, d'une part, et les visites au service des urgences et les hospitalisations pour GE à l'hôpi-

tal pédiatrique de Philadelphie (USA) d'autre part, pendant des périodes de plusieurs mois (années 1990). Le contrôle des facteurs de confusion portait sur la tendance temporelle, les cycles saisonniers et la température ambiante. Un accroissement interquartile des niveaux de turbidité s'accompagne d'une augmentation de 9,9 % (IC: 2,9-17,3 %) des visites d'urgence pour les enfants de 3 ans et plus, avec un décalage de 4 jours. Pour ceux de 2 ans et moins, l'association est retrouvée avec un décalage de 10 jours (accroissement de 5,9 %, IC: 0,2-12 %). Pour les admissions, des résultats semblables sont trouvés: pour les enfants de plus de 2 ans, 31,1 % d'accroissement (IC: 10,8-55 %) avec décalage de 5-6 jours; pour les enfants plus jeunes, l'augmentation d'admissions est de 13,1 % (IC: 3,0-24,3 %) avec 13 jours de décalage. Ces associations se manifestent pour des eaux filtrées conformes aux standards fédéraux de qualité d'eau.

Aux États-Unis, les CDC et l'EPA animent, à travers les États volontaires, un système de surveillance des épisodes d'affections liées à l'eau. Les données de ce système témoignent de l'évolution du profil des épisodes infectieux dus à l'eau au cours des dernières décennies. La revue des épisodes déclarés pendant les années 1991, 1992, 1993 et 1994 (Moore et coll., 1993; Kramer et coll., 1996; Levy et coll., 1998) montre que l'agent étiologique responsable n'a été trouvé que dans 56 % de ces épisodes, sans doute parce que les techniques performantes de recherche de virus et de parasites dans les selles ne se sont développées que récemment. Pourtant, les agents étiologiques identifiés sont des parasites tels que *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium sp.* dans la moitié des cas. De plus, les auteurs pensent que les épisodes dus aux *Cryptosporidium sp.* sont certainement très sous-estimés. Ces données suggèrent que la chloration utilisée comme seul procédé de désinfection laisse subsister un risque infectieux dû à la présence, dans certaines ressources, de microorganismes pathogènes résistant au chlore tel qu'il est mis en œuvre actuellement.

D'ailleurs, en 1993, la plus grande épidémie de GE jamais observée (403 000 cas), survenue à Milwaukee, a confirmé l'importance du rôle joué par les *Cryptosporidium sp.* dans l'étiologie des GE liée à l'eau et montré que des unités de distribution de grande taille pouvaient être concernées, même lorsque les indicateurs de qualité

bactériologique donnent des résultats satisfaisants au cours du contrôle sanitaire (MacKenzie et coll., 1994). Ensuite, une épidémie de cryptosporidiose survenue à Las Vegas en 1994 a montré que seule une recherche active de cas permet de mesurer la diffusion de cette épidémie et son impact (ampleur et gravité particulière avec un taux d'attaque de 9,7 % et de nombreux décès) dans une population immunodéprimée, infectée par le VIH (Roefler et coll., 1996).

Enfin, globalement, des études québécoises attribuent à l'eau du robinet plus de 30 % des cas de GE observés en dehors des épidémies dans une population alimentée par de l'eau conforme aux normes bactériologiques (Payment et coll., 1991).

Ces constats soulèvent trois questions

- Premièrement, c'est celle, débattue depuis un certain nombre d'années, de la *pertinence des indicateurs de qualité microbiologique* actuellement utilisés par le contrôle sanitaire: dénombrement des germes témoins de contamination fécale. Si cette question n'a pas encore été résolue, c'est que la détection des microorganismes pathogènes eux-mêmes est complexe et coûteuse et que les autres indicateurs microbiens ou physicochimiques (turbidité) envisageables ont eux aussi leurs limites.
- Deuxièmement, c'est celle de la *signification des concentrations en microorganismes* tels que virus ou protozoaires, notamment des plus faibles, au regard du risque sanitaire dans la population générale, mais aussi dans les populations sensibles telles que les immunodéprimés, en admettant que la mesure de ces concentrations ou leur estimation par des indicateurs plus appropriés soit réalisée.
- Troisièmement, qu'en est-il exactement de la *contamination microbiologique des eaux distribuées* en fonction des différentes eaux brutes sollicitées, de leur vulnérabilité et des filières de traitement ?

Des travaux engagés récemment en France concernant l'évaluation des risques dus à la qualité microbienne de l'eau potable amèneront des éléments importants pour contribuer à la résolution de ces questions (Zmirou et coll., 1987; Gofti et coll., 1999); d'autres études seront nécessaires. Cependant, des recomman-

dations en direction des populations les plus sensibles sont d'ores et déjà délivrées et doivent continuer de l'être (USPHS/IDSA, 1995; DGS-CSHPF, 1997).

2.6 Quelques exemples actuels de risques

L'arsenic dans les eaux de distribution

L'arsenic est un métalloïde classé dans le groupe 1, «espèce cancérigène pour l'homme», par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC). L'arsenic est considéré, par plusieurs auteurs (Morris, 1995; Cantor, 1997), comme le principal agent cancérigène pouvant contaminer des ressources en eau, devant les sous-produits de la chloration, l'amiante, le radon et les contaminants d'origine agricole.

L'arsenic a été en France, ces dernières années, à l'origine de plusieurs cas documentés de contamination hydrique. Dans le canton de Ferrette (Haut-Rhin), plusieurs ressources en eau se sont révélées contaminées à des teneurs moyennes situées entre 50 et 300 µ/L (Helynck et Ledrans, 1998). L'étude du contexte géologique et industriel local a permis de conclure à l'origine naturelle de la contamination.

La concentration maximale acceptable (CMA) en arsenic dans l'eau de consommation est fixée à 50 µg/L et la limite de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, à 100 µ/L en France.

Compte tenu des connaissances épidémiologiques acquises récemment dans plusieurs régions du monde sur les risques de cancers cutanés ou autres (poumon, foie, vessie, rein) liés à une exposition à de l'arsenic d'origine hydrique, la CMA ne garantit pas le niveau de protection jugé habituellement acceptable pour les substances cancérigènes (Guo et coll., 1997). En utilisant des modèles maximalistes d'évaluation de risques mis au point par l'EPA, une consommation quotidienne «vie entière» de 2 litres d'eau à 50 µg/L d'arsenic est, notamment, associée à un excès de risque de survenue de cancers cutanés de 3 pour 1000 (Levine et coll., 1998). Ces données ont conduit l'OMS à baisser, en 1993, la valeur guide concernant l'arsenic dans l'eau de consommation de 50 à 10 µg/L. La CMA a été récemment abaissée à cette valeur dans tous les pays de l'Union

européenne (1998); de même, la CMA provisoire de 25 µg/L au Québec est en cours de révision et, aux USA, l'EPA a retenu une concentration de 10 µg/L.

L'évolution des connaissances épidémiologiques et l'observation de contaminations d'origine le plus souvent naturelle pose la question de l'impact sanitaire potentiel de la présence de ce contaminant dans les eaux distribuées en France. L'estimation des expositions est le point crucial de cette démarche. En effet, la connaissance des doses ingérées, qui passe par celle des niveaux de contamination des sources et de leur historique, d'une part, et des habitudes de consommation des personnes exposées, d'autre part, reste insuffisante et nécessite des recherches.

Le plomb dans les eaux de distribution

Le risque saturnin d'origine hydrique est connu depuis longtemps dans les régions où l'eau est particulièrement agressive et où subsistent encore des canalisations en plomb pour la distribution de l'eau potable. Des études menées en Grande-Bretagne ont montré qu'il existe une relation curvilinéaire entre le plomb dans l'eau et la plombémie des populations exposées (Quinn et Sherlock, 1990). En France, la situation des Vosges, qui tire en partie sa ressource en eau de formations granitiques et gréseuses, a fait l'objet d'attention particulière; des cas de saturnisme hydrique y ont été détectés chez l'adulte et, plus particulièrement, chez la personne âgée, dès 1974 (Duc et coll., 1983). Ces découvertes ont d'ailleurs incité les collectivités concernées à traiter l'agressivité naturelle des eaux afin de limiter les phénomènes de dissolution du plomb.

Des travaux menés pendant ces deux dernières décennies ont montré que les enfants constituaient une cible privilégiée pour le plomb pour trois raisons: 1) leur exposition est plus importante que pour les adultes (exploration orale de leur environnement, habitude mains-bouche, jeux au contact du sol, part hydrique de l'alimentation), 2) ils ont une absorption gastro-intestinale plus importante que l'adulte, et 3) leur susceptibilité aux effets toxiques est plus grande que celle de l'adulte. Les effets provoqués par une exposition chronique au plomb, même à de faibles doses, sont irréversibles; ils peuvent commencer dès le développement intra-utérin et se traduisent par une altération du développement staturo-

pondéral, psychomoteur et intellectuel (Duggan et Inskip, 1985).

En France, suite à la baisse généralisée de l'utilisation de supercarburants depuis les années 1980 et à d'autres progrès technologiques, l'apport de plomb par la voie atmosphérique et par l'alimentation a décliné (INSERM, 1999), laissant au plomb d'origine hydrique une part de plus en plus grande dans l'exposition de la population générale, et des enfants en particulier.

C'est dans les Vosges qu'une première étude de dépistage du saturnisme hydrique chez l'enfant a été menée en 1992. Elle a montré que, dans une population d'enfants exposés à un risque hydrique, plus du quart présentait une plombémie supérieure à 150 µg/L et qu'une concentration supérieure à 50 µg/L dans l'eau du robinet est corrélée avec une plombémie supérieure à 150 µg/L.

Une étude transversale multicentrique menée dans toutes les régions de France a montré que la plombémie moyenne des enfants de un à six ans était corrélée à des facteurs individuels déjà connus et, après ajustement sur ces derniers, à deux facteurs environnementaux déterminants, un habitat construit avant 1948 et la consommation d'eau du robinet. L'antériorité de l'habitat à 1948 est une mesure indirecte de l'exposition des enfants à la céruse (sel de plomb) contenue dans les peintures largement utilisées dans les bâtiments jusqu'à cette date. La présence de peinture au plomb dans le logement, surtout lorsque ce dernier est dégradé ou fait l'objet de rénovations, est un facteur de risque de l'intoxication connu en France depuis 1986 (INSERM-RNSP, 1998).

C'est pour tenir compte de la sensibilité particulière des enfants que l'OMS préconise d'abaisser la concentration maximale admissible de plomb dans l'eau à 10 µg/L alors qu'elle se situe actuellement à 50 µg/L en France et dans toute l'Union européenne. En l'état actuel des connaissances, seul le remplacement des canalisations en plomb dans les réseaux publics et privés, présentes dans 40 % des installations de distribution françaises, pourrait permettre de garantir constamment le maintien de cette limite. Reprenant la recommandation de l'OMS, l'Union européenne fixe comme objectif aux États membres le respect des 10 µg/L en 2013, avec un seuil intermédiaire de 25 µg/L à atteindre en 2003 (UE, 1998).

Le plomb est exemplaire des enjeux actuels en santé environnementale. Au début du siècle, c'est le risque professionnel qui fut en cause, et le saturnisme fut la première maladie professionnellement reconnue. Par la suite, c'est le saturnisme hydrique chez la personne âgée qui fut l'objet d'attention, et ce n'est que depuis quelques années que la connaissance des effets insidieux du plomb chez le jeune enfant progresse grâce à des études épidémiologiques d'envergure. Ceci montre la nécessité d'appliquer une stratégie globale de réduction des risques en termes de populations exposées et de voies d'exposition quand un toxique s'avère ubiquitaire et délétère à des doses jusque-là réputées faibles. Ainsi, tous les efforts actuels et à venir pour réduire l'exposition au plomb de la population par l'air ou par l'eau de distribution trouveraient leurs limites, si des objectifs aussi ambitieux n'étaient pas fixés pour réduire l'exposition des jeunes enfants au plomb présent dans les peintures de leur logement ou disséminé dans leur environnement par des sources industrielles.

**Les sous-produits de désinfection:
de faibles risques pour des populations
largement exposées**

Même si le chlore est utilisé depuis plus d'un siècle, ses effets secondaires n'ont été découverts que récemment. En particulier, la production de sous-produits de la chloration a été démontrée dans les années 1970 et, depuis 25 ans, de nombreux autres sous-produits de la chloration ont été mis en évidence en dehors des trihalométhanes, par exemple, les acides acétiques halogénés, les acétonitriles, les aldéhydes, etc. (Melnick et coll., 1997; Cantor et coll., 1998). De plus en plus, l'évaluation des risques associés aux sous-produits de la chloration doit être considérée dans son ensemble afin d'estimer le risque global associé à ces contaminants et non le risque lié à une ou deux substances, comme cela a été fait précédemment pour les trihalométhanes. Le chloroforme, qui était considéré comme l'indicateur de la toxicité des trihalométhanes, et de façon générale de la toxicité des sous-produits de la chloration, est de moins en moins l'indicateur le plus intéressant. D'autres composés toxiques, comme les composés bromés ou les acides acétiques halogénés vont probablement devenir des indicateurs plus importants de risque can-

cérogène. Le risque cancérogène des sous-produits de la chloration a été mis en évidence d'abord chez les animaux et ensuite chez l'homme. Même si les résultats ne concordent pas tout-à-fait (sites des différents cancers en particulier), il est évident que plusieurs des contaminants observés sont des cancérogènes avérés chez l'animal. Chez l'homme, de nombreuses études épidémiologiques ont été effectuées et, dans l'ensemble, certains excès de risque de cancer ont été observés, particulièrement de cancer de la vessie qui a été détecté le plus fréquemment (King et Marret, 1996; Cantor et coll., 1998). En dehors du cancer, on doit considérer les troubles de la reproduction (bébés de petits poids, malformations congénitales) qui semblent associés à l'exposition à l'eau chlorée, bien que le lien de causalité n'ait pas encore été mis en évidence (Reif et coll., 1996).

Même si la chloration est possiblement associée à la formation de produits cancérogènes, particulièrement dans les eaux riches en matières organiques, l'utilisation d'autres types de désinfectants tels que l'ozone ou le bioxyde de chlore peut aussi être associée à divers sous-produits qui ne sont pas sans toxicité. L'évaluation du choix d'un nouveau désinfectant doit donc être faite de façon judicieuse, en tenant compte des connaissances très inégales de la nocivité des divers désinfectants utilisés. Actuellement, les sous-produits de l'ozone sont encore mal caractérisés et donc peu surveillés; par contre, ils sont à l'étude. De façon générale, on peut dire que les risques de cancérogenèse et de troubles de la reproduction associés à l'utilisation de l'eau chlorée sont possibles. Ils doivent être pris en considération, après avoir atteint les objectifs de qualité microbiologique de l'eau potable. Mais il ne serait pas justifié d'augmenter le risque infectieux pour réduire un risque chimique encore hypothétique. Actuellement, au Canada, seuls les trihalométhanes sont considérés comme sous-produits de la désinfection dans les recommandations de la qualité de l'eau potable; la CMA provisoire pour les trihalométhanes totaux est de 100 µg/L (Santé Canada, 1996). Il est possible qu'elle soit réduite dans les années à venir. Cependant, de plus en plus, la prise en compte d'autres sous-produits de la chloration ou d'autres types de désinfectants pourra diminuer l'importance et la pertinence des trihalométhanes comme indica-

teurs de toxicité des sous-produits de la chloration.

La concentration de ces sous-produits dans l'eau distribuée dépend de nombreux facteurs et, notamment, de la teneur en composés organiques précurseurs dans l'eau brute et de la filière de traitement mise en œuvre avant la désinfection. L'OMS a fixé des valeurs guides pour les trihalométhanes et les bromates. Les préoccupations sanitaires qui font jour ne sauraient remettre en cause l'utilité des procédés de désinfection. Elles doivent conduire à rechercher des traitements les plus performants possibles pour éliminer au mieux les composés précurseurs.

Cryptosporidiose et eau de distribution publique

La cryptosporidiose est une infection d'importance médicale et vétérinaire qui affecte les systèmes digestif et respiratoire de l'homme et de certains animaux. On retrouve *Cryptosporidium sp.* chez les oiseaux, les rongeurs, les animaux de ferme ou domestiques. Les réservoirs principaux sont l'homme, les bovins, les moutons et plusieurs animaux domestiques incluant le chien et le chat. La maladie se traduit par une diarrhée abondante et liquide, précédée de vomissements et d'anorexie, accompagnée de crampes abdominales et de malaises. Les symptômes disparaissent en moins de 30 jours chez les individus immunocompétents, mais l'infection peut être fatale chez les sidéens et les personnes immunodéficientes. Le diagnostic se fait par mise en évidence des trophozoïtes ou des kystes dans les selles. La prévalence dans les pays industrialisés est de moins de 1 à 4,5 % alors qu'elle est de 3 à 20 % dans les pays en voie de développement. Ce sont les très jeunes enfants, les voyageurs, les homosexuels et les personnes en contact avec les animaux qui seraient les plus sensibles. Les modes de transmission sont la voie fécale-orale, la transmission interhumaine, de l'animal à l'homme, et hydrique. Des éclosions ont été rapportées dans des garderies et plusieurs d'origine hydrique (eau de consommation, eaux de baignade) ont été rapportées, l'une impliquant plusieurs centaines de milliers de personnes. Les oocystes libérés dans l'environnement sont non seulement extrêmement résistants à l'inactivation naturelle, mais aussi à la désinfection par le chlore. La filtration, c'est-à-dire l'élimination physique, reste le meilleur moyen

de réduire les risques pour la santé. (Rose, 1997; Krishnan et coll., 1997; Teunis et coll., 1997).

Lorsque la filière de traitement ne dispose pas d'une étape de filtration donnant toute garantie d'efficacité, la contamination de l'eau de distribution publique peut être la source d'épidémies très importantes comme l'a révélé l'épidémie de cryptosporidiose à Milwaukee au printemps 1993. Dans cette ville, plus de 400 000 personnes ont été atteintes de gastro-entérite aiguë, la plupart dues à *Cryptosporidium parvum*, retrouvé dans de la glace fabriquée au moment où l'eau était contaminée. La contamination résultait d'une forte charge de la ressource, liée à des pluies importantes ayant lessivé les champs, et à une insuffisance du traitement de filtration (changement de coagulant) (Hoxie et coll., 1997).

La légionellose: une maladie liée aux eaux chaudes sanitaires

Les légionelloses sont des infections provoquées par des bactéries du genre *Legionella* comprenant 39 espèces et plus de 50 sérogroupes; *Legionella pneumophila* est l'espèce la plus fréquemment rencontrée en pathologie humaine (plus de 95 % des cas) et plus spécifiquement *L. pneumophila 1*, responsable de près de 90 % des infections dues à cette espèce (Anonyme, 1997). Les autres espèces ont été isolées principalement chez des personnes immunodéprimées.

On distingue deux tableaux cliniques distincts: la maladie des légionnaires et la fièvre de Pontiac. Ces deux affections sont initialement caractérisées par une asthénie, une hyperthermie (40 °C), des myalgies et des céphalées.

- La maladie des légionnaires, forme la plus grave de la maladie, se caractérise habituellement par une toux, une pneumonie avec radiographie pulmonaire montrant des infiltrations hétérogènes, et parfois une insuffisance respiratoire. La létalité peut atteindre 40 % des malades hospitalisés.
- La fièvre de Pontiac présente une allure de syndrome grippal, sans pneumonie, et la guérison est habituellement spontanée en quelques jours.

La proportion des légionelloses dans les pneumopathies communautaires varie de 0,5 à 5 %. Le nombre de cas diagnostiqués en France en 1995 était de 530. Le nombre réel est estimé

entre 2000 et 3000 cas, soit entre 3,4 et 5,1 pour 100 000 habitants. Parmi les sources de contamination incriminées dans les épidémies, les circuits d'eau chaude sanitaire (douches, Jacuzzi^{MD}) représentent la cause la plus fréquente avant les systèmes de climatisation. Depuis 1997, une amélioration de la surveillance épidémiologique des légionelloses est engagée en France, avec un effort portant sur l'identification des sources, dans le but d'adapter les mesures de prévention (Decludt et coll., 1999).

La surveillance repose sur des mesures préventives et curatives dans les installations à risque susceptibles d'exposer les personnes à des aérosols d'eau contaminée (particules inférieures à 5 µm). Dans les réseaux d'eau chaude sanitaire, le maintien d'une température en tout point (nécessité d'un bouclage pour les grands réseaux) supérieure à 50, voire 55 °C, est la mesure de loin la plus efficace, avec la suppression des bras morts, la désinfection et le détartage des points de distribution (pompeaux de douche), la maintenance et la surveillance des installations avec, si nécessaire, des désinfections chocs périodiques (thermique ou chimique). Dans les tours aéroréfrigérantes, il convient de vérifier la contamination de l'eau en circulation et de mettre en place des dispositifs pare-goutelettes afin de limiter la production d'aérosols contaminants pour les ouvriers ou le grand public susceptible d'être atteint par un panache.

3. EAUX DE LOISIRS

3.1 Introduction

À côté des usages dictés par l'alimentation et l'hygiène, l'eau est utilisée depuis des millénaires à des fins récréatives. Les activités ludiques et sportives en rapport avec l'eau sont nombreuses et variées. La baignade est largement répandue; au delà de sa fonction récréative, elle joue un rôle social important, car elle peut être pratiquée à tous les âges de la vie, elle ne nécessite pas de conditions physiques particulières, mais, au contraire, peut être recommandée aux personnes souffrant de handicaps et aux femmes enceintes, voire aux bébés; enfin, c'est une activité accessible au plus grand nombre. L'eau est aussi le terrain de véritables activités sportives permettant le développement et l'équilibre physique des pratiquants; au premier rang de ces

sports figure la natation sous ses formes les plus diverses, mais aussi la plongée, la planche à voile, le surf, le canoë et le ski nautique. Ces dernières années ont vu un regain d'intérêt pour les sports aquatiques, et de nouvelles pratiques sont apparues: rafting, canyoning, hydrospeed, bodysurf, etc.

Si l'utilisation de l'eau à des fins récréatives est source de bienfaits et si la pratique de sports aquatiques tels que la natation est à juste titre encouragée chez les enfants, notamment dans le cadre scolaire, ces activités présentent cependant des risques divers, liés ou non à la qualité de l'eau.

Comme dans tous les compartiments de la santé environnementale, l'enjeu est de maîtriser ces risques pour qu'au fur et à mesure que se développent des activités aquatiques au sein de la population; le rapport entre leurs effets bénéfiques et adverses évolue toujours en faveur des premiers. Maîtriser ces risques, c'est les analyser pour mettre en place des mesures de prévention adaptées, à l'intérieur d'un processus dynamique d'évaluation et de gestion.

Parmi les dangers qui guettent le baigneur, le sportif ou, d'une manière générale, le public qui fréquente les sites aquatiques, les accidents et les traumatismes sont les plus connus, mais les dangers environnementaux interviennent aussi, du fait d'agents biologiques, chimiques ou physiques (bruit, radiations).

Pour chacune des activités mentionnées ci-dessus, les milieux impliqués et les expositions aux différents agents qui les caractérisent sont variés. Par définition, le contact avec l'eau est un dénominateur commun à l'ensemble des activités. Cependant, les modes de contact (cutané, ingestion, inhalation) et leur intensité diffèrent suivant l'activité, l'installation du site, l'équipement du pratiquant et son degré de compétence vis-à-vis de l'activité en cause.

Au cours de ces activités, le contact avec les autres milieux peut présenter des risques particuliers: ainsi, les sols environnants (plages, berges) à pollutions spécifiques qui sont utilisés non seulement pour un accès à l'eau, mais aussi, dans certains cas, pour la détente et le repos. La qualité de l'air ambiant des sites aquatiques fermés est conditionnée par la nature des installations: traitement des eaux des bassins artificiels, traitement et renouvellement de l'air des locaux. Enfin, la fréquentation des sites de baignades ou

de sports nautiques favorise souvent une exposition excessive aux radiations solaires.

Les sites où se pratiquent ces activités peuvent être classés en deux catégories au regard des dangers qu'ils présentent et des mesures de prévention.

- Les sites naturels, regroupés sous le terme générique de **baignades**, peuvent faire l'objet d'aménagements particuliers en vue d'accueillir du public, mais l'eau n'y est pas traitée. La qualité de l'eau est assurée par la qualité initiale du milieu naturel et le renouvellement constant de l'eau au niveau des zones de baignades. Ils se répartissent eux-mêmes en deux sous-groupes :
 - les baignades en eau de mer, qui s'agrémentent souvent de plages très fréquentées, l'été; la qualité de l'eau et des plages dépend, en dehors des rejets polluants et de la fréquentation, des phénomènes de marée dont l'amplitude varie suivant la région littorale et le moment de l'année;
 - les baignades en eau douce, qui présentent une grande variété de sites comme les rivières, les torrents, les retenues naturelles (lacs) ou artificielles (étangs, gravières, barrages-réservoirs).
- Les établissements comportant un ou plusieurs bassins artificiels sont regroupés sous le terme générique de **piscines**. La qualité de l'eau est assurée par la mise en œuvre en continu d'un certain nombre de traitements, dont la désinfection. Ils connaissent depuis ces 20 dernières années un important développement, avec l'apparition des parcs aquatiques assurant parfois l'hébergement, dans lesquels le public dispose d'activités nautiques et ludiques très variées, par l'intermédiaire de multiples équipements: bassins classiques, à vagues, bains bouillonnants, rivières artificielles, toboggans, etc. Ils se caractérisent par une grande complexité des circulations et des traitements d'eau, ainsi que du traitement de l'air ambiant, et par une capacité d'accueil supérieure aux établissements de natation classiques. À l'opposé se sont multipliés les petits bassins de natation annexés à une activité principale (hôtellerie, salle de sports, clubs) qui souffrent souvent de difficultés de gestion.

Il existe des installations dont le classement dans l'une ou l'autre catégorie est difficile et dont la gestion pose problème. Ils consistent en l'aménagement de bassins artificiels alimentés en continu par un cours d'eau, sans circulation de l'eau et sans traitement de désinfection. Ce ne sont donc pas des piscines, bien qu'ils s'y apparentent par la taille, et le débit qui les alimente n'est pas toujours suffisant pour assurer un renouvellement d'eau adéquat en regard des fréquentations.

3.2 Piscines

Généralités

Selon les critères d'usages et de taille, les piscines ont une vocation familiale, collective (piscines «publiques»), médicale ou thermale. Seront envisagées essentiellement ici les piscines ouvertes au public qui, en France, sont les seules soumises à réglementation. Ce sont des établissements généralement couverts, comportant un ou plusieurs bassins permettant bain, natation ou activités apparentées dans une eau désinfectée à une température de l'ordre de 28 °C, et des installations collectives annexes (vestiaires, sanitaires, plages). En termes de conception, de fonctionnement et de surveillance/contrôle, ces établissements réglementés sont assez bien maîtrisés aux plans technique et sanitaire. La qualité de l'eau y est, certes, essentielle, mais ils constituent un tout en hygiène publique: eau, bassins, sols, air, annexes. Ils se caractérisent par des circuits à respecter (vestiaires, sanitaires, douches, pédiluves) et distincts pour baigneurs et non-baigneurs, par des pédiluves désinfectants avant l'accès au(x) bassin(s), par des annexes (sanitaires, vestiaires, douches) de capacité adaptée à la fréquentation potentielle, et par des matériaux, notamment de sols, d'entretien facile et assurant un compromis entre les exigences d'hygiène et de sécurité.

Indépendamment de l'entretien des sols, des plages et annexes et des parois des bassins, du maintien de la qualité de l'air de l'établissement (compromis à trouver entre renouvellement d'air et économie d'énergie) et de la qualité de l'eau des pédiluves, le traitement de l'eau recyclée et son renouvellement partiel constituent des processus essentiels. Le recyclage se fait par divers systèmes de circulation: hydraulique classique avec reprise de l'eau par le fond,

hydraulicité inversée, avec reprise de l'eau en surface (dans le but d'éliminer en priorité le film superficiel, *a priori* le plus contaminé) et hydraulicité mixte avec reprise de l'eau en surface (par des goulottes) et au fond, la plus satisfaisante, qui allie les avantages des deux systèmes précédents. Le débit du recyclage est évidemment fonction de la fréquentation des bassins. Le traitement de l'eau recyclée comporte des étapes successives de (pré)filtration et de désinfection. La première, rigoureusement indispensable, est ou non associée à une floculation (sulfate d'alumine) selon la nature du support utilisé (sable, diatomite), opération qui facilite la dépollution de l'eau et la filtration. Celle-ci est indispensable à la sécurité sanitaire, car elle améliore la limpidité de l'eau et la désinfection ultérieure, tout en limitant l'utilisation de désinfectant et la formation de sous-produits de désinfection. Cette dernière recourt à divers procédés agréés par l'autorité sanitaire. Le désinfectant le plus utilisé est le chlore sous diverses formes (chlore gazeux, eau de Javel surtout, hypochlorite de calcium, chloro-cyanurates). On utilise moins souvent le brome (brome liquide, bromo-cyanurates), l'ozone (dénué d'effet rémanent, donc associé à une désinfection d'appoint) et des désinfectants rémanents telles des guanidines (Baquacil); le procédé cuivre-argent a été aussi préconisé, mais avec un moindre succès. Ces désinfectants doivent être utilisés dans des conditions bien précises, notamment de concentration et de pH. Le chlore présente bien des avantages techniques et économiques, mais a l'inconvénient de produire, surtout si le traitement est mal géré, des sous-produits minéraux (chloramines) et organiques (haloformes) peu ou pas désinfectants, volatils et irritants, qui affectent la qualité de l'air de la piscine et le confort des usagers. Enfin, le renouvellement partiel de l'eau se fait au jour le jour par un volume d'eau indexé au nombre d'usagers du bassin (30 L/baigneur/jour, en France); une vidange totale de l'eau du bassin, avec nettoyage complet, doit intervenir au moins deux fois par an.

Les bains bouillonnants (spas ou Jacuzzi^{MD}), destinés à la relaxation ou au massage, se caractérisent par une circulation rapide de l'eau sous pression, avec un générateur d'air puisé et une température plus élevée de l'eau (-37 °C). Le maintien d'une concentration

adéquate et stable de désinfectant est très difficile et il en résulte des risques microbiens particuliers (*Legionella sp.*, *Pseudomonas sp.*). Les grands centres aquatiques à vocation ludique sont aussi difficiles à gérer et vulnérables au plan sanitaire. Dans les deux cas, la législation classique est mal adaptée aux risques correspondants et mérite une attention particulière.

Évaluation du risque sanitaire

Identification des dangers, probabilité de survenue et conditions d'exposition

Trois catégories de dangers, d'importance inégale, sont décelées. Les dangers d'ordre «physique» sont relatifs à des accidents et traumatismes divers (chutes, accidents de plongée, noyade); des accidents mortels récents, en France, ont mis en cause les grilles du dispositif d'aspiration de l'eau recyclée en fond de bassin. Des dangers d'ordre «chimique» sont souvent relatés à propos des désinfectants et sous-produits (chloramines [trichloramine volatile] et bromamines ou haloformes volatils [chloroforme, bromoforme]). Ces sous-produits, passant en phase atmosphérique et témoins d'une gestion imparfaite des bassins, produisent des odeurs et des irritations oculaires, respiratoires et cutanéomuqueuses que ressentent les usagers et les professionnels des piscines. Le danger «biologique», enfin, est sans doute celui auquel les hygiénistes prêtent le plus d'attention, bien qu'il soit, en général, relativement bénin. Il s'agit, avant tout, d'affections cutanées transmises plus par contact avec le sol ou certaines surfaces contaminées qu'avec l'eau. Ce sont d'abord des mycoses à dermatophytes (pied d'athlète), avec épaissement de la couche cornée, fissurations et atteintes de l'ongle, affectant plutôt l'adulte, ou des candidoses; la croissance des fungi est favorisée par l'ambiance chaude et humide (plages et sols des vestiaires). Les verrues plantaires ou palmaires sont également fréquentes et touchent plutôt les enfants; causées par des papillomavirus très contagieux, elles sont transmises par les sols ou par contact interhumain et favorisées par le ramollissement de la peau et un assèchement insuffisant. D'autres affections cutanées sont moins fréquentes: *Molluscum contagiosum*, dû à un poxvirus, affecte surtout les enfants par des papules à la ceinture pelvienne et est associé à l'échange des serviettes; le granulome des

piscines, dû à des mycobactéries non tuberculeuses, localisé au coude ou au genou, transmis par l'eau; des dermatites à *Pseudomonas aeruginosa*. Des affections oculaires, de type conjonctivite, sont à rattacher à des adenovirus ou à des chlamydiées. Les affections ORL fréquentes se révèlent à l'occasion du bain (courants d'air, fatigue) chez des sujets hébergeant des microorganismes pathogènes: otites externes à *Pseudomonas aeruginosa*, rhinites, rhino-pharyngites, sinusites, angines bactériennes (staphylocoque, streptocoque, *Pseudomonas sp.*) ou virales (adénovirus). Les affections digestives parasitaires (anguillulose, giardiase) ou virales (hépatite) sont très rares. Sont heureusement rarissimes, car gravissimes, les méningites à virus (adénovirus) ou à protozoaires (méningo-encéphalite amibienne primitive [MEAP]) du groupe des amibes libres (*Naegleria fowleri*); la MEAP est plus fréquemment liée aux bains en étang, en rivière ou en lac qu'aux piscines où elle a été parfois décrite chez des sujets jeunes fréquentant des bassins très mal gérés. Certaines affections sont plus particulièrement liées aux «nouveaux bains» (spas et consorts), dues à *Pseudomonas aeruginosa* (folliculites cutanées surtout, cystites et prostatites, pneumopathies parfois) et à *Legionella pneumophila* (syndromes pseudogrippaux et, surtout, légionellose, par inhalation d'aérosol septique) (Denboer et coll., 1998).

De nombreux facteurs conditionnent, indirectement ou directement, les risques précédents, notamment biologiques. En voici quelques-uns:

- la qualité de l'établissement: conception, usages, entretien général (sol, annexes), gestion et qualité de l'eau (traitement, élimination du film superficiel, matériels pour activités nautiques), contrôle sanitaire;
- le comportement des usagers et des professionnels: non-baigneurs (chaussures), baigneurs et hygiène personnelle avant, pendant et après le bain (durée, température, essuyage).

Les conditions d'exposition sont difficilement quantifiables, car la plupart du temps on ne dispose que des niveaux des indicateurs de qualité de l'eau, notamment bactériens, observés lors des contrôles sanitaires mensuels. À noter, toutefois, des études récentes qui portent sur l'exposition des baigneurs, nageurs ou

professionnels des piscines aux sous-produits de la désinfection chlorée de l'eau (chloramines, haloformes) dans l'eau et l'air des établissements, voire dans l'air expiré ou le sang des sujets exposés (Aiking et coll., 1994; Linstrom et coll., 1997; Massin et coll., 1998).

Caractérisation du risque

Peu de publications portent sur cet aspect, mises à part celles, ponctuelles et plus ou moins récentes, qui relatent des accidents («physiques») ou des incidents (microbiens) dans des piscines, publiques ou non.

En banlieue parisienne proche, une enquête en consultation de dermatologie d'un dispensaire, réalisée de 1980 à 1981, a décelé 10 cas de mycoses et 100 cas de verrues pour 1000 consultations; l'interrogatoire médical a montré que la fréquentation régulière des piscines publiques semblait en cause dans 3 cas de mycoses et dans 78 cas de verrues.

Peyronnet et coll. (1988) ont réalisé une enquête d'usage et de perception auprès de 950 usagers fréquentant 14 établissements parisiens représentatifs (sur une possibilité de 120). Aucun trouble n'était rapporté chez 46 % des répondants; les troubles ressentis étaient oculaires (32 %), cutanés (11 %) et mixtes (10 %). Parmi les troubles cutanés, 35 % étaient liés à des champignons, 29 % à des verrues ou des rougeurs, 13 % à des éruptions et 17 % à des causes diverses. Les gênes ressenties étaient surtout une trop basse température de l'eau, les courants d'air, le bruit (environ 25 % chacun) et les odeurs (17 %).

Une enquête prospective concernant les habitudes de baignade et la symptomatologie ressentie susceptible d'en résulter a été réalisée par questionnaire, en 1991, auprès des élèves d'un établissement privé d'enseignement parisien (primaire et secondaire) disposant d'une piscine correctement tenue (Momas et coll., 1993). L'enquête voulait tester la faisabilité d'un recueil quotidien de symptômes des élèves, apprécier la prévalence et l'incidence de divers symptômes en fonction de la fréquentation ou non de la piscine. Le degré de participation n'a permis de retenir que les élèves du secteur primaire et du premier cycle secondaire (70 % de réponses). Les 255 élèves suivis ont montré que les seuls symptômes différentiels significatifs entre baigneurs et non-baigneurs étaient une fatigue et une irritation oculaires

réversibles chez les baigneurs, à l'exclusion de signes ORL. Les symptômes auriculaires et les verrues affectaient plus les non-baigneurs, mais près de 20 % étaient précisément dispensés de piscine pour ces raisons. Hormis ces symptômes pour lesquels l'approche exposé/non-exposé ne pouvait répondre, il semble donc que, pour cette population scolaire, la fréquentation régulière d'une piscine correctement tenue ne pose pas de problème sanitaire important.

Prévention technique et sanitaire des risques

Mesures de prévention

Les mesures de prévention visent plusieurs objectifs. En premier lieu, il faut assurer la *sécurité des personnes*:

- la conception: comme dans tous les établissements recevant du public, la sécurité doit être pensée dès la conception de l'établissement. L'attention porte sur les points suivants:
 - a) aménagement et signalétique des bassins suivant leur hauteur d'eau;
 - b) nature des revêtements pour laquelle les enjeux entre la sécurité et l'hygiène peuvent être contradictoires: les revêtements antidérapants présentant des aspérités, sont plus difficiles à entretenir et favorisent des microlésions cutanées propices à la pénétration des germes;
 - c) adaptation des plans et des projets en fonction des enseignements tirés des accidents précédents. Par exemple, des accidents mortels sont survenus au cours des années 1980 quand les grilles de protection des bouches aspirantes situées au fond des bassins pouvaient être retirées par des baigneurs: à plusieurs reprises, l'aspiration ainsi créée a retenu un enfant au fond de l'eau;
- l'entretien et la maintenance: la transparence de l'eau doit être assurée en permanence;
- la surveillance et l'éducation sanitaire: la réglementation (décret modifié de 1981, en France) prévoit, dans les établissements ouverts au public, une surveillance des baigneurs par des maîtres nageurs diplômés. Cependant, de nombreux accidents d'enfants surviennent dans le cadre

d'utilisation privée de piscines domestiques ou collectives. Des efforts d'éducation sanitaire doivent être engagés pour empêcher l'accès des jeunes enfants à ces bassins sans la présence d'un adulte.

En deuxième lieu, on voudra éviter les *sources de pollution* des différents milieux (air, sols et eau). La principale source de pollution est le baigneur lui-même. En moyenne, il apporte 30 millions de bactéries et 0,5 g de matières organiques au cours d'une baignade. D'autres sources interviennent: les non-baigneurs, l'eau alimentant la piscine, l'air ambiant et les matières amenées par le vent. Les actions visant à éviter l'introduction de la pollution concernent:

- la conception: alimenter la piscine par une eau répondant à des critères de qualité, positionner les prises d'air neuf à l'écart des sources de pollution et assurer un renouvellement d'air en continu (éviter la condensation et la concentration aérienne des sous-produits de chloration), rendre indépendantes les zones «propres» et «sales», installer des pédiluves efficaces et incontournables, des douches et des toilettes judicieusement réparties;
- l'entretien et la maintenance: éviter l'apport excessif de produits chimiques utilisés pour le traitement de l'eau ou l'entretien;
- la fréquentation: éviter une surfréquentation par rapport à la capacité des installations.

Enfin, il faudra traiter la *contamination résiduelle* de l'eau. Réduire cette contamination suppose un certain nombre de choses:

- le respect des règles d'hygiène: avec un règlement à diffuser par les moyens d'information adaptés aux divers publics concernés et la faire respecter;
- un traitement correct de l'eau: il vise à éliminer les impuretés et particules et à détruire les microorganismes au fur et à mesure de leur arrivée dans le bassin. Il comporte une filtration, une désinfection et d'éventuels traitements complémentaires (lutte contre l'entartrage et les algues). L'objectif est de désinfecter l'eau et de maintenir un résiduel de désinfectant suffisant pour que l'eau soit désinfectante dans le bassin. Le choix du désinfectant et de ses modalités de mise en œuvre

est guidé par ces objectifs d'efficacité mais aussi par des objectifs d'innocuité vis-à-vis de l'exposition des baigneurs à ces produits ou aux sous produits qu'ils engendrent;

- l'entretien et la maintenance: ces opérations sont essentielles pour le fonctionnement et la sécurité sanitaire de l'établissement. Elles sont conditionnées par une bonne conception des installations (présence de siphons de sol, de débitmètres, facilité d'accès et d'intervention). Elles nécessitent un personnel formé, l'établissement d'un cahier des charges rigoureux et un suivi par le gestionnaire, avec traçabilité des opérations effectuées.

Action administrative

En France, le décret du 7 avril 1981 modifié en 1991 a fixé les normes d'hygiène et de qualité applicables aux piscines. Il définit non seulement les mesures de prévention décrites ci-dessus, mais également une obligation de résultats concernant la qualité de l'eau. Les principales normes de qualité sont reportées au tableau 13.4.

Certains des paramètres sont suivis quotidiennement par l'exploitant, d'autres mensuellement. Le contrôle sanitaire des piscines est effectué une fois par mois par la DDASS. Les techniciens sanitaires vérifient la salubrité générale de l'établissement et la qualité de l'eau, tant physicochimique que microbiologique. Les résultats des analyses, effectuées par un labora-

toire agréé, sont interprétés et commentés par la DDASS, puis affichés en un lieu visible des usagers. Une telle transparence n'est pas toujours la règle ailleurs dans le monde, mais des progrès sont réels, en particulier sous l'influence des consommateurs ou d'organismes divers.

Conclusion

La qualité des piscines ouvertes au public semble généralement satisfaisante au plan de la sécurité sanitaire si l'on se réfère à la tenue des établissements et à la qualité microbiologique de l'eau des bassins, bien plus contraignante, du fait des traitements désinfectants, que pour les baignades. Cependant, en dehors d'observations ponctuelles lors d'incidents, les études d'évaluation de risque sont quasiment inexistantes. Par ailleurs, le développement de grands établissements ludiques ou de bassins spécifiques est de nature à accroître les difficultés de gestion technique et le risque microbien correspondant. Enfin, la qualité de l'air n'est pas assez prise en considération dans un contexte d'économie d'énergie cependant bien compréhensible.

Par exemple, en 1996, les données du laboratoire d'hygiène de la ville de Paris (plus de 100 piscines surveillées) montrent que la conformité microbiologique des eaux est supérieure à 95 % pour les bassins classiques (gestion publique [59 bassins]: 96,6 % et gestion privée [68 bassins]: 95,7 %, alors qu'elle est seulement de 76,7 % pour les bains bouillonnants [29 bassins]). Les situations de non-conformité mettent en cause des staphylocoques pathogènes ou des

Tableau 13.4 Normes de qualité relatives aux eaux de piscines (extrait de l'annexe 1 du décret n° 81-324 du 7 avril 1981 modifié par le décret n° 91-980 du 20 septembre 1991)

Paramètres	Normes
Transparence	Vision parfaite au fond de chaque bassin des lignes de nage ou d'un repère sombre de 0,30 mètre de côté, placé au point le plus profond
Pouvoir irritant	Aucun
Teneur en substance oxydable	La teneur en substance oxydable au permanganate de potassium à chaud en milieu alcalin exprimée en oxygène ne doit pas dépasser de plus de 4 mg/L la teneur de l'eau de remplissage des bassins
pH	Compris entre 6,9 et 8,2
Bactéries aérobies revivifiables à 37 °C	Inférieur à 100 dans 1 mL
Conformes totaux	Inférieur à 10 dans 100 mL
Conformes fécaux	0 dans 100 mL
Germs pathogènes, notamment staphylocoques pathogènes	0 dans 100 mL

Tableau 13.5 Dangers en relation avec la baignade et les activités associées

Effet sanitaire	Responsable	
	Qualité de l'eau	Activités aquatiques
• Décès éventuel	-	• Noyade - hydrocution
• Traumatismes	-	• Accidents divers
• Affections sérieuses	<ul style="list-style-type: none"> • Leptospirose (eau douce) • Gastro-entérites (eaux contaminées par des eaux usées) 	<ul style="list-style-type: none"> • Insolation - déshydratation, brûlures - allergies (risque immédiat dû au soleil) • Cancer de la peau (risque différé associé au soleil) • Toxi-infections alimentaires (Coquillages - pêche à pied) • Envenimations (contacts animaux ou végétaux)
• Affections plus bénignes	<ul style="list-style-type: none"> • Dermatitis (cercaires d'eau douce) • Affections cutanées, ORL (eaux contaminées par des eaux usées) 	• Baignades

Pseudomonas aeruginosa dans respectivement 78,3 et 4,3 % des cas pour les bassins «publics», 21,4 et 39,3 % pour les bassins «privés» et 14,5 et 58 % pour les bassins bouillonnants, où la température est nettement supérieure.

3.3 Baignades

Généralités

Notre civilisation moderne utilise de plus en plus le milieu aquatique pour les loisirs, les vacances et diverses activités nautiques et ludiques. Si certains de nos ancêtres vivaient dans des cités lacustres et si certaines populations, en particulier asiatiques, vivent encore sur l'eau et sont donc assez tôt immunisées contre divers dangers biologiques liés à ce milieu, le retour à la nature du citoyen vivant dans un monde «aseptisé» s'accompagne de diverses manifestations pathologiques. Ainsi, la leptospirose est devenue la maladie des loisirs aquatiques après avoir été celle des égoutiers, maintenant tous vaccinés! Le tableau 13.5 présente un résumé des dangers en relation avec la baignade, parmi lesquels la dermatite circadienne est de description plus récente (De Gentile et coll., 1996).

Il existe diverses catégories de baignades, aménagées ou non, littorales (eau de mer) ou intérieures (eau douce: rivière, lac, étang) qui connaissent des problèmes spécifiques liés à la contamination par des eaux usées, plus ou moins épurées, ou des eaux de ruissellement qui

véhiculent divers polluants. L'épuration naturelle joue un rôle variable selon les circonstances, tandis qu'en milieu marin les marées ont une influence très forte sur la qualité de l'eau, voire de la plage.

Évaluation du risque sanitaire

Le risque est avant tout microbiologique, mais l'encadré 13.2 montre bien que les dangers associés à la baignade ne sont pas seulement liés à la qualité de l'eau.

La transmission des microorganismes peut se faire par ingestion d'eau ou par contact direct avec la peau et les muqueuses. Pour de nombreux parasites, l'homme n'est qu'un hôte dans leur cycle vital, et les matières fécales sont un véhicule de concentration. Les eaux usées rejetées dans les eaux de surface constituent alors un excellent moyen de transmission. Les régions dans lesquelles le niveau socio-économique et l'hygiène sont plus faibles sont aussi exposées, quelle que soit la température de la région.

La contamination des eaux de surface est fréquente, que ce soit par les eaux usées urbaines, par des sources ponctuelles de pollution (fosses «septiques») ou par les excréments d'animaux domestiques ou sauvages. Ces sources sont associées à une augmentation de fréquence des maladies entériques, des maladies respiratoires ou des affections cutanées, comme l'ont montré plusieurs études épidémiologiques (Gallaher et coll., 1989; Lemmow et coll., 1996).

Encadré 13.2 Les dangers liés à la baignade

Les dangers liés à la baignade ne sont pas seulement liés à la qualité de l'eau. Ils doivent être envisagés dans l'ensemble des activités de loisirs aquatiques et, surtout, en fonction du critère de gravité (mortalité, morbidité, nuisances, inconfort).

Noyade En France, en dépit des efforts de prévention et de sauvetage, environ 20 000 accidents sont déplorés chaque année, dont 500 mortels (100 enfants). Les hydrocutions, souvent provoquées par une trop grande différence de température entre la peau et l'eau, sont fréquentes (500/an environ). Dans les deux cas, les consignes évidentes de sécurité sont souvent ignorées.

Soleil et chaleur excessifs Le danger à court terme de déshydratation concerne tout particulièrement les jeunes enfants, aux besoins en eau majorés; des excès évidents sont observables dans ce domaine en zones de baignade. L'excès d'exposition solaire, c'est, à long terme, le vieillissement accéléré de la peau et le risque de cancers cutanés, en progression chez des sujets de plus en plus jeunes.

Leptospirose Huit cents cas sont notifiés en France chaque année, dont 300 en métropole. Divers mammifères sauvages (rats) ou domestiques sont les réservoirs et agents disséminateurs de la bactérie responsable. Cette affection, contractable en eau douce par voie digestive ou cutanée (eau souillée par l'urine animale contaminée) revêt diverses formes, notamment ictérohémorragique, d'évolution généralement favorable. La détection des leptospires pathogènes dans l'eau étant très difficile, la prévention repose surtout sur le contrôle écologique des vecteurs et la vaccination en milieu professionnel où cette maladie est souvent contractée.

Gastro-enterites d'origine alimentaire Ce risque est crucial en périodes de vacances et constitue sans doute le facteur de confusion majeur des enquêtes épidémiologiques portant sur le danger spécifique de la baignade. Il est le fait de modifications profondes du régime alimentaire ou de la consommation de coquillages souvent recherchés par pêche à pied en zone insalubre, consommés crus, insuffisamment cuits ou mal conservés.

Micro-algues toxiques Les eaux de mer littorales chaudes et eutrophes peuvent être affectées par des efflorescences d'algues microscopiques responsables d'affections digestives ou neurologiques par l'intermédiaire de coquillages contaminés par ces algues (Dinophysis, par exemple) et leurs toxines. Certaines toxines algales sont accusées de provoquer des sensations de brûlures, des démangeaisons, voire des réactions allergiques par contact avec des eaux douces ou marines (algues bleues dont *Microcystis sp.*).

Piqûres Rascasses et vives peuvent induire des envenimations (douleur, œdème, signes généraux) alors que les méduses et anémones de mer provoquent des réactions d'urtication (rougeur, brûlure et démangeaison).

Dermatites à cercaires Très prurigineuses, ces affections, décrites ces dernières années en eaux douces, sont dues à la pénétration dermique de cercaires parasitant des canards contaminés par des Limnées, dans des zones envahies de plantes aquatiques. La prévention consiste en la maîtrise écologique de ces sites (faucardage, sulfate de cuivre).

Risque fécal Les dangers sanitaires dus à la qualité microbienne de l'eau et qui ont fait l'objet de la totalité des enquêtes épidémiologiques sont dominés par des affections ORL, cutanées et, surtout, digestives, d'origine bactérienne, virale ou parasitaire. Les incidents, dont la portée est mal évaluée, sont directement liés à la contamination fécale de l'eau qui dépend des performances locales de l'assainissement et de la qualité des rejets et, éventuellement, aux contaminations hydriques par les baigneurs eux-mêmes en zone dense et mal renouvelée.

Santé et propreté du sable des plages La propreté des plages est importante en hygiène publique: aspects macroscopique (détritus ramenés par l'eau, déchets des usagers, fréquentation animale, verres, seringues usagées) et microscopique (microorganismes). Pouvoirs publics et usagers concourent à la qualité des plages, et la prévention élémentaire pour l'usager est le recours à un dispositif isolant la peau (risque cutané) du sable (serviette ou équivalent).

La survie de la plupart des microorganismes pathogènes dans l'eau est fonction de la température. Les bactéries pathogènes et les virus survivent mal lorsque les températures sont élevées, alors que les parasites sont peu affectés. Dans les pays froids, le gel a généralement raison de la plupart des microorganismes, qu'ils soient bactériens ou parasitaires. Au contraire, les virus ont tendance à survivre plus longtemps lorsque les températures sont basses, même au-dessous de 0 °C. Dans les eaux souterraines, la présence des virus est fréquente, et leur survie peut être très longue dans ce milieu froid où la prédation microbienne est faible; on ne détectera pas les germes indicateurs de pollution fécale si cette eau sert à alimenter une baignade.

La détection et la numération des bactéries pathogènes ou indicatrices se fait à l'aide de méthodes relativement simples de filtration de volumes d'eau de 100 à 1000 mL sur des membranes filtrantes de porosité faible (moins de 0,45 µm) et l'utilisation de milieux de culture artificiels. La détection et le dénombrement des virus, des protozoaires et de leurs kystes ou oocystes relèvent de méthodes sophistiquées à partir d'échantillons beaucoup plus volumineux (10 à 1000 L). Les protozoaires sont mis en évidence par des méthodes microscopiques, alors que les virus le sont par culture de cellules humaines ou animales. Plus récemment, et pour tous ces microorganismes, des méthodes de détection des acides nucléiques ont été développées; elles sont très sensibles, mais elles renseignent peu ou pas sur la viabilité des microorganismes détectés.

En pratique, le contrôle de qualité des eaux de baignade repose essentiellement sur l'évaluation des niveaux de concentration de bactéries indicatrices de risque fécal (coliformes thermotolérants, *E. coli*, entérocoques), de pathogènes fécaux (*Salmonella*) ou non (Staphylocoques) et, éventuellement, d'entérovirus dont la détection requiert des techniques beaucoup plus difficiles et onéreuses que les indicateurs bactériens.

Une étude des relations quantitatives exposition/risque a été réalisée pour la méningoencéphalite amibienne primitive MEAP (Bard et Siclet, 1995) induite par *Naegleria fowleri* (N.f.). Les données épidémiologiques correspondantes sont pauvres et discutables; une seule étude réalisée en Floride a estimé l'incidence de MEAP à 1 cas annuel pour 2,6·10⁶

baigneurs, pour des teneurs de 1 à 10 N.f./L d'eau. Les données expérimentales chez la souris (3 études) permettent d'établir une relation dose-effet mortalité/dose inhalée et une dose minimale infectante (DMI) (dose susceptible d'infecter 50 % de sujets sains) de 10 semble raisonnable. Utilisant ces travaux, les auteurs ont essayé d'évaluer le risque chez l'homme par modélisation à partir de cette relation dose-effet extrapolée vers les faibles doses, grâce à trois modèles (exponentiel – logarithmique, log-normal et bêta) donnant le meilleur ajustement sur les données expérimentales. Par ailleurs, ils ont évalué la probabilité d'exposition humaine lors d'une baignade (10 mL d'eau ingérée) à différentes teneurs en N.f. Les deux premiers modèles conduisent à une estimation de risque compatible avec l'observation épidémiologique, avec un risque de l'ordre de 1 cas annuel pour 10⁶-10⁷ et pour 1 à 10 N.f. par litre d'eau.

Dans certaines circonstances (voisinage de centrales électriques avec rejets d'eaux de refroidissement), des évaluations portent sur les dénombrements d'amibes libres et, notamment, de N.f., potentiellement responsables de méningo-encéphalite. La recherche et l'identification de ces protozoaires sont longues, difficiles et réservées à des études ou à des risques particuliers, que l'on a cherché à prévenir, en aval de certains sites de production d'électricité, en raison de la prolifération possible de ces amibes dans les installations de refroidissement (Bard et Siclet, 1995).

S'agissant de risques plus classiques, diverses études épidémiologiques concernant des baignades en eaux douces ou marines ont été publiées aux États-Unis et en Europe, pour l'essentiel. Une revue générale en a été faite par l'OMS dans le but d'établir des lignes directrices concernant l'impact sanitaire de la fréquentation des eaux de loisirs (Pruss, 1998). Cette étude a recensé 37 enquêtes, dont 22 ont été retenues au regard de plusieurs critères de sélection et de la possibilité de répondre aux questions suivantes: Y a-t-il une relation dose-réponse entre la qualité de l'eau et des manifestations pathologiques (gastroentérites, affections cutanées, oculaire, ORL)? Existe-t-il des valeurs seuils des indicateurs bactériens de qualité d'eau pour ces manifestations? Décèle-t-on un gradient de sévérité de l'impact en fonction de la dégradation de la qualité de l'eau? Cette étude

montre que certains symptômes seraient plus en rapport avec le contact avec l'eau qu'avec la seule qualité biologique de l'eau (irritations, modification des défenses).

Les taux d'incidence des affections chez les baigneurs et les non-baigneurs pour des eaux peu polluées (risque «contact») ou pour des baigneurs en eaux plus ou moins polluées (risque «microbien») ont pu être comparés. Dix-huit études étaient de type cohorte prospective, deux de type cohorte rétrospective et deux consistaient en des essais contrôlés randomisés. La qualité biologique des eaux était évaluée par les indicateurs bactériens classiques: coliformes fécaux, *E. coli*, entérocoques, parfois par des pathogènes (staphylocoques), mesurés à l'échelle quotidienne ou saisonnière. Les études retenues contrôlaient un bon nombre d'autres facteurs de risque: âge, sexe, niveau socio-économique, alimentation, médicaments, exposition solaire.

La plupart des études rapportent une relation dose-effet clinique chez les baigneurs, croissant avec les indicateurs bactériens de qualité de l'eau: les risques relatifs observés, souvent significatifs, sont compris entre 1 et 3. Les indicateurs les mieux corrélés à l'effet pathologique sont les streptocoques fécaux/entérocoques pour les eaux douces et marines, et *E. coli* pour les eaux douces. Dans les deux cas, les symptômes gastro-intestinaux apparaissent pour des valeurs allant de quelques unités à 30 colonies bactériennes/100 mL, valeurs faibles et inférieures à celles de la norme de qualité microbiologique relative aux eaux de baignade à l'intérieur de l'Union européenne, similaire à celle retenue à l'échelle internationale. Des seuils plus élevés dans certaines zones géographiques suggèrent l'établissement d'un certain degré d'immunité dû à l'endémicité ou un rapport pathogène/indicateur plus faible dans les eaux. En dépit de biais possibles dans ces études, biais qui sont analysés et auraient plutôt tendance à minorer le risque réel, il semble que ces études soient suffisamment convergentes pour servir de base à de nouvelles lignes directrices à établir par l'OMS et de nature à remettre profondément en cause les normes en vigueur dans de nombreux pays.

L'importance et la gravité des maladies associées à la baignade dans des eaux marines affectées par des eaux usées domestiques, mais conformes à la réglementation, ont été évaluées en

Grande-Bretagne (Fleisher et coll., 1998) à partir de quatre enquêtes estivales réalisées de 1989 à 1992 sur quatre sites différents. Ces enquêtes auprès de baigneurs, par référence à des non-baigneurs, ont montré que, selon les affections (gastroentérites, infections respiratoires aiguës, infections oculaires et auriculaires), celles liées à la baignade durent de 4 à 8 jours, entraînant un traitement dans 4,2 à 22,2 % des cas et une cessation d'activité dans 7 à 25,9 % des cas selon les maladies. Le pourcentage de maladies attribuables à la baignade va de 34,5 % pour les gastroentérites à 65,8 % pour les atteintes auriculaires (53,3 % pour les affections oculaires et 40 % pour les infections respiratoires). C'est la première étude à évaluer aussi précisément le poids du risque sanitaire lié à la baignade dans les eaux marines affectées par la pollution domestique et répondant néanmoins aux critères européens et américains de qualité.

Prévention technique et sanitaire

La prévention des risques liés aux baignades s'exerce principalement à deux niveaux: la qualité sanitaire de l'eau et des plages, et la prévention des accidents.

Les mesures techniques et administratives permettant d'assurer la qualité de l'eau sont encadrées par la directive européenne du 8 décembre 1975. Elle a établi les normes de qualité des eaux de baignade et indiqué les mesures à adopter pour en assurer la surveillance. La réglementation française repose sur un décret de 1981 modifié en 1991. Les points de surveillance sont choisis en fonction de la fréquentation des baignades, de la nature des lieux, des risques particuliers de pollution pouvant exister. La surveillance s'exerce généralement du 15 juin au 15 septembre pour les baignades en mer et du 1^{er} juillet au 31 août pour les baignades en eau douce. Le programme de surveillance comporte une visite bimensuelle des sites, au cours de laquelle des prélèvements d'eau sont effectués en vue de l'évaluation de paramètres microbiologiques (coliformes et streptocoques fécaux; les coliformes totaux sont de faible intérêt) et physicochimiques. Les principales normes servant à l'interprétation des résultats obtenus sont présentées au tableau 13.6.

La surveillance des 3416 lieux de baignade recensés en France en 1997 s'exerce sous la responsabilité du ministère chargé de la santé et

Tableau 13.6 Normes françaises de qualité relatives aux eaux de baignade (extrait de l'annexe 1 du décret n° 81-324 du 7 avril 1981 modifié par le décret n° 91-980 du 20 septembre 1991)

Paramètres	Guide	Impérative	Fréquence d'échantillonnage
Microbiologie			
Conformes totaux/100 mL	500	10 000	Bimensuelle*
Conformes thermotolérants/100 mL	100	2000	Bimensuelle*
Streptocoques fécaux/100 mL	100	-	Bimensuelle*
Salmonelles/1 L	-	0	**
Entérovirus PFU/10 L	-	0	**
Physico-chimie			
pH	-	6 - 9 ***	**
Coloration	-	Pas de changement anormal de la couleur ***	Bimensuelle*
	-	-	
Huiles minérales (mg/L)	-	Pas de film visible à la surface de l'eau et absence d'odeur *	Bimensuelle *
	≤ 0,3	-	
Substances tensio-actives réagissant au bleu de méthylène mg/L (lauryl-sulfate)	-	Pas de mousse persistante	Bimensuelle*
	≤ 0,3	-	
Phénols (indices phénols)	-	Aucune odeur spécifique	Bimensuelle*
C ₆ H ₅ OH (mg/L)	-	≤ 0,005	
Transparence (m)	2	1 ***	Bimensuelle*
Oxygène dissous (% de saturation O ₂)	80 - 120	-	**
Résidus goudronneux et matières flottantes telles que bois, plastique, bouteilles, récipients en verre, en plastique, en caoutchouc et en toute autre matière. Débris ou éclats	Absence	-	Bimensuelle*

* Lorsqu'un échantillonnage effectué au cours des années précédentes a donné des résultats sensiblement plus favorables que ceux prévus à la présente annexe et lorsqu'aucune condition susceptible d'avoir diminué la qualité des eaux n'est intervenue, la fréquence d'échantillonnage peut être réduite d'un facteur 2.

** La teneur est à vérifier lorsqu'une enquête effectuée dans la zone de baignade en révèle la présence possible ou une détérioration possible de la qualité des eaux.

*** Dépassement des limites prévues en cas de conditions géographiques ou météorologiques exceptionnelles.

Tableau 13.7 Classement* des zones de baignade en France selon les critères européens pour la saison 1997

	Nombre de sites classés	A: bonne qualité	B: qualité moyenne	C: momentanément pollué	D: mauvaise qualité
Eau de mer	1829	59,8 %	33,2 %	6,95 %	0,05 %
Eau douce	1587	42,3 %	49 %	7,8 %	0,9 %
Total	3416	51,7 %	40,5 %	7,3 %	0,5 %

* Les eaux classées A ou B sont conformes aux normes microbiologiques européennes et les eaux classées C ou D ne le sont pas.

de ses services déconcentrés. À l'issue de la saison, les baignades font l'objet d'un classement en fonction de leur qualité microbiologique. Les résultats du classement obtenus pour la saison balnéaire 1997 sont présentés au tableau 13.7.

En France, les causes de pollution des baignades classées C ou D répertoriées par le ministère chargé de l'environnement sont les suivantes.

- L'état d'assainissement des communes situées à l'amont immédiat de la baignade (vétusté, mauvais fonctionnement chronique, absence totale ou insuffisance de l'assainissement, notamment pour traiter la pollution engendrée par les fortes précipitations);
- Des pannes ou incidents sur les réseaux d'assainissement ou sur les stations d'épuration;
- Des pollutions diverses issues du bassin versant, comprenant, notamment, les pollutions diffuses dues aux rejets agricoles;
- La pollution liée à la fréquentation de la baignade ou des équipements touristiques installés dans la zone, notamment les campings.

Pour améliorer la qualité de leurs eaux de baignades, 60 % des communes concernées pour les eaux douces et 91 % des communes littorales ont engagé des actions de lutte qui s'insèrent le plus souvent dans des programmes pluri-annuels d'assainissement et des contrats de rivières ou de baie.

Une réflexion est amorcée au niveau de l'Union européenne pour revoir à la baisse les valeurs guides des indicateurs microbiologiques, en se basant sur les résultats d'études épidémiologiques de revues de la littérature telles celle de Pruss (1998) et de la méta-analyse de Pena et coll. (2001). Cette actualisation s'avère urgente pour les normes concernant les baignades, mais une réflexion doit être engagée sur les risques sanitaires posés par la pratique d'autres activités nautiques que la baignade, dans des eaux qui ne répondraient pas aux critères admis pour la baignade.

La Fondation pour l'éducation environnementale en Europe (FEEE) a lancé la campagne «Pavillon bleu» en 1987 (Anonyme, 1998) avec l'objectif d'encourager les autorités locales à fournir des plages propres et sûres aux populations locales et aux touristes. Elle a également été conduite dans un contexte beaucoup

plus large qui concerne l'amélioration environnementale des régions côtières. La campagne vise à améliorer la compréhension de l'environnement côtier et à promouvoir la prise en compte des questions environnementales dans le processus de décision par les autorités locales et leurs partenaires. Les quatre sujets ou critères de préoccupations sont:

- l'enseignement et l'information environnementale;
- la qualité côtière et la gestion environnementale;
- la sécurité et l'équipement des plages;
- la qualité de l'eau de baignade.

Pour le dernier point, la FEEE s'appuie sur les résultats du contrôle sanitaire des États membres et sur l'interprétation communautaire des résultats (critères européens impératifs de la directive 75/160).

En ce qui concerne la prévention des accidents et des noyades, la sécurité des baignades «aménagées» par les collectivités ou les personnes privées est encadrée par le décret de 1981 qui requiert la présence d'un maître nageur. Mais la surveillance de la baignade ne peut se substituer à la responsabilisation des individus, et de nombreux lieux de baignade ne sont pas surveillés. Des actions d'éducation sanitaire doivent être dirigées vers la population pour que les consignes de sécurité soient respectées et qu'ainsi le nombre d'accidents souvent mortels dénombrés chaque année puisse être sensiblement réduit.

4. ASPECTS GÉNÉRAUX DE LA GESTION DE L'EAU

L'eau est un domaine où de nombreuses valeurs limites de qualité ont été fixées. Cette situation est favorable pour la gestion au quotidien d'installations, mais elle présente un risque fréquent qui est celui de voir certains responsables considérer que l'action à mener consiste uniquement à vérifier que ces limites sont respectées. Dans ses recommandations, l'OMS insiste largement sur la nécessité d'adapter les valeurs guides au contexte sanitaire local. Ainsi, la politique sanitaire dans le domaine de l'eau doit reposer sur une analyse des risques réels et sur la définition de priorités qui pourront, d'ailleurs, varier entre pays, à l'intérieur d'un même pays ou d'une même zone administrative.

Cette politique doit aussi intégrer largement le fait, d'une part, que l'eau suit des cycles qui conduisent à sa réutilisation fréquente dans des conditions plus ou moins évidentes, car plus ou moins directes, et, d'autre part, qu'elle fait l'objet de nombreux usages qui ne comportent pas forcément d'enjeux sanitaires, mais qui peuvent être cause de dégradation de sa qualité. La politique sanitaire dans le domaine de l'eau doit donc être conçue et menée en relation étroite avec celle relative plus spécifiquement à la gestion de l'eau. L'approche sanitaire doit permettre de fixer certains objectifs prioritaires de la gestion globale de l'eau; elle doit aussi apporter des éléments d'aide à cette gestion, notamment pour la définition des priorités concrètes d'amélioration des situations, en fournissant les informations issues du suivi sanitaire de la population et des eaux. En pratique, les responsables sanitaires intervenant dans le domaine de l'eau doivent participer activement aux différentes structures mises en place pour la gestion globale de l'eau.

Si on évoque la place des usages sanitaires de l'eau dans les cycles de l'eau, il faut également penser aux relations avec les autres milieux, notamment les sols et l'air. La gestion des problèmes sanitaires liés aux eaux ne doit pas conduire à des transferts de contaminations vers les autres milieux, par exemple lors du traitement des eaux usées: production d'aérosols ou de gaz,

dissémination de contaminants microbiologiques ou chimiques par les boues d'épuration répandues sur les sols et dont on pourra retrouver les effets dans la chaîne alimentaire. Par ailleurs, en soi, la protection des sols vis-à-vis des pollutions est un élément de protection des ressources en eaux souterraines qui s'y trouvent fréquemment: elle évite la dégradation des ressources en eaux superficielles par ruissellement, entraînant une pollution diffuse très difficile ensuite à corriger. Ainsi, la gestion sanitaire de l'eau doit être conçue d'une façon ouverte vers d'autres domaines de l'environnement.

Sur le plan technique, pour assurer une sécurité aux usagers, la gestion sanitaire de l'eau doit prévoir la mise en place de dispositifs «multi-barrières» permettant au moins une alerte en cas de problème et une protection minimale contre les effets à court ou moyen termes. Elle peut s'appuyer sur des outils tels que des obligations de moyens, des obligations de résultats, exprimés par des valeurs de référence, des modalités de traitement, mais aussi sur une surveillance environnementale des milieux et sur une surveillance épidémiologique comportant l'analyse des incidents et des accidents. Un accent important doit être mis sur la réalisation de bilans périodiques de la qualité des eaux et de l'efficacité des mesures prises, et sur leur publication pour informer les usagers.

Bibliographie

- Aiking, H., M. van Acker, R. J. P. M. Scholten, J. F. Feenstra et H. A. Valkenburg. «Swimming pool chlorination: a health hazard», *Toxicol Lett*, 72, 1994, p. 375-380.
- Anonyme. «Guide d'interprétation d'un ou plusieurs cas de légionellose», *BEH*, 20-22, 1997, p. 83-206.
- Anonyme. *Critères d'attribution du Pavillon Bleu d'Europe 1998 aux communes du littoral. Bleu Blanc Vert*, 20, 1998, p. 1-6.
- Bard, D. et F. Siclet. *Amibes libres et santé publique. Essai d'évaluation des risques*. École Nationale de Santé Publique, Rennes, 1995, 142 p.
- Cantor, K. P. «Drinking water and cancer», *Cancer Causes and Control*, 8, 1997, p. 292-308.
- Cantor, K. P., C.F. Lunch, M. E. Hildelshei et coll. «Drinking water source and chlorination by products, risk of bladder cancer», *Epidemiology*, 9, 1998, p. 21-28.
- Collin, J. F., J. Melet, M. Morlot et J. M. Folguet. «Eau d'adduction publique et gastroentérites en Meurthe et Moselle», *Journal Français d'Hydrologie*, 12, 35, 1981, p. 155-174.
- Craun, G. F., P. S. Berger et R. C. Calderon. «Coliform bacteria and waterborne outbreaks», *J Am Waters Works Assoc*, 89, 3, 1993, p. 96-99.
- Decludt, B., A. Perrocheau et V. Acerase-Feurra. «Les légionelloses déclarées en France en 1997», *BEH*, 6, 1999, p. 21-22.
- De Gentile, L., H. Picot., R Bourdeau. et coll. «La dermatite circadienne en Europe: un problème de santé publique nouveau?», *Bulletin de l'OMS*, 74,2, 1996, p. 159-163.
- Denboer, J. W., E. Yzerman, A. Vanbelkum, F. Vlaspolder et F J. Vanbreukelen. «Legionnaire's disease and saunas», *Lancet*, 351, 1, 1998, p. 114.
- Direction Générale de la Santé (DGS). *Qualité des eaux livrées par les unités de distribution desservant plus de 5000 habitants*, ministère de la Santé, Paris, 1996, 32 p.
- Direction Générale de la Santé/Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (DGS/CSHPF). *Problèmes liés à certaines parasitoses: recommandations pour les malades immunodéprimés*, Comité français d'éducation pour la santé, Vanves, 1997, 14 p.
- Duc, M., R. Abensur, P. Barbier et C. Chaput. «Les aspects actuels du saturnisme hydrique», *J Toxicol Med*, 3, 4, 1983, p. 323-338.
- Duggan, M. J. et M. Inskip. «Childhood exposure to lead in surface dust and soil: a community health problem», *Public Health Rev*, 13, 1985, p.1-54.
- Ferley, J. P., D. Zmirou, J. F Collin et M. Charrel. «Étude longitudinale des risques liés à la consommation d'eaux non conformes aux normes bactériologiques», *Rev Epidémiol Santé Publ*, 34, 1986, p. 89-99.
- Festy, B. et D. Tricard. «Environnement, l'eau», dans Brucker, G. et D. Fassin, *Santé Publique*, édition Ellipses, Paris, 1989, p. 595-611.
- Fleisher, J. M., D. Kay, M. Wyer et A. F. Godfree. «Estimates of the severity of illnesses associated with bathing in marine recreational waters contaminated with domestic sewages», *Int J Epidemiol*, 27, 1998, p. 722-726.
- Gallaher, M. M., J. L. Herndon, L. J. Nims, C R. Sterling, D. J. Grabowski et H. F. Hull. «Cryptosporidiosis and surface water», *Am J Public Health*, 79, 1989, p. 39-42.
- Gerba, C. P., J. B. Rose, C. N. Haas et K. D. Crabtree. «Waterborne rotavirus: a risk assessment», *Water Res*, 30, 12, 1996, p. 2929-2940.
- Gofti, L., D. Zmirou, F Seigle-Murandi, P. Hartemann et J. L. Potelon. «Évaluation du risque microbiologique d'origine hydrique: un état de l'art et des perspectives», *Rev Epidémiol Santé Publ*, 47, 1, 1999, p. 61-73.
- Guo, H. R., H. S. Chiang, H. Hu, S. R. Lipsitz et R. R. Monson. «Arsenic in drinking water and incidence of urinary cancers», *Epidemiology*, 8, 5, 1997, p. 545-550.
- Haas, C. N. «Estimation of risk due to low doses of microorganisms: a comparison of alternative methodologies», *Am J Epidemiol*, 118, 1983, p. 573-582.
- Haas, C. N., C. S. Crockett., J. B. Rose, C. P. Gerba. et A. M. Fazil. Assessing the risk posed by oocysts in drinking water», *J Am Waters Works Assoc*, 3, 1996, p. 131-137.
- Haas, C. N., J. B. Rose, C. Gerba et S. Regli. «Risk assessment of virus in drinking water», *Risk Anal*, 13, 5, 1993, p. 545-552.

- Hartemann, P. «Microorganismes et environnement, une perpétuelle évolution», *Santé Publique*, 5, 1989, p. 26-37.
- Hartemann, P., R. Newman et J. M. Foliguet. «Epidemiology of infectious diseases transmitted by drinking water in developed countries», *Rev Epidemiol Santé Publ*, 34, 1986, p. 59-68.
- Hasley, C. et H. Leclerc (éd.). *Microbiologie des eaux d'alimentation*. Tech. Doc. Lavoisier, Paris, 1993, 496 p.
- Helynck, B. et M. Ledrans. «Évaluation de l'impact sur la santé de l'exposition à l'Arsenic des populations du Canton de Ferrette», rapport d'études - Réseau National de Santé Publique - Saint Maurice, janvier 1998, 46 p.
- Hoxie, N. J., J. P. Davis, J. M. Vergeront, R. D. Nashold et K. A. Blair. «Cryptosporidiosis associated mortality following a massive outbreak in Milwaukee Wisconsin», *Am J Public Health*, 87, 12, 1997, p. 2032-2039.
- 1INSERM. *Plomb dans l'environnement, quels risques pour la santé? Synthèse et recommandations*, INSERM, Paris, 1999, 462 p.
- INSERM-RNSP. *Surveillance de la population française vis-à-vis du risque saturnin. Enquête nationale*. INSERM, Paris, 1998, 89 p.
- Juraneck, D. D. et W. R. MacKenzie. «Drinking water turbidity and gastrointestinal illness», *Epidemiology*, 9, 3, 1998, p. 228-230.
- King, W. D. et L. D. Marret. «Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water, Ontario, Canada», *Cancer Causes Control*, 7, 1996, p. 596-604.
- Kramer, M. H., B. L. Herwaldt, G. F. Craun, R. L. Calderon et D. Juraneck. «Waterborne disease 1993 and 1994», *J Am Waters Works Assoc*, 3, 1996, p. 66-80.
- Krishnan, B., J. Paterson et D. T. Williams. «Health risk assessment of drinking water contaminants in Canada: the applicability of mixture risk assessment methods», *Regul Toxicol Pharmacol*, 26, 1997, p. 179-187.
- Leclerc, H., B. Festy et P. Lazar. «Connaissances actuelles sur la pathologie hydrique», *Rev Epidemiol Santé Publ*, 30, 3, 1982, p. 363-385.
- Lemmow, J. M., J. M. Mac Anulty et J. Bawden-Smith. «An outbreak of cryptosporidiosis linked to an indoor swimming pool», *Med J Australia*, 165, 1996, p. 613-616.
- Levallois, P. et D. Phaneuf. «La contamination de l'eau potable par les nitrates: analyse des risques à la santé», *Rev Can Santé Publi*, 85, 3, 1994, p. 192-199.
- Levine, T., A. Rispin, C. Scott, W. Matrcus, C. Chen et H. Gibb. «Special report on ingested inorganic arsenic: skin cancer; Nutritional essentiality in», 1998, Risk assessment forum, Environmental Protection Agency/625, 1998, 3-87/013.
- Levy, D. A., M. S. Bens, G. F. Craun, R. L. Calderon et B. L. Herwaldt. «Surveillance for waterborne disease outbreaks, USA 1993-1994», *MMWR*, 47, SS5, 1998, p. 1-34.
- Lindstrom, A. B., J. D. Pleil et D. C. Berkoff. «Alveolar breath sampling and analysis to assess trihalomethane exposures during competitive swimming training», *Environ Health Perspect*, 105,6, 1997, p. 636-642.
- MacKenzie, W. R., N. J. Hoxie et M. E. Proctor. «A massive outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium infection transmitted through the public water supply», *New Engl J Med*, 331, 1994, p. 161-167.
- Mansotte, F., J. Carre et V. Petit. «Pollutions accidentelles des distributions d'eau d'alimentation survenues en France de 1986 à 1988», *BEH*, 10, 1991, p. 40-41.
- Martyn, C. N., D. N. Coggon, H. Inskip, R. F. Lacey et W. F. Young. «Aluminium concentrations in drinking water and risk of Alzheimer's disease», *Epidemiology*, 8, 1997, p. 281-286.
- Massin, N., A. Bohadana, P. Wild, M. Hery, J. P. Foaman et G. Hubert. «Respiratory symptoms and bronchial responsiveness of lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools», *Occup Environ Med*, 55, 4, 1998, p. 258-263.
- Melnick, R. L., G. A. Boorman et V. Dellarco. «Water chlorination, 3 chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2(5H)-furanone(MX) and potential cancer risk», *J Nil Cancer I*, 89, 12, 1997, p. 832-837.
- Momas, L., F. Brette, A. Spinasse, F. Squinazi, W. Dab et B. Festy. «Health effects of attending a public swimming pool: follow up of a cohort of pupils in Paris», *J Epidemiol Comm Health*, 47, 1993, p. 464-468.

- Moore, A. C., B. L. Herwaldt, G. F. Craun, R. L. Calderon, A. K. Highsmith et D. D. Juranek. «Surveillance for waterborne disease outbreaks-USA 1991-1992», *MMWR*, 42, SS 5, 1993, p. 1-22.
- Morris, R. D. «Drinking water and cancer», *Environ Health Perspect*, 103, S8, 1995, p. 225-231.
- OMS. *Directives de qualité pour l'eau de boisson*, vol. 1, «Recommandations», 2^e éd., Genève, 1994, 202 p.
- Payment, P., L. Ridcharson, J. Siemiarycki, R. Dewar, M. Edwardes et E. Franco. «A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to consumption of drinking water meeting current microbiological standards», *Am J Public Health*, 81, 1991, p. 703-708.
- Pena, L., D. Zmirou, A. Letertre et M. Ledrans. *Critères microbiologiques de qualité des eaux de baignades; évaluation des risques en vue de la révision des normes européennes*, Institut de Veille Sanitaire, 2001, 44 p.
- Peyronnet, P. A. Spinasse, W. Dab, Y. Lemoullec et B. Festy. «Perception par l'usager des facteurs d'environnement à l'intérieur des établissements de natation ouverts au public à Paris», *Journal Français d'Hydrologie*, 19, 2, 1988, p. 217-230.
- Potelon, J. L., J. P. Ferley, D. Zmirou et S. Entressangle. «Épidémie à Salmonella Paratyphi Java dans une commune de l'Isère», *BEH*, 24, 1989, p. 98-99.
- Pruss, A. «Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water», *Int J Epidemiol*, 27, 1, 1998, p. 1-9.
- Quinn, M. J. J. C. Sherlock. «The correspondance between U.K. action levels for lead in blood and in water», *Food Addit Contain*, 7, 3, 1990, p. 387-424.
- Regli, S., J. B. Rose, C. N. Haas et C. Gerba. «Modeling the risk from Giardia and Viruses in drinking water», *J Am Waters Works Assoc*, 83, 1991, p. 76-84.
- Reif, J. S., M. C. Hatch, M. Bracken et coll. «Reproductive and developmental effects of disinfection by-products in drinking water», *Environ Health Perspect*, 104, 1996, p. 1056-1061.
- Roefler, P. A., J. T. Monscvitz et D. J. Rexing. «The Las Vegas cryptosporidiosis outbreak», *J Am Water Works Assoc*, 1996, p. 95-106.
- Rose, J. B. "Environmental ecology of Cryptosporidium and public health implications», *Annu Rev Public Health*, 18, 1997, p. 135-161.
- Rose, J. B. et C. P. Gerba. «Use of risk assessment for development of microbial standards», *Water Sci Technol*, 24, 2, 1991, p. 29-34.
- Santé Canada. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, 6^e édition, ministère de la Santé, ministère des Approvisionnements et Services, Canada, 1996, 102 p.
- Schwartz, J., R. Levin et K. Hodg. «Drinking water turbidity and pediatric hospital use for gastrointestinal illness in Philadelphia», *Epidemiology*, 8, 5, 1997, p. 615-620.
- Teunis, P. F., G. J. Medema, K. Kruidenier et A. H. Havelaar. «Assessment of the risk of infection by Cryptosporidium or giardia in drinking water from a surface water source», *Water Res*, 31, 6, 1997, p. 1333-1346.
- Toft P. et coll. «Risk determination in the development of the guidelines for Canadian drinking water quality», *Desinfection dilemma microbiological control versus by-products*, *Proceeding of the 5 National Conference on Drinking Water, Winnipeg, Manitoba, Canada*, William Robertson, Richard Tobing, Kelly (éd.), American Water Works Association, 1992, p. 9-19.
- Tricard, D. «L'information sur la qualité de l'eau distribuée», *Techniques Sciences Méthodes*, 93, 1, 1998, p. 29-35.
- Union européenne (UE). «Directive 98/83/CE du conseil du 3 Novembre 1998 relative à la qualité des eaux des eaux destinées à la consommation humaine», *Journal Officiel des Communautés Européennes*, L330, 1998, p. 32-54.
- UPSHS/IDSA. «Guidelines for the prevention of opportunistic infections in persons infected with human immunodeficiency virus: disease-specific recommendations», *Clin Infect Dis*, 21, suppl. 1, 1995, p. 32-34.
- Vezie, C., G. Bertru, T. Brien et J. C. Lefeuve. «Blooms de cyanobactéries hépatotoxiques dans l'ouest de la France», *Techniques Sciences Méthodes*, 92, 10, 1997, p. 39-45.

Vial, J. et B. Festy. «La microbiologie de l'eau», *Techniques Sciences Méthodes*, 90, 3, 1995, p. 172-259.

Yazpandanah, Y., L. Beaugerie, P. Y. Boelle, L. Létrilliart, J. C. Desenclos et A. Flahault. «A risk factors of acute Diarrhoea in summer - A nation-wide french case control study», *Epidemiol Infect*, 124, 3, 2000, p. 409-416.

Zmirou, D., J. P. Ferley, J. F. Collin, M. Charrel et J. A. Berlin. «Follow-up study of gastro-intestinal diseases related to bacteriological substandard drinking water», *Am J Public Health*, 77, 1987, p. 582-584.