

Risques sanitaires liés aux piscines

Évaluation des risques sanitaires liés aux piscines
Partie 1 : piscines réglementées

- Avis de l'Afsset
- Rapport d'expertise collective



Avis

de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

**Relatif à « l'évaluation des risques sanitaires liés aux piscines - partie 1 : piscines
réglementées »**

Saisine Afsset n° « 2006/11 »

L'Afsset a pour mission de contribuer à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement et du travail et d'évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1336-1 du Code de la santé publique).

1 Présentation de la question posée

L'utilisation des eaux à des fins récréatives connaît un fort développement par la multiplication des sites de baignades et de pratiques sportives en milieu aquatique, pour lesquels la gestion des risques sanitaires suscite une attention particulière. En Europe, l'encadrement juridique de la qualité des eaux de baignades repose sur la directive européenne 2006/7/CE¹, transposée en droit français dans le Code de la santé publique en septembre 2008. Elle doit amener, d'ici à 2015, à une évolution progressive des modalités de gestion de la qualité des eaux de baignade en vigueur et à une plus large information du public.

Le Directeur général de la santé (DGS) du ministère de la santé et des sports, le Directeur général de la prévention des pollutions et des risques et le Directeur de l'eau et de la biodiversité du ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire ont saisi l'Afsset le 22 décembre 2006 d'une demande d'évaluation des risques sanitaires liés aux baignades publiques, non encadrées par la réglementation européenne citée ci-dessus et notamment :

- « les bassins de natation et de cure ;
- les eaux captives qui sont soumises à un traitement ou sont utilisées à des fins thérapeutiques ;
- les eaux captives artificielles séparées des eaux de surface et des eaux souterraines. »

¹ Directive 2006/7/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE.

Les risques sanitaires liés aux eaux captives artificielles séparées des eaux de surface et des eaux souterraines ont fait l'objet d'une évaluation dont les résultats sont présentés dans un rapport².

Les risques liés aux bassins de cure et les eaux captives utilisées à des fins thérapeutiques n'ont pas été évalués car ces catégories d'eaux de baignade sont soumises à une réglementation particulière qui les distingue des piscines réglementées.

En accord avec les ministères de tutelle, le champ d'investigation de la présente saisine a été scindé en deux parties : une première partie consacrée à l'évaluation des risques liés aux piscines à usage collectif et relevant de la réglementation française et qui fait l'objet du présent avis et une seconde partie consacrée aux piscines dites « atypiques » et dont l'évaluation fera l'objet d'un prochain rapport d'expertise.

Il est ainsi demandé à l'Afsset de réaliser un inventaire des types de piscines existant à usage collectif et de réaliser une évaluation globale des risques sanitaires en prenant en compte les dangers de nature microbiologique et physicochimique liés à l'eau, à l'air et au sol, les expositions selon les usages, la vulnérabilité des populations et les traitements utilisés.

L'objectif de la demande est d'établir, en fonction du type de piscine :

- des valeurs limites de qualité des eaux ;
- des modalités de surveillance et de contrôle ;
- des règles d'hygiène, de conception et de maintenance des installations ;
- une liste des produits et procédés de traitements autorisés, ainsi que leurs modalités d'utilisation.

2 Organisation de l'expertise

L'Afsset a confié au Comité d'Experts Spécialisés (CES) « Evaluation des risques sanitaires liés à l'eau et aux agents biologiques » l'instruction de cette saisine. Ce dernier a mandaté le groupe de travail « Evaluation des risques sanitaires liés à la qualité, aux produits et procédés de traitement des eaux de piscines » pour la réalisation des travaux d'expertise.

Les travaux d'expertise du groupe de travail ont été présentés régulièrement devant le CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques.

Le rapport du groupe de travail tient compte des observations et des éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Ces travaux d'expertise sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires. Ils ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise » avec pour objectif de respecter les points suivants : compétence, indépendance, transparence et traçabilité.

Le présent avis se fonde, pour les aspects scientifiques sur le rapport final issu de cette expertise collective qui a été approuvé par le comité d'experts spécialisé lors de sa séance du 14/01/2010.

² Risques sanitaires liés aux baignades artificielles, Avis et rapport de l'Afsset, juillet 2009.

3 Avis

La réglementation française relative aux piscines collectives fixe les procédures de déclaration d'ouverture, de contrôle et de maîtrise de la qualité de l'eau, les dispositions relatives à l'hygiène et aux installations sanitaires et les dispositions relatives à l'agrément des nouveaux produits et procédés de désinfection ou de déchloration des eaux de piscines. Le contrôle sanitaire et la maîtrise de la qualité de l'air, l'entretien des sols et des surfaces ne font pas l'objet de dispositions réglementaires. Par ailleurs, l'encadrement et le suivi sanitaire de ces établissements nécessitent une révision de la réglementation au regard de l'évolution des pratiques aquatiques et des nouvelles connaissances en matière de risques physico-chimiques et microbiologiques.

Dans cet objectif, l'évaluation des risques a porté sur les piscines françaises à usage collectif, couvertes ou extérieures, alimentées par l'eau du réseau de distribution publique et assujetties au contrôle sanitaire réglementaire au sens du Code de la santé publique (CSP). Cette catégorie de piscines représente aujourd'hui plus de 16 000 établissements en France.

Les recommandations proposées dans le présent avis sont basées sur les résultats de l'expertise collective réalisée à partir des données disponibles sur les piscines françaises. Elles prennent en compte les réglementations, recommandations et normes européennes et internationales en vigueur.

Les produits de désinfection visés par le présent avis ne sont pas encore soumis à évaluation au titre de la directive biocide 98/8 pendant la période transitoire. Ultérieurement la plupart des substances biocides seront soumises à évaluation.

3.1 Terminologie

La terminologie retenue par l'Afsset pour le terme « piscine » est celle proposée par la commission P91L de l'AFNOR, selon laquelle : « *une piscine est un bassin artificiel, étanche, dans lequel se pratiquent des activités aquatiques et dont l'eau est filtrée, désinfectée et désinfectante, renouvelée et recyclée, ainsi que tous les équipements strictement nécessaires à son fonctionnement* ».

3.2 Populations, voies et scénarii d'exposition

Les populations susceptibles d'être exposées à des dangers liés aux piscines peuvent être regroupées selon différentes catégories prenant en compte l'âge et la fréquence d'exposition :

- très jeunes enfants (moins de 2 ans) ;
- enfants (2-15 ans) ;
- adultes (plus de 15 ans) ;
- nageurs sportifs enfants (6-15 ans) ;
- nageurs sportifs adultes (plus de 15 ans) ;
- nageurs de haut niveau (plus de 15 ans) ;
- travailleurs (maîtres nageurs et personnel technique).

Chaque catégorie de population peut être exposée selon trois voies d'exposition :

- orale : ingestion accidentelle ou volontaire de l'eau ;
- respiratoire : inhalation d'aérosols ;
- cutanéomuqueuse : par contact avec l'eau et les surfaces.

La voie d'exposition cutanéomuqueuse n'a pas été considérée dans les calculs de risques physico-chimiques, du fait de l'absence de valeurs toxicologiques de référence (VTR) spécifiques à cette voie.

Tenant compte de chaque catégorie de population et de chaque voie d'exposition, des scénarii d'exposition moyens³ et maximalistes⁴ ont été élaborés pour réaliser l'évaluation des risques sanitaires.

3.3 Evaluation des risques sanitaires physico-chimiques

Lorsqu'ils sont utilisés pour désinfecter l'eau des piscines, les oxydants tels que les dérivés du chlore, du brome ou l'ozone, peuvent réagir dans l'eau avec les composés organiques azotés libérés par les baigneurs et former de nombreux sous-produits plus ou moins bien identifiés. Parmi eux, seuls les sous-produits dérivés du chlore sont relativement bien connus :

- le chloroforme, le bromodichlorométhane, l'acide dichloroacétique, la N-nitrosodiméthylamine et les ions bromates sont classés cancérogènes (2A ou 2B) par le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) ;
- certains acides halo-acétiques, et trihalométhanes (THM) ainsi que la N-nitrosodiméthylamine, l'hydrate de chloral et les bromates présentent une toxicité pour la reproduction ;
- des études chez les travailleurs et les enfants montrent que les chloramines, en particulier la trichloramine, peuvent être la cause de pathologies respiratoires irritatives et allergiques.

De part leurs effets possibles sur la santé humaine, ces substances ont été jugées prioritaires par le groupe d'experts.

Les résultats de l'évaluation des risques sanitaires montrent que le risque cancérogène lié à l'exposition de chaque sous-produit de désinfection, pris séparément, est négligeable pour toutes les catégories de populations considérées. Cependant, le risque relatif à ces substances en mélange n'a pu être appréhendé, faute d'une méthodologie adéquate prenant en compte les éventuels effets additifs et/ou synergiques susceptibles d'accroître la probabilité de risque chez certaines populations.

Concernant le chloroforme, bien que les calculs ne mettent pas en évidence d'effet cancérogène, ces résultats sont à prendre avec précaution pour la voie respiratoire. En effet, la concentration moyenne de chloroforme dans l'air retenue dans les calculs est vraisemblablement sous-estimée par rapport à la réalité. En effet les valeurs considérées résultent de mesures réalisées à 1,5 m, alors que le nageur respire dans les 20 cm situés au dessus du niveau de l'eau.

Concernant l'acide dichloro-acétique, selon le scénario moyen, la probabilité de survenue d'un cancer du foie chez les nageurs adultes sportifs et les nageurs de haut niveau apparaît légèrement supérieure à 1/100 000⁵, ce qui justifie des études complémentaires pour préciser les taux d'exposition et confirmer ces résultats.

³ Scénario moyen : il a été tenu compte de valeurs moyennes pour le poids corporel, le nombre d'années d'expositions, les fréquences d'exposition, les volumes d'eau ou d'air absorbés, les concentrations en produits toxiques dans l'eau et dans l'air.

⁴ Scénario maximaliste : correspond à une exposition d'un individu pratiquant une activité intense en piscine tout au long de sa vie.

⁵ Probabilité de survenue d'un cancer : 1 personne sur 100 000.

Concernant les bromates et la N-nitrosodiméthylamine, les valeurs d'exposition sont inconnues actuellement dans les piscines françaises. De fait, une évaluation quantitative des risques n'a pas pu être menée mais, leur VTR étant disponibles, des concentrations maximales ont pu être calculées en considérant un risque acceptable de 1/100 000. Pour les nageurs sportifs et les nageurs de haut niveau, les concentrations maximales résultant des calculs théoriques apparaissent très faible, de l'ordre de quelques microgrammes par litre, mais elles peuvent sembler préoccupantes en termes de risque sanitaire. Aussi, conviendrait-il de recueillir des données d'exposition à partir d'études dans des piscines et dès que ces valeurs seront disponibles, il sera important de les comparer à ces valeurs théoriques afin de mieux caractériser le risque.

Concernant la trichloramine, son exposition augmenterait la fréquence et majorerait la gravité des maladies respiratoires (asthme, bronchites) et de l'eczéma chez les professionnels et les enfants (en particulier avant l'âge de deux ans) fréquentant régulièrement les piscines chlorées, justifiant la mise en place de mesures particulières pour ces deux populations.

3.4 Evaluation des risques microbiologiques

La revue de la littérature scientifique montre que l'incidence de certaines pathologies peut être reliée à l'activité de baignade en piscine. Les infections cutanées (mycoses, dermatoses virales ou bactériennes, verrues plantaires) sont les plus fréquentes, suivies des affections de la sphère ORL (otites, angines, rhinites, conjonctivites), des troubles intestinaux (gastro-entérites) et, dans une moindre mesure, des affections pulmonaires. De rares cas de méningites et d'hépatites virales ont également été recensés.

L'eau, les surfaces, le sol et l'air ambiant des piscines peuvent être des lieux de contamination microbiologique (bactéries, virus, protozoaires et champignons microscopiques). Une partie de celle-ci est d'origine environnementale, mais sa principale source provient des baigneurs, lesquels libèrent naturellement dans l'eau de nombreux germes, parfois pathogènes, par l'intermédiaire de la peau, des phanères ou des sécrétions (fèces, urine, sueur, etc.). Les voies d'exposition concernent principalement l'ingestion d'eau, le contact cutané et, dans une moindre mesure, la voie respiratoire.

Lorsque les mesures d'hygiène et le traitement de l'eau ne sont pas optimaux, il existe un risque d'infections lié à la présence d'agents pathogènes. Cependant, leurs concentrations dans l'eau des piscines sont, pour la plupart, inconnues, de même que les doses minimales infectieuses, les relations doses-effet et les données d'émission et d'exposition relatifs à ces germes. De fait, la caractérisation du risque s'avère très complexe, au regard des nombreuses variables liées à l'hôte (âge, sexe, état de santé général, état nutritionnel etc.), à l'agent pathogène (virulence, capacité à survivre et à se multiplier dans l'eau, résistance aux agents désinfectants, etc.) et au milieu considéré (eau, teneur en désinfectant, nature des surfaces, composition de l'air, présence de biofilm, etc.).

Toutefois, tenant compte des données existantes, certains éléments d'appréciation ont pu être dégagés dans le rapport d'expertise, ce qui a permis d'orienter la réflexion quant aux recommandations relatives aux mesures de gestion des risques sanitaires à mettre en œuvre.

Bien que le risque microbiologique semble être relativement bien maîtrisé dans les piscines collectives au vu du contrôle sanitaire, il faut savoir que certains micro-organismes peuvent s'adapter aux conditions environnementales et acquérir des résistances vis à vis des désinfectants couramment utilisés. De plus, le comportement de certains micro-organismes résistants au chlore (mycobactéries atypiques, *Pseudomonas aeruginosa*, kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*, etc.) diffère de celui des indicateurs de contamination fécale imposés par la réglementation, ce qui justifie leur suivi en particulier.

Concernant la contamination des sols et des surfaces, il existe des microorganismes pathogènes (*Pseudomonas aeruginosa*, dermatophytes, molluscipoxvirus, papillomavirus, etc.), dont on ne peut pas déterminer le risque sanitaire du fait du manque d'information concernant les niveaux d'exposition et d'infectiosité.

Concernant les légionelles, le risque de contamination lié à l'eau des bassins est faible. Le risque sanitaire dans les piscines est lié au risque de colonisation du réseau d'eau chaude sanitaire, et notamment des douches.

Concernant la qualité de l'air, des moisissures (principalement *Cladosporium*, *Penicillium*, *Aspergillus*,) présentes dans l'air ambiant peuvent être à l'origine de pathologies bénignes (allergies, rhinites, etc.) chez les personnes en bonne santé mais s'avérer graves chez les personnes fragilisées (aspergillose invasive).

3.5 Conclusions et recommandations de l'expertise collective

Compte tenu des résultats de l'évaluation des risques, l'Afsset propose un ensemble de mesures en vue de limiter l'exposition des populations concernées, aux dangers physico-chimiques et microbiologiques identifiés. Ces mesures portent sur :

- l'hygiène des baigneurs ;
- l'agencement des locaux ;
- le traitement de l'eau ;
- les paramètres du contrôle sanitaire de l'eau ;
- la gestion de la qualité de l'air ;
- le nettoyage et l'entretien des locaux ;
- l'activité de baignade pour les très jeunes enfants ;
- les recommandations pour les travailleurs.

3.5.1 Hygiène des baigneurs

L'hygiène est l'un des paramètres clés sur lesquels il est nécessaire d'agir pour maîtriser les risques microbiologiques. L'hygiène a un impact direct sur la qualité de l'eau, en termes de contamination microbienne. Elle a un impact indirect sur le niveau de certains polluants toxiques, tels que la trichloramine et les THM, lesquels sont fonction de la quantité de matières organiques azotées contenue dans l'eau et apportées en grande part par les baigneurs.

Par conséquent, l'Afsset estime essentiel que soient appliquées les mesures suivantes, visant à réduire la contamination de l'eau, de l'air et des surfaces :

- le respect des zones de déchaussage ;
- l'utilisation d'un maillot de bain exclusivement réservé à cet effet et le port d'un bonnet de bain ;
- le respect des précautions d'hygiène intime avant la baignade ;
- l'absence de maquillage et autre produit cosmétique ;
- l'obligation de prendre une douche savonnée avant l'accès aux bassins ;
- le passage obligatoire dans un pédiluve doté d'eau désinfectante avant l'accès aux bassins ;
- l'utilisation d'accessoires (lignes d'eau, bouées, etc.) régulièrement entretenus et réservés exclusivement à l'usage de la piscine.

En outre, un nombre croissant d'établissements sont dotés de bassins dont la surface est importante et la profondeur faible. De par ces caractéristiques, la qualité de l'eau de ces

bassins peut être rapidement altérée lorsqu'un grand nombre de baigneurs les fréquentent. De fait, le calcul de la fréquentation moyenne instantanée (FMI), tel que prescrit par la réglementation en vigueur, ne semble plus adapté à la gestion des risques liés à ces équipements. Dans le cas de ces bassins, il serait préférable d'exprimer la FMI en nombre de baigneurs par unité de volume et non par unité de surface.

Enfin, il convient de sensibiliser, les usagers par voie d'affichage, aux règles d'hygiène corporelle et aux risques de contamination inter-baigneurs, en cas d'affections transmissibles.

De plus, l'Afsset déconseille le port des lentilles de contact pendant la baignade en piscine. En effet au regard des risques identifiés, les lentilles de contact peuvent être une source d'aggravation de pathologies oculaires (conjonctivites, kératites) liées aux effets irritants de certains sous produits de désinfection présents dans l'eau et/ou dans l'air. De plus, elles peuvent favoriser la survenue de conjonctivites ou kératites d'origine infectieuse, impliquant des micro-organismes tels que *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*, adénovirus, enterovirus, *Acanthamoeba*).

3.5.2 Agencement des locaux

L'agencement des locaux devrait prévoir un cheminement du public de type « marche en avant », afin d'éviter le croisement des zones «sales» et «propres».

Les locaux, notamment les vestiaires, les sanitaires et les pédiluves, devront être conçus de telle façon à limiter les salissures et faciliter les opérations d'entretien et de nettoyage. Un chauffage basse-température du sol est préconisé.

L'établissement doit comporter au minimum une douche, un pédiluve et un cabinet d'aisance. Le nombre de ces équipements doit être en adéquation avec la fréquentation des bassins.

Les pédiluves devront être alimentés en eau courante et désinfectante contenant une concentration en chlore résiduel de 5 mg.L⁻¹.

Les installations de ventilation devront être régulièrement entretenues dans les piscines couvertes.

Le bac tampon doit être facilement accessible et équipé d'une ventilation mécanique contrôlée efficace; dans le cas des piscines désinfectées au chlore, un système de « strippage »⁶ doit y être installé.

Concernant les matériaux en contact avec l'eau, l'utilisation de matériaux autorisés pour le traitement et la distribution des eaux potables est encouragée.

3.5.3 Traitement de l'eau

L'Afsset préconise de généraliser les étapes de coagulation en amont de la filtration et de mettre en place le suivi de nouveaux indicateurs d'efficacité, tels que la mesure de la turbidité et des spores de bactéries anaérobies sulfito-réducteurs (cf. chap.3.5.4 du rapport).

S'agissant de l'eau des piscines désinfectées par le chlore stabilisé, l'Afsset recommande une concentration comprise entre 2 et 4 mg.L⁻¹ en chlore disponible⁷.

⁶ Strippage : procédé d'extraction de composés volatils par entraînement à l'aide d'un gaz.

⁷ Le chlore disponible correspond à la somme des teneurs en HClO, ClO⁻.

Dans le cas des piscines désinfectées par le chlore non stabilisé, afin de réduire les taux de sous-produits de chloration dans l'eau et dans l'air, une diminution du taux maximal de chlore est envisageable : si les règles d'hygiène sont rigoureusement appliquées et la surveillance de la qualité de l'eau est renforcée (installation de dispositifs d'enregistrement en continu et régulation automatique de la teneur en désinfectant et du pH), il semble possible de d'appliquer les seuils proposés par la norme allemande (0,3 – 0,6 mg L⁻¹).

Concernant les autres désinfectants autorisés (brome, ozone, PHMB), il n'est pas possible actuellement de se prononcer sur les valeurs réglementaires en vigueur, car l'absence de données d'exposition ne permet pas d'évaluer les risques associés à ces produits. Cependant, les données de la littérature montrent que certains sous-produits peuvent entraîner des effets délétères sur la santé, il conviendrait donc d'en tenir compte.

Concernant les pataugeoires, au regard de leurs faibles volumes d'eau et de leur forte fréquentation par les enfants qui représentent une population sensible, il est recommandé que la durée du recyclage de l'eau soit portée à 15 minutes, quelle que soit la surface du bassin.

Concernant l'apport d'eau neuve, l'Afsset recommande le maintien du volume de 30 litres par baigneur et par jour, comme le prescrit la réglementation actuelle. Le renouvellement quotidien de l'eau des pédiluves et des pataugeoires est préconisé. De plus, il est recommandé d'appliquer les durées de recyclage de l'eau, telles que prescrites dans l'article D1332-6 du CSP, pour tous les bassins, quelle que soit leur surface.

Concernant les produits dont l'usage en piscine n'est pas encadré par la réglementation, tels que les algicides et les produits de nettoyage, l'Afsset préconise que soit délivrée par les instances compétentes, une autorisation préalable à leur utilisation en piscine collective.

3.5.4 Paramètres de qualité de l'eau

S'agissant du contrôle sanitaire, l'Afsset recommande :

Pour les paramètres physico-chimiques :

- de remplacer l'indice KMnO₄ par la teneur en carbone organique total (COT). Un seuil maximum de 5 mg.L⁻¹ selon la méthode normalisée, pourrait être fixé à titre expérimental pendant une période de deux ans, afin d'en vérifier la pertinence ;
- la mesure de la turbidité de l'eau : une valeur limite de 0,3 NFU en sortie de filtre est proposée ;
- le suivi de la teneur en THM totaux pour toutes les piscines, équipées ou non de déchloramineurs. Une valeur limite dans l'eau de 0,1 mg.L⁻¹ et une valeur guide de 0,02 mg.L⁻¹ sont proposées, à titre expérimental ;
- de conserver inchangés les autres paramètres physico-chimiques visés par la réglementation.

Le suivi des paramètres micro-biologiques suivants :

- *Escherichia Coli* : absence dans 100 mL ;
- entérocoques intestinaux : absence dans 100 mL ;
- spores de bactéries anaérobies sulfite-réductrices : absence dans 100 mL ; en cas de résultat positif, il conviendra de rechercher *Cryptosporidium* et *Giardia*, notamment si d'autres anomalies indiquant un dysfonctionnement du traitement de l'eau sont détectées ; un bilan à 2 ans pour vérifier la pertinence de ces paramètres est proposé ;
- staphylocoques pathogènes : fixer le seuil à zéro staphylocoque pathogène dans 100 mL pour 90 % des échantillons prélevés au cours des 12 derniers mois, et un seuil limite de 30 UFC/100 mL pour les 10% d'échantillons restants. Ces seuils pourraient être revus en fonction de l'acquisition de nouvelles données. Dans le cas des piscines à ouvertures saisonnières, compte tenu du faible nombre d'analyses, il est proposé de

retenir la valeur de zéro staphylocoques pathogènes dans 100 mL pour 100 % des échantillons ;

- *Pseudomonas aeruginosa* : absence dans 100 mL ;
- supprimer la recherche des bactéries coliformes ou « coliformes totaux ».

L'ensemble des paramètres que l'Afsset recommande de suivre est présenté en Annexe 1.

S'agissant de la surveillance par le gestionnaire de la piscine, l'Afsset recommande :

- le suivi de la qualité de l'eau (analyse et enregistrement automatisé des paramètres physicochimiques et des volumes renouvelés, etc.), de l'air (débit, hygrométrie, etc.) et de l'hygiène des surfaces ;
- le suivi au minimum annuel des légionelles dans l'eau des douches ;
- de consigner dans un carnet sanitaire tous les résultats, anomalies, consommation en réactifs, opérations de maintenance, etc.

3.5.5 Gestion de la qualité de l'air

La présence de chloramines et de THM dans l'air des piscines couvertes désinfectées au chlore nécessite un renouvellement contrôlé de l'air. Compte tenu de la toxicité de ces sous-produits volatils, l'Afsset recommande de classer les piscines collectives dans la catégorie des « bâtiments à pollution spécifique » et d'imposer un débit d'air neuf minimum de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

De plus, l'Afsset recommande d'intégrer au contrôle sanitaire :

- le suivi de la trichloramine dans l'air avec une valeur limite de $0,3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$;
- la température de l'air, l'hygrométrie, le débit de ventilation et le débit d'air neuf ;
- un contrôle annuel des centrales de traitement de l'air.

3.5.6 Nettoyage et entretien des locaux

L'Afsset recommande :

- l'application des bonnes pratiques pour le nettoyage et la désinfection des sols et des surfaces selon une démarche de qualité de type *Hazard Analysis Critical Control Point* (HACCP) ;
- de réaliser le nettoyage et la désinfection des sols et des surfaces selon un protocole standardisé, inspiré de la démarche qualité appliquée en milieu hospitalier ;
- le nettoyage régulier des installations de ventilation.

3.5.7 Activité de baignade pour les très jeunes enfants

Plusieurs études suggèrent une sensibilité accrue de cette population, d'une part aux germes pathogènes, d'autre part aux produits et aux sous-produits chlorés, responsables d'un accroissement du risque de développement d'asthme, de bronchite ou d'eczéma.

3.5.7.1 Cas de l'activité « bébés nageurs »

Au vu des bénéfices que pourrait apporter cette pratique comparés aux risques qu'elle peut faire courir à une population particulièrement vulnérable, l'Afsset appelle à la vigilance sur la pratique de cette activité.

Lorsque cette activité sera pratiquée, l'Afsset recommande :

- que les parents informent le médecin traitant que leur enfant va pratiquer cette activité ;
- qu'il soit préalablement délivré par le médecin traitant un certificat de non contre-indication à cette pratique ;

- de réserver le bassin aux seuls bébés et aux personnes les encadrant pendant toute la durée de l'activité ;
- d'imposer le port d'une couche jetable adaptée au bain.

De plus, afin de préserver la qualité de l'eau, l'Afsset recommande que soient mises en place les mesures suivantes :

Avant l'activité :

- la température de l'eau doit être de 32°C ;
- la température de l'air ambiant devra être accordée à celle de l'eau ;
- l'eau aura dû subir au moins un double recyclage avant le début de la séance ;
- la concentration en chloramines dans l'eau du bassin ne devra pas dépasser 0,2 mg.L⁻¹ ;
- la turbidité devra être au maximum de 0,2 NFU ;
- la ventilation ne devra pas être coupée ou ralentie la nuit qui précède l'activité ;
- si possible, une ventilation en tout air neuf de la piscine et du hall des bassins pendant au moins une heure avant la séance devra être mis en place ;
- une surveillance attentive au bord du bassin pour détecter tout accident fécal et pour dépister toute réaction d'alarme des enfants : pâleur, rougeur, tremblement.

Après l'activité :

- réaliser un recyclage complet du bassin concerné en appliquant la durée imposée par la réglementation en vigueur ;
- porter la teneur en désinfectant résiduel de chlore actif à la concentration maximale autorisée pendant quelques heures ;
- vérifier que les limites fixées pour les paramètres physicochimiques contrôlables *in situ* sont bien respectées (résiduel en chlore, pH, turbidité, etc.) pendant quelques heures.

3.5.7.2 Baignade des jeunes enfants hors activité « bébé nageur »

Concernant l'accueil individuel des jeunes enfants avec leur famille, les conditions relatives à la qualité de l'eau proposées ci-dessus ne peuvent pas être mises en œuvre. Les seules mesures envisageables concernent l'information des parents sur les risques sanitaires et l'intérêt de l'examen médical préalable. L'Afsset ne saurait recommander aux parents d'emmener leurs enfants dans les piscines collectives, tant qu'ils n'auront pas maîtrisés la propreté sphinctérienne.

3.5.8 Recommandations pour les travailleurs

Compte tenu des risques sanitaires identifiés (asthme, rhinite, irritation oculaire, etc.), l'Afsset recommande que le personnel des piscines bénéficie d'un suivi médical renforcé, à l'embauche, pendant la période d'activité, puis après l'arrêt de l'activité. Les critères de cet examen seront à définir par les organismes compétents (sociétés savantes, HAS, etc.).

L'Afsset recommande le suivi de l'exposition à la trichloramine par des mesures régulières de sa concentration dans l'air (cf. *infra*).

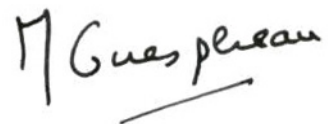
Il est recommandé que les agents chargés de l'entretien, du traitement de l'eau et de la ventilation, reçoivent une formation spécifique à leur poste.

3.5.9 Proposition d'amélioration des connaissances

Plusieurs mesures sont proposées afin d'améliorer les connaissances en vue de compléter l'évaluation des risques sanitaires réalisée dans le rapport d'expertise:

- la création d'une base nationale de données issues du contrôle sanitaire sur la qualité de l'eau et de l'air des piscines (Sise-piscines, par exemple) ;
- l'élaboration de VTR pour les sous-produits de désinfections jugés préoccupants ;
- la construction d'une valeur limite d'exposition professionnelle pour la trichloramine ;
- la réalisation d'études permettant d'obtenir des données d'exposition sur :
 - les sous-produits de désinfection formés dans l'eau et dans l'air des piscines traitées par les désinfectants oxydants, en particulier pour la trichloramine, les THM, l'acide dichloro-acétique, les bromates et la N-nitrosodiméthylamine ;
 - le gradient de concentrations en composés volatils, dans l'atmosphère des piscines, afin de mieux évaluer les valeurs d'exposition.
- la réalisation d'études épidémiologiques prospectives portant sur les populations spécifiques à risques : bébés nageurs, professionnels, nageurs de hauts niveaux et enfants en sports études, personnes souffrant de maladie asthmatique.

Le Directeur général



Martin GUESPEREAU

ANNEXE 1 : Paramètres physico-chimiques et microbiologiques proposés dans le cadre du contrôle sanitaire de l'eau et de l'air des piscines collectives

Paramètres physico-chimiques	Valeur impérative	Valeurs guide
COT (mg.L ⁻¹)	5*	
Turbidité en sortie de filtre (NFU)	0,3	
Chlore actif (mg.L ⁻¹)	0,4 - 1,4	0,3 – 0,6 Si les conditions d'hygiène sont respectées
Chlore disponible dans le cas du chlore stabilisé (mg.L ⁻¹)	2,0 - 4,0	
Chlore combiné (mg.L ⁻¹)	0,6	
Trichloramine dans l'air (mg.m ⁻³)	0,3	
Trihalométanes totaux (mg.L ⁻¹)	0,1*	0,02
Brome résiduel (mg.L ⁻¹)	1,0-2,0	
Ozone résiduel entre le point d'injection de l'ozone et le dispositif de désozonation (mg.L ⁻¹)	0,4	
PHMB (mg.L ⁻¹)	20,0 - 35,0	
pH	6,9 - 8,2 en fonction du désinfectant utilisé	

*valeur fixée à titre expérimental pendant deux ans qui pourra être revue en fonction de nouvelles données

Paramètres microbiologiques	Valeur impérative	Valeurs guide
<i>Escherichia coli</i> (dans 100 mL)	absence	
Bactéries aérobies revivifiables à 36°C (dans 1 mL)	100	
Entérocoques intestinaux (dans 100 mL)	absence	
Spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices Si résultat positif : recherche de <i>Cryptosporidium</i> et <i>Giardia</i> *	absence*	
Staphylocoques pathogènes sur les 12 derniers mois pour les piscines ouvertes à l'année : - dans 90% des échantillons (UFC/100 mL) - dans 10% des échantillons (UFC/100 mL)	absence* 30*	
Staphylocoques pathogènes sur les 12 derniers mois pour les piscines saisonnières: - dans 100% des échantillons (UFC/100 mL)	absence*	
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (dans 100 mL)	absence	

*valeur fixée à titre expérimental pendant deux ans qui pourra être revue en fonction de nouvelles données

Evaluation des risques sanitaires liés aux piscines

Partie I : piscines réglementées

Saisine n° « 2006/11 »

Rapport final

CES « Evaluation des risques liés aux eaux et aux agents biologiques »

Groupe de travail « Evaluation des risques sanitaires liés à la qualité, aux produits et procédés de traitement des eaux de piscines »

Mai 2010

MOTS CLÉS

Piscines publiques, eau de piscine, risques pour la santé, risques pour les travailleurs, traitement de l'eau, risques microbiologiques, risques chimiques, sous-produits de chloration, désinfection de l'eau

PRÉSENTATION DES INTERVENANTS

AFSSET

Coordination de l'expertise et participation à la rédaction du rapport :

Melle Carole CATASTINI. Dr es Sciences - Chef de projets scientifiques.

Mme Estelle WESTERBERG. Master Systèmes aquatiques et gestion de l'eau à l'Ecole des Ponts et Chaussée - Chargée de projets scientifiques.

Contribution scientifique et participation à la rédaction du rapport :

M. Laurent BODIN. Dr en Pharmacie, Dr es Sciences, Chef de projets scientifiques.

Melle Vanessa LURIENNE. Dr en Pharmacie - Chargée de projets scientifiques.

Mme Sylvie ZINI. Dr en Pharmacie, Dr es Sciences - Chef de l'unité Eau et Agents Biologiques.

Secrétariat administratif, bibliographie :

Mme Séverine BOIX

Melle Sophie GUITTON

GROUPE DE TRAVAIL «EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIÉS À LA QUALITE, AUX PRODUITS ET PROCÉDES DE TRAITEMENT DES EAUX DE PISCINES»

Présidente :

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT. Professeur de santé publique, Responsable du laboratoire Santé Publique et Environnement de la Faculté de Pharmacie à l'Université d'Auvergne - Santé publique et épidémiologie.

Vice-président :

M. Bernard TRIBOLLET. Ingénieur de l'École Supérieure d'Électricité, Docteur d'État, Directeur de Recherches à l'Université Paris VI au Laboratoire Interfaces et Systèmes Electrochimiques - Biofilms, entartrage, corrosion des matériaux en milieux naturels.

Membres :

M. Eric BEN-BRIK. Médecin enseignant-chercheur en Santé au Travail, chercheur rattaché au laboratoire de chimie et de microbiologie de l'Eau de l'université de Poitiers.

M. Laurent BEUGNET. Médecin référent de la Direction de la Jeunesse et des Sports de la mairie de Paris en charge des personnels et des établissements aquatiques. Médecin du travail.

M. Jean-Luc BOUDENNE. Maître de conférences. Université de Provence, Equipe Chimie de l'Environnement Continental, Laboratoire Chimie Provence (UMR6264) - Métrologie des eaux, chimie et qualité des eaux.

M. Pierre-Jean CABILLIC. Ingénieur de l'Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEE) et Ingénieur du Génie Sanitaire. Retraité- Qualité des eaux, process de traitement, gestion des risques sanitaires.

M. Gérard CABRIEL. Technicien sanitaire chef. Direction départementale des affaires sanitaires et sociales (DDASS) des Alpes-Maritimes Contrôle sanitaire des piscines.

M. Paul CHAMBON. Professeur Honoraire de Toxicologie à la Faculté de Pharmacie de Lyon.

M. Dany CHEVALIER. Maître de conférences en Toxicologie à la Faculté de Pharmacie de Lille.

M. Joseph DE LATT. Professeur de chimie à l'Université de Poitiers, Responsable de la spécialité «Traitement des Eaux et des Nuisances» à l'Ecole supérieure des ingénieurs de Poitiers (ESIP).

Mme Françoise ENKIRI. Ingénieur hygiéniste. Membre du laboratoire d'hygiène de la ville de Paris (LHVP) - Microbiologiste, réalisation d'enquête sanitaire.

M. Fabien GERARDIN. Membre de l'INRS - Génie des procédés, santé au travail, recherche de procédés alternatifs, photocatalyse appliqués aux chloramines.

M. Bertrand GOMBERT. Docteur en chimie et microbiologie de l'eau. Ingénieur de recherche à l'université de Poitiers - Chimie de l'eau.

M. Alcime LE GUENNIC. Ingénieur principal d'études sanitaires. Responsable au service santé environnement de la DDASS de Loire Atlantique de l'équipe «Eaux potables, eaux de loisirs et légionelles» - Contrôle sanitaire des piscines.

M. Jean-François MERIC. Responsable du laboratoire de contrôle des établissements thermaux de Balaruc-les-Bains - Microbiologiste.

M. Maurice MILLET. Docteur en chimie physique. Professeur des universités - Chimie de l'environnement atmosphérique.

Mme Juliette MOUQUET. Ingénieur d'étude sanitaire, DDASS Bas Rhin. Ingénieur en charge de la cellule eaux de loisirs et légionelles.

M. Daniel PERDIZ. Pharmacien, spécialiste en génotoxicologie. Maître de conférences au sein de l'université de Paris XI, Chatenay Malabry. Membre du laboratoire Santé Publique - Environnement.

Mme Sylvie RAUZY. Docteur en hydrologie. Responsable qualité au sein de l'office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) - Chimie de l'eau. Chimie analytique

Mme Claire RICHARD. Docteur en génie chimique. Directrice du laboratoire de photochimie moléculaire et macromoléculaire de l'université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand. Photochimie.

M. Robert TARDIF. Docteur en santé communautaire (Toxicologie de l'environnement). Professeur titulaire au département de santé environnementale et santé au travail, Université de Montréal - Toxicologie.

ADOPTION DU RAPPORT PAR LE COMITE D'EXPERTS SPECIALISE

Les travaux menés par le groupe de travail «Evaluation des risques liés à la qualité, aux produits et procédés de traitements des eaux de piscines» ont été présentés au CES «Evaluation des risques liés aux eaux et aux agents biologiques» pour avis et commentaires lors des séances des 1^{er} octobre 2007, des 4 février, 7 avril, 1^{er} septembre 2008 et 2 mars, 12 mai, 5 octobre, 2 novembre, 7 décembre 2009 et 10 janvier 2010.

AUDITIONS

AFNOR : M. Gregory BERTHOU, secrétaire de la norme P91L sur la terminologie piscine

DDASS des Yvelines : Melle Gaëlle LAGADEC, ingénieur du génie sanitaire

Fédération Française de Natation (FFN) : M. Bernard BOULLE, directeur technique adjoint

Société Aquasource : M. GARCIA, commercial

Société CIFEC : M. Luc DERREUMAUX, président directeur général

Société CILLIT : M. BERNHARD, directeur technique

Université Paul Cézanne, Marseille : M. Philippe MOULIN, Professeur

SOMMAIRE

PRÉSENTATION DES INTERVENANTS	3
SOMMAIRE	6
EXPERTISE COLLECTIVE : SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS	13
TABLE DES ILLUSTRATIONS	24
GLOSSAIRE	26
ABRÉVIATIONS	29
1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine	31
1.1 Contexte	31
1.2 Objet de la saisine	31
1.3 Modalités de traitement de la saisine : moyens mis en œuvre et organisation	32
2 Terminologie et typologie des piscines	33
2.1 Terminologie	33
2.1.1 Définition française du terme « piscine »	33
2.1.2 Définitions du terme « piscine » à l'étranger	33
2.1.3 Définition retenue	34
2.2 Typologie.....	34
2.2.1 Nature de l'eau d'alimentation.....	34
2.2.2 Usage de la piscine	35
2.2.3 Localisation du bassin	36
2.2.4 Activités.....	37
3 Réglementation en vigueur en France et à l'étranger	38
3.1 En France	38
3.1.1 Procédures administratives.....	39

3.1.2 Mesures de maîtrise de la contamination apportée par les baigneurs	39
3.1.2.1 Hydraulicité.....	39
3.1.2.2 Traitement de l'eau.....	40
3.1.3 Qualité de l'eau	41
3.1.4 Suivi sanitaire	42
3.1.4.1 Surveillance sanitaire par l'exploitant	42
3.1.4.2 Contrôle sanitaire de l'Etat.....	42
3.1.5 Qualité de l'air ambiant	42
3.1.6 Qualité des sols et des surfaces	43
3.2 Etude comparative des réglementations à l'étranger	43
3.2.1 Qualité de l'eau	43
3.2.2 Fréquentation maximale instantanée.....	44
3.2.3 Conclusion	45

4 Mode de fonctionnement d'une piscine à usage collectif52

4.1 Traitement de l'eau	52
4.1.1 Système de recirculation	53
4.1.2 Apport d'eau neuve	53
4.1.3 Filtration	53
4.1.4 Désinfection	55
4.1.4.1 Chlore	56
4.1.4.2 Acide isocyanurique et ses dérivés	59
4.1.4.3 Brome.....	60
4.1.4.4 Ozone	60
4.1.4.5 Chlorhydrate de polyhexaméthylène biguanide.....	61
4.1.4.6 Autres procédés de désinfection non autorisés en France	62
4.1.5 Traitements chimiques complémentaires, hormis le traitement des sous-produits de désinfection	62
4.1.6 Traitements complémentaires visant à éliminer les sous-produits de désinfection	62
4.1.7 Vidange du bassin	64
4.2 Traitement de l'air	65
4.3 Traitements des surfaces	65

4.4 Conclusion 66

5 Evaluation des risques physico-chimiques 67

5.1 Identification des dangers 67

5.1.1 Dangers chimiques apportés par les baigneurs 67

5.1.2 Dangers liés aux produits de traitement de l'eau 68

5.1.2.1 Correcteurs de pH et flocculants 68

5.1.2.2 Produits de désinfection 68

5.1.3 Dangers liés aux sous-produits de désinfection 72

5.1.3.1 Sous-produits de chloration 73

5.1.3.2 Sous-produits d'ozonation 84

5.1.3.3 Sous-produits de bromation 86

5.1.4 Autres dangers physico-chimiques 86

5.1.4.1 Produits d'entretien des plages et des structures environnantes de la piscine 86

5.1.4.2 Produits cosmétiques et crème solaire 86

5.1.4.3 Produits colorants 87

5.1.5 Conclusion sur les dangers liés aux sous-produits de désinfection 87

5.2 Valeurs toxicologiques de référence des substances définies comme prioritaires 88

5.2.1 Trichloramine 88

5.2.2 Chloroforme 89

5.2.3 Chlorodibromomethane, Bromodichloromethane et Bromoforme .. 89

5.2.4 Acide monochloroacétique 89

5.2.5 Acide dichloroacétique 89

5.2.6 Acide trichloroacétique 90

5.2.7 Acide monobromoacétique 90

5.2.8 Acide dibromoacétique 90

5.2.9 Les ions bromates 90

5.2.10 N-nitrosodiméthylamine 91

5.2.11 Hydrate de chloral 91

5.2.12 Conclusion 91

5.3 Exposition 92

5.3.1 Populations exposées 92

5.3.1.1 Typologie des populations concernées 92

5.3.2	Voies d'exposition	93
5.3.2.1	Voie orale	93
5.3.2.2	Voie cutanéomuqueuse	94
5.3.2.3	Voie respiratoire	94
5.3.3	Scenario moyen d'exposition	95
5.3.4	Scenario maximum	99
5.3.4.1	Synthèse des scénarii d'exposition	100
5.4	Quantification des risques liés aux substances chimiques	102
5.4.1	Méthodologie	102
5.4.1.1	Calcul des doses journalières d'exposition	102
5.4.1.2	Calcul des risques	103
5.4.1.3	Concentrations des substances prioritaires	103
5.4.2	Résultats de l'évaluation quantitative des risques physico-chimiques	104
5.4.2.1	Chloroforme	104
5.4.2.2	Acides haloacétiques	105
5.4.2.2.1	Acide monochloroacétique	118
5.4.2.2.2	Acide dichloroacétique	119
5.4.2.2.3	Acide trichloroacétique	121
5.4.2.2.4	Acide dibromoacétique	122
5.4.2.3	Cas des ions bromates et de la N-nitrosodiméthylamine	109
5.4.3	Estimation des incertitudes	110
5.4.4	Discussion	111
5.4.5	Conclusion	114
6	Evaluation des risques liés aux dangers microbiologiques	115
6.1	Dangers bactériens	117
6.1.1	Escherichia coli, sérotype O157:H7	117
6.1.2	Shigella	119
6.1.3	Salmonella	120
6.1.4	Campylobacter jejuni	122
6.1.5	Yersinia enterocolitica	123
6.1.6	Aeromonas hydrophila	124
6.1.7	Staphylococcus aureus	126

6.1.8	Streptococcus pyogenes	128
6.1.9	Pseudomonas aeruginosa	129
6.1.10	Mycobactéries atypiques	131
6.1.11	Legionella pneumophila	133
6.2	Dangers viraux	136
6.2.1	Norovirus	136
6.2.2	Virus de l'hépatite A	137
6.2.3	Adénovirus	139
6.2.4	Rotavirus	140
6.2.5	Astrovirus	141
6.2.6	Entérovirus	142
6.2.7	Molluscipoxvirus	144
6.2.8	Papillomavirus	144
6.3	Dangers liés aux protozoaires et pathologies associées ...	145
6.3.1	Les protozoaires d'origine fécale	145
6.3.1.1	Giardia duodenalis	145
6.3.1.2	Cryptosporidium	147
6.3.2	Les protozoaires d'origine environnementale	149
6.3.2.1	Naegleria fowleri	149
6.3.2.2	Acanthamoeba	150
6.4	Dangers liés aux champignons microscopiques et pathologies associées	152
6.4.1	Candida albicans	152
6.4.2	Les dermatophytes	154
6.4.3	Les moisissures de l'air intérieur	155
6.5	Exposition	157
6.5.1	Voies d'exposition	157
6.5.2	Populations exposées	157
6.5.3	Exposition des professionnels	158
6.6	Caractérisation des risques microbiologiques	158
6.7	Conclusion	159
7	Recommandations	162
7.1	Hygiène des baigneurs	162

7.2	Agencement, entretien et nettoyage des locaux et des installations	163
7.3	Traitement de l'eau	165
7.4	La qualité de l'eau : paramètres et limites	167
7.4.1	Paramètres physico-chimiques.....	167
7.4.2	Sur la qualité microbiologique	169
7.5	La qualité de l'air	171
7.6	Suivi de l'état sanitaire des piscines par l'exploitant.....	172
7.7	Le cas particulier des très jeunes enfants	172
7.7.1	L'accueil en groupe dans le cadre de l'activité « bébé nageur »....	173
7.7.2	Accueil individuel hors activité « bébés nageurs ».....	174
7.8	Surveillance médicale des personnels des piscines	175
7.9	Formation du personnel.....	176
7.10	Proposition d'amélioration des connaissances	176
Bibliographie.....		178
Annexe 1	: Lettre de saisine	202
Annexe 2	: Présentation de la Direction générale de la santé du 03 juillet 2007.....	205
Annexe 3	: Synthèse des déclarations publiques d'intérêts des experts par rapport au champ de la saisine	214
Annexe 4	: Description des procédés de désinfection utilisés à l'étranger mais non encore autorisés en France	220
Annexe 5	: Propriétés physico-chimiques des principaux sous-produits de désinfection	224
Annexe 6	: Valeurs toxicologiques de référence existant pour les sous-produits jugés prioritaires	225
Annexe 7	: Méthodologie utilisée pour le choix des valeurs toxicologiques de référence des substances définies comme prioritaires	229

**Annexe 8 : Eléments de réflexion pour la rédaction des procédures
d'entretien et de nettoyage230**

EXPERTISE COLLECTIVE : SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS

Expertise collective : synthèse et conclusions

Saisine n° 2006/11

EXPERTISE COLLECTIVE : SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS

Relatif à « Evaluation des risques sanitaires liés aux piscines »

Saisine Afsset n° « 2006/11 »

Ce document synthétise les travaux du groupe de travail « Evaluation des risques liés à la qualité, aux produits et procédés de traitements des eaux de piscines » et présente les éventuels compléments du Comité d'Experts Spécialisés.

1 Présentation de la question posée

Le Directeur général de la santé (DGS) du ministère de la santé et des sports, le Directeur général de la prévention des pollutions et des risques et le Directeur de l'eau et de la biodiversité du ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire ont saisi l'Afsset le 22 décembre 2006 d'une demande d'évaluation des risques sanitaires liés aux baignades publiques non encadrées par la réglementation en vigueur et notamment :

- les bassins de natation et de cure ;
- les eaux captives qui sont soumises à un traitement ou sont utilisées à des fins thérapeutiques ;
- les eaux captives artificielles séparées des eaux de surface et des eaux souterraines.

Le champ d'investigation de la présente saisine a été limité « aux bassins de natation et de cure » ; l'évaluation des risques sanitaires liés aux autres types d'eau ayant été réalisée dans une précédente expertise¹.

Il est demandé de réaliser un inventaire des types de piscines existant et d'identifier les risques sanitaires qui leur sont associés.

La DGS demande également une évaluation globale des risques sanitaires liés aux piscines en prenant en compte les dangers de nature microbiologique et physicochimique liés à l'eau, à l'air et au sol, les expositions selon les usages, la vulnérabilité des populations et les traitements utilisés.

L'objectif de la demande est d'établir, en fonction du type de piscine :

- des valeurs limites de qualité des eaux ;
- des modalités de surveillance et de contrôle ;
- des règles d'hygiène, de conception et de maintenance des installations ;
- une liste des produits et procédés de traitements autorisés, ainsi que leurs modalités d'utilisation.

¹ Afsset, 2009, Risques sanitaires liés aux baignades artificielles.

2 Organisation de l'expertise

L'Afsset a confié au Comité d'Experts Spécialisés (CES) « Evaluation des risques sanitaires liés à l'eau et aux agents biologiques » l'instruction de cette saisine. Ce dernier a mandaté le groupe de travail « Evaluation des risques sanitaires liés à la qualité, aux produits et procédés de traitement des eaux de piscines » pour la réalisation des travaux d'expertise.

Les travaux d'expertise du groupe de travail ont été soumis régulièrement au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques. Le rapport du groupe de travail tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

Ces travaux d'expertise sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires. Ils ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise » avec pour objectif de respecter les points suivants : compétence, indépendance, transparence, traçabilité.

3 Méthode de l'expertise

L'expertise porte sur les piscines alimentées par l'eau du réseau de distribution publique et réglementées au sens de l'article D1332-1 du code de la santé publique (CSP). Ses conclusions sont résumées dans la présente note.

L'expertise a été menée sur la base d'une revue de la bibliographie scientifique nationale et internationale, complétée par des informations techniques collectées par l'Afsset lors d'auditions et grâce à l'expérience de terrain des experts.

L'évaluation des risques sanitaires liés aux « piscines réglementées » comporte l'identification des dangers physico-chimiques et microbiologiques des eaux, de l'air et des surfaces, l'identification des populations exposées et la description des différentes voies d'exposition.

Une évaluation quantitative des risques a été réalisée sur la base des données disponibles pour les paramètres physicochimiques présents dans l'eau et l'air des piscines réglementées. L'évaluation des risques microbiologiques n'a pu être réalisée en raison de l'absence de données suffisantes.

Enfin, des recommandations visant à optimiser la gestion de la qualité de l'eau, de l'air et des surfaces dans les piscines ont été proposées. Ces mesures portent sur l'hygiène des baigneurs, l'agencement et l'entretien des locaux, le traitement de l'eau, la gestion de la qualité de l'eau et de l'air et l'accueil des très jeunes enfants.

4 Résultats de l'expertise collective

4.1 Terminologie et typologie des piscines

Les experts se sont attachés à établir une typologie des différentes catégories de piscines existantes en France.

La terminologie retenue par les experts est celle élaborée par la commission P91L de l'AFNOR relative à la terminologie piscine, qui est commune à la majorité des professionnels des piscines. Une piscine est définie comme « un bassin artificiel, étanche, dans lequel se pratiquent des activités aquatiques et dont l'eau est filtrée, désinfectée et désinfectante,

renouvelée et recyclée, ainsi que tous les équipements strictement nécessaires à son fonctionnement ».

La typologie des piscines proposée distingue différents types de piscines selon :

- la nature de l'eau d'alimentation ;
- l'usage de la piscine (privée, familiale, publique) ;
- la localisation du bassin (couverte, extérieure ou mixte) ;
- l'activité (sport, loisirs, thermalisme).

Tenant compte de cette typologie, les experts ont décidé de limiter le champ d'investigation aux piscines alimentées par de l'eau du réseau de distribution publique, couvertes et d'extérieur dont l'usage est collectif et sportif.

4.2 Réglementation

Un recensement des principales dispositions réglementaire relatives aux piscines françaises a été réalisé en tenant compte des éléments listés ci-dessous :

- les procédures administratives d'autorisation et de fermeture ;
- les mesures de maîtrise de la contamination apportée par les baigneurs : hydraullicité, traitement de l'eau ;
- la qualité des eaux de bassin ;
- l'organisation du suivi sanitaire ;
- la qualité de l'air ambiant des locaux ;
- la qualité des sols et des surfaces des locaux.

La première réglementation relative aux piscines date de 1947. Le cadre réglementaire actuellement en vigueur a été établi en 1981, puis a été complété et codifié dans le CSP mais n'a pas été réévalué.

La qualité de l'air, l'hygiène des sols et des surfaces des piscines à usage collectif et sportif n'est pas réglementée.

Une étude comparative des réglementations, des recommandations et des normes européennes et internationales relatives à la qualité physico-chimique et microbiologique spécifiques à l'eau des bassins a été réalisée.

In fine, l'objectif était d'orienter la réflexion et les travaux d'évaluation des risques en vue d'une révision de la réglementation française.

4.3 Mode de fonctionnement d'une piscine à usage collectif

L'eau d'alimentation des piscines est traitée, afin d'obtenir une qualité respectant les exigences sanitaires définies par le CSP.

En France, le circuit hydraulique permettant le traitement de l'eau d'une piscine à usage collectif comprend généralement :

- un système de recirculation de l'eau du bassin, afin de maintenir la qualité de l'eau ;
- un apport quotidien d'eau neuve via un bac tampon permettant le pompage et le traitement de l'eau dans de bonnes conditions hydrauliques ;
- un système de traitement comprenant généralement une filtration (destinée à retenir les matières minérales et organiques en suspension, ainsi que certains microorganismes)



3 / 11

- puis une désinfection par des produits autorisés à savoir : chlore, brome, ozone ou chlorhydrate de polyhexaméthylène biguanide ;
- des traitements chimiques complémentaires pour corriger le pH, la dureté, pour éliminer les algues ou neutraliser les excès de désinfectants ;
- des traitements additionnels pour éliminer certains sous-produits de désinfection ;
- une vidange pour les rejets quotidiens et pour la vidange périodique du bassin pour opérer un nettoyage complet des bassins et des installations.

Un traitement de l'air est indispensable pour diminuer les concentrations en polluants, filtrer les éventuelles impuretés présentes, assurer le chauffage et la déshumidification de l'air et garantir le confort de l'utilisateur et des personnels.

Les sols et les surfaces doivent être également nettoyés et traités, afin de les décontaminer et de détruire les microorganismes qui y sont présents.

4.4 Evaluation des risques physicochimiques

4.4.1 Identification des dangers

L'eau d'alimentation des bassins, du circuit hydraulique, des baigneurs, du personnel technique, de l'air, des produits de traitements ou de tout autre élément entrant dans l'environnement de la piscine peuvent être source de dangers physico-chimiques.

L'évaluation des risques a porté essentiellement sur les dangers liés aux baigneurs, aux produits et aux sous-produits de désinfection.

Il existe un grand nombre de sous-produits de désinfection susceptibles d'être formés dans l'eau et dans l'air d'une piscine. Compte tenu des données toxicologiques disponibles, certains composés ont été jugés prioritaires. Ces sous-produits de désinfection sont principalement formés dans des piscines couvertes et désinfectées au chlore représentant les établissements majoritaires en France.

Les composés prioritaires retenus dans l'évaluation des risques sanitaires sont les suivants :

- les chloramines ;
- les trihalométhanes ;
- les acides haloacétiques ;
- les ions bromates ;
- l'hydrate de chloral ;
- la N-nitrosodiméthylamine.

4.4.2 Voies d'exposition et populations exposées

Les voies d'exposition considérées pour l'évaluation des risques sont :

- la voie orale (ingestion accidentelle ou volontaire de l'eau) ;
- la voie cutané-muqueuse par contact avec l'eau et les surfaces ;
- la voie respiratoire (inhalation d'aérosols).

La voie cutané-muqueuse n'a pas été considérée dans les calculs de risques du fait de l'absence de méthodologie validée pour l'élaboration de valeur toxicologique de référence pour cette voie.

Les populations exposées ont été définies selon la fréquence d'exposition et l'âge. Sept catégories de populations ont ainsi été définies :

- bébés nageurs ;
- enfants ;



- adultes ;
- nageurs sportifs enfants ;
- nageurs sportifs adultes ;
- nageurs de haut niveau ;
- personnel (maîtres nageurs et personnel technique).

4.4.3 Caractérisation des risques physicochimiques

En l'état des connaissances scientifiques actuelles, et des données disponibles, les résultats de l'évaluation des risques physicochimiques montrent que l'exposition aux sous-produits de désinfection jugés prioritaires ne peut être associée à un risque cancérigène détectable, quelle que soit la population envisagée, sauf dans le cas de l'acide dichloroacétique pour les nageurs adultes sportifs et les nageurs de haut niveau pour lesquels la probabilité d'apparition d'un cancer du foie serait légèrement supérieure à la valeur de risque acceptable de 10^{-6} .

S'agissant des autres effets critiques considérés (hépatotoxicité, diminution du poids de certains organes, etc.) et compte tenu des données disponibles, les calculs n'ont pas permis de détecter de risque supplémentaire pour les populations sélectionnées. Cependant, plusieurs études suggèrent que l'exposition aux produits et sous-produits de désinfection en particulier la trichloramine, pourraient avoir des effets néfastes sur la santé, notamment en favorisant le développement de maladies asthmatiques chez les bébés nageurs et les professionnels travaillant dans les piscines.

Le risque a été évalué pour chaque substance prise séparément et non pas en mélange. Or, des effets additifs ou synergiques peuvent avoir lieu selon les substances et selon leur mécanisme d'action plus ou moins similaire, ce qui pourrait accroître la probabilité d'apparition de pathologies dans certaines catégories de populations retenues par le groupe de travail.

4.5 Evaluation des risques microbiologiques

4.5.1 Identification des dangers

La source des dangers microbiologiques liés aux piscines est soit d'origine humaine soit d'origine environnementale. Les baigneurs constituent la source principale de contamination (microorganismes fécaux, cutanés, etc.).

Des agents pathogènes susceptibles d'être contractés en piscines ont été identifiés parmi les bactéries, les virus, les protozoaires et les champignons microscopiques.

Les pathologies associées aux baignades en piscine, décrites dans la littérature, correspondent le plus souvent à des infections cutanées : mycoses, dermatoses virales (dont les verrues plantaires) ou bactériennes. Viennent ensuite les otites, angines, rhinites, conjonctivites puis les gastroentérites et les pneumopathies. Enfin, de rares cas de méningites (virales ou amibiennes) et d'hépatites A ont été rapportés.

4.5.2 Populations exposées et voies d'exposition

Les populations exposées et les voies d'exposition sont similaires à celles répertoriées pour les dangers physico-chimiques.

4.5.3 Caractérisation des risques microbiologiques

L'évaluation quantitative d'un risque sanitaire lié à un microorganisme nécessite, pour un danger identifié, de disposer de données relatives à son occurrence, à sa dose infectante et aux



5 / 11

populations et voies d'exposition. Or, concernant les piscines, de nombreuses données sont absentes :

- les niveaux de concentrations en microorganismes présentant un danger pour les populations fréquentant les piscines sont pour la plupart inconnus de même que les doses minimales infectieuses ;
- l'exposition des populations est à ce jour très peu documentée et insuffisamment modélisée (connaissances insuffisantes sur les concentrations en pathogènes, dose-réponses, etc.).

Aussi, l'insuffisance des données ne permet pas à ce jour une évaluation quantitative des risques microbiologiques.

Toutefois, une méthode d'évaluation qualitative du risque a été proposée et certains éléments d'appréciation ont pu être dégagés, afin d'orienter la réflexion quant aux mesures de gestion des risques à mettre en place.

4.6 Conclusions et recommandations de l'expertise collective

Compte tenu des résultats de l'analyse des risques, il est proposé des mesures qui visent à optimiser la gestion de la qualité de l'eau, de l'air et des surfaces dans les piscines, en vue de limiter l'exposition des populations concernées aux dangers physiques, chimiques et microbiologiques identifiés dans le présent rapport.

Ces mesures portent sur :

- l'hygiène des baigneurs ;
- l'agencement, l'entretien et le nettoyage des locaux ;
- le nettoyage et l'entretien des surfaces ;
- le traitement de l'eau (hydraulicité, apport d'eau neuve, filtration, désinfection et traitements complémentaires) ;
- la gestion de la qualité de l'air (renouvellement, hygrométrie et température).

L'hygiène des baigneurs a un impact direct sur la qualité de l'eau et indirect sur celle de l'air dans les établissements. Il est donc essentiel de sensibiliser les usagers et de veiller au respect de règles élémentaires d'hygiène corporelle avant l'accès aux bassins, incluant notamment :

- le respect des zones de déchaussage ;
- l'utilisation d'un maillot de bain exclusivement réservé à cet effet ;
- le port d'un bonnet de bain ;
- le respect des précautions intimes ;
- l'absence d'utilisation de produits cosmétiques ;
- la prise obligatoire d'une douche savonnée avant l'accès aux bassins.

De plus, les gestionnaires des piscines devront attirer l'attention des baigneurs sur les risques de contamination inter-baigneurs et sur l'interdiction d'accès aux bassins pour toute personne présentant des infections cutanées ou des symptômes apparents de maladies transmissibles.

Compte tenu de l'évolution des pratiques et de la structure des bassins, il serait souhaitable d'exprimer la fréquentation moyenne instantanée (FMI) en baigneur par unité de volume (m^3) et de la compléter par une fréquentation maximale journalière plus représentative de la pollution apportée par les baigneurs.

L'agencement et la conception des vestiaires, des annexes sanitaires et des pédiluves doivent permettre de limiter les salissures et de faciliter les opérations d'entretien et de nettoyage. Les experts préconisent :

- une conception des bâtiments favorisant leur nettoyage ;
- l'installation de pédiluves alimentés en eau courante et désinfectante (concentration en chlore de 5 mg.L^{-1}) et de douches quelle que soit la surface des bassins ;

- que le bac tampon soit facilement accessible et équipé d'une ventilation mécanique forcée ;
- dans le cas des piscines désinfectées au chlore, la mise en place du strippage au niveau du bac tampon ;
- l'application des bonnes pratiques pour le nettoyage et la désinfection des sols et des surfaces selon une démarche de qualité de type Hazard Analysis Critical Control Point (HACCP) ;
- le nettoyage régulier des installations de ventilation (grilles d'aération, etc.), afin de limiter l'émission de moisissures allergènes dans l'air (*Aspergillus*, etc.) ;
- la régulation du débit d'air en fonction du nombre de nageurs présents.

Le traitement de l'eau est nécessaire pour garantir une bonne limpidité et réduire à un niveau acceptable la pollution apportée par les baigneurs. Les performances de la désinfection et la qualité sanitaire de l'eau, puis indirectement celle de l'air, dépendent de l'efficacité de la filtration, particulièrement pour la rétention des matières organiques en suspension et des protozoaires. Les experts préconisent de généraliser les étapes de coagulation en amont de la filtration et mettre en place le suivi de nouveaux indicateurs d'efficacité, tels que la turbidité et les spores de micro organismes anaérobies sulfite-réducteurs.

Pour des raisons de sécurité, les conditions d'utilisation des produits de désinfection méritent d'être mieux encadrées. L'installation de dispositifs d'enregistrement et de régulation automatique en continu de la teneur en désinfectant et du pH est recommandée.

Une concentration comprise entre 2 à 4 mg.L⁻¹ en chlore disponible dans le cas des piscines désinfectées par du chlore stabilisé est proposée. Une révision à la baisse de la concentration maximale en chlore dans le cas des piscines désinfectées par du chlore non stabilisé est envisageable. Elle irait dans le sens d'une amélioration de la qualité de l'eau et de l'air pour ce qui concerne la formation de sous-produits, sous la double condition que les règles d'hygiène proposées ci-dessus soient rigoureusement appliquées et que la surveillance de la qualité de l'eau qui incombe à l'exploitant soit effectivement définie.

Aucune modification n'est proposée pour les autres produits de désinfection autorisés car les informations parcellaires à disposition du groupe ne permettent pas d'évaluer la pertinence des concentrations actuellement utilisées.

Aucune évolution des durées de recyclage de l'eau n'est proposée, sauf dans le cas des pataugeoires. Pour celles-ci l'âge de la population exposée, la fréquentation élevée au regard de leurs dimensions et les résultats du contrôle sanitaire justifient que la durée de recyclage de leur eau soit ramenée de 30 à 15 minutes. Il est proposé d'appliquer les cycles de recyclage à tous les bassins quelle que soit leur surface. L'installation de dispositifs permettant la surveillance par l'exploitant des durées de recyclage et leur contrôle par le service de l'Etat compétent doit donc être prescrite.

Le maintien d'un volume de 30 L/baigneur/jour d'apport d'eau neuve dans le bassin de nage et le renouvellement quotidien de l'eau des pédiluves et des pataugeoires sont recommandés. Pour les autres bassins, la fréquence semestrielle de vidange prescrite par la réglementation en vigueur est un minimum à respecter. Cette vidange doit être accompagnée d'un nettoyage et d'une désinfection complète des installations.

Concernant les matériaux en contact avec l'eau, l'utilisation de matériaux autorisés pour le traitement et la distribution des eaux potables est préconisée.

Des produits divers tels que des algicides, dont l'utilisation en piscine n'est pas actuellement réglementée, sont fréquemment ajoutés dans les bassins. La mise en place de dispositions réglementaires qui subordonneraient l'emploi de ces produits à une autorisation préalable est préconisée. Une telle autorisation préalable est également préconisée pour les produits de nettoyage.


7/11

Des modifications des paramètres de qualité de l'eau sont apportées. Il est demandé de mettre en place :

- le suivi du carbone organique total avec un seuil maximal de 5 mg.L^{-1} à titre expérimental, pendant une période de deux ans qui serait mise à profit pour recueillir les éléments permettant d'en vérifier la pertinence ;
- le suivi de la turbidité de l'eau avec une valeur limite de 0,3 NFU ;
- le suivi des trihalométhanes pour l'ensemble des bassins qu'ils soient équipés ou non de déchloramineurs ; une valeur limite de $100 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau et une valeur guide de $20 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ sont recommandées ; la valeur limite de $100 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ pourra être reconsidérée en fonction des résultats des études nécessaires pour mieux caractériser l'exposition dans les piscines françaises ;
- le maintien du seuil de $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ pour le chlore combiné dans l'eau et le suivi de la trichloramine dans l'air avec un seuil limite de $0,3 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$.

Les autres paramètres visés par la réglementation en vigueur n'appellent pas de commentaires.

Concernant la qualité microbiologique de l'eau, il est proposé de :

- maintenir le dénombrement des « microorganismes revivifiables à 36°C » pour lequel la limite actuelle de 100 UFC.mL^{-1} apparaît pertinente ;
- supprimer la recherche des bactéries coliformes ou « Coliformes totaux ».
- mettre en place la recherche d'*Escherichia coli* et de proposer comme limite « absence dans 100 mL ».
- rechercher les entérocoques intestinaux pour lesquels la limite « absence dans 100 mL » est également proposée ;
- ajouter comme paramètre les spores de microorganismes anaérobies sulfite-réducteurs avec comme objectif de qualité « absence dans 100 mL ». Une recherche de *Cryptosporidium* et *Giardia* peut être recommandée en cas de résultat positif, notamment si la présence d'autres indicateurs est également détectée. Un bilan à 2 ans pour vérifier la pertinence de ce paramètre est proposé ;
- pour les staphylocoques pathogènes : fixer le seuil « absence dans 100 mL » pour 90 % des échantillons prélevés au cours des 12 derniers mois, et le seuil limite de 30 UFC/100 mL pour les 10 % restants. Ces seuils pourraient être revus en fonction de l'acquisition de nouvelles données. Dans le cas des piscines à ouvertures saisonnières, compte tenu du faible nombre d'analyses, il est proposé de retenir la valeur de zéro staphylocoques pathogènes dans 100 mL pour 100 % des échantillons ;
- rechercher *Pseudomonas aeruginosa* et fixer une limite de « absence dans 100 mL ».

Les dangers chimiques identifiés dans le présent rapport montrent que la réglementation relative au renouvellement de l'air dans les piscines couvertes doit être révisée. Il est proposé de classer les piscines comme des bâtiments à pollution spécifique et d'imposer un seuil minimum de $60 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ par occupant de débit d'air neuf. De plus, les locaux techniques pourraient faire l'objet d'une ventilation « forcée » et indépendante de celle du bâtiment principal.

Il est proposé d'intégrer le suivi de la trichloramine dans le cadre du contrôle sanitaire. Les mesures seront réalisées dans l'air deux fois par an, dont l'une au moins en hiver, dans les piscines désinfectées au chlore et de fixer un seuil de $0,3 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$. L'élaboration de valeur limite d'exposition professionnelle pour la trichloramine est demandée.

Il est également proposé de mettre en place :

- le suivi de la température, l'hygrométrie, le débit de ventilation et le débit d'air neuf et recyclé dans l'enceinte de la piscine ;
- un contrôle annuel des débits fournis par les centrales de traitement de l'air.



Une surveillance permanente de la qualité de l'eau par l'exploitant (analyse et enregistrement en continu de paramètres physicochimiques, et des volumes renouvelés, etc.), de l'air (débit, hygrométrie, etc.) et du sol (ATP-métrie, gélose contact) doit être encouragée. Les principaux résultats, les opérations, les anomalies, la consommation en réactifs, etc., doivent être consignés dans un fichier sanitaire.

Une attention particulière a été portée aux très jeunes enfants. Plusieurs études signalent leur plus grande sensibilité aux produits chlorés et aux sous-produits chlorés présents dans l'eau et dans l'air des piscines. Ils génèrent chez cette population des risques plus élevés d'asthme, de bronchite, d'eczéma et de symptômes respiratoires.

L'activité bébé nageur exige un personnel d'encadrement qualifié (dont la définition n'entre pas dans le champ du présent rapport) et des conditions d'hygiène plus strictes que pour la population générale. Il est indispensable que son organisation soit déclarée à l'autorité compétente, de telle sorte que les services concernés (services de l'Etat et de PMI) puissent en organiser le contrôle.

Il est proposé qu'un examen médical préalable à la pratique de cette activité soit réalisé par un médecin qui délivrera un certificat médical de non contre-indication. Il lui appartient de définir les indications et contre-indications individuelles (absence de maladies infectieuses, d'affections de la peau, d'otites récurrentes, d'asthmes, de symptômes respiratoires, etc.). Une seconde mesure commune est de prescrire le port d'une couche jetable adaptée au bain.

Le respect de conditions d'hygiène plus strictes implique que l'activité soit pratiquée dans un bassin réservé, hors la présence de tout baigneur autre que les encadrants et les parents.

Des conditions spécifiques de qualité de l'eau doivent être appliquées dans le cadre de cette activité :

- l'eau aura dû subir un double recyclage avant le début d'une séance ;
- la température de l'eau doit être fixée à 32°C en raison de l'imperfection du système de thermorégulation de l'enfant ;
- la ventilation ne devra pas être coupée ou ralentie la nuit qui précède l'activité bébé nageur ;
- une ventilation de la piscine et notamment du hall des bassins en tout air neuf pendant au moins une heure devra être mise en place ;
- la température de l'air ambiant devra être accordée à celle de l'eau ;
- la concentration en chloramines dans l'eau du bassin devra ne pas dépasser 20 µg.L⁻¹ ;
- la turbidité devra être de 0,2 NFU ;
- une surveillance attentive doit être mise en place au bord du bassin pour détecter tout accident fécal et pour dépister toute réaction d'alarme, pâleur, rougeur, tremblement.

Après l'activité bébé nageur et avant l'ouverture du bassin aux autres usagers, il est proposé de :

- réaliser un recyclage complet du bassin concerné en appliquant la durée imposée par la réglementation en vigueur ;
- porter la teneur en désinfectant résiduel de chlore actif à la concentration maximale autorisée, pendant quelques heures ;
- vérifier que les limites fixées pour les paramètres physico chimiques contrôlables in situ sont bien respectées.

En pratique, ces conditions impliquent que seul un groupe de bébés nageurs pourra être accueilli dans la journée, le matin à l'ouverture de la piscine, par exemple le samedi ou le dimanche matin. L'eau aura été traitée en continu toute la nuit, l'air aura été bien renouvelé et les sols auront été nettoyés. Les conditions d'accueil des bébés seront donc les plus favorables.



Concernant l'accueil individuel des jeunes enfants avec leur famille, les conditions relatives à la qualité de l'eau proposées ci-dessus ne peuvent pas être mises en œuvre. Les seules mesures envisageables, dont l'application ne peut relever que de l'appréciation des parents, concernent l'information des parents sur les risques sanitaires, sur l'intérêt de l'examen médical préalable et sur l'interdiction d'accès aux enfants non propres.

Compte tenu des risques sanitaires identifiés dans le présent rapport, le groupe de travail recommande un suivi médical pour les personnels des piscines à l'embauche et pendant leur activité et après l'arrêt de leur activité. Durant la période d'activité, les personnels des piscines doivent relever d'une surveillance médicale renforcée. Le suivi médical portera sur la recherche de signes ORL, pulmonaires, ophtalmologiques et cutanés. La surveillance des signes respiratoires devrait se poursuivre au-delà de la période d'activité.

Enfin, il est souhaitable qu'une formation soit organisée pour les agents chargés de l'entretien, de la conduite du traitement de l'eau et de la ventilation. La manipulation de produits, en particulier ceux utilisés pour le traitement de l'eau, doit être confiée à des personnes ayant une formation sur les dangers et sur les moyens de les limiter (port des protections collectives et individuelles adaptées (gants, masques, bottes, lunettes, etc.)) ainsi que sur la conduite à tenir en cas d'accident (douche, lavage oculaire...).

Plusieurs mesures sont proposées pour améliorer les connaissances nécessaires pour compléter l'évaluation des risques sanitaires liés aux piscines :

- la création d'une base nationale de données issues du contrôle sanitaire (Sise-piscines). Elle est indispensable pour dresser des bilans, pour vérifier la pertinence des mesures de maîtrise de la qualité de l'eau et de l'air et pour pouvoir proposer les évolutions qui se révéleraient nécessaires ;
- l'élaboration de valeurs toxicologiques de références (VTR) pour les sous produits de désinfections définies comme prioritaire dans cette étude et pour lesquels les VTR manquent ou n'ont pas été retenues ce qui permettra de compléter l'évaluation des risques ;
- L'élaboration de valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) pour les sous-produits de désinfection jugés prioritaires ;
- la réalisation d'études sur :
 - les valeurs d'exposition aux sous-produits de désinfection formés dans l'eau et l'air des piscines traitées à l'ozone et au brome, pour lesquels les données analytiques manquent ;
 - le gradient des concentrations en composés volatils, dans l'atmosphère des piscines, pour pouvoir mieux évaluer l'exposition des différentes populations à ces composés ;
 - le passage trans-cutané des sous produits de désinfection.
 -
- la réalisation d'études épidémiologiques prospectives portant sur les populations suivantes :
 - les baigneurs adultes et enfants dont les bébés nageurs (par exemple, rapprochement avec la cohorte Elfe relative au suivi d'enfant du stade embryonnaire jusqu'à l'âge adulte en ajoutant «le paramètre « suivre la fréquentation piscine ») ;
 - les professionnels (maîtres nageurs et autres agents) ;
 - les nageurs de haut niveau et en particulier les enfants en sports études ;
 - les personnes asthmatiques pour lesquelles la pratique de la natation est habituellement recommandée.



10 / 11

Expertise collective : synthèse et conclusions

Saisine n° 2006/11

Le Comité d'Experts Spécialisés « Eaux et Agents biologiques » adopte le rapport d'expertise collective lors de sa séance du 14/01/2010 et fait part de cette adoption à la direction générale de l'Afsset.

Maisons-Alfort, le 02 mai 2010

Au nom des experts du CES
« Madame Sylvie Rauzy »,

Présidente du CES



11 / 11

TABLE DES ILLUSTRATIONS

☉ Liste des tableaux :

<u>Tableau 1</u> : Usages des piscines selon leur statut défini par l'OMS et la Commission P91L AFNOR	36
<u>Tableau 2</u> : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des paramètres physiques.....	46
<u>Tableau 3</u> : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des paramètres chimiques.....	47
<u>Tableau 4</u> : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des résiduels de désinfectant	48
<u>Tableau 5</u> : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des sous-produits de désinfections.....	50
<u>Tableau 6</u> : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des paramètres microbiologiques	51
<u>Tableau 7</u> : Catégories de produits chimiques pouvant représenter un danger en piscine....	67
<u>Tableau 8</u> : Quantité d'azote apportée par baigneur	68
<u>Tableau 9</u> : Concentration des principaux sous-produits de chloration dans les piscines couvertes et chlorées	74
<u>Tableau 10</u> : Principaux sous-produits formés lors du traitement de l'eau par ozonation	85
<u>Tableau 11</u> : VTR retenues pour l'évaluation des risques liés aux dangers physico-chimiques	92
<u>Tableau 12</u> : Scenarii d'exposition retenus	101
<u>Tableau 13</u> : Formules utilisées pour le calcul des doses journalières d'exposition	102
<u>Tableau 14</u> : Equations utilisées pour le calcul des risques	103
<u>Tableau 15</u> : Concentrations moyennes dans l'eau et dans l'air des composés prioritaires	103
<u>Tableau 16</u> : Risque hépatotoxique relatif à l'ingestion du chloroforme chez les enfants	104
<u>Tableau 17</u> : Risque hépatotoxique relatif à l'ingestion du chloroforme chez les adultes	104
<u>Tableau 18</u> : Risque cancérigène relatif à l'inhalation du chloroforme chez les enfants	104
<u>Tableau 19</u> : Risque cancérigène relatif à l'inhalation du chloroforme chez les adultes	104
<u>Tableau 20</u> : Risque toxique relatif à l'absorption du chloroforme par voie orale et respiratoire selon un scénario maximum.....	105
<u>Tableau 21</u> : Risque toxique relatif à l'ingestion de l'acide monochloroacétique chez les enfants	105
<u>Tableau 22</u> : Risque toxique relatif à l'ingestion de l'acide monochloroacétique chez les adultes	106
<u>Tableau 23</u> : Risque toxique relatif à l'absorption de l'acide monochloroacétique selon un scénario maximum	106
<u>Tableau 24</u> : Risque cancérigène relatif à l'ingestion de l'acide dichloroacétique chez les enfants	106

<u>Tableau 25</u> : Risque cancérigène relatif à l'ingestion de l'acide dichloroacétique chez les adultes	106
<u>Tableau 26</u> : Risque cancérigène relatif à l'absorption de l'acide dichloroacétique selon un scenario maximum	107
<u>Tableau 27</u> : Risque de toxicité sur la fertilité, relatif à l'ingestion de l'acide dichloroacétique chez les adultes.....	107
<u>Tableau 28</u> : Risque toxique pour le développement fœtal relatif à l'ingestion de l'acide dichloroacétique chez les femmes enceintes.....	107
<u>Tableau 29</u> : Risque hépatotoxique relatif à l'ingestion de l'acide trichloroacétique chez les enfants	108
<u>Tableau 30</u> : Risque hépatotoxique relatif à l'ingestion de l'acide trichloroacétique chez les adultes	108
<u>Tableau 31</u> : Risque hépatotoxique relatif à l'absorption de l'acide trichloroacétique selon un scenario maximum	108
<u>Tableau 32</u> : Risque toxique pour le développement fœtal relatif à l'ingestion de l'acide trichloroacétique chez les femmes enceintes	109
<u>Tableau 33</u> : Risque toxique pour la fertilité relatif à l'ingestion de l'acide dibromoacétique chez les adultes.....	109
<u>Tableau 34</u> : Concentrations maximales acceptables en NDMA et en ions bromates pour un risque acceptable de 10^{-5}	110
<u>Tableau 35</u> : Valeur du Ct^{14} pour inactiver 99% de micro-organismes par le chlore ou l'ozone à 5°C.....	116
<u>Tableau 36</u> : Propriétés physico-chimiques des principaux sous-produits de désinfection..	224

Liste des figures :

<u>Figure 1</u> : Exemple de filière de traitement d'eau de piscine	52
<u>Figure 2</u> : Les différentes formes de chlore dans l'eau	56
<u>Figure 3</u> : Prédominance des formes du chlore dans l'eau, en fonction du pH.....	57
<u>Figure 4</u> : Evolution des différentes formes de chlore selon la courbe du « break-point ».....	58
<u>Figure 5</u> : Spectre d'absorption des chloramines	63
<u>Figure 6</u> : Spectre d'absorption de $HClO$ et de ClO^-	64
<u>Figure 7</u> : Recyclage et traitement de l'air dans les piscines couvertes	65
<u>Figure 8</u> : Réactions d'oxydation produites par l'ozone.....	84
<u>Figure 9</u> : Schéma réactionnel mettant en jeu la formation de sous-produits d'ozonation	85
<u>Figure 10</u> : Les principaux dangers microbiologiques	117

GLOSSAIRE

Alcalinité : nom générique du titre alcalimétrique complet (TAC) qui correspond à la teneur en ions hydrogénocarbonates (HCO_3^-), carbonates (CO_3^{2-}) et hydroxydes alcalins et alcalino-terreux. Il s'exprime généralement en degré français (°F) ou en méq.L⁻¹.

Algicide : substance active ou préparation contenant une ou plusieurs substance(s) active(s) destinée(s) à éliminer les algues. Les algicides sont classés dans les types de produits 2 du groupe 1, tels que définis dans la directive européenne 98/8/CE concernant la mise sur le marché des produits biocides.

Algues: végétaux microscopiques proliférant dans l'eau en présence de lumière solaire et de dioxyde de carbone ; dans les piscines, elles sont souvent de couleur verte.

Chlore actif : représente la forme active du chlore vis à vis des micro-organismes. Il est composé de l'acide hypochloreux (HClO) et de chlore moléculaire dissous (Cl_2) ce dernier étant quantitativement négligeable pour un pH supérieur à 3.

Chlore combiné : représente essentiellement les chloramines, ainsi que les composés organochlorés (association du chlore avec la matière organique). La concentration en chlore combiné est estimée par la différence entre la concentration en chlore total et la concentration en chlore libre.

Chlore libre (ou chlore disponible, ou chlore résiduel) : chlore actif (HClO et Cl_2) + chlore potentiel (ClO^-).

Chlore potentiel : représente les ions hypochlorites (ClO^-) susceptibles de redevenir actifs sous forme d'acide hypochloreux et Cl_2 .

Chlore total : chlore libre + chlore combiné.

Clastogène : se dit d'un agent qui provoque des cassures du chromosome.

Coefficient d'extinction (ou d'absorption) molaire (ϵ) : il traduit l'aptitude d'une molécule à absorber la radiation considérée. Il dépend donc du milieu (solvant), de la température et de la longueur d'onde de la radiation lumineuse. Il s'exprime en L.mol⁻¹.cm⁻¹ (ou en m².m⁻¹).il se calcule par le biais de la loi de Beer-Lambert, à partir de la perte d'intensité d'un faisceau lumineux monochromatique à travers une épaisseur l (exprimée en cm) de substance, I_0 étant l'intensité du faisceau entrant, et I celle du faisceau sortant.
$$\epsilon = (\log I_0/I)/c \cdot l$$

Colloïdes : particules en suspension de diamètre compris entre 10 µm et 10 nm. Ces particules sont généralement chargées négativement ce qui engendre des forces de répulsions intercolloïdales. Ces deux caractéristiques confèrent aux colloïdes une vitesse de sédimentation extrêmement faible.

Coagulation : ajout de sels métalliques (généralement de fer ou d'aluminium), permettant de supprimer les répulsions intercolloïdales. Les cations métalliques se lient aux colloïdes et les neutralisent ce qui permet aux particules colloïdales de s'associer.

Floculation : ajout de polymère (floculant) provoquant une agglomération des particules colloïdales (floc) disposant d'une masse suffisante pour pouvoir se décanter.

Concentration létale 50 (CL₅₀) : concentration d'une substance toxique provoquant 50% de mortalité dans une population donnée dans des conditions expérimentales définies.

Cotation Klimish : système de cotation des études toxicologiques reconnu au niveau européen et international prenant en compte la fiabilité des études (méthodes standardisées, bonnes pratiques de laboratoire). La cotation de (Klimisch *et al.*, 1997) est comprise entre 1 et 4 et est fondée sur une harmonisation des procédés d'évaluation de la qualité des études toxicologiques. Elle a pour but d'identifier la qualité de l'étude sans exclure les données de faible validité.

Ct : produit de la concentration résiduelle en désinfectant (C) et du temps de contact effectif (t) pour inactiver un micro-organisme. Les valeurs de Ct dépendent du micro-organisme ciblé, de la nature du désinfectant chimique, du pH et de la température. Les valeurs de Ct permettent de comparer l'efficacité des désinfectants entre-eux, vis-à-vis d'un micro-organisme donné.

Degré chlorométrique français : exprime, en litre de chlore gazeux sec (à T = 0°C et P = 1 bar), le pouvoir oxydant de 1 litre de solution d'hypochlorite de sodium). Dans ces conditions de pression et de température, 1 litre de chlore gazeux pèse 3,17 g, donc 1 degré chlorométrique équivaut à 3,17 g de chlore par litre.

Degré hygrométrique : rapport du poids d'eau effectif dans l'air sur le poids d'eau dans l'air à saturation à la même température.

Diatomée : micro-algue unicellulaire planctonique, présente dans les milieux aquatiques et caractérisée par un squelette externe à base de silice. Cette structure siliceuse est utilisée comme matériau filtrant dans les filtres installés sur le circuit de traitement des eaux de piscines (filtres à diatomée ou filtre à diatomite).

Dose infectieuse 50 (DI₅₀) : dose nécessaire pour infecter 50% des sujets.

Dose létale 50 (DL₅₀) : dose provoquant 50% de mortalité dans la population étudiée, dans des conditions expérimentales définies.

Durée de cycle : temps nécessaire pour qu'un volume d'eau équivalent à celui du bassin soit recyclé pour être traité.

Dureté : nom générique du Titre hydrotimétrique (TH). Cette valeur correspond à la somme des concentrations en cations métalliques à l'exception des métaux alcalins (Na⁺, K⁺). En pratique, le TH correspond essentiellement à la concentration en calcium et en magnésium, auxquels s'ajoutent quelquefois les concentrations en fer, aluminium, manganèse et strontium. Le TH s'exprime en général en degré français (°F) ; 1°F correspond à la dureté d'une solution contenant 10 mg.L⁻¹ de carbonate de calcium (CaCO₃) et équivaut à 4 mg.L⁻¹ de calcium ou à 2,4 mg.L⁻¹ de magnésium.

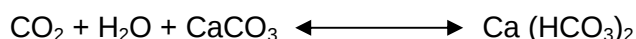
Eau minérale naturelle : l'article R. 1322-2 du code de la santé publique définit une eau minérale naturelle comme : *"une eau microbiologiquement saine, répondant aux conditions fixées par l'article R. 1322-3, provenant d'une nappe ou d'un gisement souterrain exploité à partir d'une ou plusieurs émergences naturelles ou forées constituant la source. Elle témoigne, dans le cadre des fluctuations naturelles connues, d'une stabilité de ses caractéristiques essentielles, notamment de sa composition et de sa température à l'émergence, qui n'est pas affectée par le débit de l'eau prélevée."*

Elle se distingue des autres eaux destinées à la consommation humaine :

1° Par sa nature, caractérisée par sa teneur en minéraux, oligoéléments ou autres constituants ;

2° Par sa pureté originelle, l'une et l'autre caractéristiques ayant été conservées intactes en raison de l'origine souterraine de cette eau qui a été tenue à l'abri de tout risque de pollution. Ces caractéristiques doivent avoir été appréciées sur les plans géologique et hydrogéologique, physique, chimique, microbiologique et, si nécessaire, pharmacologique, physiologique et clinique, conformément aux dispositions des articles R. 1322-5 et R. 1322-6."

Equilibre calco-carbonique de l'eau : équilibre chimique correspondant à la réaction suivante :



Cet équilibre est principalement fonction de 4 facteurs : CO₂ libre, alcalinité, température et pH. D'autres facteurs comme les acides humiques, l'oxygène, l'hydrogène sulfuré, les sels, les micro-organismes, etc. peuvent également intervenir dans cet équilibre. En excès de CO₂ libre, l'eau devient « agressive » et peut corroder à froid les métaux : les calcaires, le ciment et les produits qui en dérivent (maçonneries, bétons, etc.). Si la teneur en CO₂ n'est pas assez importante, l'eau devient « incrustante » (formations de tartres de calcium et de magnésium).

Quotient de danger : rapport de la dose journalière d'exposition d'un individu ou d'un groupe d'individus, par la valeur toxicologique de référence (VTR) d'une substance donnée.

Stripage (ou strippage ou stripping) : procédé d'extraction de composés volatils par entraînement à l'aide d'un gaz. Dans le cas des piscines, il peut s'agir de l'entraînement de la trichloramine par de l'air.

ABRÉVIATIONS

AFNOR : Agence française de normalisation
AITF : Association des ingénieurs territoriaux de France
ALARA : As low as reasonably achievable (aussi faible qu'atteignable raisonnablement)
AOX : Composes organohalogénés
ATCC : American type culture collection
ATSDR : Agency for toxic substances and disease registry
ATTF : Association des techniciens territoriaux de France
CDC : Centers for disease control
CES : Comité d'experts spécialisés
CHO : Chinese hamster ovary
CHSCT : Comité d'hygiène, de sécurité et des conditions de travail
CIRC : Centre international de recherche sur le cancer (IARC en anglais)
CNR : Centre national de référence
CODERST : Conseil départemental de l'environnement et des risques sanitaires et technologiques
COT : Carbone organique total
CRAM : Caisse régionale d'assurance maladie
CSHPF : Conseil supérieur d'hygiène publique de France
CSP : Code de la santé publique
CTA : Centrale de traitement de l'air
DCCK : Dichloroisocyanurate de potassium
DCCNA : Dichloroisocyanurate de sodium
DDASS : Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
DGS : Direction générale de la santé
DI₅₀ : Dose infectieuse 50
DL₅₀ : Dose létale 50
DPD : diéthylparaphénylène-diamine
DRASS : Direction régionale des affaires sanitaires et sociales
EAPS : Educateurs des activités physiques et sportives de natation
EDF : Electricité de France
ERP : Etablissement recevant du public
ERS : Evaluation des risques sanitaires
EWGLI : European working group for legionella infections
FTU : Unité turbidimétrique de formazine
FMI : Fréquentation maximale instantanée

FMJ : Fréquentation moyenne journalière
INRS : Institut national de recherche et de sécurité
InVS : Institut de veille sanitaire
IPCS : International program on chemical safety
JO : Journal officiel
MP : Maladie professionnelle
NDMA : N-nitrosodiméthylamine
NOAEL: No observed adverse effect levels
NTU : Unité néphélométrique de turbidité
OEHHA: Office of environmental health hazard assessment
OR : Odd ratio
ORL : Oto-rhino-laryngologie
P : Pression
PCR : Polymerase chain reaction
PHMB : Polyhexaméthylène biguanide
PMI : Protection maternelle infantile
PVC : Polychlorure de vinyle
QD : Quotient de danger
RIVM : Institut national de santé publique et environnementale néerlandais
SCHS : Service communal d'hygiène et santé
SHU : Syndrome hémolytique et urémique
SIDA : Syndrome d'immunodéficience acquise
STEC : *Escherichia coli* producteurs de shiga-toxines
T : Température
TAC : Titre alcalimétrique complet
TE/F : Trouble équivalent formazine
THM : Trihalométhane
US-EPA : United states environmental protection agency
UFP : Unité formant plaque
VHA : Virus de l'hépatite A
VLPE : Valeur limite d'exposition professionnelle
VLE : Valeur limite d'exposition
VTR : Valeur toxicologique de référence

1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

1.1 Contexte

En 2007, le parc français comptait 840 000 piscines enterrées et 503 000 piscines hors sols, ce qui place la France au deuxième rang mondial en nombre de piscines, derrière les Etats-Unis. Parmi ces piscines, plus de 16 000 étaient classées établissements recevant du public (ERP) et soumises à un contrôle et un suivi sanitaire. Un recensement effectué en 2006 par le ministère des sports dénombrait 1 980 piscines municipales.

La qualité des eaux de piscines recevant du public est encadrée par le Code de la santé publique (CSP). L'évolution des pratiques aquatiques et des connaissances scientifiques sur les risques sanitaires associés, justifient une révision du dispositif de gestion.

1.2 Objet de la saisine

Le Directeur général de la santé du ministère de la santé et des sports, le Directeur général de la prévention des pollutions et des risques et le Directeur de l'eau et de la biodiversité du ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, ont saisi l'Afsset le 22 décembre 2006 d'une **demande d'évaluation des risques sanitaires liés aux baignades publiques non encadrées par la réglementation en vigueur**.

Cette demande vise les bassins de natation et de cure ainsi les eaux captives soumises ou non à un traitement de désinfection. Compte tenu de la diversité des baignades concernées et de leurs problématiques sanitaires associées, ainsi qu'à la demande du Comité d'experts spécialisé (CES) « Evaluations des risques liées aux eaux et aux agents biologiques », la Direction générale de la santé (DGS) a proposé de scinder en deux parties l'expertise et d'en limiter le champ, d'une part aux piscines, d'autre part aux « eaux captives soumises ou non à traitement et artificiellement séparées des eaux de surface ou souterraines » (dénommée baignade artificielle). Cette seconde partie a fait l'objet d'un rapport spécifique publié en 2009 (Afsset, 2009a).

Concernant les piscines, la DGS a exprimé un besoin de connaissances relatives aux piscines dites « atypiques » en raison de leur usage (thérapeutique, détente) et/ou des caractéristiques de l'eau d'alimentation des bassins (eau de mer, eau minérale naturelle, etc.) et pour laquelle la réglementation est mal adaptée. Elle a ensuite précisé¹ à l'Afsset que sa demande portait sur la réalisation d'un inventaire des différents types de piscines existant et sur l'identification des risques sanitaires qui leur sont associés (Annexes 1 et 2).

Concernant les piscines « classiques », la DGS a demandé également la réalisation d'une évaluation globale des risques sanitaires, prenant en compte les dangers de nature microbiologiques et physico-chimiques liés à l'eau, à l'air et au sol, les expositions selon les usages, la vulnérabilité des populations et les traitements utilisés.

¹ La saisine demande également d'analyser la pertinence, sur le plan méthodologique, de l'interprétation sanitaire à donner aux résultats des prélèvements réalisés conformément au programme de surveillance et notamment d'un prélèvement unique prévu par la directive 2006/7/CE en cas de pollution et permettant de définir les conditions de « retour à la normale ». L'expertise a fait l'objet d'un rapport de l'Afsset remis aux tutelles à l'automne 2007 (Afsset, 2009a).

« L'objectif de la saisine est d'établir, en fonction du type de piscine :

- les valeurs limites de qualité des eaux ;
- les modalités de surveillance et de contrôle ;
- les règles d'hygiène, de conception et de maintenance des installations ;
- la liste des produits et procédés de traitements autorisés, ainsi que leurs modalités d'utilisation. »

1.3 Modalités de traitement de la saisine : moyens mis en œuvre et organisation

L'instruction de la saisine a été menée conformément aux exigences de la norme NF X 50-110 relative à la qualité en expertise (AFNOR, 2003), avec l'appui du CES « Evaluation des risques liés aux eaux et aux agents biologiques » qui a accepté d'instruire la saisine en séance du 4 mai 2007, sous réserve que le périmètre de travail soit révisé et que les attentes des tutelles soient explicitées. Le CES a en effet jugé les objectifs de la lettre de saisine trop ambitieux au regard du délai d'instruction. Une reformulation des attentes a été proposée par la DGS lors de la réunion du CES le 3 juillet 2007.

Le CES a choisi de confier l'expertise à deux groupes de travail, l'un dédié aux « baignades artificielles », l'autre dédié aux « piscines ».

Un groupe de travail chargé de la saisine relative aux piscines a été installé le 25 septembre 2007. Composé initialement de 15 experts, il a été élargi à de nouvelles compétences en octobre et puis en décembre 2008 et comptait 21 experts au 01 décembre 2009.

Compte tenu des questions posées, sur proposition du groupe de travail, l'Afsset a décidé de procéder en deux étapes consacrées :

- l'une aux piscines **alimentées par l'eau du réseau de distribution publique** et dénommées « piscines réglementées » au sens de l'article D1332-1 du CSP, (piscines municipales, piscines d'hôtel, de camping, de résidence de vacances, de gîtes, etc.) (Code de la santé publique, 2010a). Ce point a été traité par le groupe de travail précité et fait l'objet de la partie I du présent rapport ;
- l'autre aux piscines dites « atypiques », **alimentées par une eau ne provenant pas du réseau de distribution publique** (eau de mer, eau minérale naturelle, etc.), et/ou **utilisées dans des conditions particulières** (détente, jeux d'eau, bains bouillonnants, etc.). Ces piscines feront l'objet d'une expertise confiée à un second groupe de travail et dont les résultats seront exposés dans la partie II du rapport.

Le groupe d'experts a procédé à une revue de la littérature scientifique nationale et internationale. Les recherches ont été axées sur l'identification des piscines en France, leurs caractéristiques, les traitements de l'eau, de l'air et des surfaces utilisés dans les établissements, les dangers sanitaires associés à ces traitements et leurs effets sanitaires. Des informations techniques ont été recueillies auprès de l'Agence française de normalisation (AFNOR), de la DGS et des directions départementales des affaires sanitaires et sociales (DDASS). Ont également été examinées les réglementations étrangères relatives aux contrôles de la qualité de l'eau et de l'air des piscines.

L'état d'avancement des travaux a été régulièrement présenté devant le CES par la présidente du groupe de travail.

2 Terminologie et typologie des piscines

2.1 Terminologie

2.1.1 Définition française du terme « piscine »

Selon l'article D1332-1 du CSP, « *une piscine est un établissement ou une partie d'établissement qui comporte un ou plusieurs bassins artificiels utilisés pour les activités de bains ou de natation* » (Code de la santé publique, 2010a).

Les articles D1332-4 et suivants précisent que l'eau doit être filtrée, désinfectée et désinfectante et recyclée à cet effet (Code de la santé publique, 2010b).

Par ailleurs, un groupe de travail du ministère chargé de la santé a proposé en avril 2003 la définition suivante « *une piscine est une installation artificielle avec un traitement des eaux très encadré et des contraintes d'aménagement importantes* ».

Enfin, la commission P91L de l'AFNOR relative à la terminologie piscine a défini une piscine comme :

- ▶ « *une installation comprenant principalement un (ou plusieurs) bassin(s) artificiel(s), étanches, dans un lieu couvert et/ou de plein air, dans lequel se pratiquent des activités aquatiques et dont l'eau est filtrée, désinfectée et désinfectante, renouvelée et recyclée, ainsi que tous les équipements strictement nécessaires à son fonctionnement.*
- ▶ *un bassin artificiel, étanche, dans lequel se pratiquent des activités aquatiques et dont l'eau est filtrée, désinfectée et désinfectante, renouvelée et recyclée, ainsi que tous les équipements nécessaires à son fonctionnement* ».

2.1.2 Définitions du terme « piscine » à l'étranger

Selon les pays considérés, la réglementation porte sur des piscines, des bassins de natation, des bassins ou des environnements à usage récréatif.

- ▶ Italie : une piscine est définie comme : « *un établissement pour les bains comportant un ou plusieurs bassins artificiels utilisés pour les activités récréatives, d'apprentissage, sportives et thérapeutiques* » (Ministero della Salute, 2003).
- ▶ Allemagne : une piscine ou un bain est « *un bassin avec un flux d'eau continu dans lequel plusieurs personnes sont présentes simultanément ou consécutivement* » (DIN, 1997).
- ▶ Belgique : un bassin de natation est « *un bassin artificiel essentiellement conçu pour la pratique de la natation et de toute autre activité thérapeutique. Les bassins concernés peuvent être couverts et ouverts, utilisés à un titre autre que purement privatif dans le cadre du cercle familial si la surface est supérieure à 100 m² et la profondeur supérieure à 40 cm* » (Gouvernement wallon, 2003).
- ▶ Canada (Québec) : la réglementation englobe « *les piscines et autres bassins artificiels dont les pataugeoires et les spas* » (Gouvernement du Québec, 2007).
- ▶ Suisse : un établissement pour la natation est décrit comme « *l'ensemble des bassins, de leur équipements, des bâtiments et des installations techniques pour la préparation de l'eau des bassins* » (SIA, 2000).

Sans en donner de définition précise, les recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2000) s'appliquent aux bassins de natation (« swimming pool ») et aux autres environnements similaires.

La définition d'une piscine apparaît donc très variable selon les pays, ce terme pouvant recouvrir des constructions ou des établissements aux fonctions et usages très différents. Il ressort de cette analyse que les termes utilisés pour décrire une piscine doivent être précisés.

2.1.3 Définition retenue

Dans le cadre de cette expertise, le groupe de travail a retenu la terminologie de la commission P91L de l'AFNOR pour définir une piscine, à savoir :

« Une piscine est un bassin artificiel, étanche, dans lequel se pratiquent des activités aquatiques et dont l'eau est filtrée, désinfectée et désinfectante, renouvelée et recyclée, ainsi que tous les équipements nécessaires à son fonctionnement ».

Dans ce rapport, le terme « piscine » utilisé fera donc référence à cette définition.

2.2 Typologie

Afin de distinguer les différents types possibles de piscine, il convient, notamment, de tenir compte :

- ▶ de la nature de l'eau d'alimentation ;
- ▶ de l'usage de la piscine : familial, privé, public ;
- ▶ de la localisation du bassin : environnement intérieur, extérieur ou mixte ;
- ▶ des activités pratiquées : sport, loisirs, thermalisme, etc.

2.2.1 Nature de l'eau d'alimentation

L'article D1332-5 du CSP stipule que : « *l'alimentation en eau des bassins doit être assurée à partir d'un réseau de distribution publique. Toute utilisation d'eau d'une autre origine doit faire l'objet d'une autorisation prise par arrêté préfectoral sur proposition du directeur départemental des affaires sanitaires et sociales (DDASS) après avis du conseil départemental de l'environnement et des risques sanitaires et technologiques (CODERST)* » (Code de la santé publique, 2010c).

Compte tenu de l'évolution des pratiques des activités aquatiques (jeux d'eau, bain bouillonnants, etc.), l'origine de l'eau peut être très variable. En effet, il existe de nombreux établissements alimentés par une eau d'une autre origine que celle provenant du réseau public d'eau potable :

- l'eau prélevée dans une nappe (source, puits ou forage) ;

- l'eau de mer (thalassothérapies, certains hôtels, centres de remise en forme ou piscines municipales) ;
- l'eau de surface provenant de retenues ou de cours d'eau ;
- l'eau minérale naturelle (situations observées dans les centres thermoludiques) ;
- l'eau de pluie récupérée, en appoint.

L'utilisation de telles eaux doit être autorisée par le Préfet après avis du CODERST.

2.2.2 Usage de la piscine

Le groupe d'experts a retenu les classifications de l'OMS et de la commission P91L de l'AFNOR pour déterminer la typologie des piscines liée à leur usage (Tableau 1).

► Selon l'OMS (OMS, 2006b) :

- une « piscine privée » est une piscine à usage domestique ;
- une « piscine semi-publique » est une piscine d'hôtel, d'établissement scolaire, de club de remise en forme, de copropriété, de bateau de croisière, etc. ;
- une « piscine publique » est une piscine municipale.

► Selon la Commission P91L de l'AFNOR :

- une « piscine à usage privé » est une piscine destinée à être utilisée dans un cadre familial (propriétaire/locataire, sa famille et les personnes qu'il invite) ;
- une « piscine à usage collectif » est une piscine ouverte à tous ou à un groupe défini de personnes et qui n'est pas destinée à être utilisée dans un cadre familial (par le propriétaire/locataire, sa famille et les personnes qu'il invite).

Par ailleurs, l'AFNOR distingue 3 types de piscines à usage collectif :

- « type 1 : piscine dont les activités aquatiques constituent l'activité principale (par exemple : piscine municipale, piscine ludique, parc aquatique, parc nautique) et dont l'usage est public ou collectif ;
- type 2 : piscine qui constitue un service additionnel à l'activité principale (par exemple : piscine d'hôtels, de campings, de club privé, thérapeutique) et dont l'usage est public ou collectif. Ce type de piscine est réservé à la clientèle de l'activité principale. Lorsqu'elle accueille en plus un public autre que la clientèle de l'activité principale, elle est considérée comme piscine de type 1 ;
- type 3 : Toutes les piscines à l'exception des piscines de type 1, des piscines de type 2 et des piscines dont l'usage est privé ou familial ».

Le tableau 1 compare les définitions proposées par l'OMS et la norme française :

Tableau 1 : Usages des piscines selon leur statut défini par l'OMS et la Commission P91L AFNOR

OMS	Commission P91L - AFNOR	Commission P91L - AFNOR	Usage
Privée	A usage privé	-	Loisirs
Semi-publique	Privée à usage collectif	Type 1	Sport
			Parc de loisirs
			Centre thermoludique
			Centre de thalassothérapie
			Centre de balnéothérapie
		Type 2	Hôtel, restaurant ; résidence hôtelière, village vacances
			Centre de remise en forme, hammams, kneipps
			Centre de rééducation physique/kinésithérapie
			Domicile des assistantes maternelles
			Foyer d'accueil
			Camping
			Bateau de croisière
			Etablissement d'enseignement
			Club de sport
			Etablissement de santé public ou privé
			Etablissements thermaux /hôpitaux thermaux
			Centre de soins des grands brûlés
			Comité d'entreprise
			Bassin de plage (situés en bord de mer)
			Colonie de vacances, centre aérés
		Type 3	« Bed and breakfast », gîte
			Résidence de location
			Résidence en copropriété
Publique	Publique	Type 1	Municipale (sports et loisirs)
			Etablissement de bains/douches

Les volumes des bassins recensés dans ce tableau peuvent être très variables, allant de quelques mètres cubes à plusieurs milliers de mètres cubes.

Des piscines hors-sol peuvent être utilisées dans le cadre de petites structures hôtelières, camping, copropriétés ou locations.

Enfin, les piscines des établissements thermaux sont soumises à une réglementation particulière qui les distingue des piscines collectives ouvertes à un public beaucoup plus large (Code de la santé publique, 2010d; Journal Officiel de la République Française, 2007a).

2.2.3 Localisation du bassin

Une classification non exhaustive des différents types de piscine en fonction de la localisation du bassin (plein air, couvert, etc.) est proposée dans le « Guide technique sur les piscines publiques » réalisé par l'association des ingénieurs territoriaux de France (AITF), l'association des techniciens territoriaux de France (ATTF) et l'électricité de France (EDF France et al., 2003) :

- *« piscine en plein air ou découverte : établissement dont l'ensemble des bassins est en plein air et les annexes sont en général couvertes ; l'exploitation de ce type d'établissement est liée à la saison et aux conditions atmosphériques ; l'eau peut être chauffée pour une utilisation en mi-saison ;*

- ▶ piscine couverte : établissement dont les bassins et annexes sont placés dans un bâtiment fermé ;
- ▶ piscine mixte : dans un même établissement sont regroupés des bassins couverts et des bassins de plein air ; dans certains cas, l'accès aux bassins extérieurs se fait depuis la structure fermée par l'intermédiaire d'un sas ou d'un canal d'accès sans avoir à sortir ;
- ▶ piscine transformable ou à couverture amovible : dans cet établissement, les bassins peuvent être découverts en quelques minutes grâce à une couverture comportant des éléments mobiles, rigides, monoblocs ou télescopiques, se déplaçant par translation ou rotation et venant généralement recouvrir les annexes ».

2.2.4 Activités

Selon le guide précité, différents types de bassins peuvent être identifiés en fonction des activités qui y sont pratiquées (EDF France et al., 2003), notamment :

- ▶ «bassins pour bébés nageurs : bassin de petite taille (initialement destiné à l'apprentissage de la nage ou à des activités ludiques) dont la profondeur est d'environ 1 m. La température de l'eau du bassin doit être amenée à 32°C ;
- ▶ pataugeoire : bassin de forme libre destiné aux enfants de 2 à 5 ans. Règlementairement, la profondeur de l'eau n'excède pas 0,20 m à la périphérie et 0,40 m au centre mais des valeurs ramenées respectivement à 0,10 et 0,20 m sont mieux adaptées aux enfants. Le fond est antidérapant et l'accès se fait par des marches ou une pente douce. Ces bassins comportent de plus en plus souvent des jeux d'eau ;
- ▶ bassin d'apprentissage : bassin destiné à l'apprentissage de la natation qui peut également servir de bassins de jeux. Ce bassin est principalement destiné aux enfants de 5 à 11 ans. La profondeur est comprise entre 0,6 m et 1,2 m. La fonction apprentissage peut être intégrée à un bassin plus important. Dans ce cas il faut veiller à conserver une surface d'apprentissage d'au moins 125 m² ;
- ▶ bassin de détente ou bassin de loisir : bassin destiné aux activités ludiques et de détente. Sa forme est libre et recrée l'image d'un plan d'eau naturel (lac, rivière, bord de mer, etc.) et d'une faible profondeur (1,50 maximum). Un radier remontant en pente douce jusqu'aux plages peut simuler une plage au bord de la mer. Des jeux d'eau sont généralement installés pour créer une animation ;
- ▶ bassin à vagues : bassin ayant un profil de fond et une profondeur adaptés à la production des vagues. Il existe un radier en pente douce jusqu'au niveau des plages pour que les vagues déferlent. L'amplitude des vagues nécessite une adaptation du niveau de l'eau par rapport aux plages afin d'éviter le déferlement de l'eau hors du bassin. Deux solutions sont souvent retenues : soit les plages latérales sont situées à +0,60 m au dessus du plan d'eau, soit le niveau de l'eau est abaissé pendant la période de production des vagues. Dans ce cas, l'eau est stockée dans un bassin tampon ;
- ▶ bassin d'entraînement sportif : bassin de compétition de longueur standardisée de 25, 33 ou 50 m, homologués par la Fédération française de natation ;
- ▶ piscine « sport-loisirs » : établissement intégrant des fonctions sportives et des fonctions ludiques, il peut être constitué de plusieurs éléments : des bassins couverts, des bassins de plein air ou transformables ;
- ▶ bassin de plongée : bassin permettant de se familiariser avec la pratique de la plongée et ayant au minimum une profondeur de 5 m ;
- ▶ fosses de plongée : bassin permettant le perfectionnement de la plongée et ayant au moins 10 m de profondeur ».

3 Réglementation en vigueur en France et à l'étranger

3.1 En France

Les principales dispositions réglementaires portent sur les éléments suivants :

- ▶ les procédures administratives ;
- ▶ les mesures de maîtrise de la contamination de l'eau (hydraulicité, traitement de l'eau, etc.) ;
- ▶ l'organisation du suivi sanitaire.

Le cadre législatif et réglementaire actuel est fixé par :

- ▶ le Code de la santé publique : articles L1332-1 à L1332-9, articles D1332-1 à D1332-15, articles R1331-1 à R1331-3, et article annexe 13-6 (Code de la santé publique, 2010d ; e ; f ; g) ;
- ▶ le Code des sports : articles L322-7 à L322-9, article R322-4, articles D322-11 à D322-18, articles A322-4 à A322-41 et article annexe III-7 (Code du sport, 2010a ; b ; c ; d ; e ; f ; g ; h).

Plusieurs textes ont été publiés pour l'application de ces dispositions, il s'agit notamment de :

- ▶ l'arrêté du 28 février 2008, fixant les dispositions administratives applicables aux piscines et aux baignades aménagées (Journal Officiel de la République Française, 2008a) ;
- ▶ l'arrêté du 28 septembre 2007, fixant les dispositions techniques applicables aux piscines (Journal Officiel de la République Française, 2007) ;
- ▶ l'arrêté du 11 septembre 1995, modifiant l'arrêté du 29 novembre 1991 fixant les règles d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et les baignades aménagées (Journal Officiel de la République Française, 1995) ;
- ▶ l'arrêté du 07 avril 1981 modifié par l'arrêté du 18 janvier 2002, fixant les dispositions techniques applicables aux piscines (Journal Officiel de la République Française, 1981) ;
- ▶ l'avis du 26 février 2008, relatif à l'homologation et à l'annulation de normes (concerne les produits chimiques utilisés pour le traitement des piscines-carbonate de sodium) (Journal Officiel de la République Française, 2008b) ;
- ▶ la circulaire DGS/EA4/65 du 22 février 2008 relative aux dispositions réglementaires applicables aux piscines ouvertes au public, à l'utilisation des produits et procédés de traitement de l'eau et notamment à ceux mettant œuvre des lampes à rayonnement ultraviolet (UV) pour la déchloration des eaux (DGS, 2008) ;
- ▶ la circulaire DGS/SD7A n°473 du 5 octobre 2004, relative aux produits et procédés employés pour la désinfection des eaux de piscine (DGS, 2004) ;
- ▶ la circulaire DGS/SD7A-DRT/CT4 n°2003/47 du 30 janvier 2003, relative aux risques d'incendie ou d'explosion lors du stockage et/ou de l'utilisation de produits de traitement des eaux de piscine (DGS, 2003) ;

- ▶ la circulaire Jeunesse et sports du 12 juillet 1996, relative à la sécurité dans les établissements de baignade d'accès payant (Ministère de la Jeunesse et des Sports, 1996) ;
- ▶ l'instruction (intérieur) n°94-130 du 21 juillet 1994 relative à l'application de l'arrêté du 17 juillet 1992, relatif aux garanties de technique et de sécurité des équipements dans les piscines ouvertes au public (DGS, 1994) ;
- ▶ la circulaire Jeunesse et sports, n°75-141 du 3 juin 1975 relative, à l'initiation des très jeunes enfants en milieu aquatiques (Ministère de la Jeunesse et des Sports, 1975b).

3.1.1 Procédures administratives

Selon l'article L1332-1 du CSP « *toute personne qui procède à l'installation d'une piscine publique ou privée à usage collectif, doit en faire, avant l'ouverture, la déclaration à la mairie du lieu de son implantation* » (Code de la santé publique, 2010d).

Les produits de désinfection et de déchloration des eaux de piscine sont soumis à autorisation du ministère chargé de la santé. Ils sont inscrits sur une liste limitative publiée par circulaire.

Les autres produits utilisés dans le traitement des eaux et pour le nettoyage des sols et des équipements ne sont pas soumis à autorisation ministérielle. Cependant, conformément à l'article L1332-8 du CSP, ces produits ne doivent pas constituer un danger pour la santé des baigneurs et du personnel chargé de l'entretien et du fonctionnement de la piscine (Code de la santé publique, 2010d).

3.1.2 Mesures de maîtrise de la contamination apportée par les baigneurs

3.1.2.1 Hydraulicité

Pour les piscines dont la surface totale de plan d'eau est supérieure à 240 mètres carrés, la réglementation impose une installation de recyclage et de traitement de l'eau qui doit assurer une durée du cycle de l'eau inférieure ou égale à :

- ▶ 8 heures pour un bassin de plongeon ou une fosse de plongées subaquatique ;
- ▶ 30 minutes pour une pataugeoire ;
- ▶ 1h30 pour les autres bassins ou parties de bassins de profondeur inférieure ou égale à 1,50 m ;
- ▶ 4 heures pour les autres bassins ou parties de bassins de profondeur supérieure à 1,50 m.

Compte tenu de l'évolution des pratiques, notamment le développement des piscines ludiques (bassins de réception de toboggans, spas, grands bassins de faible profondeur, bassins à vagues, rivières à contre courant, bullage, grande pataugeoire, etc.), se pose la question de l'ajustement de ces fréquences pour répondre aux nouveaux usages.

De plus, il convient de s'interroger sur l'opportunité de pallier à l'absence de règle en la matière pour les piscines dont la surface de plan d'eau est inférieure ou égale à 240 m², sinon sur la pertinence de ce seuil.

S'agissant du renouvellement de l'eau, la réglementation impose l'apport d'eau neuve au circuit des bassins en amont de l'installation de traitement par surverse dans un bac de disconnexion.

Un renouvellement de 30 L minimum par baigneur doit être effectué chaque jour d'ouverture. La présence d'un compteur totalisateur pour évaluer ce renouvellement quotidien est obligatoire.

Hormis les pataugeoires pour lesquelles aucune règle n'est édictée, la couche d'eau superficielle dans les bassins est éliminée ou reprise en continu pour au moins 50% des débits de recyclage. Les écumeurs de surface (« *skimmers* ») ne peuvent être installés que dans les bassins dont la superficie du plan d'eau est inférieure ou égale à 200 m² ; dans ce cas au moins un écumeur de surface pour 25 mètres carrés de plan d'eau doit être prévu.

Enfin, conformément à l'article 10 de l'arrêté du 07 avril 1981 modifié, les bassins de piscines doivent être vidangés complètement au moins deux fois par an (Journal Officiel de la République Française, 1981).

3.1.2.2 Traitement de l'eau

Le CSP impose une filtration permanente des eaux de piscines afin de garantir une bonne transparence de l'eau, mais également pour faciliter l'action du désinfectant.

Des dispositions spécifiques visent les dispositifs de filtration : présence d'un dispositif d'évaluation de l'encrassement, mise au réseau d'assainissement des premières eaux filtrées après un lavage ou un décolmatage des filtres. Le débit des filtres encrassés doit être au moins égal à 70 % du débit des filtres propres.

Les produits de désinfection des eaux de piscines sont soumis à autorisation. Ceux actuellement autorisés en France sont :

► **les produits chlorés**

L'eau des piscines désinfectée par des produits chlorés doit répondre aux caractéristiques suivantes :

- en dehors de toute utilisation d'acide isocyanurique (stabilisant), la teneur en chlore libre actif² doit être supérieure ou égale à 0,4 mg.L⁻¹ et inférieure ou égale à 1,4 mg.L⁻¹, une teneur en chlore total n'excédant pas de plus de 0,6 mg.L⁻¹, la teneur en chlore libre et un pH compris entre 6,9 et 7,7.
- en présence d'acide isocyanurique, la teneur en chlore disponible au moins égale à 2 mg.L⁻¹ mesurée avec le diéthylparaphénylène-diamine (DPD), la teneur en chlore total n'excédant pas de plus de 0,6 mg.L⁻¹ la teneur en chlore disponible, le pH compris entre 6,9 et 7,7 et une teneur en acide isocyanurique inférieure ou égale à 75 mg.L⁻¹.

► **le brome sous forme moléculaire liquide**

La teneur en brome doit être comprise entre 1 et 2 mg.L⁻¹ et un pH compris entre 7,5 et 8,2.

► **l'ozone**

L'ozonation de l'eau doit être réalisée en dehors des bassins. A son arrivée dans les bassins, l'eau ne doit plus contenir d'ozone. Entre le point d'injection de l'ozone et le dispositif de désozonation, l'eau doit, pendant au moins quatre minutes, contenir un résiduel minimal de 0,4 mg.L⁻¹ d'ozone.

² L'expression « chlore libre actif » peut porter à confusion. Il conviendrait de distinguer les termes « chlore libre » (HOCl, Cl₂ et ClO) de « chlore actif » (HOCl et Cl₂).

Après désozonation, un ajout d'un autre désinfectant rémanent et autorisé doit être effectué dans les conditions qui lui sont applicables, afin de maintenir une eau désinfectante.

► **le chlorhydrate de polyhexaméthylène biguanide**

Le chlorhydrate de polyhexaméthylène biguanide (PHMB), commercialisé sous le nom de Revacil®, était autorisé à titre expérimental jusqu'au 11 mars 2010. Le PHMB (substance active) fait l'objet d'une demande d'inscription à l'annexe I de la Directive Biocide 98/8/CE, auprès de la France. L'Afsset a émis un avis favorable à la recevabilité du dossier de demande d'inscription de cette substance le 7 février 2008 sur la 3^{ème} liste du programme d'évaluation de la directive 98/8.

La réglementation impose que l'eau des bassins traitée par le PHMB, ait les caractéristiques suivantes :

- concentration en PHMB comprise entre 20 et 35 mg.L⁻¹ ;
- pH compris entre 6,9 et 8,0 ;
- neutralisation du PHMB impérative par le chlore lors de sa vidange.

L'injection du PHMB ne doit pas se faire directement dans les bassins.

En raison de l'action coagulante du PHMB qui peut conduire à une élévation de la turbidité de l'eau si la filtration est insuffisante, il est recommandé de suivre les conseils d'utilisation et d'entretien des filtres fournis par la société commercialisant ce produit. Il est également recommandé de former le personnel pour la mise en œuvre et le dosage du désinfectant (CSHPF, 2005).

3.1.3 Qualité de l'eau

Selon le CSP et l'arrêté du 7 avril 1981 modifié, fixant les critères de qualité physico-chimiques et microbiologiques exigibles pour l'eau des bassins, l'eau doit être filtrée, désinfectée et désinfectante dans le bassin en présence de baigneurs (Journal Officiel de la République Française, 1981). Elle doit répondre également à certaines exigences physiques, chimiques et microbiologiques :

- « sa transparence permet de voir parfaitement au fond de chaque bassin les lignes de nage ou un repère sombre de 30 cm de côté, placé au point le plus profond ;
- elle n'est pas irritante pour les yeux, la peau et les muqueuses ;
- la teneur en substances oxydables au permanganate de potassium à chaud en milieu alcalin exprimée en oxygène ne doit pas dépasser de plus de 4 mg.L⁻¹ celle de l'eau de remplissage des bassins. Ce paramètre n'est pas pris en compte si la désinfection est réalisée avec du PHMB ;
- elle ne contient pas de substances dont la quantité serait susceptible de nuire à la santé des baigneurs ;
- le pH est compris entre 6,9 et 8,2 (suivant le type de désinfectant utilisé) ;
- d'un point de vue microbiologique, le nombre de bactéries aérobies revivifiables à 37°C dans un mL est inférieur à 100 ;
- le nombre de coliformes totaux dans 100 mL est inférieur à 10 avec absence de coliformes fécaux dans 100 mL ;
- elle ne contient pas de germes pathogènes, notamment pas de staphylocoques pathogènes dans 100 ml pour 90% des échantillons ».

Les analyses microbiologiques dans les eaux traitées au PHMB doivent être complétées par « l'identification des germes aérobies revivifiables à 37°C lorsque ce paramètre dépasse la limite de 100 UFC/mL, par la recherche de *Pseudomonas aeruginosa* et par la mesure de l'ion ammonium (NH_4^+) lors du contrôle de la qualité de l'eau » (CSHPF, 2005).

3.1.4 Suivi sanitaire

Le CSP prescrit le suivi sanitaire des piscines à deux niveaux : 1) surveillance sanitaire par l'exploitant de la piscine, 2) contrôle sanitaire de l'Etat.

3.1.4.1 Surveillance sanitaire par l'exploitant

Les modalités de la surveillance sanitaire de la qualité des eaux par l'exploitant sont peu détaillées dans la réglementation. Seul l'article 11 de l'arrêté du 07 avril 1981 modifié, indique les mesures de surveillance sanitaire que l'exploitant doit réaliser chaque jour ; elles doivent être consignées dans un carnet sanitaire (Journal Officiel de la République Française, 1981). C'est cette surveillance journalière qui permet de garantir en permanence, à l'usager, la qualité des eaux des bassins et l'hygiène générale de l'établissement.

3.1.4.2 Contrôle sanitaire de l'Etat

Le contrôle des dispositions applicables aux piscines est assuré par les fonctionnaires et agents de l'Etat. Ce contrôle mensuel permet de constater ponctuellement la qualité des eaux des bassins mais également de vérifier l'hygiène générale de l'établissement (état des installations, propreté des sols et des équipements). Il permet également d'évaluer la qualité de la surveillance sanitaire qui incombe à l'exploitant. Il ne peut en aucun cas se substituer aux obligations de l'exploitant en matière de suivi sanitaire de l'installation.

3.1.5 Qualité de l'air ambiant

La qualité de l'air des piscines n'est pas encadrée par le CSP et le contrôle systématique n'en est pas prescrit.

Cependant la circulaire DGS/EA4/2008-65 du 22 février 2008 demande que les concentrations de la trichloramine et des trihalométhanes (THM) soient mesurées deux fois par an dans l'air des piscines équipées d'un déchloramineur à rayonnement UV (DGS, 2008).

Selon l'article 64-1 du règlement sanitaire départemental type (RSD), du point de vue de la ventilation, une piscine est classée comme un local « à pollution non spécifique » (Journal Officiel de la République Française, 1983). Les seules dispositions réglementaires concernent un apport minimal d'air neuf, par baigneur et par spectateur, et une teneur limite en dioxyde de carbone (1,3 pour 1000). La ventilation des locaux est assurée par ventilation mécanique ou naturelle. Les débits d'air neuf demandés sont de 22 m³.h⁻¹ par sportif et de 18 m³.h⁻¹ par spectateur.

Dans le domaine professionnel, l'article R4222-6 du Code du travail fixe pour les locaux « à pollution spécifique » des débits minimaux d'air neuf par heure et par occupant, soit 45 m³.h⁻¹ pour les ateliers et locaux avec travail physique léger et 60 m³.h⁻¹ pour les autres ateliers et locaux (Code du travail, 2010a).

L'article R4412-149 du Code du travail impose une valeur contraignante atmosphérique dans les lieux de travail et dans la zone de respiration des travailleurs pour le chlore de 1,5 mg.m⁻³ (0,5 ppm sur 15 minutes) et pour le chloroforme de 10 mg.m⁻³ (2 ppm sur 8 heures) (Code du travail, 2010b).

L'article R4412-150 précise que les valeurs limites d'exposition professionnelle indicatives lorsqu'elles constituent des objectifs de prévention peuvent être fixées par arrêté conjoint des ministères chargés du travail et de l'agriculture (Code du travail, 2010c).

Les dispositions du Code du travail prévalent sur celles du RSD si ces dernières sont encore applicables.

3.1.6 Qualité des sols et des surfaces

En France, il n'existe pas de réglementation spécifique relative à l'hygiène des sols et des surfaces dans les piscines.

3.2 Etude comparative des réglementations à l'étranger

3.2.1 Qualité de l'eau

Il n'existe pas de réglementation de l'Union européenne relative à la qualité de l'eau des piscines.

Les tableaux 2 à 6 présentent une synthèse des réglementations³, recommandations⁴ ou normes⁵ de l'OMS et de différents pays étrangers relatives à la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau des bassins pour lesquels des informations ont pu être obtenues.

Ils appellent les commentaires suivants :

- ▶ température : les plages de température de l'eau ne présentent pas de différences significatives. Seule la Belgique réglemente la température de l'air.
- ▶ concentration en matière organique : la plupart des pays ont fixé une limite de concentration de matière organique dans l'eau, représentée par l'oxydabilité en milieu acide par le KMnO_4 à chaud. En France il est autorisé une augmentation maximale de 4 mg.L^{-1} par rapport à la concentration de matière organique présente dans l'eau potable alimentant la piscine soit 5 mg.L^{-1} ce qui fait un total de 9 mg.L^{-1} . La Belgique et le Portugal ne tolèrent pratiquement aucune augmentation de la teneur en matière organique par rapport à celle de l'eau d'alimentation ; en effet, ces pays appliquent la directive européenne « eaux potables » qui fixe une valeur limite de 5 mg.L^{-1} . Seule la valeur danoise (10 mg.L^{-1}) est proche de la limite française (9 mg.L^{-1} au plus).
- ▶ pH de l'eau : l'étendue des valeurs de pH correspond à la fourchette optimale pour l'action des différents produits désinfectants. L'Allemagne autorise une borne plus basse de pH (6,5).
- ▶ produits de désinfection : les produits chlorés apparaissent comme les produits majoritairement utilisés dans les différents pays considérés. Cependant, l'ozone et le brome sont autorisés, notamment au Danemark, Finlande, Italie, Portugal et Québec.

³ (Journal Officiel de la République Française, 1981), (Ministero della Salute, 2003), (Gouvernement wallon, 2003), (Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale, 2002), (Ministerio do equipamento do planeamento da administração do território, 1997), (FINLEX, 2002), (Miljøstyrelsen, 1988) et (Gouvernement du Québec, 2002).

⁴ (OMS, 2000, 2006b) et (Pool water treatment advisory group, 2009).

⁵ (DIN, 1997) et (SIA, 2000).

S'agissant du PHMB, seule la France parmi les pays considérés a réglementé son utilisation⁶.

- ▶ urée : la Belgique, la Finlande et la Suisse ont fixé une valeur limite pour la concentration en urée. Elle varie de 0,8 à 2,0 mg.L⁻¹.
- ▶ brome et chlore libres actifs : leurs concentrations sont très variables selon les pays. La plage prescrite en France présente des bornes basses au regard de celles recommandées par l'OMS et de celles appliquées au Québec qui sont plus récentes.
- ▶ chlorures : seule la Belgique réglemente la concentration en chlorures, avec une concentration maximum de 800 mg.L⁻¹ (En France, pour l'eau potable, la concentration limite en chlorure est de 250 mg.L⁻¹).
- ▶ chloramines : la plupart des pays fixent une concentration en chloramines dans l'eau bien que les seuils diffèrent notablement. Ceux retenus en Allemagne et en Suisse sont remarquablement faibles. Aucun pays n'applique la recommandation de l'OMS relative à la trichloramine (0,5 mg.L⁻¹).
- ▶ THM : les normes suisses et allemandes recommandent des valeurs basses, respectivement de 0,02 et 0,03 mg.L⁻¹ et trois autres pays recommandent une concentration égale à celle admise dans les eaux d'alimentation françaises (0,10 mg.L⁻¹).
- ▶ chloroforme : seule la région de Bruxelles a fixé une limite pour le chloroforme.
- ▶ paramètres microbiologiques :
 - la recherche de *Pseudomonas aeruginosa* ont été retenue par tous les pays considérés, sauf la France ;
 - la recherche de *Legionella pneumophila* a été seulement retenue par l'Allemagne et la Suisse.

3.2.2 Fréquentation maximale instantanée

Afin de limiter les contaminations apportées par les baigneurs dans les piscines, la réglementation prévoit :

- ▶ des équipements sanitaires : toilettes, douches corporelles et pédiluves ou rampes d'aspersion pour pieds (Code de la santé publique, 2010e).
- ▶ une fréquentation maximale instantanée (FMI) (Code de la santé publique, 2010e). En France, la FMI correspond à une personne par mètre carré pour les bassins couverts et de trois personnes pour 2 m² pour les bassins extérieurs. Au Québec, elle ne doit pas excéder pour un bassin intérieur « le nombre obtenu en accordant à un baigneur 1,4 m² de surface dans la partie peu profonde et 2,2 m² dans la partie profonde » et pour un bassin extérieur, « le nombre obtenu en accordant à un baigneur 0,9 m² de surface dans la partie peu profonde et 1,2 m² dans la partie profonde » (Gouvernement du Québec, 2007).

⁶ Aux Etats-Unis, le PHMB est enregistré sur la liste des agents désinfectants et algicides utilisables en piscine depuis 1982 et sur la liste des agents désinfectants utilisables dans les spas depuis 1993 (n°d'enregistrement 69461-1). L'US-EPA recommande de maintenir une concentration résiduelle en PHMB comprise entre 6 et 10 ppm (lorsqu'il est utilisé sous forme de tablettes ou de granulés) ou entre 30 et 50 ppm (lorsqu'il est utilisé sous forme liquide, prêt-à-l'emploi) et de ne pas l'utiliser en combinaison avec des produits chlorés et bromés (Reregistration Eligibility Decision (RED) for PHMB, (U.S EPA, 2004a).

En Suisse, la FMI, exprimée en volume et non en surface, est de 2 m³ par baigneur quel que soit le type de bassin (SIA, 2000). Compte tenu des critères pris en compte, il est difficile de comparer les valeurs retenues pour les FMI.

3.2.3 Conclusion

En résumé, les cadres réglementaires ou les normes en vigueur à l'étranger apparaissent assez hétérogènes. Sans connaître les argumentaires ayant conduit à l'élaboration de ces valeurs, il n'est guère possible de comprendre ou d'expliquer les différences observées d'autant plus que les valeurs paramétriques proposées ne résultent pas toutes d'une évaluation des risques sanitaires.

Les règles relatives à la sécurité sanitaire, l'admission et la circulation des personnes dans l'établissement, comme les prescriptions techniques s'appliquant au traitement de l'eau et au renouvellement de l'air peuvent avoir orienté le choix des valeurs paramétriques proposées.

Quoi qu'il en soit, ces tableaux sont utiles pour la réflexion et les travaux d'évaluation des risques sanitaires pour faire évoluer la réglementation française.

Tableau 2 : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des paramètres physiques

Paramètres	France	OMS	Italie	Royaume Uni	Canada (Québec)	Allemagne	Belgique			Suisse		Portugal	Danemark	Finlande
							Wallonie	Bruxelles	Flandre	Souhaité	toléré			
Transparence														
- vision du fond du bassin	oui						oui	oui	oui					
- valeur au-delà de la valeur réglementaire pour l'eau d'approvisionnement (mg.L ⁻¹ Pt/Co)			≤ 5,0											
Turbidité			≤ 4 mg/L SiO ₂	0,5 NTU	1 NTU					0,2 TE/F		6 NTU		0,4 FTU
Température de l'eau (°C)														
- tout type de bassin												24 - 30	24 - 28	
- bassins couverts			24 - 30											
- bassins couverts pour enfants			26 - 32											
- bassins extérieurs			18 - 30											
- bassins chauffés		40												
- piscine de compétition, plongée gym, entraînement				27										
- piscine récréative pour adulte et piscine conventionnelle				28										
- piscine pour enfants				29										
- piscines pour bébé, jeunes enfants et handicapés				30										
Température de l'air (nombre de °C supérieurs à l'eau)							> 2	> 1						

Tableau 3 : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des paramètres chimiques

Paramètres	France	OMS	Italie	Royaume Uni	Canada (Québec)	Allemagne	Belgique			Suisse		Portugal	Danemark	Finlande
							Wallonie	Bruxelles	Flandre	Souhaité	toléré			
Oxydabilité en milieu acide à chaud (mg KMnO ₄ .L ⁻¹)	4*					3*	5	5	5	3	5	4	10	
pH														
- tout traitement		7,2 - 7,8			7,2- 7,8	6,5 - 7,2	7,0 - 7,6	7,0 - 7,6	7,0 - 7,6	7,0 - 7,4	6,8 - 7,6	7,4 - 7,8	7,0 - 8,0	6,5 - 7,6
- traitement au chlore	6,9 - 7,7		6,5 -7,5											
- traitement au PHMB	6,9 - 8,0													
- traitement au brome	7,5 - 8,2													
- traitement à base de brome ou d'autres procédés de désinfection n'utilisant pas le chlore		7,2 - 8,0												
- si floculation avec des sels d'aluminium				6,5 - 7,2										
Urée (mg.L ⁻¹)							2,0	2,0	2,0	1,0				0,8

* Augmentation maximale par rapport à l'eau d'alimentation

Tableau 4 : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des résiduels de désinfectant

Paramètres	France	OMS		Italie	Royaume Uni	Canada (Québec)	Allemagne	Belgique			Suisse		Portugal	Dane-mark	Finlande
		Souhaité	toléré					Wallonie	Bruxelles	Flandre	Souhaité	toléré			
Chlore libre actif (mg.L⁻¹)															
- tout type de bassin	0,4-1,4	1,0	3,0	0,7-1,5	1,0-2,0		0,3 - 0,6			0,5 -1,5					1,2
- bassin de natation											0,2- 0,4	0,1-0,8			
- bassin intérieur et T < 35 °C						0,8 - 2,0									
- bassin extérieur et T < 35°C						0,8 - 3,0									
- bassin chauffé		2,0 - 3,0	5,0			2,0 - 3,0	0,7 - 1,0				0,7- 1,0	0,7-1,5			
- bassin intérieur ≥ 25 m														0,5 - 3,0	
- autre bassin qu'un bassin intérieur ≥ 25 m														1,0 - 5,0	
- si acide isocyanurique	2,0														
- si traitement O ₃ + Cl				0,4-1,0											
- si pH entre 7 et 7,4													0,5 -1,2		
- si pH entre 7,4 et 8													1,0 - 2,0		
Chlore libre mesuré (mg.L⁻¹)								0,5 - 1,5	0,5 - 1,5	1,0- 2,0					

Chloramines (mg.L⁻¹)															
- tout traitement							0,2	0,8	0,8	1,0	0,2	0,3			
- traitement au chlore				0,4											
- traitement ozone combiné au chlore				0,2											
- tout type de bassin	0,6	3,0			0,5										
- bassin intérieur						0,5									
- bassin extérieur						1,0									
Brome résiduel (mg.L⁻¹)															
- tout type de bassin	1,0 - 2,0												0,8 - 2,0		
- bassin non chauffé		4,0				2,0 - 5,0									
- bassin chauffé		5,0				3,0 - 5,0									
Ozone résiduel (mg.L⁻¹)	0			0,01		0,0							0,01		
PHMB (mg.L⁻¹)	20 - 35														

Tableau 5 : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des sous-produits de désinfections

Paramètres	France	OMS		Italie	Royaume Uni	Québec	Allemagne	Belgique			Suisse		Portugal	Dane-mark	Finlande
		Souhaité	toléré					Wallonie	Bruxelles	Flandre	souhaité	toléré			
Trichloramine (mg.L ⁻¹)		0,5													
Chloroforme (mg.L ⁻¹)									0,1						
Chlorures à l'exception des bassins salés (mg.L ⁻¹)								800	800	800					
THM (mg.L ⁻¹)															
- Tout type de bassin		0,1			0,1		0,02							0,1	0,1
- Bassins couverts											0,03				

Tableau 6 : Comparaison des réglementations ou normes préconisées dans différents pays pour le suivi des paramètres microbiologiques

Paramètres	France	OMS	Italie	Royaume Uni	Québec	Allemagne	Belgique			Suisse		Portugal	Dane-mark	Finlande
							Wallonie	Bruxelles	Flandre	souhaité	toléré			
Coliformes totaux (UFC/100 mL)	10			0	1							10		
Coliformes thermotolérants ou <i>Escherichia Coli</i> (UFC/100 mL)	0	0	0	0	1	0				0		0	10	
Entérocoques ou Streptocoques fécaux (UFC/100 mL)			0	0			0	0				0		
Germes aérobies mésophiles (UFC/mL)										100				
Bactérie aérobies revivifiables à 22 °C (UFC/mL)			200			100								100
Bactérie aérobies revivifiables à 37 °C (UFC/mL)	100	100	100	100		100	100	100	100			100	1000	100
Staphylocoques (UFC/100 mL)	0*	30	1		30		0	0	0			20		
Pseudomonas aeruginosa (UFC/100 mL) - Tout type de bassin - Bassins chauffés		1	1	0	1	0	0	0	0	0		0	10	0
Legionella pneumophila - Tout type de bassin (UFC/mL) - Bassins chauffés, (UFC/100 mL)						0				0				

* pas de staphylocoque pathogène dans 100 mL pour 90% des échantillons

4 Mode de fonctionnement d'une piscine à usage collectif

4.1 Traitement de l'eau

L'eau d'alimentation d'une piscine est traitée dans le but de respecter les exigences sanitaires définies par le CSP présentées dans le chapitre précédent.

Le traitement de l'eau comprend deux étapes essentielles :

- l'élimination physico-chimique des particules solides en suspension et des matières colloïdales par filtration ;
- la désinfection physico-chimique afin d'éliminer les micro-organismes qui restent.

Le circuit hydraulique comprend généralement :

- un système de recirculation de l'eau du bassin ;
- un apport quotidien d'eau neuve *via* un bac tampon ou un bac de disconnection ;
- un système de traitement comprenant une filtration et une désinfection ;
- des traitements chimiques complémentaires ;
- des traitements éventuels pour éliminer certains sous-produits de désinfection ;
- un dispositif de vidange des rejets quotidiens et périodique du bassin.

LA FILIERE DE TRAITEMENT

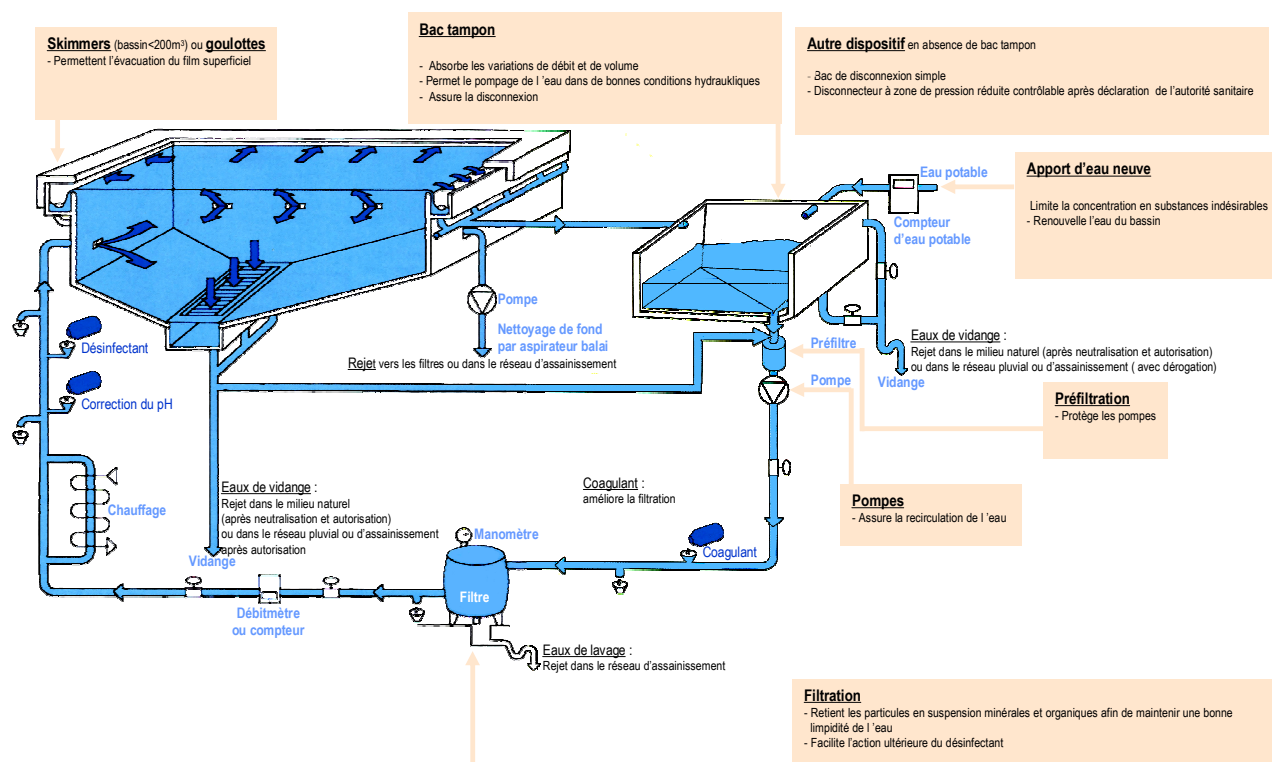


Figure 1 : Exemple de filière de traitement d'eau de piscine

Source : DDASS-DRASS Auvergne, (1997)

4.1.1 Système de recirculation

La réglementation impose que le film d'eau superficiel soit repris en continu. L'eau reprise recircule après traitement, visant à maintenir les qualités physico-chimiques et microbiologiques requises.

En France, deux types de recirculation sont autorisés :

- ▶ la recirculation inversée : l'eau traitée arrive par le fond du bassin ou par les parois verticales, par un caniveau axial ou par plusieurs bouches de refoulement ; l'eau est reprise exclusivement au niveau de la surface (goulottes, skimmers) ;
- ▶ la recirculation mixte : l'arrivée de l'eau traitée s'effectue en plusieurs points du bassin et la reprise des eaux se fait à la fois par le fond et par les goulottes.

Le circuit de recyclage doit être conçu pour permettre le fonctionnement indépendant de chaque bassin. Les dispositifs de reprise de l'eau du bassin et les bouches de refoulement de l'eau traitée doivent être judicieusement placés pour assurer une bonne homogénéisation de l'eau dans les bassins, pour bien diffuser le désinfectant et éviter les zones stagnantes (DDASS-DRASS Auvergne, 1997).

Le dimensionnement et la configuration (longueur et planimétrie) des goulottes de reprise doivent permettre un écrémage constant et régulier de toute la surface du bassin, en assurant une bonne évacuation de l'eau de surface.

La surverse effective du film d'eau superficiel dans les goulottes s'obtient par un « effet de chute ». Les goulottes noyées ne permettent pas d'assurer une reprise satisfaisante du film d'eau superficielle.

Le réseau de canalisation propre à la recirculation doit être le plus court possible et conçu pour que toute partie du circuit puisse être vidangée.

4.1.2 Apport d'eau neuve

Le bac tampon reçoit l'apport d'eau neuve et l'eau issue des goulottes. Il permet le pompage et le traitement de l'eau dans de bonnes conditions hydrauliques, en évitant notamment le phénomène de cavitation des pompes.

Il assure également une disconnexion entre l'eau du réseau public et l'eau de la piscine.

Le bac tampon peut être utilisé pour introduire des produits du traitement de l'eau, tels que des stabilisants, des correcteurs de pH, des coagulants, etc. Ce bac permet le mélange des produits et améliore ainsi leur efficacité.

4.1.3 Filtration

La filtration est destinée à retenir les matières minérales et organiques en suspension, ainsi qu'une partie des micro-organismes (qui ont tendance à s'agglomérer sur les particules solides). Elle est réalisée en deux temps :

- ▶ une pré-filtration qui consiste en un simple tamisage par un panier grillagé (maille > 3 mm) placé en amont des pompes pour retenir les éléments grossiers (cheveux, insectes, graviers, etc.) ;
- ▶ une filtration sur un massif ou un matériau filtrant.

Dans les plus petites installations, un procédé par tamisage simple (chaussettes, cartouche, toile, etc.) est parfois utilisé.

La filtration est une étape très importante dans la filière de traitement car elle conditionne la bonne transparence de l'eau et permet une optimisation de la désinfection. Dans certaines piscines, l'importance des étapes de filtration et de floculation sont sous estimées avec, en particulier, une vitesse de passage de l'eau dans le massif filtrant trop élevée.

Trois types de filtres sont utilisés :

- ▶ les filtres à sable ;
- ▶ les filtres à diatomite ;
- ▶ les filtres à cartouche.

4.1.3.1 Filtre à sable

Ces filtres sont constitués de silice et sont parfois associés en bi-couche avec un matériau de plus faible densité (anthracite, pierre volcanique, etc.). Des cuves fermées en acier ou en matériau composite contiennent le sable qui doit présenter une faible friabilité pour éviter la formation de fines poussières pendant les lavages. L'eau sous pression circule généralement de haut en bas dans la masse filtrante. Le filtre est nettoyé par injection d'eau à contre-courant avec ou sans insufflation d'air.

L'efficacité de la filtration dépend :

- ▶ de la granulométrie du sable et de son homogénéité ;
- ▶ de l'épaisseur du massif filtrant ou du matériau filtrant ;
- ▶ du système de récupération des eaux filtrées en fond de filtre ;
- ▶ de la vitesse de filtration (une vitesse lente inférieure à 25 m.h^{-1} est optimale).

Les filtres à sable ont une porosité de l'ordre de 40 à 60 μm , selon la nature du sable et les conditions de filtration.

L'application d'un traitement de coagulation-floculation améliore les performances d'un filtre à sable. Par la formation de floccs, cette technique permet l'agglomération et l'élimination des particules colloïdales.

Différents types de coagulants sont utilisés en fonction des caractéristiques physico-chimiques de l'eau (pH, alcalinité), notamment :

- ▶ le sulfate d'aluminium qui contribue à abaisser le pH de l'eau ;
- ▶ le polychlorure d'aluminium qui n'influence pas le pH de l'eau.

L'injection de coagulant doit se faire de façon continue. Pour une coagulation-floculation optimale, l'injection du coagulant est réalisée en amont des pompes de recirculation pour en assurer un bon mélange et éviter des phénomènes de post-floculation dans les bassins. Les particules coagulées sont retenues par les filtres. L'injection de coagulant permet donc de réduire la consommation de désinfectant. Un traitement de coagulation-floculation n'est pas compatible avec une filtration rapide.

Il existe d'autres types de filtre dérivés du filtre à sable :

- ▶ le filtre bi-couche, constitué d'une couche inférieure de sable (ou silex) et d'une couche supérieure d'anthracite ;
- ▶ le filtre multicouche, constitué de couches de sable de deux granulométries différentes et d'anthracite ;
- ▶ le filtre bi-flux, caractérisé par une arrivée d'eau brute par le haut et par le bas et une reprise par un collecteur médian noyé dans la masse filtrante.

4.1.3.2 Filtre à diatomite

La diatomite est une poudre blanche obtenue par concassage d'une roche fossilifère extrêmement poreuse. Celle-ci provient de la fossilisation d'algues brunes unicellulaires à « squelette » siliceux : les diatomées.

Le filtre à diatomite est constitué d'une cuve garnie de supports (bougies ou plateaux) recouverts d'une toile synthétique. La diatomite introduite dans le circuit par le biais du bac de disconnexion ou par le bac tampon va venir se fixer sur la toile sous l'action de la circulation de l'eau et former ainsi la couche filtrante ou "gâteau". La porosité de ce filtre est de l'ordre de 0,1 à 3 microns selon la granulométrie du matériau employé. La vitesse de filtration est lente (environ 5 m.h⁻¹) ; toute utilisation de floculant est à proscrire avec ce type de filtre.

La faible porosité et le faible encombrement de ces filtres représentent leurs principaux avantages ; mais ils nécessitent un suivi et un entretien très stricts.

4.1.3.3 Filtre à cartouches

Ils se présentent sous forme de cartouches en fibres synthétiques (tissu dérivé du polyester) ou en fibres végétales (ouate de cellulose). Leur paroi plissée en accordéon offre de grandes surfaces filtrantes et une porosité variant de 5 à 40 microns en fonction de la texture choisie. Leur vitesse très lente (environ 2 m.h⁻¹). Les cartouches sont nettoyées soit par simple lavage au jet, soit remplacées périodiquement. Ces filtres sont généralement utilisés dans les piscines de petites dimensions.

Quelque soit leur type, les filtres doivent être décolmatés périodiquement, au plus tard lorsque le débit de sortie de filtre ne représente plus que 70 % du débit normal. Les eaux de lavage de filtres et les premières eaux filtrées après un cycle de lavage doivent être rejetées. Un défaut de lavage peut être décelé par :

- ▶ une diminution de la durée des cycles ;
- ▶ une augmentation de la pression dans le filtre lors de la remise en position « filtration » avec lavage ;
- ▶ une teneur élevée en chloramines (si désinfection au chlore) ou des résultats d'analyses bactériologiques anormaux.

Les filtres sont lavés :

- ▶ soit lorsque la perte de charge (pression) atteint une valeur limite ;
- ▶ soit systématiquement chaque jour.

4.1.4 Désinfection

Dans la majorité des piscines publiques, la désinfection se fait par **chloration** à partir de différentes formes de chlore :

- ▶ chlore gazeux (gaz liquéfié en bouteille) ;
- ▶ hypochlorite de sodium (eau de Javel) ;
- ▶ hypochlorite de calcium (granulés, galets) ;
- ▶ dichloroisocyanurate et trichloroisocyanurate de sodium (granulés, galets).

En France, un nombre réduit de piscines utilise d'autres désinfectants autorisés : brome, ozone ou PHMB. A titre d'exemple, dans l'étude relative à la qualité de l'air intérieur dans les piscines couvertes menée par l'observatoire sur la qualité intérieur (OQAI), seuls 3 établissements sur les 204 ayant répondu au questionnaire utilisaient du brome (Observatoire de la qualité de l'air intérieur, 2007).

4.1.4.1 Chlore

Terminologie :

En solution, le chlore existe sous différentes formes chimiques, selon qu'il se trouve libre ou associé à d'autres molécules organiques ou minérales. Des équilibres chimiques complexes dépendants des concentrations et du pH régissent ces différentes formes chimiques.

On parle généralement de **chlore actif** en faisant référence à la forme active du chlore, vis à vis des micro-organismes. La teneur en chlore actif représente la somme des concentrations en acide hypochloreux (HClO) et en chlore moléculaire dissous, Cl₂, cette dernière étant quantitativement négligeable par rapport à l'acide hypochloreux, pour un pH supérieur à 3. La teneur en chlore actif est calculée au moyen d'un abaque qui prend en compte à la fois le pH et la concentration en chlore libre dans l'eau.

Le **chlore potentiel** fait référence à la teneur en ions hypochlorites (ClO⁻) susceptibles de redevenir actifs sous forme d'acide hypochloreux et de chlore moléculaire.

L'association du chlore avec des composés minéraux ou organiques est appelé **chlore combiné**. La teneur en chlore combiné représente essentiellement les chloramines, ainsi que les composés organochlorés. La concentration en chlore combiné est estimée par la différence entre la concentration en chlore total et la concentration en chlore libre.

Le **chlore total** représente la somme du chlore libre et du chlore.

Enfin, le **chlore libre (ou chlore disponible ou chlore résiduel)** correspond à la somme du chlore actif et du chlore potentiel.

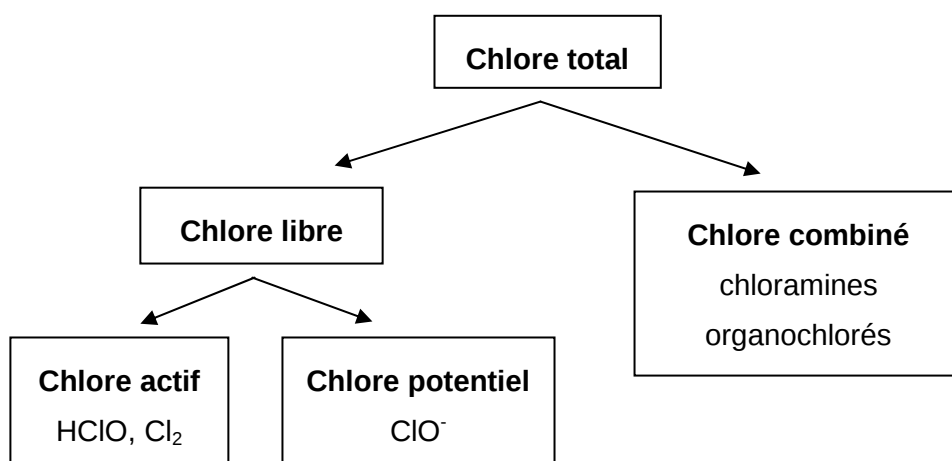


Figure 2 : Les différentes formes de chlore dans l'eau

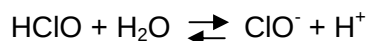
Réactions chimiques du chlore avec l'eau et ses constituants :

Injecté sous forme gazeux (Cl₂) dans l'eau, le chlore se dissocie rapidement en acide hypochloreux (HClO) et en ions chlorures (Cl⁻), selon la réaction :



L'acide hypochloreux qui est la forme désinfectante du chlore peut se dissocier en ions hypochlorite (ClO^-), l'équilibre entre ces deux formes dépendant directement du pH et de la température de l'eau.

Lorsque le chlore est apporté sous forme d'hypochlorite de calcium ou d'hypochlorite de sodium, l'équilibre suivant est directement atteint :



D'après le diagramme de prédominance des espèces du chlore dans l'eau, la forme HClO prédomine pour un pH compris entre 4 et 6. Pour un pH compris entre 6 et 8, les deux formes, HOCl et ClO^- sont présentes. Au-delà de pH 8, la forme ClO^- prédomine.

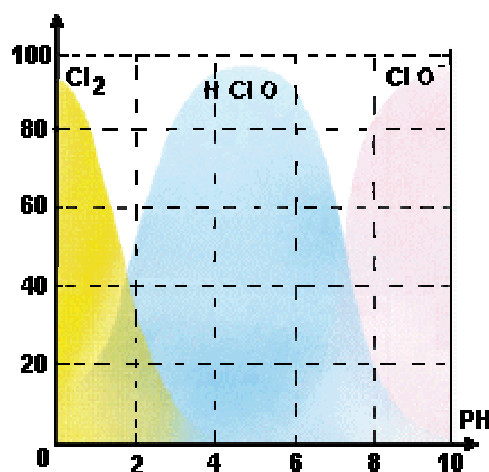


Figure 3 : Prédominance des formes du chlore dans l'eau, en fonction du pH

Le maintien du pH de l'eau entre 6,9 et 7,7, tel que préconisé par la réglementation, est un bon compromis entre l'efficacité de la désinfection et le confort des baigneurs.

Lors de l'ajout de doses croissantes de chlore dans l'eau, la concentration en chlore résiduel augmente dans un premier temps, passe par un point d'inflexion, puis décroît pour atteindre un minimum appelé « *break point* » ou point de rupture, avant d'augmenter proportionnellement à la dose de chlore ajoutée (Figure 4).

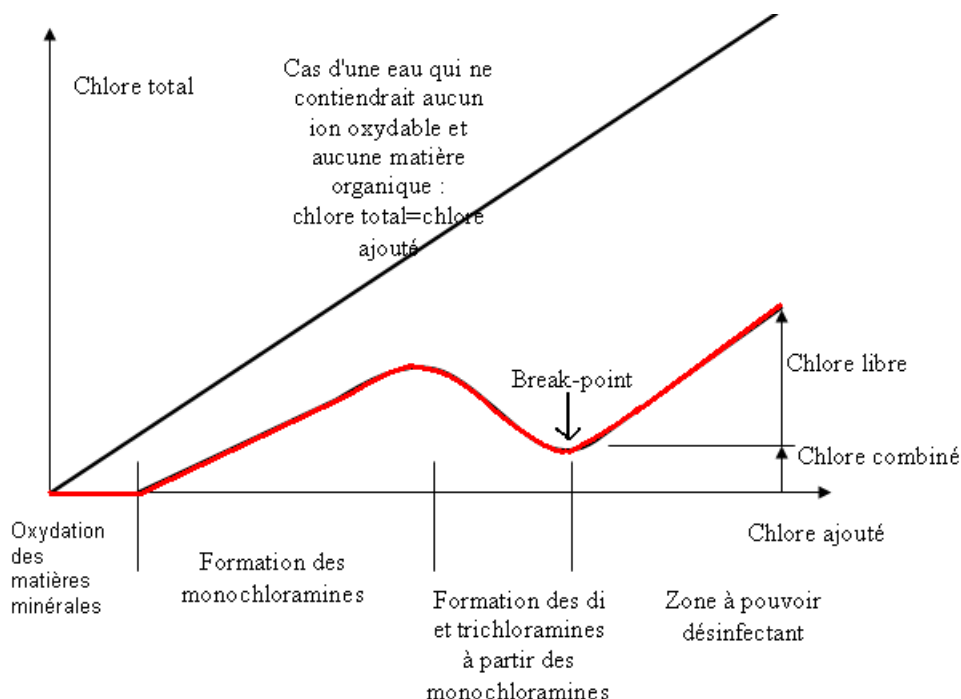


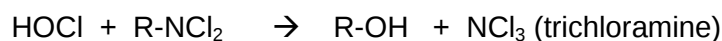
Figure 4 : Evolution des différentes formes de chlore selon la courbe du « break-point »

- Oxydation des composés minéraux :

Les composés fortement réducteurs présents dans l'eau vont immédiatement consommer une partie du chlore et le rendre indisponible pour la désinfection. Ces composés réducteurs avec lesquels le chlore réagit sont représentés par les sulfures (1 mg de H_2S consomme 9 mg de Cl_2), les sulfites, les nitrites, etc.

- Formation des chloramines :

Le chlore s'associe aussi aux composés azotés organiques et minéraux apportés par les baigneurs (ammonium, urée, créatine, acides aminés, etc.) par réactions d'addition ou de substitution, telles que, par exemple :



R représentant un radical hydrocarboné.

La trichloramine n'est pas détruite par le chlore. Très volatile, elle est transférée en phase gazeuse.

- Zone à pouvoir désinfectant :

Le chlore ajouté au-delà du *break-point* correspond à la teneur en chlore libre. En piscine, compte tenu du résiduel de chlore imposé par la réglementation pour garantir une eau désinfectée et désinfectante, le *break-point* est toujours dépassé. Cependant, le positionnement du point de rupture peut fluctuer, notamment en fonction de l'apport de matière organique par les baigneurs.

Le chlore peut également réagir avec d'autres composés organiques carbonés pour former des sous-produits, tels que les trihalométhanes (THM). L'ensemble de ces sous-produits chlorés ainsi que leur toxicité sont décrits dans le chapitre 5.1.3.1.

Pouvoir désinfectant

Le chlore possède une action bactéricide, virucide (virus nus et enveloppés), fongicide et sporicide (Fleurette *et al.*, 1995). Son action rémanente permet de maintenir l'eau désinfectée et désinfectante. Cependant son pouvoir désinfectant est faible vis-à-vis des protozoaires (CDC, 2008). Les oocystes des protozoaires comme ceux de *Cryptosporidium* et *Giardia lamblia* sont très résistants au chlore (Clancy *et al.*, 1998).

Selon ses formes chimiques, le pouvoir désinfectant du chlore diffère : l'acide hypochloreux présente le pouvoir désinfectant le plus important, les ions hypochlorites ayant une activité moindre. Les formes du chlore combiné (chloramines) sont peu désinfectantes.

Utilisation actuelle

Le chlore et ses dérivés sont les agents biocides les plus communément employés pour garantir une bonne qualité microbiologique de l'eau, en raison de leurs faibles coûts, de leur pouvoir désinfectant et de la simplicité de leur mise en œuvre.

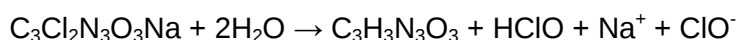
L'hypochlorite de sodium, communément appelé « eau de Javel », se présente sous forme de solutions concentrées ou diluées prêtes à l'emploi. L'hypochlorite de calcium est utilisé sous forme de galets solubles dans l'eau.

Une revue de la littérature montre que les conséquences sanitaires liées à l'exposition aux halogènes ou à leurs dérivés constituent un sujet de préoccupation (Aggazzotti *et al.*, 1995 ; Bernard *et al.*, 2009 ; Carbonnelle *et al.*, 2002, Carbonnelle *et al.*, 2008 ; Gagnaire *et al.*, 1994 ; Hery *et al.*, 1995 ; Kaydos-Daniels *et al.*, 2008 ; Voisin et Bernard, 2008). Cette question sera abordée au chapitre 5.

4.1.4.2 Acide isocyanurique et ses dérivés

Réactions chimiques dans l'eau

L'acide isocyanurique ou triazinetrione est un stabilisant du chlore. Il peut être utilisé conjointement au chlore gazeux, à l'eau de Javel ou à l'hypochlorite de calcium dans les piscines extérieures, afin de réduire la destruction et la consommation de chlore par les UV. Il existe également des produits chlorés stabilisés à base d'acide isocyanurique comme le dichloroisocyanurate de sodium (DCCNa) dont l'hydrolyse libère de l'acide hypochloreux et du cyanurate de sodium. Ce dernier joue un rôle de stabilisant en protégeant l'acide hypochloreux (HClO) et l'ion hypochlorite (ClO⁻) d'une décomposition par les rayonnements ultra-violet, selon la réaction suivante :



Pouvoir désinfectant

Au contact de l'eau, l'acide isocyanurique et ses dérivés engendrent les mêmes sous-produits de désinfection que le chlore gazeux ou les solutions d'hypochlorite.

Utilisation actuelle

Les principaux produits dérivés de l'acide isocyanurique, sont présentés sous forme de pastilles, granulés ou blocs :

- ▶ acide trichloro isocyanurique ou ATCC ;
- ▶ DCCNa ;
- ▶ dichloroisocyanurate de potassium ou DDCK.

4.1.4.3 Brome

Réactions chimiques dans l'eau

En solution dans l'eau, le brome forme un mélange d'acide hypobromeux (HOBr) et d'ion hypobromite (BrO^-), les deux possédant un fort pouvoir oxydant. Cependant, seul l'acide hypobromeux présente une activité désinfectante importante. Il est stable en milieu aqueux, le pH optimum de cette forme est compris entre 7,2 et 7,8.

L'utilisation de brome comme désinfectant est déconseillée pour les piscines découvertes car l'acide hypobromeux subit une réaction de photolyse sous l'action des rayonnements solaires.

Comme le chlore, le brome réagit avec les composés azotés, pour former des bromamines.

Il peut également réagir avec les composés organiques carbonés pour former des trihalométhanes bromés (bromoforme, bromodichlorométhane, dibromochlorométhane ainsi que des acides haloacétiques (acide dibromoacétique, acide bromochloroacétique, acide bromodichloroacétique, acide dibromochloroacétique, acide tribromoacétique, acide monobromoacétique).

Pouvoir désinfectant

Le brome a une action bactéricide dans l'eau (Rhodier *et al.*, 2009).

Utilisation actuelle

Seule la forme chimique pure (Br_2) est autorisée pour la désinfection de l'eau des piscines recevant du public.

En France, compte tenu de l'évolution des pratiques et du pouvoir corrosif et toxique du brome pour les voies respiratoires, la forme liquide n'est plus utilisée pour la désinfection de l'eau des piscines. Cependant, certains fournisseurs de piscines commercialisent des tablettes à dissolution lente de 1-bromo-3-chloro-5,5-diméthylhydantoïne, bien qu'elles ne soient pas autorisées.

4.1.4.4 Ozone

Réactions chimiques dans l'eau

L'ozone est un gaz instable, préparé extemporanément sur son lieu d'utilisation. Il est obtenu par décharges électriques dans un courant d'air ou d'oxygène, sec et froid, dans des dispositifs spécifiques appelés ozoneurs. L'eau à traiter est ensuite mise en contact avec le gaz dans des chambres d'ozonation.

L'ozone est un gaz à fort pouvoir oxydant. Il est très irritant, c'est pourquoi l'eau traitée par ce procédé doit être exempte d'ozone à l'entrée des bassins de natation. L'ozonation est donc réalisée hors des bassins, en aval de l'étape de filtration, soit en série (ozonation complète dans le flux de recirculation), soit en parallèle (ozonation partielle d'une partie du flux d'eau). La phase d'ozonation est obligatoirement suivie d'une phase de « dés ozonation », réalisée, soit par dégazage (chute d'eau en escalier, écoulement en lame mince, aération de l'eau), soit par un traitement aux rayonnements ultra-violet, soit encore par filtration sur charbon actif.

Pouvoir désinfectant

L'ozone possède un pouvoir bactéricide important, mais son efficacité sur les virus, champignons et protozoaires est moindre (Fleurette *et al.*, 1995). Contrairement au chlore, son action désinfectante n'est pas rémanente. L'eau est ainsi désinfectée, mais non désinfectante. L'ozone doit donc toujours être associé à un désinfectant complémentaire compatible.

Utilisation actuelle

La désinfection par l'ozone de l'eau des piscines reste peu développée en France. Elle est encore réservée, pour des raisons économiques, aux piscines de grande capacité. Il est à noter que l'ozone peut être présent dans l'atmosphère du local technique où se trouve placé l'ozonateur ainsi que dans l'atmosphère des piscines couvertes en cas de dysfonctionnement de ce dernier.

4.1.4.5 Chlorhydrate de polyhexaméthylène biguanide

Réactions chimiques dans l'eau

Le PHMB ne possède pas de pouvoir oxydant et présente des propriétés flocculantes. Son caractère chélatant a été mis en évidence pour des concentrations élevées en Ca^{2+} , Cu^{2+} et Al^{3+} , formant ainsi des précipités insolubles avec les tensioactifs anioniques (savons, alkylsulfates et alkylsulfonates contenus dans les shampoings). Dans les eaux dures et chargées en matières organiques, le PHMB tend à favoriser la formation de CaCO_3 en formant avec la matière organique des précurseurs de précipitation de ce composé (Zmirou, 1985).

Pouvoir désinfectant

Le PHMB a une action bactériostatique aux concentrations utilisées en piscine (entre 20 et 45 mg.L^{-1}). Il se fixe à la surface cellulaire grâce à ses propriétés cationiques entraînant à faible dose une fuite du matériel cellulaire et à forte dose une précipitation *in situ* des protéines cytoplasmiques et des acides nucléiques.

Utilisation actuelle

Seule la solution de PHMB à 20% dans l'eau commercialisée sous le nom de REVACIL® est autorisée à titre expérimental comme désinfectant pour les piscines recevant du public et pour une durée de 3 ans à compter du 12 mars 2007 (DGS, 2007). Cependant, il existe d'autres produits à base de PHMB commercialisés pour le traitement des eaux des piscines privées.

4.1.4.6 Autres procédés de désinfection non autorisés en France

D'autres procédés de désinfection dans l'eau des piscines existent tels que les procédés à base de cuivre/argent, l'électrolyse, les procédés par rayonnement UV ou les procédés membranaires. Ils ne sont pas autorisés en France pour la désinfection des piscines à usage collectif. En effet ils ne permettent pas d'obtenir une eau désinfectée et désinfectante. Certains de ces procédés sont décrits en Annexe 4.

4.1.5 **Traitements chimiques complémentaires, hormis le traitement des sous-produits de désinfection**

Des traitements chimiques complémentaires, dont l'utilisation n'est pas subordonnée à une autorisation préalable en l'état actuel de la réglementation, peuvent être mis en œuvre :

- ▶ pour augmenter la valeur du pH : le carbonate de sodium (Na_2CO_3), l'hydrogencarbonate de sodium (NaHCO_3) et l'hydroxyde de sodium (NaOH) ;
- ▶ pour abaisser la valeur du pH : l'acide chlorhydrique (HCl), l'acide sulfurique (H_2SO_4), l'hydrogénosulfate de sodium (NaHSO_4) et le dioxyde de carbone (CO_2) ;
- ▶ pour diminuer la dureté, ou titre hydrotimétrique (TH), de l'eau : l'hydrogencarbonate de sodium (NaHCO_3) ;
- ▶ pour éliminer les algues : les piscines extérieures et certaines piscines intérieures exposées au soleil peuvent être contaminées par des algues lorsque la désinfection est insuffisante, lors d'une forte fréquentation et/ou lorsque l'hydraulique est inadaptée. Une élévation de la température de l'eau peut également favoriser leur développement. En outre, les instruments aquatiques comme les lignes d'eau, les planches, les palmes peuvent introduire des algues dans les bassins. Si les algues se développent, un « choc chloré » est réalisé en l'absence de baigneur dans le bassin concerné. Ce dernier est associé à un traitement mécanique (brossage énergétique des parois et du fond du bassin) ;
- ▶ pour neutraliser les excès de désinfectants : pour neutraliser un excès de chlore, de brome, mais aussi d'ozone, une solution de thiosulfate de sodium, de sulfite de sodium, d'hydrogénosulfite de sodium ou de métabisulfite de sodium peut être utilisée. Le PHMB est quant à lui neutralisé par le chlore dont l'excès éventuel peut être ensuite neutralisé par le thiosulfate de sodium.

4.1.6 **Traitements complémentaires visant à éliminer les sous-produits de désinfection**

Certains traitements complémentaires utilisés pour diminuer les concentrations en sous-produits de désinfection (chloramines, THM) et améliorer la qualité de l'eau et de l'air.

Les procédés les plus fréquemment utilisés font appel à l'ozonation de l'eau, aux rayonnements UV, à l'aération des bacs tampon ou à l'association ozone-rayonnements UV. Sont autorisés en France les traitements suivants :

▶ **Traitement par aération (stripage)**

La finalité de ce traitement est de générer une surface de contact maximale entre l'air et l'eau, de manière à faciliter le passage des sous-produits de désinfection volatils de l'eau vers l'air.

Il existe actuellement deux types de traitements par aération qui sont appliqués dans le bac tampon :

- l'injection d'air dans le fond ;
- la création d'une cascade d'eau avec entrainement des composés volatils par l'air.

Des études ont montré que ces traitements permettent une diminution de plus de 60 % de la teneur en trichloramine dans l'air des enceintes de piscines couvertes (INRS, 2001, 2005b ; Sainte, 2004).

► Déchloramination par rayonnement ultra-violet

Les déchloramineurs autorisés sont des réacteurs photochimiques au travers desquels circule l'eau à traiter. Ces réacteurs sont équipés de plusieurs lampes à rayonnement UV soit à spectre polychromatiques (lampe à mercure moyenne pression) émettant dans le domaine 200-350 nm, soit à spectre monochromatique (lampe à mercure basse pression) émettant à 254 nm.

Les chloramines NCl_3 , NHCl_2 et NH_2Cl , absorbent le rayonnement UV entre 200 et 300 nm (figure 5) et peuvent donc subir une réaction de photolyse.

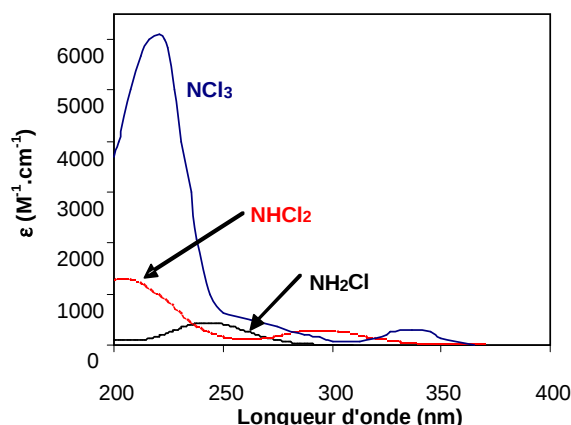


Figure 5 : Spectre d'absorption des chloramines

L'efficacité du procédé de déchloramination par rayonnement UV dépend de la nature des chloramines présentes dans l'eau (spectre d'absorption et rendement quantique de photolyse), de la dose d'irradiation et des caractéristiques physico-chimiques de l'eau (turbidité principalement).

La réaction de photolyse des chloramines libère des radicaux libres ($\text{Cl}^\bullet$, $\text{NH}_2^\bullet$ et $\text{NHCl}^\bullet$), qui peuvent conduire à la formation de monoxyde d'azote (NO), nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-).

L'utilisation de déchloramineurs produit un abaissement de la concentration en chlore libre. En effet, comme le montre la figure 6, l'acide hypochloreux et l'ion hypochlorite absorbent également entre 200 et 400 nm et sont donc également photolysés.

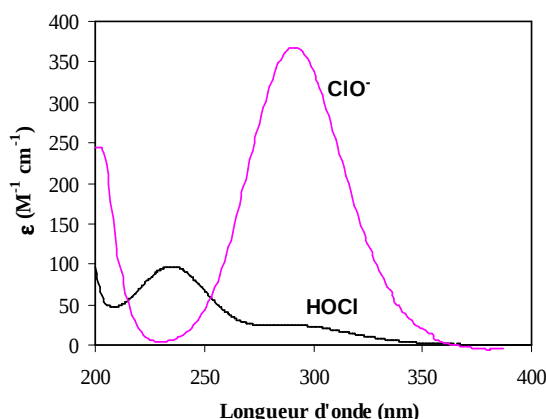


Figure 6 : Spectre d'absorption de HClO et de ClO⁻

La photolyse de l'acide hypochloreux et de l'ion hypochlorite aboutit à la formation de radicaux libres hydroxyles (HO[•]) et Cl[•], espèces très réactives, susceptibles de réagir avec les composés organiques présents dans l'eau et pouvant expliquer l'apparition de sous-produits de désinfection (THM) lors de l'utilisation de déchloramineurs comme :

- le chloroforme (CHCl₃) par réaction entre les composés organiques carbonés et le radical Cl[•] (Cassan *et al.*, 2006; Von Gunten et Holgne, 1994) ;
- le bromodichlorométhane (CHBrCl₂) par réaction entre CHBr₃ et Cl[•] (Peldszus *et al.*, 2004).

Cependant, la circulaire du 22 février 2008 signale que « le lien entre le rayonnement UV des eaux de piscine et une augmentation des teneurs en THM dans l'eau n'est pas clairement établi et que les teneurs en THM dans l'eau dépendent de nombreux autres facteurs » (DGS, 2008). De plus, une lettre complémentaire à la circulaire du 9 mars 2009 a précisé les méthodes d'analyse pour doser les THM dans l'eau des piscines lors de l'utilisation des procédés de déchloramination basés sur le rayonnement UV (DGS, 2009).

► Autre traitement

Le traitement au charbon actif peut être employé pour la déchloramination des eaux de piscines (Matthiessen et Jentsch, 1999). Il n'est pas autorisé à ce jour en France.

4.1.7 Vidange du bassin

La vidange est nécessaire pour opérer un nettoyage complet des bassins et des installations.

Les eaux doivent être évacuées vers le réseau d'eau pluviale après neutralisation du désinfectant résiduel, ou exceptionnellement vers le réseau d'assainissement après obtention d'une dérogation de la part de la collectivité.

4.2 Traitement de l'air

Le traitement de l'air intérieur des piscines (figure 7) répond à plusieurs objectifs :

- ▶ diminuer les concentrations en polluants par un renouvellement partiel avec de l'air neuf ;
- ▶ filtrer les impuretés présentes ;
- ▶ assurer le chauffage et la déshumidification de l'air ;
- ▶ garantir le confort de l'utilisateur.

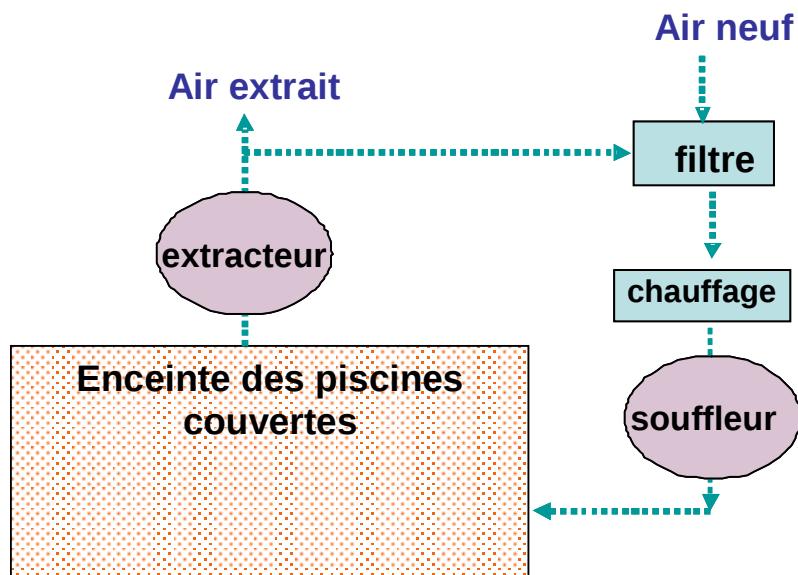


Figure 7 : Recyclage et traitement de l'air dans les piscines couvertes

Le traitement de l'air est assuré par une centrale de traitement d'air (CTA) comprenant différents éléments qui permettent de mettre l'air en mouvement dans le réseau aéraulique et de le traiter sous différents aspects hygrothermiques (chauffage, refroidissement, humidification) et sanitaires (filtration).

L'évaporation de l'eau à la surface d'une piscine chauffée provoque une augmentation du degré hygrométrique de l'air ambiant, ce qui dégrade le confort des occupants et nuit à la conservation des matériaux de construction (corrosion et/ou apparition de moisissures, phénomènes de condensation).

Le traitement de déshumidification et l'apport d'air neuf permettent d'abaisser le degré hygrométrique : l'air vicié humide est extrait et remplacé par de l'air neuf plus sec et préalablement chauffé. Grâce à un hygrost, la proportion air neuf/air recyclé peut varier pour respecter la consigne d'hygrométrie dans l'enceinte de la piscine.

4.3 Traitements des surfaces

Les sols et les surfaces peuvent être contaminés par des micro-organismes et des salissures, ce qui rend impératif leur entretien régulier.

Les principaux produits utilisés pour le traitement des sols se répartissent en 3 grands groupes : les détergents, les désinfectants et détartrants.

Le nettoyage comprend trois étapes successives : le prélavage (élimination des grosses salissures), le lavage (brossage énergique des surfaces, action combinée avec un produit détergent) et le rinçage (élimination des salissures les plus résistantes et des produits de nettoyage).

La désinfection, dernière étape, a pour but d'éliminer les micro-organismes présents sur les surfaces.

Le détartrage est indispensable pour obtenir un nettoyage efficace des sols et des surfaces. Le produit détartrant doit être impérativement éliminé par lavage avant d'appliquer tout autre produit en raison d'interactions potentielles.

Des moyens physiques complémentaires tels l'auto-laveuse, la monobrosse, le pulvérisateur ou le robot de fond de bassin sont régulièrement employés (Commission centrale des marchés, 1994).

Une plaquette d'information du ministère en charge du travail préconise un entretien des surfaces comportant plusieurs phases successives : le détartrage (le cas échéant), le nettoyage et la désinfection.

Il n'existe pas à l'heure actuelle de réglementation particulière pour l'usage de ces produits en piscine (liste de produits agréés, incompatibilité entre produits : neutralisation des effets, émanations toxiques, etc.).

4.4 Conclusion

Le recyclage et le traitement de l'eau des piscines a pour but de rendre l'eau filtrée, désinfectée et désinfectante, et de respecter les limites de qualité physiques, chimiques et microbiologiques fixées par le CSP. Actuellement, l'étape de désinfection est réglementairement bien encadrée et seuls les produits de désinfection spécifiquement autorisés peuvent être utilisés. Cependant, il n'existe pas de référentiel pour l'étape de filtration, étape pourtant indispensable au traitement de l'eau des piscines.

En France, ce traitement comprend, dans la majorité des cas, une étape de coagulation-filtration sur sable associée, à une désinfection à l'aide d'un réactif chloré. Celui-ci est le plus souvent de l'hypochlorite de sodium ou de calcium pour les piscines couvertes et des dérivés de l'acide isocyanurique pour les piscines de plein air.

Les sous-produits de désinfection provenant de réactions entre les produits de désinfection halogénés et les matières organiques et minérales azotées apportées par les baigneurs constituent un facteur déterminant pour le confort et la santé des baigneurs et du personnel, au regard de leur rôle dans la détérioration de la qualité de l'air des piscines.

Pour éliminer les sous-produits de désinfection formés, et notamment les chloramines, les exploitants des piscines choisissent, de plus en plus fréquemment, d'installer des traitements complémentaires de l'eau par déchloramineur UV. Cependant, ces procédés pourraient contribuer, dans certaines conditions, à une augmentation significative des teneurs en trihalométhanes dans l'eau des bassins.

D'autres traitements complémentaires mettant en œuvre, par exemple, du charbon actif ou des membranes sont en cours de développement.

5 Evaluation des risques physico-chimiques

Les principaux risques sanitaires sont liés à la présence de dangers chimiques ou biologiques, dans l'eau des bassins, l'air et les surfaces. Ces dangers peuvent être apportés par l'eau d'alimentation des bassins et le circuit hydraulique, les baigneurs et le personnel technique, l'air, les produits de traitement ou tout autre élément entrant dans l'environnement de la piscine. Pour mémoire, les risques liés aux noyades et chutes sont exclus du champ de la saisine.

5.1 Identification des dangers

Des composés chimiques peuvent être apportés par les baigneurs, par l'eau d'alimentation des bassins ainsi que par les produits d'entretien et de désinfection. Ces derniers peuvent donner lieu à la formation de sous-produits de désinfection potentiellement toxiques. Certains de ces composés peuvent constituer un danger pour la santé. Le tableau 7 résume les principales classes de produits entrant dans cette catégorie.

Tableau 7 : Catégories de produits chimiques pouvant représenter un danger en piscine

<i>Substances</i>
Correcteurs de pH (acides et bases)
Floculants
Anti-mousses
Anti-algues
Détergents
Détartrants
Désinfectants
Sous-produits de désinfection
Produits de soins corporels

5.1.1 Dangers chimiques apportés par les baigneurs

L'urine, la pollution fécale, la sueur, les sécrétions rhinopharyngées, les phanères (cheveux, poils), les squames, les produits d'hygiène corporelle, constituent les principales sources de matières organiques et minérales apportées par les baigneurs.

Pour tenter de rendre compte de l'apport de pollution par les baigneurs, la notion « d'équivalent-baigneur » a été définie comme étant l'activité statistique de n baigneurs, équivalente à celle d'un individu qui se baignerait seul, sans interruption pendant une heure (Seux R., 1988). Ainsi, les flux spécifiques de la pollution apportée par un équivalent-baigneur seraient compris entre :

- ▶ 0,55 à 1,0 g de carbone organique total ;
- ▶ 0,8 à 0,9 g d'azote Kjeldhal ;
- ▶ 0,15 à 0,20 g d'azote sous forme d'ammoniac ;
- ▶ 1,0 à 1,6 g d'urée.

Cette pollution consommerait de l'ordre de 7 g de chlore par heure et 10,5 g par 24 heures.

Selon Beech, un nageur séjournant 2 heures dans une piscine excrète entre 20 et 80 mL d'urine et produit entre 0,1 à 1 L de sueur (1 L pour les nageurs de haut niveau) (Beech, 1980).

L'urine et la sueur, constituées essentiellement de composés azotés (tableau 8), peuvent interagir avec les produits chimiques utilisés comme agents de traitement de l'eau des bassins (OMS, 2006b). Certaines de ces interactions peuvent conduire à la formation de sous-produits potentiellement toxiques pour l'homme. Ces interactions sont présentées dans le chapitre 5.1.3.

Tableau 8 : Quantité d'azote apportée par baigneur

Composés	Sueur		Urine		Baigneur
	Azote (mg.L ⁻¹)	Azote (%)	Azote (mg.L ⁻¹)	Azote (%)	Azote (mg)
Urée	680	68	10240	84	320 - 840
Ammoniaque	180	18	560	5	30 - 60
Créatinine	7	1	640	5	15 - 50
Acides aminés	45	5	280	2	10 - 25
Autres composés	80	8	500	4	20 - 45
Azote total	992	100	12220	100	400 - 1000

Source : OMS, 2006b.

5.1.2 Dangers liés aux produits de traitement de l'eau

Les produits de traitements de l'eau sont présentés dans ce chapitre selon leur ordre d'introduction couramment observé dans les circuits de traitement.

5.1.2.1 Correcteurs de pH et flocculants

Les flocculants et les correcteurs de pH peuvent présenter un danger sanitaire de par leur nature chimique, les modifications physico-chimiques de l'eau qu'ils provoquent ou lors de mélange accidentel dans les zones techniques des piscines. Ces produits peuvent être cause d'irritations cutanéomuqueuses.

5.1.2.2 Produits de désinfection

Seuls les dangers liés aux produits de désinfection autorisés en France ont été retenus dans ce chapitre.

5.1.2.2.1 **Produits chlorés**

► **Chlore gazeux**

Le chlore gazeux est un gaz très corrosif, irritant et toxique par inhalation. Les dangers liés à ce composé résultent principalement de sa manipulation par le personnel.

Toxicité chez l'animal

Une exposition au chlore à des doses non létales entraîne chez le rat et la souris une baisse de la prise de poids et des irritations oculaires et respiratoires (INRS, 2008). L'exposition répétée induit une aggravation des symptômes respiratoires.

Toxicité chez l'homme

L'exposition à de faibles concentrations ($< 45 \text{ mg.m}^{-3}$) provoque une irritation des muqueuses nasales, oculaires et pharyngées. Des concentrations supérieures à 90 mg.m^{-3} entraînent immédiatement des sensations de brûlure et des douleurs au niveau des muqueuses oculaires, des voies respiratoires et buccales (INRS, 2008).

L'exposition chronique au chlore gazeux induit des effets liés à ses propriétés irritantes : acné chlorée, conjonctivite, kératite et blépharite, érosion de l'émail et de la dentine (INRS, 2008).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le chlore n'est actuellement pas considéré comme un cancérigène professionnel (INRS, 2008) et n'est pas classé comme tel par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC, 2009). Cependant, une association possible entre l'ingestion d'eau chlorée et l'apparition de cancers du rectum et de la vessie ne serait pas à exclure (McGeehin et al., 1993; Mughal, 1992).

A ce jour, aucune donnée sur la génotoxicité et la mutagénicité n'est mentionnée dans la littérature.

Toxicité sur la reproduction et tératogénicité

Une seule étude réalisée chez des lapins, relative aux effets de l'inhalation de chlore sur la reproduction a été publiée mais n'a pas permis de conclure, le nombre d'animaux testés étant insuffisant (INRS, 2008).

► Hypochlorite de sodium ou de calcium

Toxicité chez l'animal

L'ingestion d'hypochlorite de sodium à fortes doses provoque, chez le chien, des brûlures au niveau du pharynx, de l'œsophage et de l'estomac (INRS, 2006a).

L'exposition prolongée à l'hypochlorite de sodium à faible doses n'induit pas d'effet au niveau de l'épiderme chez le cobaye. L'ingestion dans l'eau de boisson n'induit aucune modification des paramètres sériques ou de prises de poids chez le rat (INRS, 2006a).

L'hypochlorite de sodium inhibe l'activité phagocytaire et, en particulier, tumoricide des macrophages pulmonaires, hépatiques et spléniques de la souris à partir de la 3^e semaine d'exposition. Chez le rat, il n'y a pas de baisse d'activité phagocytaire des macrophages péritonéaux (INRS, 2006a).

Toxicité chez l'homme

Les solutions concentrées d'hypochlorite (9,6% de chlore actif) sont irritantes et corrosives pour les yeux, la peau et le tractus respiratoire et peuvent entraîner, par contact direct, des brûlures sévères de la peau et des muqueuses, notamment au niveau oculaire.

L'inhalation de solutions concentrées peut provoquer une altération des voies respiratoires (irritation bronchique, sensation d'étouffement, toux persistante) et des irritations nasales et oculaires.

L'ingestion d'une solution concentrée d'hypochlorite de sodium ou de calcium peut provoquer des vomissements et des lésions au niveau du tractus gastro-intestinal (ATSDR, 2010).

Selon les concentrations, le mélange d'une solution d'hypochlorite de sodium ou de calcium avec une solution acide (acide sulfurique ou chlorhydrique) provoque un dégagement de chlore gazeux qui peut induire une forte irritation bronchique, voire un œdème aigu du poumon, d'apparition parfois retardée. De même, le mélange de solutions d'hypochlorite de sodium ou d'eau de Javel concentrée à 9,6 % de chlore actif avec une solution d'ammoniacque provoque la formation de chloramines (INRS, 2006a).

L'exposition répétée à l'eau de Javel peut être cause de lésions unguéales réversibles. Diverses dermatoses sont décrites chez des personnes employant de façon chronique l'eau de Javel (INRS, 2006a).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Selon le CIRC, les sels d'hypochlorites de sodium et de calcium font partie du groupe 3 des substances chimiques (« ne pouvant pas être classées comme cancérogènes pour l'homme ») (CIRC, 2009).

A ce jour, aucune donnée de génotoxicité et de mutagénicité n'est mentionnée dans la littérature.

Toxicité sur la reproduction et tératogénicité

Chez le rat, l'hypochlorite de sodium n'a pas d'effet sur la fertilité ni sur l'appareil reproducteur des deux sexes. Chez la souris mâle, il induit, des anomalies du sperme à forte dose. Administré pendant 2,5 mois dans l'eau de boisson (100 mg. L^{-1}), avant et pendant la gestation, il provoque une légère baisse de poids foetal et une faible augmentation des variations du squelette et des tissus mous chez le rat. Une étude réalisée, avec la même concentration, sur 7 générations de rats, n'a pas montré d'effet sur la croissance ou la survie des animaux (INRS, 2006a).

► Dichloroisocyanurate de sodium ou de potassium

Toxicité chez l'animal

Une étude citée dans le programme international sur la sécurité chimique (IPCS) et réalisée chez le cobaye, rapporte que le DCCNa ne cause pas de sensibilisation cutanée (Reptox, 2010).

L'ingestion de solution de DCCNa à des concentrations variant de 400 à 8 000 ppm n'a pas entraîné chez le rat de symptomatologie clinique, ni de lésion macroscopique (AFNOR, 1996; Reptox, 2010).

Le DCCNa est rapidement hydrolysé en cyanurate de sodium. Des études menées chez le rat concluent que ce composé n'induit pas d'effet génotoxique, cancérogène ou tératogène (EFSA, 2007). Une étude réalisée sur deux ans chez le rat montre que la dose pour laquelle aucun effet indésirable n'est observé (NOAEL) pour le cyanurate de sodium est de $154 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{jour}^{-1}$.

Toxicité chez l'homme

La DL_{50} par voie orale a été estimée à $3,57 \text{ g.kg}^{-1}$ et la dose sans effet pour l'homme à $0,074 \text{ mg.kg}^{-1}$ au delà de huit heures. Il n'a pas été montré d'effets irritants sur la peau ni sur l'œil lorsque des solutions de DCCNa sont appliquées à des concentrations de 1 400 à 4 000 ppm (Baylac, 2002).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Une administration chronique de 400 à 5 375 ppm de DCCNa par voie orale chez le rat n'induit pas d'apparition de cancer (Cascieri *et al.*, 1985). Il n'y a pas d'effet cancérogène connu chez l'homme (INRS, 1988). Le DCCNa n'entre pas dans la liste des composés classés par le CIRC (CIRC, 2009).

A ce jour, aucune donnée de génotoxicité n'est mentionnée dans la littérature. Aucune donnée bibliographique concernant un effet mutagène *in vitro* sur cellules de mammifères ou *in vivo* n'a été trouvée (Reptox, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Une seule étude a été menée chez la souris gravide. L'ingestion pendant la gestation de 400 mg.kg⁻¹.j⁻¹ de DCCNa entraîne une mortalité de près de 50 % des mères, leur masse corporelle ayant diminuée significativement. Un retard significatif de l'ossification a été observé chez les fœtus des mères exposées. Une augmentation significative du poids relatif et absolu de certains organes chez les foetus a été également observée (Tani *et al.*, 1981).

5.1.2.2.2 Ozone

Toxicité chez l'animal

Une exposition prolongée à de faibles doses d'ozone produit des lésions pulmonaires plus étendues et plus sévères qu'une exposition aiguë à forte concentration (INRS, 1997).

Toxicité chez l'homme

L'ozone présente un danger en cas d'inhalation dès 0,2 mg.m⁻³ d'air. On observe une perturbation des fonctions olfactives, une gêne respiratoire, voire des lésions pulmonaires. Ces signes cliniques peuvent se manifester dès le seuil de perception olfactif de 0,02 mg.m⁻³ (INRS, 1997). Lors d'exposition chronique à l'ozone, des altérations de la fonction pulmonaire et l'apparition d'asthme ont été observées (INRS, 1997).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Quelques études montrent que l'exposition à l'ozone conduit à l'apparition d'adénomes pulmonaires chez le rat et la souris (Hassett, 1985; Last *et al.*, 1987; Monchaux, 1994). Cependant, les résultats des études épidémiologiques ne permettent pas de conclure à un effet cancérogène de l'ozone chez l'homme (INRS, 1997).

A ce jour, aucune donnée de génotoxicité et de mutagénicité n'est mentionnée dans la littérature.

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Chez le rat, l'inhalation répétée d'ozone à fortes doses (entre 2 et 4 mg.m⁻³) provoque la mort de l'embryon et un retard de l'ossification.

Chez la souris, l'inhalation d'ozone entre 0,2 et 0,4 mg.m⁻³ augmente la mortalité néonatale (INRS, 1997).

5.1.2.2.3 Brome

Le brome est un liquide très volatil dont les vapeurs sont corrosives et toxiques pour les voies respiratoires.

Toxicité chez l'animal

Il n'y a pas de données relatives à l'exposition chronique au brome chez l'animal. Seules des études concernant l'ingestion, l'inhalation ou le contact cutané de brome à forte dose ont été publiées (INRS, 2006b). L'ingestion de brome semble exercer une faible toxicité aiguë chez l'animal tandis que l'inhalation de brome provoquerait des atteintes pulmonaires et des hémorragies gastriques chez le lapin et le cobaye.

Toxicité chez l'homme

Une concentration de l'ordre de 0,5 mg.L⁻¹ de brome dans les piscines provoque une irritation des yeux (Lennotech, 2009) et des réactions inflammatoires des muqueuses (INRS, 2006b).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le brome n'a pas été évalué d'un point de vue toxicologique par le CIRC (CIRC, 2009), mais une étude mentionne le potentiel clastogène du brome sur des cellules somatiques d'*Allium cepa* (Grant, 1982).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

A ce jour, aucune donnée relative aux effets du brome sur la reproduction et le développement n'est mentionnée dans la littérature.

5.1.2.2.4 Chlorhydrate de polyhexaméthylène biguanide

Toxicité chez l'animal

L'ingestion prolongée de PHMB (40 mg.kg⁻¹.j⁻¹) induit une baisse de la consommation de nourriture et une hausse de la mortalité chez le lapin ainsi qu'une modification de prise de poids chez la souris (U.S EPA, 2004).

Toxicité chez l'homme

Le PHMB n'est pas volatil. Il n'engendre donc pas de risque d'exposition par voie respiratoire. Des études ont montré que l'utilisation de produits (cosmétiques et désinfectants cutanés) contenant du PHMB peut entraîner des réactions cutanées telles qu'érythème et hypersensibilité (Gehanno *et al.*, 2006; Olivieri *et al.*, 1998; Schnuch *et al.*, 2007).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le potentiel génotoxique et cancerogène du PHMB n'a pas été évalué par le CIRC (CIRC, 2009). Seule une publication fait état d'une probable interaction entre l'ADN bactérien et le PHMB, ce qui pourrait expliquer en partie son activité désinfectante (Allen *et al.*, 2006).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

A ce jour, aucune donnée relative aux effets du PHMB sur la reproduction et le développement n'est mentionnée dans la littérature.

5.1.3 Dangers liés aux sous-produits de désinfection

De nombreuses études montrent que les produits désinfectants halogénés (chlore, brome) peuvent réagir avec les composés organiques présents dans l'eau et donner naissance à de très nombreux sous-produits (plus de 600 identifiés actuellement), dont la toxicité n'est pas toujours connue, ni évaluée.

Ces réactions ont été particulièrement étudiées dans le cadre de la désinfection de l'eau potable (InVS, 2007, 2009; Richardson *et al.*, 2007).

En revanche, les sous-produits formés dans l'eau de piscine ont été peu étudiés, bien que leurs concentrations soient souvent bien supérieures à celles trouvées dans l'eau potable, en raison de la concentration plus importante de précurseurs azotés (AFNOR, 1996; De Laat *et al.*, 2009).

5.1.3.1 Sous-produits de chloration

Très peu de données existent concernant les sous-produits de chloration trouvés dans les eaux de piscine tant sur le plan qualitatif que quantitatif.

Parmi eux, certains sont présents dans l'eau en concentration relativement élevée comme les chloramines organiques et minérales, en particulier la trichloramine, les THM, les acides haloacétiques (AHA), l'hydrate de chloral et les acides haloacétonitriles (HAN).

D'autres comme la N-nitrosodiméthylamine (NDMA) (Walse et Mitch, 2008), la chloropicrine, le chlorure de cyanogènes ou les N-chloroamines peuvent être présents dans les eaux de piscines à des concentrations plus faibles (De Laat *et al.*, 2009).

Le tableau 9 rassemble les principales données sur les concentrations en sous-produits de désinfection trouvées dans l'eau et dans l'air des piscines couvertes et chlorées (De Laat *et al.*, 2009; F. Gérardin, communication personnelle; Hery *et al.*, 1995; Massin *et al.*, 1998; OMS, 2006b; Person *et al.*, 2005; Thoumelin *et al.*, 2005).

Tableau 9 : Concentration des principaux sous-produits de chloration dans les piscines couvertes et chlorées

	Valeurs OMS 2006	Valeurs françaises 2007-2009	
	Intervalle de concentrations	Intervalle de concentrations	Moyenne des concentrations
	AIR		
Chloroforme (mg.m ⁻³)	0,170	0,004 – 0,136	0,065 ⁽²⁾
Trichloramines (mg.m ⁻³)	-	0,2 – 0,3	0,26 ^{(1) (2) (3) (4) (5) (6)}
EAU			
<u>Chloramines (chlore combiné)</u> (mg L ⁻¹)		0.1 -1.5 ⁽⁷⁾	0,44 ⁽⁷⁾
<u>Trihalométhanes</u> (µg.L ⁻¹)			
Chloroforme	1,7 -1630	6,2 - 140	39,7 ⁽¹⁾
Bromodichlorométhane	< 0,1 - 100	1,5 - 8,7	4,2 ⁽¹⁾
Chlorodibromométhane	0,05 - 30	0,3 - 3	1,2 ⁽¹⁾
Bromoforme	0,03 -14	< 0,5 - 2	0,9 ⁽¹⁾
<u>Acides haloacétiques</u> (µg L ⁻¹)			
Acide monochloracétique	2,6 - 81	9,2 -110	38,8 ⁽¹⁾
Acide dichloracétique	1,5 -192	77 -1000	488,6 ⁽¹⁾
Acide trichloracétique	3,5 - 199	104 - 320	197,3 ⁽¹⁾
Acide monobromoacétique	< 0,5 - 3,3	-	-
Acide dibromoacétique	0,2 - 7,7	< 5 -16,5	8,8 ⁽¹⁾
<u>Haloacétonitrile</u> (µg L ⁻¹)			
Dichloroacétonitrile	0,13 - 148	1,6 -120	31,9 ⁽¹⁾
Trichloracétonitrile	0,01 - 11	< 0,5 - 0,6	0,6 ⁽¹⁾
Dibromoacétonitrile	< 0,01 - 24	-	-
Hydrate de chloral (µg L ⁻¹)	0,5 - 104	96,5 - 430	172,7 ⁽¹⁾
Chloropicrine (µg L ⁻¹)	0,03 - 2,6	-	-

⁽¹⁾(De Laat et al., 2009); ⁽²⁾(F. Gérardin, communication personnelle); ⁽³⁾(Massin et al., 1998), ⁽⁴⁾(Hery et al., 1995); ⁽⁵⁾(Thoumelin et al., 2005); ⁽⁶⁾(Person et al., 2005); ⁽⁷⁾(Données de 2007-2008 extraites de la base nationale SISE-EAUX pour le département 44 (875 échantillons).

L'hypothèse d'un lien entre la présence de syndromes irritatifs oculaires et cutanés chez des baigneurs et le contact avec l'eau des piscines traitées au chlore a été avancée pour la première fois par Mood en 1953 (Mood, 1953). Cet auteur a développé une théorie selon laquelle le principal agent causal d'irritation des yeux chez les nageurs en piscine n'était pas le chlore mais une combinaison du chlore avec l'azote de l'ammoniaque qu'il a appelé chlore combiné, (Mood, 1953), que l'on restreint généralement aux seules chloramines, mais qui comprend en fait l'ensemble des dérivés chlorés azotés et organochlorés. Cette hypothèse a depuis été confirmée par d'autres auteurs (Bernard et al., 2009; Jacobs et al., 2007; Massin et al., 1998; Momas et al., 1993; Thoumelin et al., 2005; Voisin et Bernard, 2008).

► Les chloramines

Les chloramines constituent un mélange de substances, décrites dans le chapitre 4.1.4.1. Leur concentrations dans l'eau et l'air des piscines varient en fonction de plusieurs paramètres : taux de chloration, température de l'eau et de l'air, fréquentation, hygiène des baigneurs, taux de renouvellement de l'eau et de l'air (Agabiti *et al.*, 2001; Massin *et al.*, 1998).

La monochloramine et la dichloramine sont instables dans l'eau et réagissent rapidement pour former la trichloramine, produit majoritaire et très volatil. Aucune information n'est actuellement disponible sur le passage transcutané des chloramines (Bonvallot *et al.*, 2009).

Toxicité chez l'animal

La trichloramine a un effet irritant chez le rat exposé par voie respiratoire (Barbee *et al.*, 1983). Les auteurs rapportent une concentration létale de 550 mg.m⁻³ pour une heure d'exposition, l'œdème pulmonaire étant la cause majoritaire de décès. On observe également une baisse de la fréquence respiratoire chez le rat exposé à la trichloramine pendant une heure par voie respiratoire (Gagnaire *et al.*, 1994).

Toxicité chez l'homme

La trichloramine est responsable d'irritations oculaires et respiratoires (Hery *et al.*, 1995; Jacobs *et al.*, 2007; Massin *et al.*, 1998; Thoumelin *et al.*, 2005) dont se plaint souvent le personnel des piscines couvertes.

Des études montrent que la présence de chloramines dans l'air des piscines est associée à une augmentation de la prévalence des manifestations allergiques (conjonctivites, rhinites, laryngites, etc.) et de l'asthme chez les nageurs de haut niveau (Goodman et Hays, 2008; Thickett *et al.*, 2002; Zwick *et al.*, 1990). D'autres études ont révélé des atteintes pulmonaires chez des nageurs (Carbonelle *et al.*, 2002, Carbonelle *et al.*, 2008; Voisin et Bernard, 2008).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

A ce jour, aucune donnée relative à la cancérogénicité, la génotoxicité et la mutagénicité n'est de la trichloramine n'est mentionnée dans la littérature.

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

A ce jour, aucune donnée relative à la toxicité de la reproduction et la tératogénicité de la trichloramine n'est mentionnée dans la littérature.

► Les trihalométhanes

Les THM sont les sous-produits de chloration les plus recherchés dans l'eau et dans l'air des piscines, en raison de leurs risques potentiels pour la santé. Les THM principalement trouvés dans l'eau sont au nombre de 4 : chloroforme, bromoforme, bromodichlorométhane et dibromochlorométhane. Ils sont tous très volatils (Santé Canada, 2006).

Les THM représentent environ 5 à 10 % des composés organo-halogénés (AOX) totaux présents dans l'eau des piscines chlorées. Le chloroforme représente le produit majoritaire parmi des THM formés (Judd et Black, 2000).

Dans les piscines, la concentration en THM varie avec certains paramètres : elle augmente linéairement avec le nombre de baigneurs (Chu et Nieuwenhuijsen, 2002), avec une augmentation du pH de l'eau (Zwiener *et al.*, 2007) ainsi qu'une élévation de la température (Yang *et al.*, 2007).

En raison de leur propriétés physico-chimiques (solubilité, volatilité, liposolubilité), les THM peuvent pénétrer dans l'organisme par voie orale, respiratoire ou cutanée (InVS, 2004; Xu *et al.*, 2002).

L'étude de Panyakapo (2008) montre que le risque de développer un cancer existe chez des nageurs exposés aux THM de l'eau de piscines et du robinet. Ces auteurs estiment que lors de l'activité de natation, la voie cutanée représente 94,2% du risque total d'exposition aux THM (Panyakapo *et al.*, 2008).

- **Chloroforme**

Toxicité chez l'animal

Le chloroforme, administré de façon subchronique par voie orale ou respiratoire chez la souris ou le rat, induit une toxicité hépatique, rénale et des lésions de l'épithélium nasal (Larson *et al.*, 1996; Templin *et al.*, 1996a; Templin *et al.*, 1996b ; Templin *et al.*, 1998).

L'inhalation de 148,8 mg.m⁻³ de chloroforme pendant 104 semaines induit la formation d'adénomes et de carcinomes rénaux, mais uniquement chez la souris mâle (Nagano *et al.*, 1998).

Toxicité chez l'homme

Le chloroforme est facilement absorbé par voie respiratoire et orale. Il est métabolisé en phosgène par le foie et le rein, les effets hépatotoxiques observés chez des travailleurs exposés au chloroforme étant liés, notamment, à la présence de ce métabolite toxique (Bomski *et al.*, 1967; Li *et al.*, 1993).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le chloroforme est classé par le CIRC dans le groupe 2B (« substance pouvant être cancérogène pour l'homme ») (CIRC, 2009) et par l'US-EPA dans la catégorie B2 (« cancérogène probable pour l'homme ») (IRIS EPA, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Les études de toxicité sur la reproduction et le développement chez les rongeurs et non rongeurs exposés par voie orale, n'ont pas permis de mettre en évidence des effets tératogènes. Cependant, pour cette même voie, des effets sur la reproduction ont été observés à des doses toxiques pour les mères (cytotoxicité hépatique, rénale ou nasale) (Afsset, 2009).

- **Bromoforme, bromodichlorométhane, dibromochlorométhane**

Toxicité chez l'animal

Le bromoforme provoque des cancers du côlon chez le rat femelle (InVS, 2004).

Le bromodichlorométhane induit des carcinomes rénaux et hépatiques chez la souris après gavage, uniquement en exposition chronique (InVS, 2004; Santé Canada, 2006).

Le dibromochlorométhane provoque des cancers hépatiques chez le rat après gavage en exposition chronique (InVS, 2004; National Toxicology Program, 1985).

Toxicité chez l'homme

L'absorption de bromoforme par voie orale provoque des sensations de brûlures de la bouche, une ataxie, une logorhée suivie d'un coma aréflexique. Dans les cas les plus graves, une dépression respiratoire et un collapsus cardio-vasculaire sont observés (INRS, 2003b).

L'inhalation de faibles doses de bromoforme provoque une irritation des muqueuses et une tendance à l'hypersalivation, au larmolement et une rougeur du visage. A forte dose, apparaît une somnolence, un coma, des convulsions et des irritations pulmonaires pouvant aller jusqu'à la formation d'œdèmes pulmonaires (INRS, 2003b).

Aucune donnée épidémiologique n'est disponible concernant le dibromochlorométhane et le bromodichlorométhane (InVS, 2004).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le bromoforme est classé 3 (« substance inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme ») par le CIRC (CIRC, 2009) et B2 (« cancérogène probable pour l'homme ») par l'US EPA (IRIS EPA, 2010).

Le bromodichlorométhane est classé 2B (« substance pouvant être cancérogène pour l'homme ») par le CIRC (CIRC, 2009) et B2 (« cancérogène probable pour l'homme ») par l'US EPA (IRIS EPA, 2010).

Le dibromochlorométhane est classé 3 (« substance inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme ») par le CIRC (CIRC, 2009), mais C (« cancérogène possible pour l'homme ») par l'US EPA (IRIS EPA, 2010).

Les quatre THM provoquent des échanges de chromatides sœurs *in vitro* et *in vivo* (Santé Canada, 2006).

Les THM bromés sont considérés comme mutagènes (INRS, 2003b; Santé Canada, 2006).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Aucun effet du bromoforme sur la reproduction, ni sur la fertilité n'a été démontré dans des études animales.

Au cours d'une étude sur la reproduction réalisée chez plusieurs générations de souris exposées au dibromochlorométhane, une baisse du poids des nouveaux nés et des parents a été observée. D'autres effets ont été observés de façon sporadique : diminution de la taille des portées, de la viabilité des nouveaux nés, de l'indice de lactation et hépatomégalies chez les mères (Santé Canada, 2006).

Le bromodichlorométhane provoque, chez les rongeurs, des résorptions de la portée, des retards d'ossifications, des diminutions du poids corporel pouvant entraîner un retard de maturation sexuels (Santé Canada, 2006).

► Les acides haloacétiques

Les AHA sont non volatils, polaires et solubles dans l'eau. Neuf AHA ont été mesurés dans les eaux potables (Santé Canada, 2008b). Il s'agit par ordre décroissant de concentration de : l'acide dichloroacétique (DCA), l'acide trichloroacétique (TCA), l'acide dibromoacétique (DBA), l'acide bromochloroacétique (CBA), l'acide bromodichloroacétique (BDCA), l'acide dibromochloroacétique (DBCA), l'acide tribromoacétique (TBA), l'acide monobromoacétique (MBA), l'acide monochloroacétique (MCA).

Les AHA ne traverseraient pas la peau, du fait de leur caractère faiblement lipophile, l'absorption par voie orale représentant la voie principale d'exposition (Zwiener *et al.*, 2007b).

- **Acide monochloroacétique**

Toxicité chez l'animal

Chez le rat, l'administration chronique (104 semaines) de MCA via l'eau de boisson provoque des modifications du poids du foie, des reins et des testicules (DeAngelo *et al.*, 1997).

Toxicité chez l'homme

Lors d'une ingestion accidentelle chez une fillette de cinq ans d'une solution de MCA à 80 %, des lésions gastriques et hépatiques, une acidose métabolique et une arythmie cardiaque ont été observés (Santé Canada, 2008b).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Actuellement, le MCA n'est classé, ni par le CIRC, ni par l'US EPA. La majorité des tests de mutagénicité effectués sont négatifs (Santé Canada, 2008b), sauf pour le test induisant des lésions de l'ADN de cellules d'ovaire de hamsters chinois (CHO) qui s'est révélé positif (Plewa *et al.*, 2002).

Des tests *in vitro* de détection de lésions ou de réparations de l'ADN utilisant *E. coli*, *S. typhimurium* et des cultures de cellules de mammifères ont donné des résultats en grande partie négatifs (Santé Canada, 2008b), excepté dans le cas d'une étude portant sur les cassures de brins d'ADN de cellules CHO (Plewa *et al.*, 2002).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Aucune étude n'a montré d'effet significatif sur la reproduction et le développement (Santé Canada, 2008b).

- **Acide dichloroacétique**

Toxicité chez l'animal

L'exposition chronique des rongeurs au DCA (de 0,5 à 5 g.L⁻¹ dans l'eau de boisson) augmente l'incidence des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires (Smith *et al.*, 1992).

Toxicité chez l'homme

L'exposition à des vapeurs concentrées de DCA peut entraîner des œdèmes pulmonaires (Santé Canada, 2008b).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Plusieurs études révèlent un potentiel mutagène du DCA sur les cellules procaryotes et eucaryotes, tandis que d'autres études montrent des résultats faiblement positifs voire négatifs sur les mêmes cellules (CIRC, 2004; Kargalioglu *et al.*, 2002). Malgré ces résultats divergents, le DCA est considéré comme génotoxique par le CIRC (CIRC, 2004) et génotoxique à fortes doses, pour l'US EPA (U.S EPA, 2003b).

Le DCA est classé 2B par le CIRC c'est-à-dire comme (« substance pouvant être cancérogène pour l'homme ») (CIRC, 2009) et B2 par l'US EPA c'est-à-dire « cancérogène probable pour l'homme » (IRIS EPA, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Les principaux effets observés sur le développement fœtal après exposition au DCA concernent une diminution du poids fœtal, des malformations cardiaques, oculaires et urogénitales (Smith *et al.*, 1992). Le DCA est responsable d'une diminution des spermatozoïdes (Toth *et al.*, 1992).

- **Acide trichloroacétique**

Toxicité chez l'animal

L'exposition chronique des rats au TCA, via l'eau de boisson, entraîne une baisse du poids corporel et une augmentation de l'activité des enzymes hépatiques (DeAngelo *et al.*, 1997).

Toxicité chez l'homme

Lors d'une exposition accidentelle des travailleurs, le TCA provoque des douleurs, des irritations ou des brûlures au niveau cutané, gastro-intestinal et oculaire (Santé Canada, 2008b).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le TCA est classé 3 par le CIRC (« substance inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme ») (CIRC, 2009). Cependant, un caractère cancérigène chez la souris a été observé par la prolifération de peroxyosomes (Richardson *et al.*, 2007).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Les principaux effets observés après exposition au TCA concernent la diminution du poids fœtal et du poids de certains organes comme la rate, ainsi que des malformations cardiaques et oculaires (Smith *et al.*, 1989). Aucun effet sur la reproduction n'est rapporté.

- **Acide dibromoacétique**

Toxicité chez l'animal

L'administration chronique de DBA, via l'eau de boisson, entraîne, chez la souris, des tumeurs hépatocellulaires et des hépatoblastomes pour la dose de $500 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, et chez le rat une augmentation des mésothéliomes malins pour la dose de $40 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ et une augmentation de l'incidence des leucémies à la dose de $45 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ (Melnick *et al.*, 2007).

On note également une toxicité neurologique chez le rat, après exposition chronique à la dose de $250 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Toxicité chez l'homme

Aucune étude relative aux effets du DBA sur la santé humaine n'est disponible.

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le DBA provoque des mutations génétiques chez les bactéries du genre *Salmonella* TA 100 et induit des lésions de l'ADN dans les cellules CHO sans activation métabolique préalable (Plewa *et al.*, 2002; Richardson *et al.*, 2007).

Le CIRC et l'US EPA considèrent que les données concernant le DBA sont « inadéquates pour une évaluation du potentiel cancérogène chez l'être humain » (CIRC, 2009; IRIS EPA, 2010). Cette substance n'est donc pas classée actuellement.

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Les principaux effets observés sur la fertilité concernent une spermatotoxicité avec une diminution de la motilité et de la qualité du sperme (Klinefelter *et al.*, 2004), une altération des cycles hormonaux (Bodensteiner *et al.*, 2004) et une diminution de l'accouplement (Linder *et al.*, 1995). Il n'y a pas d'effets observés sur le développement fœtal.

- **Acide monobromoacétique**

Toxicité chez l'animal

Aucune étude sur l'exposition aiguë, subchronique ou chronique n'est rapportée.

Toxicité chez l'homme

Aucune étude décrivant les effets du MBA sur la santé humaine n'est disponible.

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Cette substance n'a pas été évaluée par le CIRC, ni par l'US EPA, à ce jour (CIRC, 2009; IRIS EPA, 2010).

Cependant, selon Santé Canada (2008), le MCA présente un faible pouvoir mutagène et quelques signes de génotoxicité *in vitro* (Santé Canada, 2008b).

Reprotoxicité et tératogénicité

Aucune étude ne montre d'effet toxique significatif du MBA sur la reproduction et sur le développement (Santé Canada, 2008b).

► **La N-nitrosodiméthylamine**

La NDMA est un composé liquide à température ambiante et faiblement volatil qui se transforme facilement par voie photochimique en diméthyltriamine (DMA) (Sax et Lewis, 1987).

Compte tenu de sa solubilité dans l'eau et de sa faible tension de vapeur, la NDMA est majoritairement retrouvée dans l'eau. Cependant ce composé peut être adsorbé par les particules de poussière et se retrouver dans l'atmosphère des piscines. La NDMA n'étant pas lipophile, elle ne s'accumule pas dans les organismes vivants.

Toxicité chez l'animal

La toxicité aiguë de la NDMA après administration orale chez le rat, se traduit par une DL_{50} comprise entre 23 et 40 mg.kg⁻¹. Chez le même animal, la CL_{50} est de 240 mg.m⁻³ après 4 heures d'inhalation. L'exposition par inhalation à 49 mg.m⁻³ de NDMA pendant 4 heures, provoque la mort d'un chien sur trois, les deux autres étant moribonds (ATSDR, 1989).

L'exposition aiguë de la NDMA provoque, chez le rat, des tumeurs du foie, des reins et des testicules (nécrose de l'épithélium des tubes séminifères) (Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991).

Toxicité chez l'homme

Plusieurs décès ont été recensés suite à l'ingestion ou à l'inhalation de NDMA ou à l'inhalation de NDMA (Freund, 1937; Fussgaenger et Ditschuneit, 1980; Pedal *et al.*, 1982). Après ingestion, la NDMA entraîne une insuffisance hépatique et des hémorragies cérébrales. Après l'inhalation, on observe avant le décès une splénomégalie, une ascite péritonéale, un état d'épuisement avec céphalées, nausées et vomissements (Freund, 1937; Hamilton et Hardy, 1974). Une cirrhose du foie a été constatée à l'autopsie (Hamilton et Hardy, 1974).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Plusieurs études suggèrent des effets mutagènes et clastogènes (CIRC, 1998; ATSDR, 1989). La NDMA est classée 2A (« probablement cancérogène pour l'homme ») par le CIRC (CIRC, 2009) et B2 (« cancérogène probable chez l'homme ») par l'US EPA (IRIS EPA, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Le temps de conception serait retardé d'environ trois jours chez les souris femelles ayant ingéré de l'eau contenant $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de NDMA, pendant 75 jours avant l'accouplement (Anderson *et al.*, 1978). Après administration orale d'une dose unique de 20 mg.kg^{-1} de NDMA à des rates gravides, le poids des fœtus a diminué de façon significative à J15 et J20 de la gestation (Nishie, 1983).

Peu d'informations sont disponibles sur la tératogénicité de la substance. Cependant, des effets toxiques ont été observés chez les fœtus de rates exposées à la NDMA pendant la gestation, tels qu'une réduction du poids et une hépatotoxicité. Chez la souris, une augmentation de la fréquence de décès a été également observée chez les descendants de la première génération lors de l'exposition des mères pendant la gestation ou la lactation (ATSDR, 1989).

► Les halo-acétonitriles

Les halo-acétonitriles (HAN) sont des substances solubles qui se décomposent rapidement par réaction d'hydrolyse ou par réaction avec le chlore résiduel. Ce sont des substances lipophiles et faiblement volatiles. Les HAN sont également des sous-produits de dégradation des THM et AHA. Dix halo-acétonitriles ont été mesurés dans l'eau potable à des concentrations de l'ordre du microgramme par litre (InVS, 2007, 2009b). Il s'agit du chloroacétonitrile, du bromoacétonitrile, de l'iodoacétonitrile, du dichloroacétonitrile, du bromochloroacétonitrile, du trichloroacétonitrile, du bromodichloroacétonitrile, du dibromochloroacétonitrile et du tribromoacétonitrile.

Seuls le dichloroacétonitrile (DCAN) et le trichloroacétonitrile (TCAN) ont été mesurés dans des eaux de piscines françaises (cf Tableau 9) (De Laat *et al.*, 2009).

Toxicité chez l'animal

Le principal effet observé chez les rongeurs exposés au DCAN et au DBAN est une diminution du poids corporel et de différents organes (rate, foie, cerveau, poumons), à partir de $45 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, mais sans relation dose-réponse significative (Hayes *et al.*, 1986).

Toxicité chez l'homme

Aucune donnée n'est disponible pour l'ensemble des halo-acétonitriles (InVS, 2004).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Le DCAN est classé 3 (« substance inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme») par le CIRC (CIRC, 2009) et C (« cancérogène possible chez l'homme») par l'US EPA (IRIS EPA, 2010).

Le bromochloroacétonitrile est classé 3 (« substance inclassable quant à sa cancérogénicité ») par le CIRC (CIRC, 2009). L'US EPA ne mentionne pas son classement (IRIS EPA, 2010).

Aucune étude de cancérogénèse n'a été menée sur le DCAN ni le bromochloroacétonitrile (InVS, 2004).

Seuls des tests de mutagénicité ont été réalisés. Le DCAN est mutagène chez *S. typhimurium* mais pas chez *S. cerevisiae*. Il induit l'échange de chromatides sœurs dans des cellules de mammifères. Le bromochloroacétonitrile est mutagène et induit également l'échange de chromatides sœurs dans des cellules de mammifères (InVS, 2004). Le dibromoacétonitrile n'est pas mutagène (Hayes *et al.*, 1986).

Les autres HAN provoquent des dommages de l'ADN *in vitro* sur cellules de mammifères. Cependant les résultats des tests de mutation chez les bactéries sont peu clairs (Richardson *et al.*, 2007).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Il n'existe aucune donnée concernant des effets sur la reproduction et le développement.

► **L'hydrate de chloral**

L'hydrate de chloral est une substance peu volatile et soluble dans l'eau (Santé Canada, 2008a). Ce composé est le troisième sous-produit de chloration en termes de concentrations mesurées dans les eaux de piscines.

L'hydrate de chloral est utilisé comme hypnotique et sédatif en médecine vétérinaire.

Après ingestion, l'hydrate de chloral est principalement métabolisé par le foie en acide trichloroacétique (Merdink *et al.*, 2008).

Toxicité chez l'animal

L'exposition subchronique par voie orale de rongeurs à l'hydrate de chloral provoque une hépatomégalie et une cytolyse hépatique accompagnées de perturbations enzymatiques (Daniel *et al.*, 1992b ; Poon *et al.*, 2002).

Toxicité chez l'homme

A partir de $10,7 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, l'hydrate de chloral entraîne des effets sédatifs et hypnotiques. L'administration orale de fortes doses (2,5 g) provoque des irritations gastriques, des nausées et des vomissements, voire des hémorragies gastro-intestinales et des perforations gastriques (Santé Canada, 2008a).

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

L'hydrate de chloral est génotoxique à partir de 1000 à $1300 \mu\text{g.mL}^{-1}$ sur les tests *in vitro* (Harrington-Brock *et al.*, 1998).

Seule une étude subchronique réalisée chez la souris montre l'induction de tumeurs hépatiques suite à l'exposition de $100 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ d'hydrate de chloral (Daniel *et al.*, 1992a). Deux études chroniques réalisées chez la souris montrent les mêmes effets à partir de 25 et $50 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ (Daniel *et al.*, 1992a; Leakey *et al.*, 2003; National Toxicology Program, 2002).

Chez l'homme, il n'existe à ce jour aucune étude démontrant un effet cancérogène de l'hydrate de chloral (Santé Canada, 2008a).

L'hydrate de chloral est classé 3 (« substance inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme ») par le CIRC (CIRC, 2009). L'US EPA ne se prononce pas (IRIS EPA, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Une réduction de la mobilité des spermatozoïdes, une augmentation de l'incidence des malformations cardiaques et une toxicité neurologique sont observées chez le rat après ingestion de 21 à $188 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ d'hydrate de chloral (Johnson *et al.*, 1998; Kallman *et al.*, 1984; Klinefelter *et al.*, 2004).

► Les ions bromates

Le bromate de sodium détecté dans l'eau de piscine est formé par réaction du chlore avec les ions bromures, ces derniers étant présents, sous forme d'impuretés, dans certaines solutions commerciales de sels d'hypochlorites de sodium ou dans l'eau d'alimentation.

Les ions bromates sont solubles dans l'eau et sont difficilement éliminés par les procédés de traitement de l'eau (Afssa, 2009a ; Santé Canada, 1998). Le bromate de sodium n'est pas volatil. C'est un agent oxydant fort qui réagit avec la matière organique, et conduit à la formation d'ions bromures (Santé Canada, 1998).

L'OMS et l'Afssa recommandent de ne pas dépasser le seuil de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau de boisson (Afssa, 2009c; OMS, 2006a).

Toxicité chez l'animal

Chez le rat, les ions bromates administrés par voie orale sont cancérigènes dès une dose de $1,5 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, contrairement à la souris où la relation dose-réponse n'est pas claire (DeAngelo *et al.*, 1998).

Toxicité chez l'homme

Administrés par voie orale, les ions bromates sont absorbés au niveau du tractus gastro-intestinal. Leur élimination se fait essentiellement par voie rénale et sous forme inchangée (Lichtenberg *et al.*, 1989). L'absorption d'ions bromates à forte dose peut entraîner une baisse de l'audition, une insuffisance rénale, une dépression du système nerveux central et des signes cardio-vasculaires (Campbell, 2006).

Aucune étude épidémiologique n'a mis en évidence les effets spécifiques des bromates sur la santé humaine.

Cancérogénicité, génotoxicité et mutagénicité

Les ions bromates sont mutagènes et provoquent des aberrations chromosomiques (Ishidate et Harnois, 1987; Kasai *et al.*, 1987; Sai *et al.*, 1992; Sai *et al.*, 1994; Santé Canada, 1998; Umemura *et al.*, 1995).

Plusieurs études ont également montré l'induction d'un effet clastogène et aneugène (Awogi *et al.*, 1992; Fujie *et al.*, 1988; Hayashi *et al.*, 1988; Nakajima *et al.*, 1989; Sai *et al.*, 1992; Santé Canada, 1998; Speit *et al.*, 1999).

Le CIRC classe les ions bromates dans le groupe 2B (« substance pouvant être cancérigène pour l'homme ») (CIRC, 2009) et l'US EPA dans le groupe B1 (« cancérigène probable pour l'homme ») (IRIS EPA, 2010).

Toxicité de la reproduction et tératogénicité

Le National Toxicology Program (1996) a mis en évidence une diminution de la densité du sperme lors de l'ingestion d'ions bromates chez le rat (National Toxicology Program, 1996).

Aucun effet reprotoxique n'a été démontré à ce jour chez l'homme (Santé Canada, 1998).

► Comportement à la lumière solaire des composés chimiques présents dans les eaux de piscine : cas des piscines découvertes

Le rayonnement solaire est absorbé par de nombreux composés organiques présents dans l'eau. Ainsi, des réactions radicalaires peuvent conduire à la formation de composés chimiques dans l'eau des piscines extérieures, à partir des substances organiques apportées par les crèmes solaires, les déchets végétaux et animaux, etc.

De plus, la réaction de photolyse du chlore libre conduit à la formation de radicaux très réactifs susceptibles de réagir également avec les composés organiques présents dans le milieu. Ces réactions vont favoriser la formation, d'une part, de produits d'oxydation mal identifiés et de profil toxicologique inconnu et d'autre part, de produits de chloration précurseurs des THM, dont les dangers ont été décrits précédemment.

Un travail récent (Zwiener *et al.*, 2007) rapporte qu'un certain nombre de sous-produits de désinfection ont été détectés dans des eaux de piscines extérieures comme les AHA, les halocétone ou autres composés halogénés. Cependant, aucune étude comparative avec des eaux de piscine couvertes n'a été menée, de sorte que le rôle de la lumière solaire dans la formation de ces produits ne peut pas être établi.

5.1.3.2 Sous-produits d'ozonation

Les sous-produits formés lors de la désinfection de l'eau par l'ozone dans les piscines utilisant ce procédé, proviennent, soit de l'action directe de l'ozone sur la matière organique présente dans l'eau, soit sur les composés chlorés utilisés comme désinfectant complémentaire.

La figure 8 montre qu'il y a formation d'ions chlorite (ClO_2^-) puis rapidement de dioxyde de chlore (ClO_2) et de chlorate (ClO_3^-). Les chloramines présentes sont susceptibles de réagir et de conduire à la formation de nitrates. L'ajout de chlore peut également conduire à la formation des sous-produits de chloration listés précédemment et en particulier l'hydrate de chloral ou la chloropicrine (Logsdon *et al.*, 1992; McKnight et Reckhow, 1992; Hoigné et Bader, 1988).

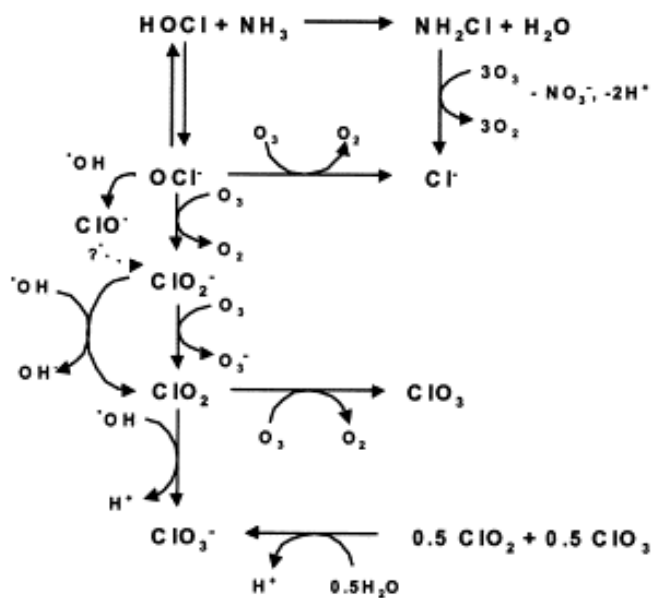


Figure 8 : Réactions d'oxydation produites par l'ozone

Source : Von Gunten (2003).

L'ozone peut également réagir directement ou indirectement avec les ions bromures présents dans l'eau pour former, au pH de l'eau de piscine, de l'acide hypobromeux (HOBr), comme indiqué sur la figure 9 (Santé Canada, 1998).

En présence de matière organique, l'acide hypobromeux conduit à la formation de sous-produits bromés tel que le bromoforme, les acides acétiques bromés et les acétonitriles, la bromopicrine et le bromure de cyanogène (si présence d'ions ammonium dans l'eau traitée).

D'autres composés tels que des aldéhydes (acétaldéhyde, trihaloacétaldéhydes) ou des acides carboxyliques peuvent également être formés en présence d'ozone (OMS, 2000). Leurs formations et leurs concentrations sont directement corrélées à la valeur du carbone organique total (COT) dans l'eau (Glaze *et al.*, 1989; Krasner *et al.*, 1989; Le Lacheur *et al.*, 1991; Van Hoof *et al.*, 1985; Yamada et Somiya, 1989).

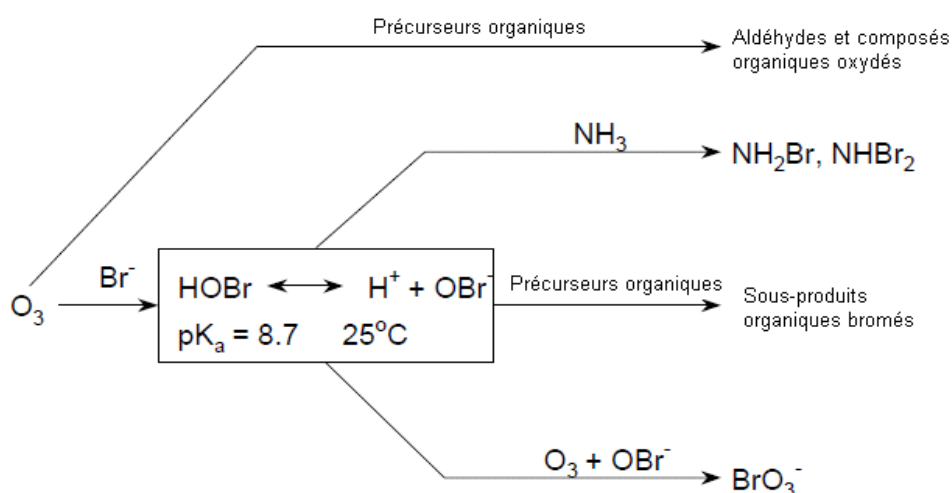


Figure 9 : Schéma réactionnel mettant en jeu la formation de sous-produits d'ozonation

Source : Glaze *et al.* (1989)

Le tableau 10 résume les principaux sous-produits issus de la désinfection par l'ozone.

Tableau 10 : Principaux sous-produits formés lors du traitement de l'eau par ozonation

Aldéhydes	Aldo et cétoacides
Formaldéhyde	Acide pyruvique
Acétaldéhyde	Sous-produits bromés*
Glyoxal	Bromates
Méthylglyoxal	Bromoforme
Acides carboxyliques	Acides acétiques bromés
Acide oxalique	Bromopicrine
Acide succinique	Acétonitriles bromés
Acide formique	Autres
Acide acétique	Peroxyde d'hydrogène

*Les sous-produits bromés ne sont formés qu'en présence d'ions bromures introduits dans l'eau comme impuretés des solutions d'hypochlorites de sodium

Compte tenu du manque de données d'exposition, ces composés n'ont pas pu être pris en considération dans les calculs de risque développés dans les paragraphes suivants.

5.1.3.3 Sous-produits de bromation

Il existe peu de données relatives aux sous-produits de bromation présents dans l'eau et l'air des piscines du fait du faible nombre de piscines traitées par le brome en France (moins de 1 % des piscines règlementées, DGS, 2009). Selon l'OMS (2000), les principaux sous-produits issus de la désinfection par le brome recensés sont :

- ▶ les chlorates ;
- ▶ les THM bromés, dont principalement le bromoforme ;
- ▶ l'hydrate de bromal ;
- ▶ les bromates ;
- ▶ les bromamines ;
- ▶ les AHA bromés.

En présence de bromures, la formation de THM bromés serait préférentielle et les concentrations en chloroforme diminueraient proportionnellement (Aizawa *et al.*, 1989; InVS, 2009b).

Les données de toxicologie, ainsi que les effets sur la santé animale et humaine relatifs aux sous-produits de bromation listés ci-dessus seront abordés dans la seconde partie de ce rapport consacrée aux piscines « atypiques », dans lesquelles le brome apparaît être un désinfectant plus largement utilisé.

5.1.4 **Autres dangers physico-chimiques**

5.1.4.1 Produits d'entretien des plages et des structures environnantes de la piscine

Certains produits d'entretien des plages et des structures environnantes de la piscine peuvent constituer un danger potentiel, en raison de leur composition ou de leur réactivité par mélange avec l'eau des bassins, lors des opérations de nettoyage ou en l'absence de rinçage des surfaces.

La plupart de ces substances présentent des propriétés irritantes et sensibilisantes pour la peau et les muqueuses, à l'origine d'eczémas, de conjonctivites et d'asthme. L'INRS recommande de porter un masque respiratoire, des lunettes de protection et des gants lors de leur manipulation (INRS, 2005a).

En pratique, la nature de ces agents chimiques, souvent associés à un déodorant, apparaît de façon peu explicite sur les fiches de données de sécurité et des données toxicologiques. De fait, leurs effets indésirables et les précautions d'emploi sont rarement connus par le personnel des piscines et les risques associés sont souvent sous-estimés.

L'INRS préconise de ne pas pulvériser ces produits car, sous forme d'aérosol, ils pénètrent mieux dans les muqueuses oculaires et les alvéoles pulmonaires.

5.1.4.2 Produits cosmétiques et crème solaire

Plusieurs composés utilisés comme filtres UV dans les crèmes solaires ont été détectés dans des piscines extérieures à des concentrations proches de $40 \mu\text{g.L}^{-1}$. Il s'agit de la 2-hydroxy-4-méthoxybenzophénone, l'éthylhexylméthoxycinnamate, le 2-éthylhexyl-2-cyano-3,3-diphényl-2-propenoate, l'acide 2-phényl-1H-benzimidazole-5-sulfonique et le 4-méthylbenzylidène camphre, ainsi que les sous-produits issus de ces composés éventuellement formés dans une eau chlorée (Sakkas *et al.*, 2003).

Très peu de travaux existent sur le comportement photochimique de ces filtres UV en solution aqueuse et encore moins en eau chlorée. Les seules données de photo-transformation, rapportées dans la littérature, concernent l'acide octyl-diméthyl-para-amino-benzoïque. Il s'agit d'un filtre UV couramment utilisé, absorbant fortement dans l'UV-B (290-320 nm). Dans l'eau de piscine et sous l'effet du rayonnement UV, cette molécule se dégrade avec formation de sous-produits déalkylés, hydroxylés et chlorés (Sakkas *et al.*, 2003).

D'une façon générale, les filtres UV sont peu photodégradables bien qu'absorbant fortement la lumière solaire. Ils peuvent cependant être transformés par réaction avec les radicaux HO[•] ou Cl[•] produits par action des UV sur le chlore actif. Les produits formés et leurs effets sur la santé ne sont pas connus à ce jour.

5.1.4.3 Produits colorants

Les produits colorants sont essentiellement utilisés dans les piscines atypiques. Les risques éventuels liés à ces produits seront donc décrits dans la seconde partie du rapport consacré aux piscines atypiques.

5.1.5 **Conclusion sur les dangers liés aux sous-produits de désinfection**

Ce chapitre souligne le nombre et la grande diversité des sous-produits de désinfection susceptibles d'être formés dans l'eau et/ou dans l'air d'une piscine. La toxicité potentielle de la plupart d'entre eux est peu connue. Notamment, les connaissances relatives aux sous-produits de désinfection formés dans l'eau et dans l'air des piscines désinfectées par le brome ou l'ozone sont encore très parcellaires.

Dans le cadre de ce travail et compte tenu des connaissances actuelles, le choix des substances jugées prioritaires et retenues pour l'évaluation des risques sanitaires s'est volontairement porté sur un nombre limité de composés, formés dans les piscines couvertes, et désinfectées par le chlore, ces piscines représentant la majorité des établissements collectifs en France.

Le cas des piscines découvertes n'a pas été considéré dans cette étude, du fait du manque de données disponibles. Il est à noter que la concentration dans l'eau de composés volatiles toxiques comme les chloramines ou les THM devrait être inférieure à celle d'un établissement couvert, du fait du transfert de phase (eau-air) facilité, ce qui limiterait le risque.

Les composés jugés prioritaires ont été sélectionnés sur la base des critères suivants :

- ▶ leurs propriétés physico-chimiques (polarité, tension de vapeur) en rapport avec la problématique des piscines couvertes (cf Annexe 5) ;
- ▶ leur formation vraisemblable, selon les mécanismes réactionnels rapportés dans la littérature ;
- ▶ leur concentration dans l'eau et l'air des piscines ;
- ▶ leur dangerosité potentielle et l'abondance de la littérature relative à leurs effets sur la santé.

Les composés retenus pour l'évaluation des risques ont été les suivants :

- ▶ **les chloramines minérales** (mono-, di- et trichloramine) parmi lesquelles la **trichloramine** a fait l'objet d'une attention particulière, étant à ce jour, considérée comme la principale substance responsable des troubles irritatifs rapportés par le personnel des piscines.

- ▶ **les trihalométhanes** : une attention particulière a été accordée au **chloroforme**, de loin l'espèce majoritaire parmi les THM présents dans l'eau des piscines chlorées. Le **bromoforme**, le **bromodichlorométhane** et le **dibromochlorométhane**, dont la concentration est généralement plus faible, ont été également considérés.
- ▶ **les acides haloacétiques** : parmi les 9 AHA détectés dans l'eau potable, seules les cinq substances réglementées aux Etats-Unis (**MCA, DCA, TCA, MBA, DBA**) ont été évaluées dans ce rapport. En effet, ces substances présentent des effets cancérigènes ou reprotoxiques et sont également les plus représentées en termes de concentration dans l'eau des piscines chlorées.
- ▶ **les ions bromates** : composés considérés comme cancérigènes par différentes instances (Union Européenne, CIRC et l'US EPA).
- ▶ **l'hydrate de chloral** : semble être l'un des sous-produits formé majoritairement au cours de la désinfection par le chlore en eau de piscine. Bien qu'une seule étude chez l'animal établisse un lien entre l'hydrate de chloral et un effet cancérigène, au regard de l'abondance présumée de ce composé, il a semblé important d'en évaluer les risques sanitaires.
- ▶ **La N-nitrosodiméthylamine** : compte tenu, de ses effets mutagènes et clastogènes potentiels, il s'est avéré indispensable de retenir ce composé dans le cadre du calcul des risques.

5.2 Valeurs toxicologiques de référence des substances définies comme prioritaires

Les valeurs toxiques de référence (VTR) relatives aux substances prioritaires sélectionnées précédemment ont été recensées dans la littérature et discutées en terme de pertinence, au regard de la problématique piscine. Le but final étant de porter un jugement sur les VTR existantes et non de remettre en cause la construction de la VTR. L'Annexe 6 rassemble l'ensemble des VTR recensées.

Le choix des VTR pour les molécules jugées prioritaires s'est fait selon la méthodologie publiée par l'Afsset (Afsset, 2007) et résumée en Annexe 7. Cette méthode permet d'analyser de manière critique les VTR existantes et de retenir la valeur la plus pertinente pour l'évaluation des risques sanitaires.

Bien que la voie cutanée soit l'une des voies d'exposition majeures dans le cas de l'eau de piscine, il n'existe pas à ce jour de méthode validée pour construire les VTR. Cette voie d'exposition n'a donc pu être considérée et seules les voies orale et respiratoire ont été retenues pour le choix et l'analyse des VTR.

5.2.1 Trichloramine

- ▶ **Voie orale** : il n'existe aucune VTR.
- ▶ **Voie respiratoire** : la seule valeur disponible était une VTR à seuil de dose pour une administration aiguë, publiée récemment (Bonvallot *et al.*, 2009). L'effet critique concerne l'augmentation sérique des protéines pulmonaires SP-A et SP-B. Cette VTR a été établie à partir d'une étude réalisée sur 14 nageurs expérimentés pour une exposition aiguë de 45 minutes (Carbonnelle *et al.*, 2002). Cette VTR n'a pas été retenue en raison d'une absence de relation dose-réponse, la dose critique ayant servi à calculer la VTR ayant été établie à partir d'une concentration unique de trichloramine mesurée dans l'air.

5.2.2 Chloroforme

- ▶ **Voie orale** : il a été retenu une **VTR chronique à seuil de dose de $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$** concernant les effets hépatotoxiques, élaborée par l'ATSDR et l'US EPA (ATSDR, 1997; IRIS EPA, 2010). Cette VTR a été établie à partir d'une étude expérimentale réalisée chez des chiens exposés au chloroforme durant 7,5 ans (Heywood *et al.*, 1979).
- ▶ **Voie respiratoire** : il a été retenu une **VTR chronique à seuil de dose de $0,063 \text{ mg.m}^{-3}$** élaborée par l'Afsset (Afsset, 2009c), à partir d'une étude réalisée chez la souris pendant 13 semaines (Templin *et al.*, 1998). L'effet critique retenu concerne la prolifération cellulaire dans les tubules rénaux proximaux.

5.2.3 Chlorodibromomethane, Bromodichloromethane et Bromoforme

- ▶ **Voie orale** : des VTR existent pour ces trois composés concernant des effets hépatotoxiques, des adénomes et des carcinomes hépatiques et rénaux. Cependant, ces valeurs ont été élaborées à partir d'études réalisées chez le rat par gavage, avec comme véhicule l'huile de maïs (National Toxicology Program, 1985; National Toxicology Program, 1987; National Toxicology Program, 1989). Le fait que cet adjuvant, associé à la méthode d'administration, puisse influencer les résultats sur les effets toxiques en augmentant l'absorption de la substance, n'a pas permis de retenir ces VTR.
- ▶ **Voie respiratoire** : une seule VTR est disponible pour le bromoforme, mais elle a été construite par extrapolation de la VTR obtenue pour la voie orale (IRIS EPA, 2010). Celle-ci n'a donc pas été retenue pour les mêmes raisons décrites ci-dessus.

5.2.4 Acide monochloroacétique

- ▶ **Voie orale** : il a été retenu une **VTR chronique à seuil de dose de $0,0117 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$** élaborée par Santé Canada (Santé Canada, 2008b). Cette valeur a été obtenue à partir d'une étude qui a consisté à administrer à des rats, via l'eau de boisson, des doses croissantes d'acide monochloroacétique pendant 104 semaines. Ont été observés comme effet critique des modifications du poids des organes, notamment du foie, des reins et des testicules (DeAngelo *et al.*, 1997).
- ▶ **Voie respiratoire** : aucune VTR pour la voie respiratoire n'a été répertoriée.

5.2.5 Acide dichloroacétique

- ▶ **Voie orale** : il a été retenu la **VTR sans seuil de dose** correspondant à une **ERU de $0,015 (\text{mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1})^{-1}$** élaborée par l'US EPA (IRIS EPA, 2010) à partir d'une étude réalisée chez des rats (DeAngelo *et al.*, 1999). L'effet critique correspond au cumul des incidences des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires (U.S EPA, 2003a).

- ▶ **Voie orale** : le DCA entraîne des effets sur la reproduction en diminuant le nombre de spermatozoïdes chez le rat (Toth *et al.*, 1992). Une **VTR avec seuil de dose estimée à 0,840 mg.kg⁻¹.j⁻¹** a été retenue⁷ (Afsset, 2010).
- ▶ **Voie orale** : le DCA altère le développement fœtal : l'effet critique concerne l'augmentation des malformations cardiaques chez le rat (Smith *et al.*, 1992). Une **VTR à seuil de dose estimée à 0,260 mg.kg⁻¹.j⁻¹** a été retenue (Afsset, 2010).
- ▶ **Voie respiratoire** : aucune VTR pour cette voie n'a été répertoriée.

5.2.6 Acide trichloroacétique

- ▶ **Voie orale** : il a été retenu la **VTR chronique à seuil de dose de 0,0325 mg.kg⁻¹.j⁻¹** proposée par Santé Canada (Santé Canada, 2008b). Cette valeur a été élaborée à partir de l'étude qui a consisté à exposer des rats, via l'eau de boisson, à des concentrations croissantes d'acide trichloroacétique pendant deux ans. Il a été observé une baisse du poids corporel ainsi qu'une augmentation de l'activité des enzymes hépatiques indicatrices d'une atteinte hépatique (DeAngelo *et al.*, 1997).
- ▶ **Voie orale** : le TCA perturbe le développement foetal en provoquant des malformations cardiaques chez le rat (Smith M.K., 1989). Une **VTR à seuil de dose estimée à 0,300 mg.kg⁻¹.j⁻¹** a été retenue (Afsset, 2010).
- ▶ **Voie respiratoire** : aucune VTR pour la voie respiratoire n'a été répertoriée.

5.2.7 Acide monobromoacétique

Aucune VTR n'a été répertoriée pour l'acide monobromoacétique, que ce soit pour la voie orale ou la voie respiratoire.

5.2.8 Acide dibromoacétique

- ▶ **Voie orale** : Santé Canada considère cette substance comme génotoxique (Santé Canada, 2008b) et a élaboré une VTR sans seuil de dose de $4,26.10^{-6}(\text{mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1})^{-1}$. Cette VTR n'a cependant pas été retenue en raison de l'absence de relation dose-réponse satisfaisante.
- ▶ **Voie orale** : des effets sur la reproduction ont été notés, notamment une altération de la spermiogénèse chez le rat (Christian *et al.*, 2002). Une **VTR à seuil de dose estimée à 0,030 mg.kg⁻¹.j⁻¹** a été retenue (Afsset, 2010).
- ▶ **Voie respiratoire** : aucune VTR pour l'acide dibromoacétique n'a été répertoriée.

5.2.9 Les ions bromates

- ▶ **Voie orale** : une **VTR sans seuil de dose** correspondant à un **ERU de 0,7 (mg.kg⁻¹.j⁻¹)⁻¹** a été retenue.

⁷ Des VTR concernant les effets sur la toxicité de la reproduction et du développement ont été construites selon la méthode de construction proposée par l'Afsset (Afsset, 2007). Ce travail est détaillé dans le rapport de l'Afsset publié récemment (Afsset, 2010).

Cette valeur, retenue également par l'Afssa (Afssa, 2009a), a été construite par l'US EPA (IRIS EPA, 2010) à partir d'une étude qui a consisté à exposer des rats et des souris pendant 104 semaines à des concentrations croissantes de bromates, via de l'eau de boisson. Il a été observé l'apparition de tumeurs rénales (DeAngelo *et al.*, 1998).

- **Voie respiratoire** : aucune VTR n'a été répertoriée pour la voie respiratoire.

5.2.10 N-nitrosodiméthylamine

- **Voie orale** : une **VTR sans seuil de doses chronique de $51 \text{ (mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1})^{-1}$** a été retenue. Cette VTR proposée par l'US EPA (IRIS EPA, 2010), a été construite à partir d'une étude réalisée chez le rat auquel il a été administré la NDMA via de l'eau de boisson pendant 18 mois (Peto *et al.*, 1984). L'effet critique concerne l'induction de tumeurs du foie.
- **Voie respiratoire** : il existe une VTR élaborée par l'US EPA (IRIS EPA, 2010) qui résulte d'une extrapolation de la VTR orale. Cette valeur n'a pas été retenue.

5.2.11 Hydrate de chloral

- **Voie orale** : deux VTR ont été élaborées mais n'ont pas été retenues :
 - une VTR sans seuil élaborée par l'US EPA, basée sur l'étude de Goodan et Gilman (1985) (Goodman et Gilman, 1985) et concernant des adénomes et des carcinomes hépatiques (IRIS EPA, 2010). Cette valeur n'a pas été retenue car la durée d'exposition n'est pas connue et une dose unique a été expérimentée.
 - une VTR à seuil élaborée par Santé Canada concernant la dépression du système nerveux central et des irritations gastro-intestinales (George *et al.*, 2000). Celle-ci n'a pas été retenue en raison de l'apparition non expliquée de carcinomes hépatiques dans le lot témoin (Santé Canada, 2008).
- **Voie respiratoire** : il n'existe pas actuellement de VTR.

5.2.12 Conclusion

Le tableau 11 résume les VTR retenues pour l'évaluation des risques liés aux dangers physico-chimiques :

Tableau 11 : VTR retenues pour l'évaluation des risques liés aux dangers physico-chimiques

Substance	Voie d'exposition	Effet critique	Seuil de dose	Valeur de référence
Chloroforme	respiratoire	Prolifération cellulaire dans les tubules rénaux proximaux	oui	0,063 mg.m ⁻³
	orale	Hépatotoxicité	oui	0,01 mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹
MCA	orale	Modification du poids des organes	oui	0,0117 mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹
DBA	orale	Altérations de la spermiogénèse	oui	0,030 mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹
DCA	orale	Adénomes et carcinomes hépatocellulaires	non	0,015 (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹
DCA	orale	Diminution des spermatozoïdes	oui	0,84 mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹
DCA	orale	Malformations cardiaques	oui	0,26 mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹
TCA	orale	Modification du poids corporel et augmentation des enzymes hépatiques	oui	0,0325 mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹
TCA	orale	Malformations cardiaques	oui	0,30 mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹
Bromates	orale	Tumeurs rénales	non	0,7 (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹
NDMA	orale	Cancer du foie	non	51 (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹

5.3 Exposition

5.3.1 Populations exposées

5.3.1.1 Typologie des populations concernées

Dans ses recommandations relatives à la sécurité des lieux de baignades, l'OMS (2006) distingue différentes catégories d'usagers : la population générale, les enfants et les bébés nageurs, les membres des clubs de sports, les clients des hôtels, les touristes, les nageurs de compétition, les personnes accompagnantes non nageuses, les sportifs de haut niveau, les maîtres nageurs, le personnel d'accueil et d'entretien (OMS, 2006b).

De plus, l'OMS souligne que le risque est majoré pour certaines catégories de populations (OMS, 2006b) : «*Les enfants, qui passent de longues périodes dans l'eau et ingèrent volontairement et accidentellement plus d'eau que les adultes ; les personnes âgées ou handicapées ; les individus immunodéprimés* ». Les seuls critères retenus par l'OMS pour définir ces populations à risque concernent la fréquence d'exposition et l'âge.

Une approche différente a été retenue dans le présent rapport pour définir les populations à risques liés aux eaux de piscine, tenant compte à la fois de l'âge, de la sensibilité particulière de certains sujets et de la fréquence d'exposition.

De plus, trois types d'activités pratiqués en piscine ont été identifiés : la pratique de la natation modérée, en loisir ; la natation sportive ; l'activité professionnelle (maître nageurs et personnel technique).

Ainsi huit catégories de population sont définies, selon leur activité :

- ▶ bébés nageurs (au dessous de 2 ans) ;
- ▶ enfants (2-15 ans) ;
- ▶ adultes (plus de 15 ans) ;
- ▶ nageurs sportifs enfants (6 -15 ans) ;
- ▶ nageurs sportifs adultes (plus de 15 ans) ;
- ▶ nageurs de haut niveau adultes (plus de 15 ans) ;
- ▶ personnels travaillant dans les piscines collectives (maîtres nageurs⁸ et personnel technique) ;
- ▶ femmes enceintes (considérée uniquement pour les effets toxiques pour la reproduction des AHA, dans ce cas, un poids moyen de 75 kg a été retenu).

5.3.2 Voies d'exposition

Les baigneurs et le personnel technique peuvent être en contact avec l'eau et l'air de la piscine et être exposés aux différents contaminants chimiques (Aggazzotti *et al.*, 1995 ; EHESP, 2008). Trois voies d'exposition ont été identifiées :

- ▶ la voie orale : ingestion accidentelle ou volontaire d'eau ;
- ▶ la voie cutané-muqueuse : contact avec l'eau et les surfaces ;
- ▶ la voie respiratoire : inhalation de composés volatils sous forme de gaz ou d'aérosols (Hery *et al.*, 1995; Yang *et al.*, 2007).

5.3.2.1 Voie orale

L'ingestion d'eau par les baigneurs a lieu souvent accidentellement, à l'exception des très jeunes enfants qui ingèrent de l'eau par jeu. Le volume d'eau ingéré varie en fonction de l'âge, de l'expérience et du type d'activité (natation, jeux, plongée, etc.) (Dufour *et al.*, 2006; OMS, 2000 ; Evans *et al.*, 2001).

Selon l'OMS, le volume d'eau ingéré peut atteindre 225 mL par heure d'entraînement de natation intensive (OMS, 2000).

Une étude plus récente montre que les volumes d'eau ingérée en 45 minutes sont de 16 mL chez l'adulte, 37 mL chez l'enfant et 128 mL chez le nageur sportif (Dufour *et al.*, 2006).

Les volumes proposés dans ces études semblent différer de ceux observés lors d'une activité de baignade en milieu naturel. En effet, quelques rares études indiquent que les quantités d'eau ingérées au cours d'une baignade prolongée en milieu naturel sont de l'ordre de 100 mL pour un enfant de 1 à 2 ans, 250 mL pour un enfant de 2 à 17 ans et 25 mL pour un adulte (Afssa, Afsset, 2006).

⁸ Dans ce rapport, le terme « maître nageur » recouvre l'ensemble des personnes assurant la surveillance des bassins ou encadrant une activité aquatique.

Concernant les populations enfants et adultes, le groupe de travail s'est basé sur l'étude de Dufour (Dufour *et al.*, 2006) pour déterminer les volumes d'eau ingérés. Cette étude est pertinente du point de vue expérimental puisqu'elle utilise un traceur urinaire et semble ainsi être la plus proche de la réalité. Les volumes, calculés pour 1 heure d'exposition et arrondis à la valeur supérieure, sont de 50 mL.h⁻¹ pour les bébés nageurs et les enfants et 25 mL.h⁻¹ pour les adultes.

Concernant les nageurs sportifs, enfants et adultes et les sportifs de haut niveau, un volume de 200 mL.h⁻¹ a été retenu. Ce volume correspond à une valeur moyenne calculée en tenant compte de la valeur proposée par l'OMS, soit 225 mL.h⁻¹ (OMS, 2000) et par l'étude de Dufour (171 ml, valeur extrapolée pour 1 heure) (Dufour *et al.*, 2006).

Concernant les maîtres nageurs, le volume ingéré a été estimé à de 25 mL h⁻¹ comme pour l'adulte. En effet, les maîtres nageurs qui sont très souvent à proximité des bassins, peuvent occasionnellement plonger ou nager et ingérer de l'eau.

5.3.2.2 Voie cutané-muqueuse

Lors de la baignade, la peau, les yeux et les muqueuses peuvent être en contact direct avec les composés chimiques. A ce jour, peu d'études ont estimé le passage transcutané des sous-produits de désinfection formés dans les eaux de piscines. Ce passage semble possible pour les THM et la plupart des halocétone non polaires (OMS, 2000; Xu *et al.*, 2002). On ne dispose pas de données sur le passage transcutané des chloramines, qui sont pour la plupart solubles dans l'eau, mais le passage de la trichloramine n'est pas exclu (Raykar *et al.*, 1988).

Le passage transcutané des composés volatils peut être considéré comme négligeable.

L'OMS considère que la surface de contact avec l'eau est de 18 000 cm² pour les adultes et de 10 000 cm² pour les enfants.

L'US EPA propose pour les enfants de 6 mois à deux ans une surface corporelle moyenne de 0,56 m² (U.S.EPA, 2008).

Pour le personnel technique, la surface corporelle considérée correspond à la somme des surfaces cutanée de la tête et des membres supérieurs. La base de données Ciblex estime que la surface corporelle moyenne de la tête et des membres supérieurs est de 4800 cm² (INRS, 2003a).

Néanmoins, il est rappelé que la voie cutané-muqueuse n'a pu être considérée dans l'évaluation des risques physico-chimiques en raison du manque de données toxicocinétiques.

5.3.2.3 Voie respiratoire

Selon leur nature (gaz, vapeurs ou aérosol), les sous-produits de désinfection peuvent pénétrer plus ou moins profondément dans l'arbre respiratoire en fonction du mode de respiration, nasale ou orale (Bernard *et al.*, 2007a).

Les personnels des piscines peuvent être exposés, par voie respiratoire, aux produits de nettoyage (Nemery *et al.*, 2002).

Les quantités inhalées peuvent largement varier en fonction des activités aquatiques et des efforts réalisés par les baigneurs.

L'intensité de l'exposition varie en fonction :

- ▶ des caractéristiques chimiques des composés et de leur concentration dans l'eau et dans l'air ;
- ▶ de l'aération des locaux ;
- ▶ de l'agitation de l'eau, celle-ci dépendant du taux de fréquentation des bassins ;
- ▶ du temps de contact avec l'eau.

L'étude de Voisin et Bernard indique que l'inhalation constitue la principale voie d'exposition aux produits chlorés en piscine couverte (Voisin C., Bernard A., 2008b). La concentration la plus forte en sous-produits de désinfection se localiserait juste au dessus du niveau de l'eau (Hsu *et al.*, 2009; Simon-Rigaud *et al.*, 1997).

Chez les nageurs de haut niveau, la ventilation pulmonaire peut atteindre 200 L/min durant un exercice intense (Helenius et Haahtela, 2000). Selon l'OMS, un travailleur en bonne santé, d'un poids moyen de 60 kg, inhale environ 10 m³ d'air pendant huit heures de travail quotidien (OMS, 1999b).

Notamment, il a été estimé qu'un nageur inhale entre 2 et 4 g de chlore lors d'un entraînement sportif de 2 heures, alors qu'un employé des piscines inhale entre 4 et 7 g de chlore au cours d'une journée de huit heures de travail (Drobnic *et al.*, 1996).

5.3.3 Scénario moyen d'exposition

Les paramètres retenus pour l'élaboration des scénarii d'exposition propres à chaque catégorie de population sont présentés ci-dessous, et résumés dans le Tableau 12.

5.3.3.1 Pour la population générale

▶ Bébés nageurs

Age : de 6 mois et 2 ans. L'activité bébé nageurs en club n'est autorisée que lorsque l'enfant est vacciné contre la DTpolio, donc vers 4 à 5 mois. Les pratiques actuelles montrent que les enfants débutent cette activité vers 6 mois.

Poids moyen : 10 kg selon la courbe moyenne des graphiques de poids du carnet de santé français pour les enfants âgés de 6 mois à 2 ans.

Nombre d'années de fréquentation maximale : 1,5 ans.

Fréquentation annuelle : 11 mois sur 12.

Fréquentation hebdomadaire : 1 fois par semaine (pour des raisons pratiques, un bassin spécialement chauffé et chloré leur est réservé généralement une fois par semaine).

Durée journalière moyenne de fréquentation : 30 minutes (les séances durent entre 20 et 45 minutes selon l'âge)⁹.

Nature de l'exposition : eau et air (le bébé est exposé à la fois aux contaminants de l'eau, lors du bain et de l'air, via les aérosols).

Volume moyen d'eau ingérée : 50 mL.h⁻¹.

⁹ Consultation du site de la fédération des activités aquatiques d'éveil et de loisir www.faael.fr le 25 juin 2009.

Volume moyen d'air inhalé : $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, après prise en compte du gabarit et par extrapolation de la valeur proposée par de l'US EPA pour une activité faible sur une exposition de courte durée (U.S EPA, 1997).

Estimation de l'effectif bébé nageurs en France : 25 000 (Toulouca, 2010).

► Enfants

Age : entre 2 et 15 ans.

Poids moyen : 30 kg. Le poids de 10 kg proposé par l'OMS pour les enfants n'a pas été retenu car jugé non représentatif de cette classe d'âge, pour les grands enfants et les adolescents (OMS, 1999a). Un poids moyen de 30 kg a été retenu en se basant sur la courbe moyenne des graphiques de poids du carnet de santé français.

Nombre d'années de fréquentation : 13 ans.

Fréquentation annuelle : 11 mois (fréquentation dans le cadre scolaire, obligation de l'apprentissage de la natation (Ministère de l'éducation nationale, 2010) et extra scolaire).

Fréquentation hebdomadaire : 1 fois par semaine.

Durée journalière moyenne de fréquentation : 1 heure (dans le cadre scolaire, les séances effectives dans l'eau durent entre 30 et 45 minutes, à cela s'ajoute les séances extra-scolaires, c'est pourquoi il a été retenu une durée journalière moyenne de une heure).

Nature de l'exposition : eau et air (l'enfant est exposé à la fois aux contaminants de l'eau, lors du bain et de l'air, via les aérosols, générés par l'agitation de l'eau et via l'air présent dans l'établissement).

Volume moyen d'eau ingérée : $50 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1}$.

Volume moyen d'air inhalé : $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ selon la proposition de l'US EPA pour une activité faible sur une exposition de courte durée (U.S EPA, 1997).

Estimation du nombre d'enfants âgés de moins de 15 ans fréquentant les piscines : 10 millions (Ministère de l'éducation nationale, 2010).

► Adultes

Age : au delà de 15 ans.

Poids moyen : 70. Cette valeur est basée sur les résultats de la campagne nationale de mensuration sur la stature de la population française (IFTH, 2006).

Nombre d'années de fréquentation : 70 ans (il a été estimé que les adultes peuvent fréquenter la piscine de 15 à 85 ans).

Fréquentation annuelle : 11 mois.

Fréquentation hebdomadaire : 1 fois par semaine (cette valeur a été retenue comme étant la plus fréquemment observée).

Durée journalière de fréquentation : 1 heure (en général, un adulte passe environ une heure dans l'eau).

Nature de l'exposition : eau et air (les personnes sont exposées à la fois aux contaminants de l'eau, lors du bain et de l'air, via les aérosols, générés par l'agitation de l'eau et via l'air présent dans l'établissement).

Volume moyen d'eau ingérée : 25 mL.h⁻¹.

Volume moyen d'air inhalé : 1 m³.h⁻¹, selon l'OMS, (OMS, 2000).

Estimation de la taille de la population : 15 millions de personnes, d'après un recensement de l'INSEE (environ 30% de la population française pratique régulièrement la natation (INSEE, 2005).

5.3.3.2 Pour les nageurs sportifs

Pour des raisons de gabarit et de vulnérabilité, trois catégories de nageurs sportifs ont été différenciées :

► **Nageurs sportifs enfants**

Age : 6-15 ans

Nombre d'années de fréquentation : 9 ans (les enfants commencent la natation de compétition au plus tôt vers 6 ans).

Fréquentation annuelle : 11 mois.

Fréquentation hebdomadaire¹⁰ : 5 fois par semaine (moyenne selon le niveau de l'enfant : à partir de 10 ans, les fréquentations hebdomadaires et les durées journalières diffèrent selon que l'enfant se destine à la compétition ou à la pratique régulière de la natation. Un scénario moyen a donc été choisi pour cette catégorie nageurs sportifs enfant adapté aussi bien à nageur de 6 ans qu'à un nageur de 10 ans se destinant à la compétition.

Durée journalière moyenne de fréquentation : 1,5 heures (un enfant sportif s'entraîne 1 à 2 heures par jour selon son âge).

Nature de l'exposition : eau et air.

Volume moyen d'eau ingérée : 200 mL.h⁻¹.

Volume moyen d'air inhalé : 1,9 m³.h⁻¹, valeur retenue par l'U.S EPA pour une activité intense pratiquée sur une courte période pour les enfants de 7 à 14 ans (U.S EPA, 1997).

Estimation de la taille de la population : 209 746 enfants de moins de 15 ans étaient licenciés en club de natation en 2002 (INSEE, 2010).

► **Nageurs sportifs adultes**

Age : 15-70 ans.

Nombre d'années de fréquentation : 55 ans (un nageur sportif peut pratiquer la natation sportive jusqu'à 70 ans).

Fréquentation annuelle : 11 mois.

Fréquentation hebdomadaire : 3 fois par semaine.

Durée journalière moyenne de fréquentation : 2 heures (le nageur sportif adulte s'entraîne en moyenne de 1 à 3 heures par jour).

Nature de l'exposition : eau et air.

¹⁰ Donnée communiquée par M. Boullé lors de l'audition de la Fédération Française de Natation

Volume moyen d'eau ingérée : 200 mL.h⁻¹.

Volume moyen d'air inhalé : 3,2 m³.h⁻¹ (U.S EPA, 1997).

Estimation de la taille de la population : 246 315 adultes licenciés en club de natation ont été recensés en 2005 (INSEE, 2010).

► **Nageurs sportif adulte de haut niveau**

Age : 15-30 ans.

Nombre d'années de fréquentation : 15 ans (un nageur sportif de haut niveau s'entraîne de 15 à 30 ans).

Fréquentation annuelle : 11 mois.

Fréquentation hebdomadaire : 5 fois par semaine (sans compter les compétitions).

Durée journalière moyenne de fréquentation : 5 heures (4 à 6 heures par jour, en moyenne).

Nature de l'exposition : eau et air.

Volume moyen d'eau ingérée : 200 mL.h⁻¹.

Volume moyen d'air inhalé : 3,2 m³.h⁻¹ (U.S EPA, 1997).

Estimation de la population¹¹ : 3720 athlètes sont considérés comme nageurs de haut niveau en 2009.

5.3.3.3 Pour les professionnels des piscines

Les maîtres nageurs surveillent les baigneurs depuis les bords des bassins et leurs activités peuvent les amener à s'immerger dans l'eau.

Les autres catégories de professionnels sont peu en contact avec l'eau de la piscine mais respirent un air dont la qualité peut être dégradée. Ces professionnels sont plus ou moins exposés selon leurs postes de travail (accueil du public ou entretien de la piscine).

► **Maîtres nageurs**

Age : plus de 18 ans.

Nombre d'années de fréquentation¹² : 41 ans (ce chiffre correspond au nombre d'années d'activité professionnelle).

Fréquentation annuelle : 11 mois.

Fréquentation hebdomadaire : 3 jours.

Durée journalière moyenne de fréquentation : 11 heures, dont une heure dans l'eau.

Nature de l'exposition : eau, 1 heure par jour ; air, 11 heures par jour.

Volume moyen d'air inhalé : 1 m³.h⁻¹, selon l'OMS, (OMS, 2000).

¹¹ Donnée communiquée par M. Boullé lors de l'audition de la Fédération Française de Natation

¹² L'ensemble des données relatives à la construction du scénario d'exposition pour les maîtres nageurs est basé sur dires d'experts.

Estimation de la population : le centre d'information et de documentation jeunesse (CIDJ, 2010) estimait en 2008, le nombre de maîtres nageurs permanents à 5 000 et les saisonniers à 12 000.

► **Personnel technique**

Age : plus de 18 ans.

Nombre d'années de fréquentation : 41 ans.

Fréquentation annuelle : 11 mois.

Fréquentation hebdomadaire : 5 jours par semaine.

Durée journalière de fréquentation : 7 heures par jour.

Nature de l'exposition : le personnel technique est assez peu en contact avec l'eau. La voie principale d'exposition est l'inhalation. Il a été considéré que cette exposition est de 7 heures par jour. L'exposition par voie cutanée serait également à prendre en compte, en raison d'un contact possible avec des produits chimiques.

Volume moyen d'air inhalé : $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, selon l'OMS (OMS, 2000).

5.3.4 **Scenario maximum**

Ce scénario prend en compte le cas d'une exposition maximale durant la vie entière.

Nombre d'années de fréquentation : 85 ans (1,5 ans comme bébé nageur, 4 ans comme enfant, 9 ans comme sportif enfant, 15 ans comme sportif de haut niveau, 40 ans comme sportif adulte et 15 ans comme nageur occasionnel).

Fréquentation annuelle : 11 mois.

Fréquentation hebdomadaire : la fréquentation est adaptée en fonction de la catégorie de population considérée.

Durée journalière moyenne de fréquentation : la durée journalière est adaptée en fonction de la catégorie de population considérée.

Nature de l'exposition : eau et air.

Deux cas sont distingués :

- le pire cas moyen : correspondant à une exposition maximaliste dans le temps et à une concentration moyenne en substances ; il a été considéré qu'un individu pratiquait l'activité bébé nageur jusqu'à deux ans puis fréquentait de deux à six ans la piscine en tant qu'activité de loisir. Cet individu débutait à partir de six ans une activité sportive et devenait sportif de haut niveau à partir de 15 ans. A partir de 30 ans, il continue de pratiquer la natation de façon sportive et en fin de vie la pratique comme un loisir. Le calcul des risques a été effectué en prenant en compte des concentrations moyennes en sous produits de désinfections dans l'eau et dans l'air.
- le pire cas maximum : correspondant à une exposition maximaliste dans le temps et à une concentration maximum en substances. Le même scénario que dans le cas du « pire cas moyen » a été considéré. Les calculs de risques ont été effectués en prenant en compte des concentrations maximales en sous produits de désinfections dans l'eau et dans l'air.

5.3.5 Synthèse des scenarii d'exposition

Les scenarii d'exposition retenus pour l'évaluation quantitative des risques sont rassemblés dans le tableau 12.

Les cas de durées d'exposition très brèves, comme par exemple le passage dans un pédiluve n'ont pas été considérés.

Tableau 12 : Scenarii d'exposition retenus

	Nageurs enfants			Nageurs adultes			Professionnels	
Paramètres	6 mois à 2 ans	2-15 ans	Sportifs	Occasionnels	Sportifs	Sportifs de haut niveau	Maîtres nageurs	Personnel technique
P	10	30	30	70	70	70	70	70
Ta	1,5	13	9	70	55	15	41	41
F	0,5	1	1,5	1	2	5	Eau : 1 Air : 11	Eau : <1 Air : 7
Fh	1	1	5	1	3	5	3	5
Fa	11	11	11	11	11	11	11	11
Tj	48	48	238	48	143	238	143	238
V	0,05	0,05	0,200	0,025	0,200	0,200	0,025	0
Q	0,5	1,0	1,9	1	3,2	3,2	1	1

P (kg) : masse corporelle

Ta (année) : nombre d'années d'expositions

F (h.j^{-1}) : fréquence journalière : nombre d'heures d'exposition par jour

Fh (jour) : fréquence hebdomadaire : nombre de jour d'exposition par semaine

Fa (mois) : fréquence annuelle : nombre de mois d'exposition par an

V (L.h^{-1}) : volume d'eau ingérée par heure

Tj (j) : nombre de jours d'exposition dans une année

Q ($\text{m}^3.\text{h}^{-1}$) : volume d'air inhalé par heure

5.4 Quantification des risques liés aux substances chimiques

5.4.1 Méthodologie

5.4.1.1 Calcul des doses journalières d'exposition

Une dose journalière d'exposition (DJE) a été calculée pour chaque substance jugée prioritaire, pour la voie orale et la voie respiratoire, lorsque qu'une valeur représentative de la concentration de la substance dans l'eau des piscines françaises était disponible.

Afin d'être en adéquation avec la VTR retenue, la DJE a été calculée pour un risque à seuil de dose ou sans seuil de dose et pour des durées d'exposition aiguës ou chroniques (tableau 13).

Pour rappel, bien que le passage transcutané ait été démontré pour certains composés, la voie cutanée n'a pas été considérée, aucune VTR n'ayant été validée pour cette voie.

Il est précisé dans le tableau 13 les formules de calcul des DJE pour chaque voie d'exposition considérée.

Pour le cas particulier des femmes enceintes, les doses journalières d'exposition ont été calculées selon l'hypothèse d'un risque aigu à seuil de dose. L'expression de la DJE n'est pas pondérée car le référentiel de l'exposition pour des effets lié au développement fœtal est de 24 heures.

Tableau 13 : Formules utilisées pour le calcul des doses journalières d'exposition

Risque	Voie	DJE
Chronique à seuil de dose	Orale	$\frac{C \times V \times F}{P} \times \frac{T_j}{365}$
Chronique à seuil de dose	Respiratoire	$\frac{C \times Q \times F}{P} \times \frac{T_j}{365}$
Chronique sans seuil de dose	Orale	$\frac{C \times V \times F}{P} \times \frac{T_j}{365} \times \frac{T_a}{T_p}$
Aigu à seuil de dose	Orale	$\frac{C \times V \times F}{P}$

C (mg.L⁻¹ ou en mg.m⁻³): concentration en polluant dans l'eau ou dans l'air

P (kg) : poids corporel

V (L.h⁻¹) : volume d'eau ingérée par heure

Q (m³.h⁻¹) : volume d'air inhalé par heure

F (h.j⁻¹) : nombre d'heures d'exposition par jour

T_j (j) : nombre de jours d'exposition dans une année (il y a chronicité pour une année d'exposition)

T_a (année) : nombre d'années d'exposition

T_p (année) : temps de pondération (correspond à une vie entière de 85 ans)

365 (j) : nombre de jours dans une année

5.4.1.2 Calcul des risques

Connaissant la DJE, le risque a été calculé pour un effet à seuil ou sans seuil de dose selon les équations suivantes (tableau 14) :

Tableau 14 : Equations utilisées pour le calcul des risques

Effet à seuil de dose	$QD = \frac{DJE}{VTR}$	Si $QD < 1$, survenue d'un effet toxique peu probable
Effet sans seuil de dose	$ERI = DJE \times ERU$	Le risque est considéré comme acceptable pour un ERI de 10^{-5}

QD : quotient de danger

VTR ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) : valeur toxicologique de référence

DJE ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) : dose journalière d'exposition

ERI : excès de risque individuel

ERU ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) : excès de risque unitaire

Dans le cas du scénario maximum, le quotient de danger (QD) sera égal à la somme des QD calculés pour des différentes populations considérées.

5.4.1.3 Concentrations des substances prioritaires

Les valeurs des concentrations des substances prioritaires retenues pour les calculs de risque sont les suivantes (tableau 15) :

Tableau 15 : Concentrations moyennes dans l'eau et dans l'air des composés prioritaires

Composés	Concentration moyenne
AIR	
Chloroforme ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)	0,065
EAU	
Chloroforme ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0,0397
Acides haloacétiques ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	
Acide monochloracétique	0,0388
Acide dichloracétique	0,487
Acide trichloracétique	0,197
Acide dibromoacétique	0,0088

5.4.2 Résultats de l'évaluation quantitative des risques physico-chimiques

5.4.2.1 Chloroforme

Les résultats du calcul de risque après une absorption de chloroforme par voie orale ou respiratoire, pour les différentes populations considérées et selon des scénarii moyens, sont présentés ci-après (tableaux 16 à 20) :

Tableau 16 : Risque hépatotoxique relatif à l'ingestion du chloroforme chez les enfants

Voie orale	Bébés 6 mois - 2 ans	Enfants 2 - 15 ans	Enfants sportifs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	1,30.10 ⁻⁵	8,64.10 ⁻⁶	2,59.10 ⁻⁴
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,01	0,01	0,01
QD	1,30.10 ⁻³	8,64.10 ⁻⁴	2,59.10 ⁻²

Tableau 17 : Risque hépatotoxique relatif à l'ingestion du chloroforme chez les adultes

Voie orale	Nageurs occasionnels	Nageurs sportifs	Nageurs de haut niveau	Maitres nageurs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	1,85.10 ⁻⁶	8,89.10 ⁻⁵	3,70.10 ⁻⁴	5,55.10 ⁻⁶
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,01	0,01	0,01	0,01
QD	1,85.10 ⁻⁴	8,89.10 ⁻³	3,70.10 ⁻²	5,55.10 ⁻⁴

Tableau 18 : Risque cancérigène relatif à l'inhalation du chloroforme chez les enfants

Voie respiratoire	Bébés 6 mois - 2 ans	Enfants 2 - 15 ans	Enfants sportifs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	2,14.10 ⁻⁴	2,85.10 ⁻⁴	4,06.10 ⁻³
VTR (mg.m ⁻³)	0,063	0,063	0,063
QD	3,93.10 ⁻³	4,52.10 ⁻³	6,44.10 ⁻²

Tableau 19 : Risque cancérigène relatif à l'inhalation du chloroforme chez les adultes

Voie respiratoire	Nageurs occasionnels	Nageurs sportifs	Nageurs de haut niveau	Maitres nageurs	Personnel technique
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	1,22.10 ⁻⁴	2,34.10 ⁻³	9,76.10 ⁻³	4,03.10 ⁻³	4,27.10 ⁻³
VTR (mg.m ⁻³)	0,063	0,063	0,063	0,063	0,063
QD	1,94.10 ⁻³	3,72.10 ⁻²	1,55.10 ⁻¹	6,39.10 ⁻²	6,78.10 ⁻²

Selon les scénarii moyens considérés l'exposition des enfants et des adultes au chloroforme contenu dans l'eau des piscines ne représenterait pas de risque hépatotoxique par voie orale ni de de risque cancérigène par voie respiratoire, les QD étant inférieures à l'unité, valeur seuil au-delà de laquelle il est admis que la substance présente un risque pour l'homme.

Tableau 20 : Risque toxique relatif à l'absorption du chloroforme par voie orale et respiratoire selon un scénario maximum

	Voie orale		Voi respiratoire	
	Pire cas moyen	Pire cas maximum	Pire cas moyen	Pire cas maximum
DJE (mg.kg⁻¹.j⁻¹)	7,42.10 ⁻⁴	2,62.10 ⁻³	1,68.10 ⁻²	3,49.10 ⁻²
VTR (mg.kg⁻¹.j⁻¹)	0,01	0,01	0,063	0,063
QD	7,42.10⁻²	2,62.10⁻¹	2,66.10⁻¹	5,54.10⁻¹

Dans le cas de scénarii maximums, les QD sont inférieures à 1, ce qui tendrait à démontrer qu'il n'existe pas de risque hépatotoxique ni cancérigène pour une exposition par voie orale et respiratoire.

Il est cependant à noter que les résultats obtenus pour la voie respiratoire sont à prendre avec précaution car ils ont été établis à partir d'une concentration moyenne de chloroforme, mesurée à une hauteur de 1,5 m au dessus de la surface de l'eau. Or la zone dans laquelle se situent les voies respiratoires du nageur au cours de son exercice correspond globalement aux 20 premiers cm au dessus de l'eau, dans lesquels la concentration de chloroforme pourrait être plus élevée.

5.4.2.2 Acides haloacétiques

Le calcul de risque a été effectué pour les trois acides haloacétiques pour lesquels une VTR a été retenue. Les résultats sont résumés dans les tableaux 21 à 33.

5.4.2.2.1 *Acide monochloroacétique*

Tableau 21 : Risque toxique relatif à l'ingestion de l'acide monochloroacétique chez les enfants

Voie orale	Bébés	Enfants	Enfants
	6 mois - 2 ans	2 - 15 ans	sportifs
DJE (mg.kg⁻¹.j⁻¹)	1,27.10 ⁻⁵	8,45.10 ⁻⁶	3,04.10 ⁻⁴
VTR (mg.kg⁻¹.j⁻¹)	0,0117	0,0117	0,0117
QD	1,08.10⁻³	7,22.10⁻⁴	2,20.10⁻²

Tableau 22 : Risque toxique relatif à l'ingestion de l'acide monochloroacétique chez les adultes

	Nageurs occasionnels	Nageurs sportifs	Nageurs de haut niveau	Maitres nageurs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	1,81.10 ⁻⁶	8,69.10 ⁻⁵	3,62.10 ⁻⁴	5,43.10 ⁻⁶
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,0117	0,0117	0,0117	0,0117
QD	1,55.10 ⁻⁴	7,43.10 ⁻³	3,09.10 ⁻²	4,64.10 ⁻⁴

Tableau 23 : Risque toxique relatif à l'absorption de l'acide monochloroacétique selon un scenario maximum

Voie orale	Pire cas moyen	Pire cas maximum
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	1,0.10 ⁻²	2,20.10 ⁻³
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,0117	0,0117
QD	2,1.10 ⁻⁴	1,88.10 ⁻¹

5.4.2.2.2 Acide dichloroacétique

Evaluation du risque cancérigène :

Tableau 24 : Risque cancérigène relatif à l'ingestion de l'acide dichloroacétique chez les enfants

Voie orale	Bébés 6 mois - 2 ans	Enfants 2 - 15 ans	Enfants sportifs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	2,82.10 ⁻⁶	1,63.10 ⁻⁵	3,38.10 ⁻⁴
ERU (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹	0,015	0,015	0,015
ERI	4,22.10 ⁻⁸	2,44.10 ⁻⁷	5,07.10 ⁻⁶

Tableau 25 : Risque cancérigène relatif à l'ingestion de l'acide dichloroacétique chez les adultes

Voie orale	Nageurs occasionnels	Nageurs sportifs	Nageurs de haut niveau	Maitres nageurs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	1,88.10 ⁻⁵	7,08.10 ⁻⁴	8,04.10 ⁻⁴	3,30.10 ⁻⁵
ERU (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹	0,015	0,015	0,015	0,015
ERI	2,81.10 ⁻⁷	1,06.10 ⁻⁵	1,20.10 ⁻⁵	4,95.10 ⁻⁷

Tableau 26 : Risque cancérigène relatif à l'absorption de l'acide dichloroacétique selon un scénario maximum

Voie orale	Pire cas moyen	Pire cas maximum
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	1,67.10 ⁻³	3,42.10 ⁻³
ERU (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ¹	0,015	0,015
ERI	2.10 ⁻⁵	5,12.10 ⁻⁵

Pour les populations sportives adultes, l'excès de risque individuel est légèrement supérieur à 10⁻⁵, cette limite étant considérée comme un seuil de risque acceptable.

De même, les scénarii « pire-cas » moyen et maximum donne des valeurs supérieures à la limite d'acceptabilité du risque.

Calcul du risque du DCA sur la fertilité et le développement foetal :

Tableau 27 : Risque de toxicité sur la fertilité, relatif à l'ingestion de l'acide dichloroacétique chez les adultes

Voir orale	Nageurs occasionnels	Nageurs sportifs	Nageurs de haut niveau	Maitres nageurs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	2,28.10 ⁻⁵	1,09.10 ⁻³	4,55.10 ⁻³	1,75.10 ⁻⁴
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,840	0,840	0,840	0,840
QD	2,71.10 ⁻⁵	1,30.10 ⁻³	5,42.10 ⁻³	8,14.10 ⁻⁵

Tableau 28 : Risque toxique pour le développement foetal relatif à l'ingestion de l'acide dichloroacétique chez les femmes enceintes

Voie orale	Femmes enceintes
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	8,14.10 ⁻⁵
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,260
QD	3,13.10 ⁻⁴

Au regard des résultats et selon les hypothèses retenues, il n'apparaît aucun risque d'altération de la fertilité ni du développement foetal lié à une exposition au DCA, pour les populations de nageurs adultes et les femmes enceintes.

5.4.2.2.3 Acide trichloroacétique

Calcul du risque relatif à la toxicité hépatique :

Tableau 29 : Risque hépatotoxique relatif à l'ingestion de l'acide trichloroacétique chez les enfants

Voie orale	Bébés 6 mois - 2 ans	Enfants 2 - 15 ans	Enfants sportifs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	6,44.10 ⁻⁵	4,29.10 ⁻⁵	1,29.10 ⁻³
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,0325	0,0325	0,0325
QD	1,98.10 ⁻³	1,32.10 ⁻³	3,96.10 ⁻²

Tableau 30 : Risque hépatotoxique relatif à l'ingestion de l'acide trichloroacétique chez les adultes

Voie orale	Nageurs occasionnels	Nageurs sportifs	Nageurs de haut niveau	Maitres nageurs
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	9,20.10 ⁻⁶	4,42.10 ⁻⁴	1,84.10 ⁻³	2,76.10 ⁻⁵
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,0325	0,0325	0,0325	0,0325
QD	2,83.10 ⁻⁴	1,36.10 ⁻²	5,66.10 ⁻²	8,49.10 ⁻⁴

Tableau 31 : Risque hépatotoxique relatif à l'absorption de l'acide trichloroacétique selon un scénario maximum

Voie orale	Pire cas moyen	Pire cas maximum
DJE (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	3,94.10 ⁻³	6,40.10 ⁻³
VTR (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹)	0,0325	0,0325
QD	1,21.10 ⁻¹	1,97.10 ⁻¹

Au regard des résultats, la valeur du QD étant inférieure à l'unité, le risque de développer une pathologie liée à l'exposition au TCA est improbable, quelque soit la population concernée.

Calcul du risque du TCA sur le développement foetal :

Tableau 32 : Risque toxique pour le développement foetal relatif à l'ingestion de l'acide trichloroacétique chez les femmes enceintes

Voie orale	Femmes enceintes
DJE ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$)	$3,29.10^{-5}$
VTR ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$)	0,300
QD	$1,10.10^{-4}$

Au regard des résultats et selon les hypothèses retenues, le risque d'altération du développement foetal est très improbable pour les femmes enceintes.

5.4.2.2.4 Acide dibromoacétique

Calcul du risque du DBA sur la fertilité :

Tableau 33 : Risque toxique pour la fertilité relatif à l'ingestion de l'acide dibromoacétique chez les adultes

Voir orale	Nageurs occasionnels	Nageurs sportifs	Nageurs de haut niveau	Maitres nageurs
DJE ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$)	$4,10.10^{-7}$	$1,97.10^{-5}$	$8,21.10^{-5}$	$1,23.10^{-6}$
VTR ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$)	0,03	0,03	0,03	0,03
QD	$1,37.10^{-5}$	$6,57.10^{-4}$	$2,74.10^{-3}$	$4,10.10^{-5}$

Au regard des résultats et selon les hypothèses retenues, il n'apparaît aucun risque d'altération de la fertilité lié à une exposition au DBA, pour les populations de nageurs adultes.

5.4.2.3 Cas des ions bromates et de la N-nitrosodiméthylamine

En raison de l'absence de valeurs d'exposition dans les piscines françaises, le risque n'a pu être calculé dans le cas des ions bromates et de la NDMA. Cependant, comme la VTR pour ces deux substances était connue, il a pu être calculé une concentration théorique seuil à ne pas dépasser, pour chaque population et pour un risque acceptable de 10^{-5} . Les calculs ont été réalisés pour la seule voie orale (tableau 34).

Tableau 34 : Concentrations maximales acceptables en NDMA et en ions bromates pour un risque acceptable de 10^{-5}

Substance	Enfants				Adultes		
	6 mois - 2 ans	2 - 15 ans	Sportifs	Nageurs occasionnels	Nageurs sportifs	Nageurs de haut niveau	Maîtres nageurs
NDMA (mg.L⁻¹)	0,034	0,0051	0,0002	0.0051	0,00014	0,00012	0,0029
Bromates (mg.L⁻¹)	2,480	0,372	0,017	0,372	0,0099	0,0087	0,212

Le calcul montre que pour les populations de nageurs sportifs adultes et enfants et les nageurs de haut niveau, le seuil de concentration acceptable est très faible, inférieur à $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour la NDMA et de quelques $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour les ions bromates.

Ces valeurs seuil méritent d'être prises en compte et devront donc être comparées aux concentrations réelles d'exposition dès que ces dernières seront disponibles.

5.4.3 Estimation des incertitudes

Sur-estimation du risque

Pour chaque substance, l'estimation de la VTR tient compte des facteurs d'incertitude qui correspondent aux différentes transpositions et extrapolations intra- ou inter-espèces, à l'absence de certaines données, etc. Ces facteurs d'incertitude constituent des marges de sécurité, notamment en cas d'extrapolation des données de l'animal à l'homme.

Bien que ce calcul ajoute un niveau supplémentaire d'incertitude, le risque étant surestimé *in fine*, l'évaluation n'en est que plus protectrice.

Concernant l'estimation des DJE, les données relatives à la biodisponibilité chez l'homme des composés sélectionnés étant pour la plupart inconnues, l'hypothèse d'une absorption de 100 % a été retenue pour les voies orales et respiratoires. Ceci tend à majorer le risque puisque qu'il est considéré que 100 % de la substance absorbée atteint les organes cibles.

Il se peut que les durées et les fréquences d'exposition aient été surestimées par rapport à la réalité, certaines populations ne fréquentant pas la piscine de façon régulière, ce qui tend à majorer le risque.

Sous-estimation du risque

Les calculs de risques relatifs au chloroforme ont été établis à partir d'une concentration moyenne en chloroforme mesurée à une hauteur de 1,5 m au dessus de l'eau. Or le nageur respire dans une couche d'air située environ à 20 cm au dessus de la surface de l'eau. Or, le modèle de transfert du chloroforme de l'eau vers l'air proposé par Hsu (Hsu *et al.*, 2009) démontre qu'il existe un gradient de concentration en chloroforme entre 0 et 20 cm au dessus de la surface de l'eau selon un rapport de près de 100. Si cette hypothèse s'avère exacte, les concentrations de chloroforme utilisées pour les calculs de risques sont largement sous-estimées, ainsi que les valeurs de QD.

Compte tenu de l'absence de méthodologie validée, l'exposition par contact cutané n'a pu être évaluée, bien que celle-ci ne soit pas négligeable pour certaines substances.

Au cours d'une exposition répétée et prolongée (nageurs sportifs et de haut niveau par exemple), les substances ayant une demi-vie d'élimination longue peuvent s'accumuler dans l'organisme, conduisant vraisemblablement à une dose interne supérieure à la DJE calculée. Dans le cas du TCA par exemple, pour lequel la demi-vie d'élimination est d'environ 6 jours (Bader *et al.*, 2004), la substance peut s'accumuler dans l'organisme lorsque les expositions sont répétées (hebdomadaires ou plus).

Les mêmes substances identifiées comme prioritaires dans l'eau des piscines peuvent également être présentes dans l'eau du réseau. Aussi, l'exposition domestique à l'eau du réseau (eau de boisson, douche, bain, etc.) pouvant contenir des désinfectants et des sous-produits de désinfection, devrait être ajoutée à l'exposition liée aux piscines. En 2007, une étude épidémiologique a permis d'explorer la diversité des expositions aux eaux domestiques contenant des THM, en suivant une cohorte de femmes enceintes (Villanueva *et al.*, 2007). La quantité quotidienne de THM absorbée a été estimée à $0,93 \mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$, l'apport principal étant la douche (64%), puis la pratique de la natation en piscine (23%), le bain (12%) et l'eau de boisson (1%).

Seule l'exposition à l'eau et à l'air près des bassins a considérée. Il n'a pas été tenu compte d'une exposition éventuelle à l'air dans les vestiaires ou dans d'autres locaux, ni à l'eau des douches, ce qui constitue vraisemblablement une sous-estimation du risque. Enfin, le mélange de substances n'a pas été considéré dans le calcul de risques. Or les effets délétères sur la santé de certains composés peuvent être majorés lorsqu'ils sont associés, par des effets additifs ou synergiques.

5.4.4 Discussion

Risque cancérigène

Plusieurs études épidémiologiques suggèrent qu'il existerait un risque cancérigène lié à la consommation d'eau potable traitée par le chlore. Deux études s'accordent avec l'hypothèse selon laquelle la consommation d'eau potable chlorée, contenant en particulier des THM, constituerait un risque de cancers colorectaux et de la vessie (Goebell *et al.*, 2004; Morris, 1966). Cependant, aux Etats-Unis, bien que le chloroforme et les autres THM constituent près de 50 % de la teneur totale en sous-produits de chloration dans l'eau potable (Krasner S.W., 1989), seule une étude cas-témoin, réalisée en Louisiane, a pu établir un lien entre l'ingestion d'eau potable et le cancer du poumon (Gottlieb *et al.*, 1981; Gottlieb *et al.*, 1982).

Dans le cas des piscines chlorées, l'évaluation des risques réalisée dans le présent rapport montre qu'il n'y aurait probablement pas de risque cancérigène lié à l'exposition aux sous-produits de désinfection considérés. Concernant le DCA, il est à noter cependant une probabilité d'apparition de cancer du foie légèrement supérieure à la limite acceptable (10^{-5}) pour les nageurs adultes sportifs et des nageurs de haut niveau. De plus, l'ensemble de ces résultats peut être sous-estimé en raison de la non prise en compte des effets cancérigènes potentiels des substances se trouvant en mélange.

Concernant un possible lien de causalité entre la fréquentation des piscines et cancer des voies respiratoires ou de la sphère ORL, les données épidémiologiques sont insuffisantes et controversées. Une étude s'est intéressée aux risques de cancers chez les nageurs et les non nageurs exposés aux THM de l'eau de piscine ou du robinet (Panyakapo *et al.*, 2008). Chez les non nageurs exposés à l'eau du robinet, le risque a été évalué, respectivement à $4,43 \cdot 10^{-5}$ et $2,19 \cdot 10^{-5}$ pour une exposition maximale ($41,74 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et moyenne ($23,13 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) en THM.

Ce risque a été jugé acceptable, conformément à la norme de l'US-EPA. Chez les nageurs exposés à l'eau de piscine, le risque a été évalué respectivement à $1,47.10^{-3}$ et à $7,99.10^{-4}$ pour une exposition maximale ($65,09 \mu\text{g.L}^{-1}$) et moyenne ($46,72 \mu\text{g.L}^{-1}$) en THM. Ce risque a été jugé inacceptable.

Les auteurs concluent que le risque le plus élevé de développer un cancer, suite à une exposition aux THM, est du à la pratique de la natation en piscine et estiment que la voie d'exposition cutanée est la voie majoritaire (94,2% du risque total).

S'agissant des bromates et de la NDMA, le présent rapport met en évidence des seuils de concentrations théoriques à ne pas dépasser très faibles, avec, pour les bromates, des seuils proches ou inférieurs aux valeurs de limite de qualité de l'eau potable. Compte tenu de ces observations, il apparaît important de recueillir des données d'exposition relatives à ces deux composés pour confirmer ou infirmer ces résultats.

Autres effets sur la santé

S'agissant des autres effets critiques considérés (hépatotoxicité, diminution du poids de certains organes), les calculs n'ont pas permis de détecter de risque supplémentaire pour les populations considérées.

Cependant diverses études suggèrent que l'exposition aux produits et sous-produits de désinfection pourrait entraîner des effets néfastes sur la santé, en particulier favoriser le développement de maladies asthmatiques chez les bébés nageurs et les professionnels des piscines (Bernard *et al.*, 2003; Bernard *et al.*, 2005; Bernard *et al.*, 2006; Bernard *et al.*, 2007; Bernard et Nickmilder, 2006; Carbonnelle S., 2002c; Carbonnelle *et al.*, 2008; Font-Ribera *et al.*, 2009; Goodman et Hays, 2008; Hery *et al.*, 1998; Jacobs *et al.*, 2007; Massin *et al.*, 1998; Nystad *et al.*, 2008; Parrate, 2008; Thoumelin *et al.*, 2005; Voisin *et al.*, 2010).

L'activité bébé nageur est une activité qui présente des risques intrinsèques, dus à l'utilisation de bassin peu profond, à la forte fréquentation, à l'apport de matière organique plus importante et à la température de l'eau plus élevée (32 °C). Il a été observé, chez des enfants fréquentant régulièrement une piscine chlorée avant l'âge de deux ans, une augmentation de la prévalence de l'asthme, de bronchites, d'eczéma et de symptômes respiratoires (Nickmilder *et al.*, 2003).

De même, en Norvège, une étude a montré que la pratique de l'activité bébé nageur avant l'âge de 6 mois était associée à des difficultés respiratoires chez les enfants jusqu'à l'âge de 18 mois (Nystad *et al.*, 2008).

En Belgique, Bernard *et al.* (2007) ont mis en évidence, chez les bébés nageurs, une destruction des cellules de Clara (marqueurs de l'intégrité pulmonaire) au niveau distal des voies respiratoires (Bernard *et al.*, 2007). Ces effets pourraient être le résultat d'inhalations répétées de produits chlorés, sous forme de gaz, d'aérosols et d'eau.

Voisin et Bernard (2008) ont montré chez les enfants de plus de 2 ans que la prévalence de l'asthme serait fortement corrélée avec le temps cumulé passé dans une piscine chlorée (Voisin et Bernard, 2008). Cette étude a également mis en évidence une augmentation significative du risque de sensibilisation aux acariens et au poil de chat ainsi que le développement d'asthme et de bronchites chroniques chez les adolescents ayant fréquenté régulièrement une piscine chlorée à l'air libre avant l'âge de 7 ans.

Cependant, une étude espagnole récente indique que les enfants fréquentant des piscines avant l'âge de 2 ans présenteraient moins de symptômes des voies respiratoires que ceux les fréquentant après l'âge de 4 ans (Font-Ribera *et al.*, 2009).

Par ailleurs, une étude allemande a montré que les bébés nageurs présentent un risque accru de diarrhées au cours de leur première année, mais sans risque supérieur de maladie allergiques jusqu'à 6 ans (Schoefer *et al.*, 2008). Cependant, selon cette étude, les enfants non bébés nageurs présenteraient un risque supérieur de développer un asthme. Les résultats diffèrent donc de ceux de Bernard *et al.* (Bernard et Nickmilder, 2006). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les limites réglementaires en chlore combiné dans l'eau des piscines allemandes sont inférieures aux limites des autres pays, dont la Belgique. Schoefer conclue à l'hypothèse selon laquelle le seuil en chlore combiné pratiqué en Allemagne pourrait protéger les enfants contre le développement de maladies allergiques, mais que les conditions de traitement de l'eau seraient alors insuffisantes pour la désinfecter de manière adéquate, d'où l'augmentation de maladies infectieuses (Schoefer *et al.*, 2008).

Les nageurs sportifs apparaissent également comme populations à risques. Respirant juste au-dessus de la surface de l'eau, les nageurs peuvent inhaler de fortes concentrations de produits chlorés volatils ou aérosolisés (Simon-Rigaud *et al.*, 1997). Cette exposition est d'autant plus importante chez les nageurs de haut niveau, du fait d'une activité physique plus intense et prolongée (Helenius et Haahtela, 2000).

Une augmentation de l'incidence des allergies et de l'hypersensibilité bronchique chez les nageurs a été décrite (Zwick *et al.*, 1990b). Ces auteurs observent également une augmentation de la sensibilité aux allergènes aérosolisés et des dommages au niveau des cellules du système immunitaire. Une autre étude montre que les risques de développer des affections respiratoires, telles que bronchite, insuffisance respiratoire, asthme ou pneumonie et allergies, sont supérieurs chez des nageurs de compétition, comparé aux non nageurs (Potts, 1996).

Ces résultats sont corroborés par d'autres études qui montrent un risque accru d'asthme et d'hypersensibilité bronchique, en lien avec l'atopie des nageurs de haut niveau, ces symptômes respiratoires régressant lorsque les entraînements sont interrompus (Helenius *et al.*, 2002; Helenius et Haahtela, 2000; Helenius *et al.*, 1998).

La plupart des études en milieu sportif suggèrent que les chloramines seraient responsables des effets délétères sur la fonction pulmonaire (Kaydos-Daniels *et al.*, 2008; Lévesque *et al.*, 2006). Ces effets peuvent être également observés dans la population générale, en cas de chloration excessive de l'eau (Simon-Rigaud *et al.*, 1997). De fait, il a été montré que l'exposition aux chloramines, de façon importante ou prolongée, peut endommager l'épithélium pulmonaire, augmenter la perméabilité de la paroi vasculaire et provoquer une réaction inflammatoire sévère (Pedersen *et al.*, 2008).

Aussi, ces observations semblent en contradictions avec certaines préconisations médicales, lesquelles recommandent la pratique de la natation chez les patients asthmatiques, en mettant en avant certains avantages, comme l'air chaud et humide, la position allongée et le travail constant sur la maîtrise de la respiration (Bougault *et al.*, 2005; Weisgerber *et al.*, 2003). Ces recommandations mériteraient d'être reconsidérées, au regard des effets délétères que peuvent entraîner les chloramines dans les piscines où leur teneur est élevée.

D'autres effets, tels que dermatoses de contact ou irritatives ont également été signalés chez les usagers fréquentant des piscines désinfectées par le chlore ou le brome (Basler *et al.*, 2000; Neering, 1977; O'Mahony *et al.*, 1987; Pardo *et al.*, 2007; Penny, 1991; Roberts, 1981; Sasseville *et al.*, 1999; Sasseville et Moreau, 2004).

Parmi les populations fréquentant les piscines, les maîtres nageurs et le personnel d'entretien apparaissent comme les populations les plus exposées aux sous-produits de désinfection.

Cette constatation est en accord avec les résultats d'une étude néerlandaise qui montre que les maîtres nageurs présentent un risque plus important de souffrir de sinusite, maux de gorge ou rhumes chroniques que les employés moins exposés aux sous produits de désinfection comme le personnel d'accueil ou de restauration (Jacobs *et al.*, 2007). Cette étude montre également que les personnels de piscines présentent un risque de développer des spasmes bronchiques supérieur de 40 % par rapport à la population générale, et 7 fois plus de risque de souffrir de dyspnée d'effort. De nouvelles études épidémiologiques comprenant un suivi médical seront nécessaires pour confirmer ces résultats.

En France, depuis 2003, trois pathologies rencontrées chez le personnel exposé « aux dérivés aminés des produits chlorés tels que les chloramines dans les piscines », peuvent être reconnues comme maladie professionnelle au titre du tableau n°66 A du régime général de la Sécurité Sociale (Journal Officiel de la République Française, 2003). Ce sont :

- « la rhinite récidivante en cas de nouvelle exposition au risque ou confirmée par test » ;
- « l'asthme objectivé par explorations fonctionnelles respiratoires, récidivant en cas de nouvelle exposition au risque ou confirmé par test » ;
- « l'insuffisance respiratoire chronique obstructive secondaire à la maladie asthmatique ».

5.4.5 Conclusion

L'évaluation des risques sanitaires liée à l'exposition des sous produits de désinfection révèle que le risque encouru par les différentes populations pour des scénarii d'exposition moyens et « pire cas » est faible, excepté pour les nageurs sportifs et les compétiteurs de haut niveau. C'est pourquoi, une attention particulière devra être portée au suivi de la concentration de ces sous-produits et en particulier celle du chloroforme, non seulement dans l'air mais également dans l'eau des bassins.

Selon les données communiquées (De Laat *et al.*, 2009; F. Gérardin, communication personnelle), les concentrations en THM dans l'eau des piscines sont généralement inférieures à la limite retenue pour l'eau potable et l'eau des piscines équipées d'un déchloramineur ($100 \mu\text{g.L}^{-1}$). Toutefois, le classement du chloroforme en catégorie 2B par le CIRC et B2 par l'US EPA (CIRC, 2009; IRIS EPA, 2010) et l'application du principe ALARA¹³, sont autant de raisons justifiant la mise en œuvre de mesures de prévention pour les populations exposées. Elles consistent d'abord à réduire la concentration en THM dans l'eau de baignade à une valeur aussi basse que possible.

Si, en l'état de la connaissance, il semble difficile de fixer une valeur limite de $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ comme le prescrit la norme allemande (DIN, 1997), cette valeur pourrait être retenue comme objectif de qualité. La valeur limite de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ actuellement applicable en présence de déchloramineur pourrait être étendue à l'ensemble des piscines dans l'attente du résultat des études complémentaires proposées par l'Afsset.

Compte tenu des effets sur la santé qu'engendreraient les chloramines, il est proposé de poursuivre le suivi de la concentration en chloramines dans l'eau et de l'étendre au suivi de la concentration en trichloramine dans l'air.

¹³ ALARA : aussi basse que raisonnablement possible

6 Evaluation des risques liés aux dangers microbiologiques

Les dangers d'origine microbiologique liés aux piscines sont majoritairement identifiés sur la base de résultats épidémiologiques. Ces données publiées sont souvent incomplètes et proviennent principalement de pays dans lesquels les teneurs en désinfectants sont souvent différentes de celles utilisées dans les piscines françaises.

Les pathologies les plus fréquemment rencontrées après baignade en piscine sont des infections cutanées : mycoses, dermatoses virales ou bactériennes et verrues plantaires. Viennent ensuite les otites, angines, rhinites, conjonctivites puis les gastro-entérites et les pneumopathies. Enfin, exceptionnellement, des cas de méningites et des hépatites virales ont été rapportés (Spinasse, 2000).

Les sources des dangers microbiologiques liés aux piscines sont d'origine humaine et/ou environnementale :

► origine humaine

Les baigneurs constituent la source principale de contamination microbiologique des piscines. Un baigneur apporte environ 35 millions de micro-organismes par l'intermédiaire de la peau, des muqueuses, des sécrétions rhinopharyngées des matières fécales, etc. (Spinasse, 2000). La quantité moyenne de selles émise par baigneur, en l'absence de tout incident de défécation, a été estimée à 140 mg, les enfants rejetant entre 10 mg et 10 g, les adultes entre 0,1 et 100 mg (Gerba, 2000). Les baigneurs rejettent des quantités importantes de germes pendant les 15 premières minutes d'immersion (Elmir *et al.*, 2007). Il est à noter que les concentrations en agents pathogènes et leur hiérarchie en termes d'abondance d'espèces varient chez le baigneur, en fonction de son hygiène, de son état de santé, etc.

Les accidents de défécation ou de miction, les vomissements peuvent libérer de grandes quantités de micro-organismes dans l'eau et dépasser momentanément les capacités d'action des désinfectants (Burlion *et al.*, 2004). Les personnes atteintes d'affections cutanées ou ORL peuvent aussi être une source de contamination potentielle (Spinasse, 2000).

Les non baigneurs (visiteurs, spectateurs ou personnels de l'établissement) peuvent également être à l'origine de contamination (Spinasse, 2000).

► origine environnementale

L'eau alimentant les bassins peut être contaminée par des intrants de l'environnement : légionelles, *Pseudomonas aeruginosa*, amibes libres, etc.

D'autres voies de contamination sont possibles, par l'air ambiant, les douches, les sols, et les surfaces des locaux de l'établissement (Bonjour, 1985 ; Harteman, 1994). Des surfaces insuffisamment entretenues peuvent être une source indirecte de contamination de l'eau et être à l'origine d'une contamination directe des usagers et du personnel (Bonjour, 1985). Les corps étrangers introduits dans l'eau des bassins (bouées, matériels de plongée, toboggans, etc.) sont également des vecteurs de contamination s'ils ne sont pas suffisamment nettoyés (Spinasse, 2000).

Dans le cas des piscines de plein air ou découvrables, la terre, la poussière, les fientes d'oiseaux sont des supports possibles d'agents infectieux (Spinasse, 2000).

Il existe peu de données sur le devenir des micro-organismes pathogènes émis par les baigneurs prenant en compte leur survie et/ou leur devenir. Leur survie a été étudiée en microcosmes (dispositifs expérimentaux) mais très peu en situations réelles. Cette survie dépend des caractéristiques intrinsèques de chaque souche de micro-organismes, c'est-à-dire sa capacité d'adaptation aux facteurs environnementaux des milieux colonisés (eau, surfaces). Ces facteurs sont de nature abiotique tels que la température, le pH, le rayonnement UV, les éléments chimiques présents (nutriments, désinfectants, etc.). Même si la présence d'un résiduel en désinfectant dans l'eau des bassins permet de contrôler, en partie, cette contamination microbiologique, elle ne suffit pas à l'éliminer complètement en raison de la nature propre de chaque agent microbien, de l'efficacité du désinfectant (temps de contact (tableau 35), concentration, pH, température et conditions environnementales (matières oxydables, biofilms, etc.).

Les valeurs de Ct ou les concentrations en désinfectant nécessaires pour l'inactivation des micro-organismes, citées dans ce rapport, sont données à titre informatif. Elles sont dépendantes des conditions expérimentales (concentration initiale en micro-organisme, méthode utilisée pour leur dénombrement, etc.) et ne sont donc pas comparables d'un micro-organisme à un autre, excepté dans les cas où les conditions expérimentales sont strictement identiques. Elles diffèrent également, pour un même micro-organisme, des modalités expérimentales. Par ailleurs, il peut être introduit un biais dans la détermination des valeurs de Ct ou des concentrations actives en désinfectant, lors du dénombrement de bactéries momentanément non revivifiables sur milieux de culture synthétiques.

Tableau 35 : Valeur du Ct¹⁴ pour inactiver 99% de micro-organisme par le chlore ou l'ozone à 5°C

Micro-organismes	Ct (mg.min.L ⁻¹)	
	Chlore libre pH optimum : 6 - 7	Ozone pH optimum : 6 - 9
<i>E. coli</i>	0,034 - 0,05	0,02
Poliovirus 1	1,1 – 2,5	0,1 – 0,2
Rotavirus	0,01 – 0,05	0,006 – 0,06
<i>Giardia lamblia</i> (kystes)	47 - >150	0,5 – 0,6
<i>Cryptosporidium</i> (oocystes)	7 200	6,9

Les micro-organismes responsables des pathologies susceptibles d'être contractées dans les piscines appartiennent aux quatre grands groupes de micro-organismes que sont les bactéries, les virus, les protozoaires et les champignons microscopiques. Les voies d'exposition sont l'ingestion, le contact cutané-muqueux et l'inhalation. Les dangers microbiologiques ont été classés par groupe, puis par genre et si possible par mode de transmission.

La liste des dangers dans ce rapport n'est pas exhaustive (figure 10).

¹⁴ Ct : concentration x temps. Le Ct correspond à la concentration en désinfectant multipliée par le temps de contact ; d'après le rapport (OMS, 2004).

Ont été pris en compte les micro-organismes connus pour être impliqués dans des pathologies liées aux piscines. Il faut toutefois souligner que d'autres micro-organismes peuvent se comporter en pathogènes opportunistes. Par ailleurs, de nombreuses infections contractées dans les piscines correspondent à des pathologies non spécifiques (angines, conjonctivites, etc.), pour lesquelles un lien avec la baignade en piscine n'est pas toujours aisé à établir.

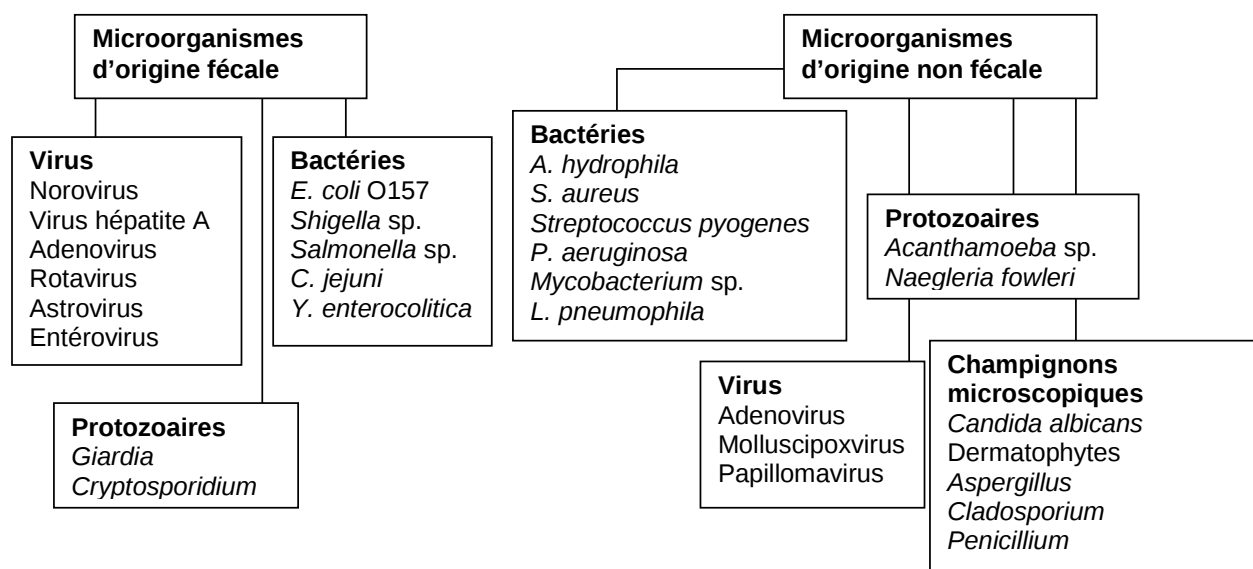


Figure 10 : Les principaux dangers microbiologiques

6.1 Dangers bactériens

Les bactéries peuvent être présentes dans l'eau à des concentrations élevées si le traitement désinfectant est insuffisant ou au moment de la contamination car la désinfection n'est pas immédiate. Elles sont capables de former des biofilms sur les surfaces en contact avec l'eau qui les protègent de l'action du désinfectant et de coloniser l'ensemble de l'installation (bassin, filtres, pompes, canalisations). Certaines bactéries comme les légionelles et les mycobactéries atypiques se multiplient dans les amibes présentes dans l'eau (Centre National de Référence des Mycobactéries et de la Résistance des Mycobactéries aux Antituberculeux, 2008).

6.1.1 *Escherichia coli*, sérotype O157:H7

Micro-organisme

Escherichia coli est une bactérie de la microflore digestive de l'homme et de nombreuses espèces animales.

Certaines souches d'*E. coli* sont pathogènes et responsables, par ingestion, d'infections intestinales. *Escherichia coli* O157:H7 est l'un des principaux sérotypes responsables de pathologies chez l'homme.

Il fait partie du pathovar des *E. coli* entérohémorragiques et est classé sous la dénomination STEC (*E. coli* producteurs de Shiga-toxines) (Baraduc, 2000).

En milieu synthétique de laboratoire, la majeure partie des souches d'*E. coli* sérotype O157:H7 étudiées montre une température optimale de croissance voisine de 40°C (Afssa, 2003).

Un taux de chlore libre de 1 mg.L⁻¹ à pH 7,5 à 25°C, permet d'inactiver *E. coli* O157:H7 en moins d'une minute (CDC, 2008).

Modes de contamination

Les principaux modes de transmission à l'homme d'*E. coli* sérotype O157:H7 concernent la consommation d'aliments contaminés, le contact interhumain, l'ingestion d'eau contaminée et le contact avec des animaux porteurs. Aux États-Unis, ces différents modes de transmission représentent respectivement 66%, 20%, 12% et 2% des cas recensés (Afssa, 2003).

La quantité disséminée par une personne infectée est de l'ordre de 10⁷ à 10⁸ micro-organismes par gramme de matière fécale (Baraduc, 2000).

Dans les piscines, la présence d'*E. coli* sérotype O157:H7 est principalement liée à l'émission de fèces humaines dans l'eau. La contamination, de type oro-fécale, se fait par l'ingestion d'eau (OMS, 2006b).

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse est souvent difficile à établir car elle varie selon les souches et le mode de transmission. La dose minimale infectieuse du sérotype O157:H7 par ingestion semble être plutôt faible (quelques bactéries à plusieurs centaines de bactéries) (Afssa, 2003). Toutefois, la qualité des données recueillies en terme de dénombrement ou de caractérisation de la population infectée (enquêtes épidémiologiques, infections volontaires ou accidentelles, infections animales expérimentales, modèles mathématiques de relation dose-réponse, etc.) suggère de rester prudent sur l'attribution de valeurs plus précises (Afssa, 2003).

Pathologies associées aux bains en piscine

E. coli sérotype O157:H7 est responsable de colites hémorragiques sporadiques ou épidémiques avec risque d'aggravation dans moins de 10% des cas (Baraduc 2000), surtout chez les jeunes enfants et les personnes âgées. La période d'incubation est de 1 à 10 jours (Afssa, 2003).

Plusieurs cas sporadiques d'infection à *E. coli* sérotype O157:H7 contractés en piscines, par ingestion accidentelle d'eau, sont relatés dans la littérature depuis 1992 mais aucun cas ne semble être rapporté en France (InVS, 2006). Par ailleurs, aucune enquête épidémiologique n'a été entreprise pour estimer la fréquence d'*E. coli* O157:H7 dans l'eau de piscine et le risque sanitaire qu'il représente.

En 1993, au Royaume-Uni, 3 enfants ont déclaré des colites hémorragiques et 3 autres des syndromes hémolytiques et urémiques (SHU), après fréquentation d'une pataugeoire. Une souche d'*E. coli* sérotype O157:H7 a été isolée des selles de 5 des 6 malades. Des prélèvements d'eau de la pataugeoire incriminée ont révélé, à la fois la présence de souches d'*E. coli* (aucune des souches ne correspondait au sérotype O157:H7) et une très faible teneur en chlore libre (OMS, 2005).

En 2004, aux Etats-Unis, 7 enfants ont été infectés par *E. coli* sérotype O157:H7 suite à une baignade en piscine dans laquelle le système d'injection automatique du chlore de la piscine était défectueux (OMS, 2005).

Surveillance sanitaire

En France, les infections à STEC (et aux autres souches d'*E. coli*) ne figurent pas sur la liste des maladies à déclaration obligatoire. La surveillance de ces infections est partielle et basée sur la surveillance des SHU chez les enfants de moins de 15 ans, en partenariat avec le Centre National de Référence des *E. coli* et des *Shigella*. Elle repose sur un réseau hospitalier de néphrologues pédiatres volontaires et est coordonnée par l'Institut de veille sanitaire (InVS) (InVS, 2006).

Conclusion

Les rares cas d'infection à *E. coli* sérotype O157:H7 liés à une baignade en piscine et documentés à l'heure actuelle semblent toujours corrélés à une teneur en désinfectant insuffisante ou nulle.

Dans les piscines réglementées, l'eau d'alimentation des bassins provient du réseau public (ou d'une eau de qualité équivalente) et subit en permanence, une désinfection et un recyclage. Le risque associé à *E. coli* sérotype O157:H7 devrait par conséquent, être maîtrisé lorsque le traitement de l'eau des bassins est approprié, sauf accident de défécation.

Par ailleurs, l'absence d'*E. coli* lors du contrôle sanitaire témoigne de l'efficacité du traitement vis-à-vis du sérotype O157:H7, pathogène dont le comportement est identique.

6.1.2 Shigella

Micro-organisme

Les shigelles sont des bactéries d'origine humaine douées d'un fort pouvoir invasif au niveau de l'épithélium colique et rectal. Quatre espèces ont été décrites sur la base des caractéristiques biochimiques et antigéniques : *S. dysenteriae*, *S. flexneri*, *S. boydii* et *S. sonnei*. L'espèce la plus présente dans les pays industrialisés est *S. sonnei* (Baraduc R., 2000).

En milieu synthétique de laboratoire, la température optimale de croissance des shigelles est de 37°C environ (Baraduc, 2000).

La sensibilité au chlore des *S. sonnei* est proche de celle d'*E. coli*, au cours d'une même expérience réalisée selon des modalités identiques (King *et al.*, 1988).

Modes de contamination

La contamination se fait habituellement par ingestion d'eau mais aussi d'aliments souillés (Baraduc, 2000). Le taux de dissémination par les personnes infectées est de 10⁶ par gramme de matière fécale (OMS, 2006b).

Dans les piscines, la présence de shigelles est due à l'émission de fèces humaines dans l'eau des bassins. La contamination de type oro-fécale, se fait par l'ingestion d'eau (OMS, 2006b).

Données sur l'infectivité

La dose minimale infectieuse par ingestion varie selon les souches. Elle est comprise entre 10 et 200 UFC selon l'agence canadienne de la santé publique (Agence de la santé publique du Canada, 2001a).

Pathologies associées aux bains en piscine

Les shigelles sont responsables d'infections intestinales de gravité variable, dépendante de l'espèce et de la souche. L'invasion de l'épithélium colo-rectal par les shigelles déclenche une recto-colite inflammatoire aiguë fébrile pouvant évoluer jusqu'au syndrome dysentérique. Les symptômes surviennent quelques heures à quelques jours après l'exposition (Baraduc, 2000).

En France, comme dans les autres pays, aucun cas au cours d'une baignade en piscine n'a été référencé dans les données consultables sur les sites internet de l'InVS et de l'OMS (InVS, 2010; OMS, 2010). Par ailleurs, aucune étude n'a été entreprise pour rechercher la présence des shigelles dans l'eau de piscines.

Surveillance

En France, les infections à *Shigella* ne figurent pas sur la liste des maladies à déclaration obligatoire. La surveillance des shigelloses est partielle et réalisée par le centre national de référence des *E. coli* et des *Shigella*, qui effectue l'identification et le sérotypage des souches de *Shigella* isolées de malades et envoyées par les laboratoires collaborateurs.

Conclusion

Peu de données sont disponibles sur les niveaux d'exposition et sur la morbidité liée à cette bactérie dans les eaux de piscine. Toutefois, elle a un comportement comparable à celui d'*E. coli* sérotype O157:H7 (sensibilité au chlore, survie dans l'eau, etc.). Dans les piscines réglementées, l'eau d'alimentation des bassins provient du réseau public (ou d'une eau de qualité équivalente) et subit en permanence, une désinfection et un recyclage. Le risque associé à *Shigella* devrait, par conséquent, être maîtrisé lorsque le traitement de l'eau des bassins est approprié, sauf accident de défécation.

6.1.3 Salmonella

Micro-organisme

Les salmonelles sont des bactéries ubiquitaires, vivant dans le tractus intestinal des vertébrés. Dans les pays industrialisés, *Salmonella typhimurium* et *Salmonella enteritidis* sont les principaux agents responsables de gastro-entérites aiguës (OMS, 2005).

La température optimale de croissance des salmonelles est de 35 à 37°C (Baraduc, 2000).

King *et al.* (1988), au cours d'une même expérience réalisée selon des modalités identiques, montrent que la sensibilité au chlore de *Salmonella typhimurium* est proche de celle d'*E. coli* (King *et al.*, 1988).

Modes de contamination

La contamination oro-fécale se fait par ingestion d'aliments contaminés dans plus de 90% des cas. Une transmission par de l'eau non traitée contaminée par des selles de malades ou de porteurs sains est également signalée, les salmonelles pouvant y survivre plusieurs mois (Baraduc, 2000). En Europe, un pic saisonnier est observé en été et en automne (Afssa, 2009b).

Le taux de dissémination par les personnes infectées est de 10^6 à 10^9 bactéries par gramme de matière fécale (OMS, 2005).

Dans les piscines, la présence de salmonelles est due à l'émission de fèces humaines ou de fientes d'oiseaux dans l'eau des bassins ; la contamination, de type oro-fécale, se faisant par l'ingestion d'eau contaminée (OMS, 2005).

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse est souvent difficile à établir car elle varie selon les souches et le mode de transmission. Selon l'agence canadienne de la santé publique (Agence de la santé publique du Canada, 2006), la dose minimale infectieuse est estimée à 10^4 UFC. L'Afssa indique que les troubles peuvent se déclarer du fait de l'ingestion de 10 à 10^{11} bactéries suite à l'analyse des données obtenues lors d'enquêtes consécutives à la survenue d'épidémies (Afssa, 2009b).

Pathologies associées aux baignades en piscine

La salmonellose est une gastro-entérite aiguë caractérisée par un début brutal. Les symptômes se caractérisent par de la fièvre, des douleurs abdominales, des diarrhées, des nausées et des vomissements. La sévérité de la maladie dépend du sérotype de la salmonelle, du nombre de bactéries ingérées et de la sensibilité de l'hôte. Chez les personnes au système immunitaire affaibli (jeunes enfants, personnes âgées, sujets immunodéprimés), l'infection à *Salmonella* peut être sévère (Afssa, 2009b). Les symptômes apparaissent 1 à 2 semaines après l'exposition (OMS, 2005).

Au Danemark, 5 cas associés à la fréquentation de piscines ont été rapportés entre 1991 et 1994. Dans 3 des 5 cas mentionnés, *Salmonella enteridis*, *Salmonella typhimurium* et *Salmonella saint-paul* étaient incriminés (OMS, 2005). Aucun cas lié à la baignade en piscine ne semble être rapporté en France (InVS, 2008).

Surveillance

En 2007, a été créé en France un réseau de surveillance des infections à *Salmonella* sp. Le sérotype typhimurium est prédominant depuis 2005 et représentait, en 2008, 46% des isollements effectués (Afssa, 2009b).

Conclusion

Dans les piscines réglementées où l'eau d'alimentation des bassins provient du réseau public (ou d'une eau de qualité équivalente) et subit en permanence, une désinfection et un recyclage, le risque de contracter une salmonellose est faible sauf accident de défécation. Le risque sanitaire est accru pour les baigneurs lorsque le traitement de l'eau des bassins est inadéquat (concentration en chlore insuffisante ou fluctuante) ou en présence d'un accident de défécation. Par ailleurs, dans le cas des piscines de plein air ou découvrables en raison des apports possibles par les fientes d'oiseaux, le risque pour les baigneurs peut être majoré.

6.1.4 **Campylobacter jejuni**

Micro-organisme

Parmi les nombreuses espèces appartenant au genre *Campylobacter*, *Campylobacter jejuni* est l'espèce dominante en pathologie humaine. Les oiseaux en constituent le principal réservoir naturel. Cette espèce est également présente dans l'eau de surface non traitée, contaminée par la présence de matières fécales. Dans l'environnement, *C. jejuni* peut entrer dans un état de quiescence lui permettant de résister à des conditions défavorables (Mégraud, 2000).

Les différentes souches ont une température optimale de croissance à 42°C et ne peuvent se multiplier à des températures inférieures à 30°C, excepté lorsqu'elles sont associées à des amibes et donc protégées (OMS, 2005).

Blaser *et al.* (1986) ont comparé la sensibilité au chlore de 3 souches de *C. jejuni* et d'une souche d'*E.coli* dans des conditions expérimentales identiques (Blaser M.J., 1986). Les 3 souches de *C. Jejuni* étaient plus sensibles au chlore que la souche d'*E. coli* à pH 6 comme à pH 8 ; un abaissement de l'ordre de 2 log (99%) des populations de *C. jejuni* est observé à 25°C après un temps de contact de 5 minutes avec une teneur en chlore libre de 0,1 mg.L⁻¹ (Blaser *et al.*, 1986).

Modes de contamination

Les voies de transmission sont multiples. En France, les infections à *Campylobacter* sont en relation avec une contamination alimentaire dans 80% des cas, la transmission se faisant majoritairement par ingestion d'aliments contaminés insuffisamment cuits, principalement de la volaille. Elle peut également se faire par ingestion d'eau contaminée. Une augmentation importante de l'incidence des infections entériques à *Campylobacter jejuni* est constatée en France, un pic saisonnier étant observé au printemps et en été (Afssa, 2004).

Le taux de dissémination par les personnes infectées est de l'ordre de 10⁸ bactéries par gramme de matière fécale (OMS, 2005).

Dans les piscines, la contamination, de type oro-fécale, se fait par l'ingestion d'eau contaminée par des fèces humains ou par des fientes d'oiseaux.

Données sur l'infectivité

La relation dose-réponse n'est pas encore complètement élucidée car elle dépend de la sensibilité de l'hôte, des voies de transmission et de la potentialité de colonisation et de virulence des souches (Afssa, 2006a).

Une étude a consisté à administrer par ingestion 2 souches de *C. jejuni* à 111 volontaires adultes à des doses variant de 8.10² à 2.10⁹ UFC (Afssa, 2004). Les taux d'infection ont montré une tendance à l'augmentation avec la dose. En plus d'une variabilité dans l'infectivité des 2 souches, les résultats laissent penser qu'il existe une variabilité dans la susceptibilité de l'hôte (Afssa, 2004).

Selon l'OMS (2005), 500 à 1000 bactéries ingérées peuvent être à l'origine de l'infection (essais sur des volontaires) (OMS, 2005).

Pathologies associées aux bains en piscine

Une gastro-entérite aiguë est la pathologie humaine la plus fréquemment associée aux campylobacters, le délai entre l'exposition et l'apparition des symptômes étant de 2 à 4 jours (Mégraud, 2000).

Aucun cas groupé de gastro-entérite due à *C. jejuni* au cours de baignade en piscine n'est mentionné dans la littérature.

Moore *et al.* (2001) ont recherché par culture et par PCR la présence de *Campylobacter* sp dans différents types d'eau en Irlande dont des échantillons d'eau de piscine. *Campylobacter* sp n'a pu être détecté sur les 245 échantillons d'eau de piscine prélevés, mais a été mis en évidence dans des eaux de baignade non traitées (Moore *et al.*, 2001).

Surveillance

En France, les seules données de surveillance en santé humaine disponibles sont celles issues de laboratoires hospitaliers volontaires et coordonnées par le Centre National de Référence. Il n'est donc pas possible à ce jour de quantifier de façon précise l'incidence des infections humaines à *Campylobacter* en France (Afssa, 2004).

Conclusion

C. jejuni semble majoritairement impliqué dans des infections alimentaires en France. Il est, par ailleurs, sensible au chlore aux doses appliquées en piscines. Il semble par conséquent que dans les piscines réglementées où l'eau d'alimentation des bassins provient du réseau public (ou d'une eau de qualité équivalente) et subit en permanence, une désinfection et un recyclage, le risque lié à *C. jejuni* soit maîtrisé. Le risque sanitaire est accru pour les baigneurs lorsque le traitement de l'eau des bassins est inadéquat (concentration en chlore insuffisante ou fluctuante) ou en présence d'un accident de défécation. Par ailleurs, dans le cas des piscines de plein air ou découvrables en raison des apports possibles par les fientes d'oiseaux, le risque pour les baigneurs peut être majoré.

6.1.5 Yersinia enterocolitica

Micro-organisme

Le genre *Yersinia* comporte une dizaine d'espèces dont trois sont pathogènes pour l'homme (*Y. pestis*, *Y. pseudotuberculosis* et *Y. enterocolitica*). *Y. enterocolitica* est l'espèce la plus fréquemment responsable d'infections humaines en France (Centre national de référence pour la peste et autres yersiniooses, 2007).

Y. entérocolitica a été isolée, en France, principalement du porc. Plus occasionnellement, une grande variété d'animaux peuvent être porteurs asymptomatiques tels les chats, les chiens, les rongeurs. Le réservoir environnemental comporte l'eau de surface, plus rarement l'eau de réseau ainsi que les sols contaminés par des déjections de porteurs (Afssa, 2006b).

La température optimale de croissance d'*Y. enterocolitica* se situe entre 28°C et 30°C.

King *et al.* (1988), au cours d'une même expérience réalisée selon des modalités identiques, montrent que la sensibilité au chlore de *Y. enterocolitica* est proche de celle d'*E. coli* (King *et al.*, 1988).

Modes de contamination

La transmission est de type féco-orale. Elle est presque exclusivement d'origine alimentaire par ingestion d'aliments contaminés (majoritairement viande de porc mal cuite et légumes crus). Elle peut toutefois également se faire par ingestion d'eau contaminée (Afssa, 2006b).

La bactérie est excrétée dans les selles pendant 2 à 3 mois si la personne ne reçoit pas de traitement antibiotique (Afssa, 2006b).

Dans les piscines, la contamination a lieu lors de l'ingestion d'eau contaminée par des matières fécales.

Données sur l'infectivité

La dose minimale infectante par ingestion est de l'ordre de 10^6 micro-organismes (Afssa, 2006b).

Pathologies associées aux bains en piscines

Y. enterocolitica provoque une entérite aiguë s'accompagnant de douleurs abdominales, diarrhée et fièvre. La période d'incubation varie de 1 à 11 jours (Centre national de référence pour la peste et autres yersiniozes, 2007).

L'entérocolite peut persister plusieurs mois. Chez les sujets prédisposés (surcharge en fer, cirrhose, immunodépression, diabète), des complications secondaires peuvent survenir (Afssa, 2006b).

Les infections à *Y. enterocolitica* prédominent très nettement chez les jeunes enfants : les deux tiers des infections survenant chez les enfants de moins de 10 ans. Une prédominance chez les personnes de sexe masculin est constatée (Afssa, 2006b).

Il n'existe pas de cas recensé d'infection à *Y. enterocolitica* au cours de baignade en piscine.

Surveillance

Un réseau national de surveillance des *Yersinia* entéropathogènes a été mis en place depuis juin 2003 en France (Centre national de référence pour la peste et autres yersiniozes, 2007). Cette surveillance n'est que partielle et ne permet pas de quantifier de façon précise l'incidence des entérocolites à *Y. enterocolitica*.

Conclusion

Y. enterocolitica semble majoritairement impliqué dans des infections alimentaires en France. Ce germe est sensible au chlore aux doses appliquées en piscines. Dans les piscines traditionnelles, l'eau d'alimentation des bassins provient du réseau public (ou d'une eau de qualité équivalente) et subit en permanence, une désinfection et un recyclage. Le risque associé à *Y. enterocolitica* devrait, par conséquent, être maîtrisé lorsque le traitement de l'eau des bassins est approprié, sauf accident de défécation.

6.1.6 *Aeromonas hydrophila*

Micro-organisme

Les *Aeromonas*, représentées initialement par l'espèce *A. hydrophila*, comprennent 16 espèces (Nichols *et al.*, 2002). Même si cette section porte avant tout sur *A. hydrophila*, d'autres *Aeromonas* peuvent être associées à des maladies humaines.

A. hydrophila est une bactérie pathogène opportuniste pour l'homme, très répandu dans l'environnement, le milieu aquatique constituant son habitat principal.

A. hydrophila est facilement isolée de réseaux d'eau de distribution en dépit d'une teneur en chlore résiduel et de l'absence, lors des contrôles sanitaires, de bactéries coliformes (Massa *et al.*, 1999), ce qui semblerait indiquer que la résistance de la bactérie au chlore est supérieure à celle d'*E. coli* (adaptation optimale aux milieux hydriques, présence dans les biofilms, etc.).

Des expériences en laboratoire montrent que la sensibilité de la bactérie au chlore diffère selon les souches. Certaines souches ont une sensibilité au chlore proche de celle d'*E. coli*, d'autres ne sont pas affectées par une exposition au chlore libre à 2,5 mg.L⁻¹ durant 30 minutes (Massa *et al.*, 1999). La température optimale de croissance de la bactérie est de 30°C à 37°C mais elle peut se multiplier dans l'eau entre 5°C et 45°C (Harf-Monteil, 2000).

Modes de contamination

Les voies courantes d'infection d'*Aeromonas hydrophila* sont : l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés et le contact avec le micro-organisme par une rupture de la peau (Agence de la santé publique du Canada, 2001b). Il est à noter qu'un pic saisonnier est observé dans les eaux pendant les mois d'été en zone tempérée (Harf-Monteil, 2000).

Dans les piscines, la contamination a lieu principalement par contact direct de la peau avec l'eau lors de la baignade mais l'ingestion d'eau contaminée par la bactérie serait également possible. Toutefois, même si *A. hydrophila* est un germe d'origine hydrique, la contamination par ingestion d'eau n'est pas bien établie (OMS, 2006a).

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse est difficile à établir car elle dépend à la fois des souches, qui sont en général de faible virulence, et du mode de transmission. Elle serait très élevée, mais aucune évaluation précise n'a été obtenue au cours des quelques expérimentations déjà réalisées (OMS, 2006b). Il semblerait que la virulence découle, en partie, de la production d'entérotoxines et d'hémolysines (Agence de la santé publique du Canada, 2001b; OMS, 2006b).

Pathologies associées aux bains en piscines

La bactérie est impliquée dans la surinfection de plaies par contact avec une eau contaminée. La prolifération de la bactérie sur la peau est favorisée en cas de rupture traumatique de la barrière cutanée (une piqûre d'insectes suffit) et en cas de plaie chronique.

Un autre signe clinique de contamination par *A. hydrophila* serait une gastro-entérite infectieuse banale, de faible durée.

Le risque d'infection est accru chez les enfants, les personnes âgées et celles dont le système immunitaire est compromis (Agence de la santé publique du Canada, 2001b; OMS, 2006b).

Il n'existe pas de cas recensé d'infection à *A. hydrophila* au cours de baignade en piscine dans le monde.

Entre 1997 et 2005, la présence d'*A. hydrophila* a été recherchée sur 5 piscines en Grèce. La bactérie a été détectée dans l'eau de 2 des 5 piscines (piscine de réadaptation fonctionnelle et piscine d'hôtel), sans qu'aucune pathologie y soit associée (Papadopoulou *et al.*, 2008).

Surveillance

En raison de la faible virulence des souches, il n'a pas été mis en place de surveillance des *Aeromonas* en France.

Conclusion

A. hydrophila est un germe pathogène adapté au milieu hydrique. Il manque de nombreuses données concernant les concentrations dans l'eau de piscine ainsi que les niveaux d'exposition.

Il semble, néanmoins, qu'en raison de la faible virulence des souches, le risque engendré par *A. hydrophila* soit en général limité.

Par ailleurs, son comportement étant différent de celui d'*E. coli* dans les milieux hydriques, *E. coli* ne peut être utilisé comme indicateur d'absence ou de présence d'*A. hydrophila*.

6.1.7 **Staphylococcus aureus**

Micro-organisme

Les *Staphylococcus* font partie de la flore commensale de la peau, des muqueuses et de la sphère rhino-pharyngée humaine (10^2 à 10^5 / cm²) avec un portage de 10 à 50% selon la localisation pour *Staphylococcus aureus*. Trois espèces sont connues pour être la cause d'infections chez l'homme : *S. aureus*, *S. epidermidis* et *S. saprophyticus*. *S. aureus* est l'espèce dominante en pathologie humaine (Brun et Bes, 2000).

S. aureus est également isolé de l'environnement naturel (sol, eau, poussière, air), de l'environnement hospitalier et des locaux de préparation ou de conservation de denrées alimentaires (Brun et Bes, 2000).

S. aureus est une bactérie résistante qui peut survivre dans des conditions de vie difficile. Elle a appris à s'adapter à de nouveaux environnements par l'acquisition de mécanismes de résistance et de nouveaux facteurs de virulence (Brun et Bes, 2000).

Dans des conditions de laboratoire, la température optimale de croissance pour la bactérie est comprise entre 35°C et 41°C (Afssa, 20 09b).

La sensibilité de la bactérie au chlore est voisine de celle d'*E. coli* dans des conditions de laboratoire (Agence de la santé publique du Canada, 2001c). Dans son rapport de 2006, l'OMS précise qu'un maintien en résiduel de chlore libre supérieur à 1 mg.L⁻¹ dans l'eau des bassins permet d'inactiver en général *S. aureus* (OMS, 2006b).

Modes de contamination

La contamination par *S. aureus* se fait par transmission directe (transmission de personne à personne) ou par transmission indirecte via de l'eau, du matériel ou des aliments contaminés, etc.

Dans les piscines, la contamination, se fait principalement par contact direct entre l'eau et la peau et/ou les muqueuses des baigneurs. Le matériel (bouées, planches, etc.) peut être également une source de contamination.

Selon l'OMS (2006), lors d'une baignade, les squames des baigneurs peuvent libérer de grandes quantités de *S. aureus* (environ 10^6 UFC par baigneur en 15 min d'immersion) dans l'eau des bassins où ils peuvent être à l'origine de diverses pathologies par contact (OMS, 2006b).

La quantité émise par le baigneur varie en fonction de son hygiène, de son état de santé, etc.

Données sur l'infectivité

La dose minimale infectieuse est difficile à établir car elle est dépendante des souches et des modes de transmission (transmission orale ou cutanée) (Brun et Bes, 2000).

Pathologies associées aux bains en piscine

S. aureus provoque des infections suppuratives : infections urinaires et infections cutané-muqueuses (infections des plaies, impétigos, furoncles, abcès, conjonctivites, otites externes, angines, sinusites, etc.) (Brun et Bes, 2000). Ces pathologies peuvent devenir apparentes 48 heures après l'exposition. La présence de plaies ou de brûlures favorise l'implantation de la bactérie et l'apparition de lésions cutanées plus ou moins profondes (OMS, 2006b).

Selon l'OMS (2006), plus de 50% des staphylocoques isolés dans l'eau de piscine sont des *S. aureus* (OMS, 2006b).

Aucun cas d'infection à *S. aureus* associé à des baignades en piscine n'est décrit dans la littérature, probablement en partie en raison des pathologies banales provoquées par cette bactérie. En effet, les personnes atteintes ne font pas toujours le rapprochement entre leur maladie et le bain pris en piscine et, de surcroît, ne consultent pas systématiquement un médecin.

Il est à noter que la législation française actuelle sur les piscines mentionne les staphylocoques pathogènes ce qui correspond à *S. aureus* (AFNOR, 2006).

Surveillance

Seule la surveillance épidémiologique des infections toxico-alimentaires staphylococciques est réalisée en France par l'InVS.

Toutefois *S. aureus* est recherché chaque mois dans les eaux de piscines lors du contrôle sanitaire réglementaire.

Conclusion

S. aureus se confine dans la tranche d'eau superficielle des bassins car il est libéré dans une gangue muqueuse de densité inférieure à celle de l'eau. L'apport par le baigneur de *S. aureus* est d'autant plus important que son hygiène est insuffisante. Le baigneur se situe également préférentiellement à la surface de l'eau et est donc en contact direct avec la bactérie, au moins le temps que le désinfectant agisse. *S. aureus* est, de plus, connu pour être résistant dans le milieu extérieur et pour sa capacité à former des biofilms qui protègent la bactérie de l'action des désinfectants. Ce danger microbien doit, par conséquent, être pris en compte.

Le risque sanitaire, associé à *S. aureus* pourrait être limité par un entretien optimal des locaux et par un respect des bonnes pratiques d'hygiène par les baigneurs. Sa présence dans les bassins met en évidence, généralement, outre un manque d'hygiène, une reprise en surface ou un recyclage de l'eau insuffisant ou/et une chloration de l'eau trop faible.

6.1.8 ***Streptococcus pyogenes***

Micro-organisme

Le genre *Streptococcus* regroupe un ensemble hétérogène de bactéries étroitement adaptées à l'homme, comprenant de nombreuses espèces. Les streptocoques sont classés d'après leur pouvoir hémolytique et d'après leur équipement antigénique (classification de Lancefield) (Whitnack, 1999). Les espèces du genre *Streptococcus* peuvent être aussi bien commensales (sphère ORL, voies génitales ou appareil digestif principalement), opportunistes ou pathogènes. Beaucoup d'individus sont porteurs sains et hébergent des streptocoques pathogènes sans présenter de signes d'infection. Ainsi près de 50% des individus sont porteurs de *Streptococcus pneumoniae*, communément appelé pneumocoque, au niveau de la sphère ORL et 30 à 50% des femmes sont porteuses de streptocoques du groupe B dans leur cavité vaginale (Whitnack, 1999).

Par ailleurs, il existe les entérocoques (anciennement classés dans les streptocoques du groupe D de Lancefield) commensaux de l'intestin de l'homme et pathogènes opportunistes. Ils résistent dans le milieu extérieur où leur présence est indicatrice de contamination fécale.

Ne sera abordée dans ce chapitre que l'espèce *S. pyogenes*, streptocoque bêta-hémolytique du groupe A qui représente l'espèce la plus pathogène pour l'homme.

Au laboratoire, la température optimale de croissance de *S. pyogenes* se situe autour de 37°C (Whitnack, 1999).

Streptococcus pyogenes a une sensibilité au chlore proche de celle d'*E. coli* dans des conditions de laboratoire. De plus, *S. pyogenes* est une bactérie réputée fragile, peu résistante dans l'environnement extérieur (Agence de la santé publique du Canada, 2001d).

Modes de contamination

Selon les pathologies, le mode de contamination varie. La transmission se fait principalement d'individu à individu soit par voie aérienne, par inhalation de gouttelettes de sécrétions nasopharyngées contaminées, soit par contact direct en cas d'infections cutanées. La transmission indirecte à partir d'aliments contaminés ou d'eaux contaminées est plus rare (Whitnack, 1999).

Dans les piscines, la contamination, se fait par contact entre l'eau des bassins et la peau et/ou les muqueuses des baigneurs.

Données sur l'infectivité

La dose minimale infectieuse des *Streptococcus pyogenes* n'est pas connue (Agence de la santé publique du Canada, 2001d).

Pathologies associées aux bains en piscine

S. pyogenes est responsable d'infections bénignes non invasives, cutanées (impétigo, surinfection de plaies ou de brûlures) ou muqueuses (otites, vaginites, angines, pharyngites et sinusites) (Whitnack, 1999).

Il n'existe pas de cas recensé d'infection à *Streptococcus pyogenes* associé à des baignades en piscine, probablement en partie en raison des pathologies banales provoquées par cette bactérie. En effet, les personnes atteintes ne pensent pas toujours à faire le rapprochement entre leurs symptômes et la baignade en piscine et, de surcroît, ne consultent pas systématiquement un médecin.

Surveillance

Aucune surveillance n'est mise en place en France pour les pathologies non invasives dues à *S. pyogenes* en raison du caractère bénin de ces infections.

Conclusion

Il existe peu de données pour cette bactérie aussi bien sur les niveaux de concentrations dans les eaux de piscine que sur les niveaux d'exposition. Toutefois, en raison de la survie limitée de *Streptococcus pyogenes* dans l'environnement, et en présence d'un résiduel en chlore conforme et constant, le risque engendré par cette bactérie devrait être plutôt bas.

6.1.9 Pseudomonas aeruginosa

Micro-organisme

Pseudomonas aeruginosa est une bactérie ubiquitaire dont l'habitat est hydro-tellurique (sols, végétaux, eaux). *P. aeruginosa* se distingue par sa grande adaptabilité (les souches sont très peu exigeantes en nutriments), par son aptitude à survivre plusieurs mois dans l'eau voire à s'y multiplier et par sa capacité à coloniser l'homme ou tout matériel humide (Husson *et al.*, 2000).

Dans des conditions de laboratoire, sa température optimale de croissance est de 37°C, mais *P. aeruginosa* est encore capable de se multiplier à 42°C (Husson *et al.*, 2000).

La résistance de la bactérie au chlore est controversée : certains auteurs estiment qu'elle est équivalente à celle d'*E.coli*, d'autres qu'elle est supérieure (Mena et Gerba, 2009). Il semblerait, en fait, que la résistance accrue de *P. aeruginosa* au chlore ne soit pas une propriété intrinsèque du micro-organisme mais qu'elle soit plutôt due à sa capacité à former des biofilms et à se protéger ainsi de l'action des désinfectants (Mena et Gerba, 2009). Les travaux de Vess *et al.* confirment en partie cette hypothèse en étudiant la résistance au chlore de biofilms de *P. aeruginosa* formés durant 8 semaines sur du polychlorure de vinyle (PVC). Les résultats montrent la capacité de survie de la bactérie après une exposition au chlore (10 à 15 ppm) pendant 7 jours (Vess *et al.*, 1993).

Modes de contamination

Les modes de transmission du *P. aeruginosa* sont multiples. La voie principale d'infection est le contact direct avec un sujet infecté ou indirect via l'eau, les surfaces ou les objets contaminés. La prolifération de la bactérie sur la peau est favorisée en cas de rupture traumatique de la barrière cutanée, de plaie chronique ou de dermatose et en cas de modification de la flore cutanée habituelle. La contamination par ingestion d'eau est survenue chez les personnes fragilisées, de même que celle par voie aérienne.

Dans les piscines, la voie principale d'exposition se fait par contact indirect via l'eau des bassins, le matériel aquatique ou les surfaces de l'établissement. Les infections respiratoires par voie aérienne sont généralement limitées aux patients fragilisés, atteints, par exemple, de mucoviscidose.

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse est difficile à établir car elle varie selon les souches et les modes de transmission. La dose infectieuse par voie orale serait élevée : 10⁸ UFC chez la souris et 10¹⁰ UFC chez l'homme. La dose infectieuse par inhalation serait également élevée.

Une DL₅₀ a été estimée à $2,7 \cdot 10^7$ UFC par inoculum intranasal à des souris, elle est de. La dose nécessaire pour une infection par contact n'est pas connue (Mena et Gerba, 2009).

Pathologies associées aux bains en piscine

Les 3 pathologies les plus souvent associées aux baignades en piscine règlementées sont les otites externes, les conjonctivites/kératites, principalement chez les porteurs de lentilles de contact, et les folliculites ou dermites des piscines (Mena et Gerba, 2009). Chez les sujets sains, ces infections sont superficielles ou limitées. La dermite des piscines, par exemple, survient 48 heures après le bain et touche l'ensemble du corps. La lésion élémentaire est une papule folliculaire purigineuse qui évolue en pustule plus ou moins profonde. Elle peut s'accompagner d'une sensation de malaise, d'une otite externe ou d'une conjonctivite (Mena et Gerba, 2009).

L'OMS (2006) estime qu'il est difficile d'évaluer réellement le nombre d'infections à *P. aeruginosa* car les symptômes sont en général limités chez les sujets sains et n'imposent pas obligatoirement une consultation médicale (OMS, 2006).

Un report de cas, suite à une baignade en piscine règlementée, est signalé par le CDC en 2000 dans le Maine (CDC, 2010). Huit personnes, âgées de 6 à 18 ans, ont souffert d'infections cutanées et un enfant de 6 ans a développé une folliculite accompagnée d'une otite externe suite à la fréquentation d'une piscine et d'un bain à remous situés dans un hôtel. Les 2 structures possédaient des installations de traitement indépendantes. *P. aeruginosa* a été isolé au niveau du filtre servant au traitement de la piscine, après 2 désinfections de l'installation.

D'autres épisodes d'infection à *P. aeruginosa* dans des piscines ont été signalés aux Etats-Unis, malheureusement aucun détail sur ces épisodes n'a été rapporté par le CDC (Lee *et al.*, 2002).

En Iran, une enquête sur la qualité bactériologique de 11 piscines a été réalisée pendant un an et a montré que 79,3% des personnes qui souffraient d'une otite externe, après baignade, étaient porteurs de *P. aeruginosa* (Hajjartabar, 2004). Cet article montre le rôle prédominant de *P. aeruginosa* dans les otites externes contractés lors de la fréquentation de piscines.

Une épidémie de folliculites (117 cas) dues à *P. aeruginosa* a été décrite, suite à une baignade en piscine. Les investigations réalisées ont montré que le bassin avait été fermé puis vidangé en raison d'une eau trouble et d'une odeur fétide. *P. aeruginosa* n'a pu par conséquent être isolé de l'eau, toutefois la bactérie a été détectée en bordure du bassin (Fox et Hambrick, 1984).

Moore *et al.* ont recherché la présence de *P. aeruginosa* dans différents types de piscines en Irlande (68 établissements de natation, 13 piscines à usage thérapeutique et 51 bassins à remous). *P. aeruginosa* a été isolé dans 38% des piscines ; sa concentration dans les différents échantillons était comprise entre 1 et 1 000 UFC pour 100 mL (Moore *et al.*, 2002).

En Italie, une étude expérimentale menée sur 12 piscines a montré la présence de *P. aeruginosa* dans 65% des échantillons prélevés sur les surfaces en bordure de bassins (concentration maximale à 160 UFC/100 cm²), dans 79,5% des échantillons prélevés sur le sol des douches (concentration maximale à 5 000 UFC/cm²) et dans 19,2% des échantillons prélevés sur le sol des vestiaires (concentration maximale à 35 UFC/cm²) (Leoni *et al.*, 1999).

Une seconde étude menée en Italie pendant 2 ans sur 4 piscines a montré que 25% des échantillons d'eau des bassins n'étaient pas conformes, avec une concentration en *P. aeruginosa* entre 2 et 15 UFC/mL (Guida *et al.*, 2009).

Ces 3 études confirment la présence de *P. aeruginosa* dans l'eau de bassins, mais également sa capacité à coloniser les matériaux inertes tels que les sols, les bords des bassins, etc.

Surveillance

En France, les infections à *P. aeruginosa* ne figurent pas sur la liste des maladies à déclaration obligatoire et aucune surveillance nationale n'est mise en place concernant les infections cutanéomuqueuses que la bactérie provoque.

Conclusion

P. aeruginosa peut être véhiculé par l'eau, l'air et les sols.

C'est un pathogène adapté au milieu hydrique, capable de coloniser très rapidement les surfaces humides (sols) et les parois et le fond du bassin (ainsi que le matériel d'animation) pour disséminer alors dans toute l'installation de la piscine (filtres, pompes, canalisations, etc.).

La bactérie prolifère rapidement à la faveur d'un déficit en désinfectant mais elle peut être détectée dans l'eau des bassins même lorsque la teneur en désinfectant est correcte. Elle représente donc un danger sanitaire au niveau des piscines qu'il est nécessaire de prendre en compte.

6.1.10 Mycobactéries atypiques

Micro-organisme

Les mycobactéries atypiques sont assez largement distribuées dans l'environnement hydro-tellurique et les animaux. Elles se caractérisent par la présence d'acides mycoliques au niveau de leur paroi qui leur confèrent une grande résistance aux agents chimiques (détergents, antiseptiques, solutions acides ou basiques etc.). Ces bactéries peuvent se comporter en bactéries intracellulaires d'amibes, ce qui facilite la transmission hydrique et les protège des environnements hostiles (Panteix, 2000).

Certaines espèces sont des pathogènes opportunistes pour l'homme : *Mycobacterium avium*, *M. xenopi*, *M. kansasii*, *M. marinum*, *M. fortuitum*, etc. (Panteix, 2000).

La température optimale de croissance varie selon les espèces : en milieu synthétique de laboratoire elle se situe vers 25°C à 30°C pour *M. marinum* et 43°C pour *M. xenopi* (Panteix, 2000).

La résistance au chlore des mycobactéries présentes dans l'eau de distribution est très élevée, de 100 à 330 fois plus élevées que pour *E. coli*. Pour une valeur de Ct de 60 mg.min.L⁻¹, un abaissement de 4 log est observée chez *M. gordonae* alors que cet abattement est seulement de 1,5 log chez *M. fortuitum* et *M. chelonae* (Le Dantec *et al.*, 2002).

La résistance au chlore de 5 souches de *M. avium* préalablement cultivées sur milieu riche ou dans de l'eau de distribution publique a été étudiée (Taylor *et al.* 2000). Les valeurs de Ct obtenues à 23°C pour une réduction de la population bactérienne de 99,9% (3 log) mettent en évidence 2 phénomènes.

D'une part, la résistance au chlore est variable selon les souches et d'autre part les souches cultivées dans l'eau de distribution publique ont une résistance environ 10 fois supérieure (Ct compris entre 551 mg.min.L⁻¹ et 1552 mg.min.L⁻¹) à celles cultivées sur milieu riche (Ct compris entre 51 mg.min.L⁻¹ et 204 mg.min.L⁻¹).

Modes de contamination

Les modes de transmission concernent le contact avec un environnement contaminé et l'inhalation d'aérosols contenant des mycobactéries atypiques (Panteix, 2000). La contamination par ingestion d'eau contaminée a également été rapportée (Pierce, 2009).

Dans les piscines, la voie cutanée (par contact du baigneur avec l'eau du bassin) et la voie aérienne (formation d'aérosols lors de l'utilisation des douches de l'établissement) sont les 2 modes de contamination incriminés.

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse par voie orale est estimée entre 10⁴ à 10⁷ organismes, mais dépend de nombreux facteurs, y compris notamment de la virulence de la souche et du statut immunitaire de l'hôte (OMS, 2005).

Une DL₅₀ de 10⁶ à 10⁷ UFC a été établie pour *M. marinum* par injection chez le poisson (Broussard et Ennis, 2007).

Pathologies associées aux bains en piscine

Ces espèces sont en général responsables d'infections cutanées ou sous-cutanées chez les personnes immuno-compétentes. Elles peuvent également engendrer des infections respiratoires, essentiellement chez les sujets immunodéprimés (patients atteints du SIDA, de mucoviscidose, etc.) et, plus rarement, chez les personnes immuno-compétentes ayant un terrain favorable à l'infection (séquelles de tuberculose, etc.) ou étant surexposées (personnel d'exploitation, nageurs de compétition, nageurs de haut niveau).

Mycobacterium marinum peut contaminer une plaie et y former un granulome (dermatose associée à une réaction inflammatoire avec amas de macrophages entourés de lymphocytes) sans altération de l'état général. Ces lésions siègent préférentiellement au niveau des coudes et des genoux qui sont des zones abrasées où la barrière cutanée est fragilisée. *M. abscessus*, *M. fortuitum*, *M. kansasii* et *M. chelonae* sont également responsables d'atteintes cutanées (Panteix, 2000).

Les principales mycobactéries atypiques impliquées dans les infections des voies aériennes (pneumopathies granulomateuses) sont *Mycobacterium avium intracellular complex*, *M. xenopi* et, dans une moindre mesure, *M. abscessus*, *M. fortuitum* et *M. chelonae*. Les manifestations cliniques sont variables et peu spécifiques : toux productive, asthénie, fièvre, perte de poids, diarrhées. L'atteinte pulmonaire est rarement prédominante. Chez les sujets immunodéprimés, et, plus particulièrement, les patients atteints du SIDA, les formes disséminées sont fréquentes (Panteix, 2000).

Un cas de granulome, dû à *M. marinum*, contracté en piscine a été décrit aux Etats-Unis en 1984 (Collins et al., 1984).

En 2003, 85 cas d'infections cutanées dues à *M. abscessus* ont été recensés au Canada chez des enfants et des adultes suite à la fréquentation d'une pataugeoire (Dytoc et al., 2005).

En France entre 1996 et 1998, sur les 63 cas d'infections cutanées à *M. marinum* recensés par le centre national de référence (CNR) des mycobactéries, un seul cas était lié à la fréquentation d'une piscine soit 1,6% des cas totaux (BEH, 2003).

L'eau de 20 piscines de Meurthe et Moselle a été analysée pour détecter une éventuelle contamination par les mycobactéries. Dix-huit piscines se sont révélées positives. Toutes les espèces isolées appartenaient au groupe des mycobactéries atypiques. Certaines étaient saprophytes et d'autres pathogènes opportunistes et identifiées à *M. marinum*, *M. kansasii* et *M. fortuitum*. *M. marinum* ont été isolées au niveau d'un seul bassin et a permis d'expliquer les différents cas de granulomes observés chez des personnes s'étant blessées au cours de baignades dans cette piscine (Dailloux *et al.*, 1978).

A Paris, une surveillance de l'eau de 10 bassins traditionnels a montré la présence de mycobactéries avec une fréquence d'isolement comprise entre 11 et 100%. A côté d'espèces saprophytes telles *M. gordonae* et *M. terrae*, des espèces pathogènes opportunistes ont été identifiées : *M. kansasii*, *M. fortuitum* et *M. xenopi* (Dubrou *et al.*, 1994).

Des études équivalentes ont été entreprises aux Pays-Bas (Havelaar *et al.*, 1985) et au Canada (Emde *et al.*, 1992). Des mycobactéries atypiques ont également été détectées dans l'eau des bassins analysés. Certaines souches ont pu être identifiées à *M. Gordonae*, *M. avium* et *M. fortuitum*. *M. marinum* n'a jamais été retrouvée dans les échantillons analysés.

Surveillance

On ne connaît pas la prévalence réelle des infections par les mycobactéries atypiques, car il ne s'agit pas de maladies à déclaration obligatoire en France.

Conclusion

Les mycobactéries atypiques sont des bactéries adaptés au milieu hydrique, résistantes aux concentrations en chlore appliquées dans les piscines et, de surcroît, capables de survivre et de se multiplier dans les amibes. Ces bactéries, même si elles sont peu pathogènes vis à vis des personnes immunocompétentes, représentent un danger sanitaire qu'il est nécessaire de prendre en compte pour les populations sensibles.

6.1.11 Legionella pneumophila

Micro-organisme

Les légionelles sont des bactéries d'origine hydrotellurique, ubiquitaires, présentes communément dans les lacs, les rivières et les sols humides. Une soixantaine d'espèces et sérogroupes ont été décrits ; 20 espèces différentes ont été associées à des cas de légionellose chez l'homme. *Legionella pneumophila* séro groupe 1 est l'espèce responsable à 90% des légionelloses chez l'homme (Jarraud *et al.*, 2000).

Ce sont des bactéries intracellulaires ayant pour hôte les amibes, ce qui facilite la transmission hydrique et les protège des environnements hostiles. Par ailleurs, cette bactérie est présente, dans l'environnement, à l'intérieur de biofilms qui agissent comme une niche protectrice vis-à-vis des désinfectants (Jarraud *et al.*, 2000).

L.pneumophila prolifère dans d'eau dont la température est comprise entre 25 et 45°C, son optimum de température étant de 36°C (Jarraud *et al.*, 2000).

Plusieurs études en laboratoire montrent que *L. pneumophila* est moins sensible au chlore qu'*E. coli*. Une concentration de 0,1 mg.L⁻¹ en chlore libre permet une réduction de 99% (2 log) de diverses souches de *L. pneumophila* après un temps de contact de 40 minutes à 21°C et pH 7,6 (Kuchta *et al.*, 1983). Des essais de chloration sur *L. pneumophila* montrent une réduction de 99% (2 log) à 25°C et à pH 7,2 après un traitement au chlore libre à 0,3 mg.L⁻¹ pendant 30 minutes (Domingue *et al.*, 1988). Des concentrations plus faibles ont mis en évidence un effet seulement bactériostatique. Le chlore est efficace entre 0,1 et 10 mg.L⁻¹ pour un temps de contact compris entre une minute et quelques heures pour l'eau potable ou les eaux techniques (eaux de tours aéro-réfrigérantes) (Kim *et al.*, 2002).

La résistance au chlore de *L. pneumophila* peut être accrue lorsque la bactérie est hébergée par des amibes. Par exemple, *L. pneumophila* est protégée de l'action du chlore jusqu'à une concentration d'au moins 50 mg.L⁻¹ à l'intérieur de kystes d'*Acanthamoeba polyphaga* (Kilvington et Price, 1990). Cette résistance au chlore est variable en fonction de l'hôte abritant la légionelle : une résistance supérieure au chlore a été mise en évidence lorsque la bactérie est hébergée à l'intérieur de *Hartmannella vermiformis* par rapport à celle observée lorsqu'elle est à l'intérieur d'*Acanthamoeba castellanii* (Chang *et al.*, 2009).

Modes de contamination

La voie majoritaire de transmission à l'homme est la voie aérienne. Il n'existe pas de transmission interhumaine connue. La transmission se fait par inhalation d'un aérosol d'eau contaminée par la bactérie, composé de particules (diamètre inférieur ou égal à 5 µm) assez petites pour atteindre les alvéoles pulmonaires (Jarraud *et al.*, 2000).

Dans les piscines, la voie principale d'exposition n'est pas l'eau des bassins mais l'eau chaude sanitaire des douches avec inhalation d'aérosols contaminés (Leoni *et al.*, 2001).

Données sur l'infektivité

Les données sur l'infektivité sont peu nombreuses. Le risque de légionellose varie en fonction des caractéristiques de l'exposition (concentration bactérienne, durée, physiologie des bactéries aéroportée, propriétés physiques de l'aérosol, etc.) de l'état immunitaire des personnes exposées et vraisemblablement aussi de la souche de *L. pneumophila*.

La dose minimum infectieuse par voie aérienne n'est pas connue. Toutefois, une dose-réponse a été publiée en 2007 à l'aide de reports de cas contractés lors de la fréquentation de bains à remous mais elle doit être encore affinée (Armstrong et Haas, 2007).

Pathologies associées aux bains en piscine

L'âge, le diabète, l'usage du tabac, les cancers, l'immunodépression constituent des facteurs prédisposant aux infections (Jarraud *et al.*, 2000). La légionellose se manifeste par un état grippal, forme bénigne appelée Fièvre de Pontiac ou par une forme plus sévère avec pneumopathie et complications éventuelles dénommée légionellose. L'incubation peut durer 2 à 10 jours (Jarraud *et al.*, 2000).

Le rapport de l'OMS (2006) relate le cas d'un homme de 57 ans vivant au Japon et ayant contracté une légionellose. L'enquête a révélé qu'il avait failli se noyer 6 jours auparavant dans le bassin d'une piscine publique.

La souche clinique isolée a été identifiée à *L. pneumophila* serogroupe 6 mais la source exacte de la contamination (douches ou bassin) n'est pas mentionnée (OMS, 2006).

Des légionelles ont été isolées à plusieurs reprises dans l'eau des piscines. Une étude a été réalisée au Danemark (OMS, 2005) sur l'eau de 87 bassins de natation au niveau de l'eau de lavage des filtres et à différents endroits des bassins et à différentes profondeurs. Aucune souche de légionelles n'a été détectée par culture dans les eaux de températures inférieures à 28°C. En revanche, 10% des prélèvements d'eau de températures à 32°C ou plus contenaient des légionelles à des concentrations comprises entre 10 et 100 UFC.L⁻¹, donc bien en deçà des seuils réglementaires pour les eaux chaudes sanitaires. Plus de 80% des analyses réalisées sur l'eau des filtres ont mis en évidence des légionelles, à des concentrations plus importantes que celles détectées dans l'eau des bassins. Les filtres ont la propriété de retenir les bactéries et de servir de matrice pour la formation de biofilm.

Une étude similaire a été réalisée en 2001 sur des bassins en Italie (Leoni *et al.*, 2001). Sur 48 échantillons d'eau de piscines analysés, seulement deux résultats étaient positifs ; la teneur en chlore de ces bassins était d'environ 0,30 mg.L⁻¹. Les légionelles détectées étaient *L. micdadei* (15 UFC/L) et *L. bozemanii* (10 UFC/L). Des analyses associées ont été effectuées sur l'eau chaude sanitaire des douches attenantes aux bassins : 27 échantillons étaient positifs sur 48 (8 établissements contaminés sur 12), avec des concentrations en légionelles comprises entre 10 à 19250 UFC.L⁻¹. Les souches isolées étaient *L. pneumophila*, *L. micdadei*, *L. bozemanii*, *L. gormanii* ou *L. micdadei*.

A Paris, une surveillance menée entre 1981 et 1985 sur la qualité de l'eau de bassins classiques a montré que l'eau traitée au chlore ou au brome était peu fréquemment contaminée (1 échantillon sur 42) à la différence de celle traitée par le procédé électrolytique cuivre/argent (18 échantillons sur 43) (Nahapetian *et al.*, 1986).

Surveillance

En France, la légionellose est une maladie à déclaration obligatoire depuis 1987. Le signalement obligatoire des légionelloses communautaires et nosocomiales, la notification du centre national de référence et les notifications du réseau européen (EWGLI) contribuent au système de surveillance en France et permet à l'InVS de répertorier les cas et de dégager des facteurs d'exposition.

Ainsi en 2008, 1244 cas de légionellose ont été déclarés en France avec une incidence de 2,0 pour 100 000 habitants. L'âge médian est de 61 ans, le sexe ratio Homme/Femme est de 2,9. Les bassins de natation traditionnels n'apparaissent pas comme une exposition à risque (InVS, 2009).

Conclusion

Pour les piscines réglementées, le risque principal associé à ce danger semble être lié à l'usage des douches des établissements et non à la fréquentation des bassins.

Des valeurs seuils de référence pour la qualité de l'eau distribuée existent notamment dans la circulaire du 22 avril 2002 relative à la prévention du risque lié aux légionelles dans les établissements de santé (DGS, 2002) et dans le guide de 2005 du CSHPF sur le risque lié aux légionelles (CSHPF, 2005). Pour les établissements recevant du public hors établissements de santé, un niveau d'alerte à 10³ UFC.L⁻¹ *L. pneumophila* a été défini avec un renforcement des mesures d'entretien. Le seuil de 10⁴ UFC.L⁻¹ *L. pneumophila* restreint l'usage de l'eau.

Le suivi périodique des installations alimentant les douches et des soutirages réguliers aux points d'usage devraient permettre de maîtriser le risque engendré par *L. pneumophila*.

6.2 Dangers viraux

Dans les piscines, les virus ont généralement une origine fécale ou cutanéomuqueuse. Contrairement aux bactéries, ils ne peuvent pas se multiplier dans l'environnement, puisqu'ils nécessitent une cellule-hôte mais leur dose minimale infectieuse est souvent beaucoup plus faible. Ils peuvent parfois être présents en grande quantité dans l'eau, par exemple lors d'un accident fécal.

La plupart des virus possèdent une étroite spécificité d'hôte. Ainsi, de nombreux virus pathogènes pour l'homme ont un tropisme spécifique pour les cellules humaines et leur réservoir est exclusivement humain.

Les virus, qui sont de petite taille (20 à 300 nm), ne peuvent être retenus sur les filtres inclus dans les systèmes de traitement d'eau des piscines. Cependant, les virus nus, qui sont susceptibles de s'agréger en raison de la nature protéique de leur capsid, peuvent former des particules de plus grosse taille pouvant être retenus par les filtres. L'ajout d'un floculant a également pour effet d'augmenter le phénomène d'agrégation.

Bien que la sensibilité des virus décrits ci-après varie selon la souche et les conditions expérimentales, ces virus sont pour la plupart sensibles au chlore aux doses appliquées en piscine (Tableau 35).

Il est à noter, que si la désinfection par chloration inactive les virus, son efficacité est souvent réduite par la présence de matières organiques dans l'eau (Afssa, 2007).

6.2.1 Norovirus

Micro-organisme

Les norovirus sont des virus non enveloppés dont le génome est constitué d'un ARN monocaténaire. Ils se caractérisent par leur très grande variabilité donnant naissance à plusieurs géno-groupes.

Les norovirus sont résistants et persistent dans le milieu extérieur. Dans des conditions de laboratoire, ils sont résistants à la chaleur (37°C pendant 120 heures) et aux pH acides (pH 2, 30 min à 37°C) ou basiques (pH 12, 30 min à 37°C).

Les norovirus sont sensibles au chlore : on observe un abaissement de 3 log en laboratoire sur la souche FCV purifiée, après 5 minutes de traitement au chlore (0,5 mg.L⁻¹) à pH 6 (Afssa, 2007). D'autres auteurs confirment cette sensibilité avec une réduction de 4,6 log après 5 minutes de traitement au chlore (0,3 mg.L⁻¹) à pH 6, à 5°C (Shin et Sobsey, 2008). Cependant, la souche FCV est beaucoup moins sensible au chlore lorsque le virus est non purifié et que le milieu d'incubation présente une demande en chlore (abattement de 1,1 log avec 1 mg.L⁻¹ en chlore à pH 6 à 5°C).

Modes de contamination

Les norovirus humains peuvent être excrétés dans les selles à des concentrations élevées (10⁷ à 10¹⁰ particules par gramme de selles) pendant 7 à 10 jours (Afssa, 2007).

La transmission par voie oro-fécale est la plus importante.

Elle est souvent directe, de personne à personne ou indirecte par ingestion d'eau ou d'aliments contaminés. La transmission par voie aérienne (aérosols) est probable, notamment lors des vomissements et pourrait participer à la diffusion du virus. En Europe, les infections aux norovirus sont marquées par une saisonnalité, automne, hiver. (Afssa, 2007).

Dans les piscines, la voie de transmission majoritaire est l'ingestion d'eau contaminée.

Données sur l'infectivité

La dose minimale infectieuse par voie orale est faible (de l'ordre de 10 virions), mais elle varie probablement selon les souches et les individus (Afssa, 2007 ; Teunis *et al.*, 2008).

Pathologies associées aux bains en piscines

Les norovirus sont des agents des gastro-entérites aiguës toutes classes d'âges confondues. Les premiers symptômes apparaissent entre 24 et 48 heures. Ces gastro-entérites sont relativement bénignes. Cependant, des formes cliniques plus sévères ont été observées, notamment chez les personnes immunodéprimées chez lesquelles ont été décrits des formes chroniques et des cas de déshydratation (Afssa, 2007).

Des cas de gastro-entérites causés par les norovirus et liés à la fréquentation d'une piscine ont été décrits aux Etats-Unis en 1977. Dans ce cas, le taux de chlore était quasi nul, du fait d'un dysfonctionnement du système d'injection automatique du chlore (OMS, 2006).

Il semble que d'autres épisodes de contamination dues aux norovirus ont été signalés dans des piscines aux Etats-Unis, mais aucun détail n'est rapporté par le CDC (Yoder *et al.*, 2008d).

Surveillance

Les gastro-entérites à norovirus ne sont pas considérées comme maladie à déclaration obligatoire en France. Elles sont recensées par les médecins appartenant au réseau « Sentinelles ». Ce système est néanmoins insuffisant pour effectuer une surveillance réelle des cas groupés ou des épidémies localisées (Afssa, 2007).

Conclusion

Les 2 cas décrits dans la littérature sont liés à un traitement defectueux de l'eau des bassins. La sensibilité au chlore des norovirus confirme que le risque associé à ce danger est limité lorsqu'est mis en pratique une désinfection conforme et constante de l'eau des bassins, associée à une filtration optimisée par l'utilisation de flocculants.

6.2.2 Virus de l'hépatite A

Micro-organisme

Le virus de l'hépatite A (VHA) est un virus non enveloppé dont le génome est constitué d'un ARN monocaténaire. Il est très résistant et persiste donc dans le milieu extérieur ce qui facilite sa transmission indirecte à l'homme.

Le VHA est sensible au chlore : en conditions de laboratoire, son pouvoir infectieux diminue de 99,99% (4 log) en 6 min, après traitement avec 0,5 mg.L⁻¹ de chlore libre à pH 6 (Afssa, 2007).

Modes de contamination

Le VHA peut être excrété dans les matières fécales à un taux de 10⁸ à 10¹⁰ particules par gramme de selles. Un sujet infecté excrète le virus pendant 15 jours à 1 mois après sa contamination (Afssa, 2007).

La transmission par voie oro-fécale est la plus habituelle. La transmission directe de personne à personne est majoritaire mais une contamination indirecte par ingestion d'eau ou d'aliments contaminés est également rapportée (Afssa, 2007).

Dans les piscines, la transmission se fait par ingestion de l'eau contaminée des bassins.

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse par voie orale n'est pas connue précisément, elle est estimée entre 10 et 100 particules virales (Afssa, 2007).

Pathologies associées aux bains en piscine

L'hépatite A est une infection aiguë généralement bénigne qui évolue vers la guérison sans séquelle dans 95% des cas. La sévérité des signes cliniques augmente avec l'âge. Plus de 90% des enfants infectés avant l'âge de 5 ans sont complètement asymptomatiques, alors que 70 à 80% des adultes infectés sont symptomatiques. Les formes symptomatiques se manifestent par un ictère accompagné d'un syndrome pseudo-grippal et d'une forte asthénie (Afssa, 2007).

L'incidence de cette infection a fortement baissé dans les pays industrialisés, dont la France. Dans les années 1980, 50% des adultes de moins de 20 ans avaient rencontré le virus, alors que ce chiffre est tombé à moins de 5% aujourd'hui. Ceci s'explique par la très faible circulation de ce virus suite aux progrès importants des mesures d'hygiène individuelle depuis quelques années (Communication personnelle de J. P. Gut, 2009).

Deux cas groupés d'hépatite virale A dus à des baignades en piscine ont été rapportés dans la littérature.

Le premier a eu lieu aux Etats-Unis en 1992, où 20 personnes, âgés de 4 à 36 ans ont été contaminées après s'être baignées dans une piscine publique (Mahoney *et al.*, 1992). En 1993, une épidémie d'hépatite A a été détectée en France, 13 cas liés à la fréquentation d'une pataugeoire, qui serait corrélée à une chloration insuffisante de l'eau en raison du dysfonctionnement du système d'injection automatique (Hubert *et al.*, 1999).

Surveillance

L'incidence nationale de l'hépatite A, évaluée à partir des données du réseau sentinelle, a été estimée en 2003 à 13 cas pour 100 000 habitants. La déclaration obligatoire de l'hépatite A, effective depuis janvier 2006, devrait permettre d'avoir une idée plus précise de cette incidence en France.

Conclusion

La sensibilité au chlore du virus de l'hépatite A semble indiquer qu'en présence d'un traitement approprié de l'eau des bassins (floculation, filtration et désinfection), le risque associé à ce danger est limité. De plus, son incidence ayant fortement baissé en France, le risque est d'autant plus limité.

6.2.3 Adénovirus

Micro-organisme

Les adénovirus humains sont classés en six espèces (A à F) comprenant 52 sérotypes. Il s'agit de virus non enveloppés à ADN double brin.

Les adénovirus sont résistants à de nombreux agents physico-chimiques et peuvent persister dans le milieu extérieur. Ils sont difficilement éliminés de la peau souillée par un simple lavage des mains avec un savon et la plupart des antiseptiques ne sont pas efficaces.

La sensibilité au chlore est dépendante du type d'adénovirus. Ainsi, un Ct de 0,22 mg.min.L⁻¹ à pH 8,5 et à 5°C permet une réduction de 4 log de s sérotypes 5 et 41, (Baxter *et al.*, 2007), alors qu'un Ct de 0,13 mg.min. L⁻¹ à pH 6 et à 5°C permet un abaissement de 2 log du sérotype 40 (Thurston-Enriquez *et al.*, 2003).

Modes de contamination

Les infections latentes et persistantes conduisent à une excrétion virale qui peut durer plusieurs semaines. A côté des adénovirus F (40 et 41) responsables de gastro-entérite, les autres sérotypes à tropisme respiratoire ou oculaire sont également excrétés dans les matières fécales. La contamination est interhumaine directe ou indirecte ; la transmission hydrique possible (Afssa, 2007). Ces virus ont été détectés dans l'environnement et ont été mis en évidence dans les eaux de surface.

Dans les piscines, les adénovirus peuvent être transmis par l'intermédiaire de surfaces contaminées ou par l'eau des bassins (OMS, 2005).

Données sur l'infectivité

Une dose minimale infectieuse inférieure à 150 UFP a été estimée après inoculation intranasale pour les adénovirus A, B, C, D, E (OMS, 2005). La dose minimale infectieuse par ingestion n'est pas connue pour les adénovirus F (Afssa, 2007).

Pathologies associées aux bains en piscine

Les adénovirus humains sont responsables d'une grande diversité de symptômes touchant notamment l'arbre respiratoire, le tube digestif et les muqueuses dont la conjonctive de l'oeil.

Les affections modérées se manifestent chez des populations jeunes ; toutefois des kérato-conjonctivites peuvent survenir quel que soit l'âge et des formes graves peuvent survenir chez des sujets immunodéprimés (Echavarria, 2008).

Les adénovirus A, B, C, D, E sont responsables de conjonctivites, de kératites et de syndromes respiratoires avec fièvre, peu sévères qui peuvent conduire dans certains cas, à des pneumonies (OMS, 2005).

Les adénovirus F (40 et 41) sont responsables de nausées, vomissements et diarrhées associés à des signes respiratoires dans 20% des cas. La période d'incubation a été estimée entre 3 et 10 jours (Afssa, 2007).

La kérato-conjonctivite épidémique est fréquemment rapportée par les ophtalmologistes après une baignade en piscine. L'irritation conjonctivale, consécutive à la baignade, est connue comme faisant le lit de l'infection à adénovirus. Les infections à adénovirus sont extrêmement sévères chez les individus immunodéprimés (Communication personnelle de J.P. Gut, 2009).

Trois cas groupés dus à des adénovirus ont été signalés (OMS, 2005) :

- ▶ En 1987 aux Etats-Unis, 77 personnes ont déclaré une pharyngite; les investigations ont montré une chloration du bassin temporairement défectueuse.
- ▶ En 1998 en Grèce, 80 sportifs au cours d'une compétition ont souffert de douleurs abdominales et/ou de pharyngo-conjonctivites. L'adénovirus, responsable de l'infection, a été mis en évidence dans les échantillons d'eau prélevés dans la piscine. La chloration de l'eau était insuffisante avec une teneur en chlore libre inférieure à 0,2 mg.L⁻¹.
- ▶ En 2000 en Australie, 19 enfants âgés de 4 à 12 ans ont souffert de conjonctivites, maux de têtes, douleurs abdominales et fièvre, après une baignade en piscine. L'adénovirus a pu être isolé des sujets atteints mais non de l'eau du bassin incriminé. De nombreuses bactéries coliformes d'origine fécale ont été mises en évidence dans l'échantillon d'eau et la présence d'algues a également été constatée dans le bassin. Les investigations menées ont montré une chloration insuffisante de l'eau ainsi qu'un entretien défectueux du bassin et des locaux (Harley *et al.*, 2001).

Surveillance

Ce n'est pas une maladie à déclaration obligatoire en France et il n'existe aucun système de surveillance spécifique des adénovirus.

Conclusion

Les différents cas décrits dans la littérature sont liés à un traitement défectueux en chlore de l'eau des bassins.

La sensibilité au chlore des adénovirus semble indiquer qu'en présence d'un traitement approprié de l'eau des bassins (floculation, filtration et désinfection), le risque associé à ce danger peut être limité.

6.2.4 Rotavirus

Micro-organisme

Les rotavirus sont des virus non enveloppés, classés en 7 groupes (A à G). Le groupe A est le plus important en pathologie humaine. Ces virus résistants sont présents dans l'environnement (eaux récréatives, eau du robinet, etc.) et survivent sur différentes surfaces comme les carrelages qui facilitent leur transmission.

Les rotavirus survivent plusieurs heures sur les mains, 9 jours en aérosol (lors des vomissements) et plus de 64 jours à 20°C dans l'eau du robinet (Afssa, 2007).

Une réduction de 5 log des rotavirus est obtenue en laboratoire avec des concentrations en chlore supérieures à 0,3 mg.L⁻¹, à pH 7 et à 4°C (Vaughn *et al.*, 1986).

Modes de contamination

L'excrétion fécale par l'homme est estimée à 10¹¹ particules virales par gramme de selle (Gerba, 2000).

La transmission est oro-fécale directe ou indirecte. Dans les pays tempérés, les infections aux rotavirus sont marquées par une saisonnalité hivernale (Afssa, 2007).

Dans les piscines, la transmission se fait principalement par l'eau de bassins mais une contamination par contact avec des carrelages souillés peut avoir lieu.

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse n'est pas connue de façon précise. On sait seulement qu'à partir des fèces, 1 particule sur 50 000 est capable d'infecter des cellules en culture. A partir de ces données, une extrapolation à l'homme a été réalisée avec une dose infectieuse minimale par ingestion évaluée à 1 UFP (Afssa, 2007).

Pathologies associées aux bains en piscine

Les rotavirus sont la cause principale des gastro-entérites des enfants de moins de 5 ans. Ce sont des gastro-entérites aiguës fébriles qui peuvent entraîner une déshydratation nécessitant une hospitalisation. Chez l'adulte, les rotavirus peuvent également provoquer des gastro-entérites, qui sont le plus souvent asymptomatiques. La période d'incubation est en moyenne de 3 jours (Afssa, 2007).

Cependant, il n'existe pas de donnée disponible dans la littérature évoquant des cas d'infections aux rotavirus corrélées à une baignade en piscine.

Conclusion

Très peu de données sont disponibles à ce jour concernant ce danger (niveaux d'exposition, cas groupés, etc.). Toutefois, étant donné la sensibilité du virus au chlore, il semblerait qu'en présence d'un traitement approprié de l'eau des bassins (floculation, filtration et désinfection), le risque associé soit limité.

6.2.5 Astrovirus

Micro-organisme

Les astrovirus humains comprennent actuellement huit sérotypes. Il s'agit de virus non enveloppés à ARN monocaténaire.

La circulation des astrovirus dans l'environnement, notamment dans les eaux usées ou épurées a été fréquemment rapportée, montrant leur persistance dans ce type de milieux (Afssa, 2007).

Leur sensibilité vis à vis du chlore a été étudiée dans des conditions de laboratoire. Une concentration en chlore libre de 0,5 mg.L⁻¹ permet un abaissement de 2,5 log en 60 minutes à 20°C et à pH 7,5 ; une concentration de 1 mg.L⁻¹ entraîne une réduction de 3 log en 60 minutes et de 4 log en 120 minutes (Abad *et al.*, 1997).

Modes de contamination

Les selles peuvent contenir un nombre élevé de particules virales (jusqu'à 10^{10} particules par gramme de selles).

L'excrétion virale peut précéder les symptômes et se prolonger plusieurs jours après la fin de la diarrhée (Afssa, 2007).

La transmission des astrovirus humains s'effectue par la voie oro-fécale, par contact de personne à personne, par des aliments ou de l'eau contaminés (Afssa, 2007).

Dans les piscines, la contamination se fait principalement par ingestion d'eau contaminée par les selles de sujets porteurs.

Données sur l'infectivité

La dose infectieuse minimale n'est pas connue (Afssa, 2007).

Pathologies associées aux bains en piscine

Les astrovirus sont responsables de gastro-entérites chez les enfants de moins de deux ans, les personnes âgées et les sujets immunodéprimés. Ils semblent peu pathogènes pour l'adulte sain. L'incubation peut varier de 1 à 4 jours (Afssa, 2007).

Aucun cas de gastro-entérites dues aux astrovirus et contracté lors d'une baignade en piscine n'est décrit dans la littérature.

Conclusion

Le peu de données concernant ce danger viral dans les piscines ne permet pas de conclure quant au risque sanitaire qu'il représente.

6.2.6 Entérovirus

Micro-organisme

Les entérovirus sont des virus non enveloppés à ARN monocaténaire. Les entérovirus humains comprennent 5 espèces et au moins 64 sérotypes, au sein desquels, se trouvent les poliovirus, les coxsackievirus, les échovirus et les entérovirus nouveaux (types 68 à 71). De nouveaux sérotypes sont régulièrement décrits (Afssa, 2007). En raison de la vaccination obligatoire, la poliomyélite est éradiquée en France et, de ce fait, les poliovirus ne sont plus considérés comme danger sanitaire à l'heure actuelle.

La transmission des entérovirus est d'autant facilitée que ces virus sont extrêmement résistants aux conditions extérieures (Afssa, 2007).

La sensibilité des entérovirus aux désinfectants est évaluée par la mesure du poliovirus de type 1. Avec une solution comportant 1 mg de chlore par litre, le titre infectieux est réduit de 4 log en 5 minutes (Afssa, 2007).

Une étude menée en 2009 montre que le chlore est actif : un Ct de 2,9 mg.min.L⁻¹ permet un abattement de 4 log des coxsackievirus B3, à pH7 et à 5°C ; un Ct de 1,5 mg.min.L⁻¹ et de 1,1 mg.min.L⁻¹ permettent, respectivement, une réduction de 4 log des échovirus 1 et 11, à pH 7 et à 5°C (Cromeans *et al.*, 2010).

Modes de contamination

La durée d'excrétion dans les fèces chez l'homme peut atteindre 4 à 6 semaines et de plusieurs mois chez les sujets immunodéprimés.

La transmission de personne à personne est le mode de dissémination le plus fréquent. La transmission indirecte, via les objets, les aliments ou les eaux souillées par les matières fécales, est également signalée (Afssa, 2007).

Dans les piscines, la contamination de l'eau est source de transmission par ingestion d'eau souillée par des matières fécales émises par le baigneur. (Afssa, 2007).

Données sur l'infectivité

Il n'y a pas de données précises relatives à chaque sérotype. Il apparaît que la transmission des entérovirus peut se faire à faible dose, la dose infectieuse du coxsackie A21 par ingestion a été estimée inférieure à 18 unités infectieuses (Afssa, 2007).

Pathologies associées aux bains en piscine

Les infections à entérovirus comptent parmi les viroses humaines les plus fréquentes, conduisant, dans 95 % des cas, à des infections asymptomatiques, mais également à des formes cliniques sévères. L'incubation est courte, habituellement inférieure à une semaine, mais peut se prolonger jusqu'à 15 jours (Afssa, 2007).

Les coxsackievirus A et B peuvent être en cause de méningite, d'affections digestives et respiratoires ainsi que de manifestations cutanéomuqueuses (herpangine et éruptions cutanées).

Les échovirus sont responsables d'infections respiratoires, d'éruptions cutanées, de diarrhées, de fièvre et de méningites lymphocytaires, bien moins sévères que les méningites cérébro-spinales d'origine bactérienne et guérissant sans séquelle.

Les entérovirus 68 à 71 peuvent provoquer des atteintes des voies respiratoires, des conjonctivites hémorragiques, des méningites et des encéphalites.

En France, selon les données de l'InVS, les principaux entérovirus identifiés ces dernières années sont représentés par les échovirus et les coxsackievirus (Antona *et al.*, 2007).

Un seul cas groupé d'infection aux échovirus lié à la baignade en piscine a été rapporté dans la littérature. Il s'agit de 34 baigneurs qui ont été contaminés dans une piscine de plein air en Irlande du Nord, suite à la baignade d'une personne souffrant d'une gastro-entérite et ayant vomi dans le bassin (OMS, 2005). Cette contamination a eu lieu malgré une chloration correcte de l'eau, ce qui montre les limites de la désinfection lors d'un apport massif en micro-organismes.

Surveillance

Il n'existe pas, actuellement, de surveillance de cette pathologie en France.

Conclusion

La sensibilité au chlore des entérovirus semble indiquer qu'en présence d'un traitement approprié de l'eau des bassins (floculation, filtration et désinfection), le risque associé à ce danger soit limité.

6.2.7 Molluscipoxvirus

Micro-organisme

Les molluscipoxvirus sont des virus enveloppés dont le génome est constitué d'ADN double brin. L'espèce type du genre *Molluscipoxvirus* est *Molluscum contagiosum* (OMS, 2006).

Modes de contamination

Dans les piscines, la contamination se fait par contact de personne à personne (contact direct avec les lésions cutanées) ou avec des surfaces contaminées telles que les serviettes, le matériel de natation souillé, sur lesquelles persistent des desquamations cutanées (OMS, 2006). La promiscuité, le contact cutané et les atmosphères humides sont des facteurs favorisant la dissémination du virus, mais de fortes variations individuelles vis-à-vis du risque contagieux sont constatées (Schoenlaub et Plantin, 2000).

Données sur l'infectivité

La dose minimum infectieuse par contact n'est pas connue.

Pathologies associées aux bains en piscine

Le virus du *Molluscum contagiosum* est responsable de la formation de papules souvent en nombre important et très contagieuses. L'infection est facilitée en cas de rupture de la barrière cutanée (peau abrasée, coupure, etc.). La période d'incubation est de 2 à 6 semaines. Les lésions persistent entre 2 à 4 mois et la guérison s'effectue spontanément en 6 à 24 mois (OMS, 2006). Des formes particulièrement profuses ont été décrites chez l'enfant atopique (prédisposé aux allergies) et chez les sujets immunodéprimés (Schoenlaub et Plantin, 2000).

Selon les données de l'OMS (2006), dans les piscines, les enfants sont plus touchés que les adultes. Les lésions se situent le plus souvent sur les bras, le dos des jambes et le dos suggérant une contamination par l'intermédiaire des bancs, des bords de la piscine ou des serviettes (OMS, 2006).

Surveillance

Il n'existe pas actuellement de surveillance de cette pathologie en raison de son caractère bénin.

Conclusion

Le peu de données concernant ce danger viral dans les piscines ne nous permet pas de conclure quant au risque sanitaire qu'il représente.

6.2.8 Papillomavirus

Micro-organisme

Les papillomavirus sont des virus nus à ADN double brin.

A ce jour, plus de 130 génotypes distincts de papillomavirus ont été mis en évidence, chacun ayant un tropisme épithélial cutané ou muqueux bien déterminé.

Les papillomavirus sont très résistants et subsistent de ce fait dans l'environnement (OMS, 2006).

Modes de contamination

Dans les piscines, la contamination ne se fait pas par l'intermédiaire de l'eau des bassins mais par contact direct de personne à personne (ces virus sont souvent retrouvés dans la peau de porteurs sains avec une fréquence de 40% pour les sujets immunocompétents et 90% pour les sujets immunodéprimés (Strauss *et al.*, 1999) ou par contact indirect avec des surfaces contaminées, sols, serviettes, etc., sur lesquelles persistent des desquamations cutanées (OMS, 2006).

Données sur l'infectivité

La dose minimum infectieuse par contact n'est pas connue.

Pathologies associées aux bains en piscine

Les particules virales infectieuses pénètrent au niveau des cellules épithéliales à la faveur d'une brèche (coupure, abrasion, etc.). Il en résulte la formation de verrues plantaires.

Les enfants en âge scolaire et les adultes jeunes sont les plus touchés, avec un pic d'incidence entre 9 et 15 ans (Schoenlaub et Plantin, 2000).

La fréquentation des piscines, à raison d'au moins une séance par mois, est reconnue comme facteur favorisant (Schoenlaub et Plantin, 2000). Il n'existe, cependant, aucun report de cas corrélé à une baignade en piscine décrit dans la littérature, probablement en raison du caractère bénin de ces infections cutanées.

Conclusion

Le peu de données concernant ce danger viral dans les piscines (niveaux d'exposition, cas rapportés, etc.) ne permet pas de conclure quant au risque sanitaire qu'il représente.

6.3 Dangers liés aux protozoaires et pathologies associées

6.3.1 Les protozoaires d'origine fécale

Contrairement aux bactéries, les protozoaires ne peuvent se multiplier dans l'environnement et nécessitent de parasiter un hôte pour compléter leur cycle de vie. La forme résistante présente dans l'environnement est la forme directement infectante.

6.3.1.1 Giardia duodenalis

Micro-organisme

Le genre *Giardia* comprend des protozoaires flagellés monocellulaires, ubiquitaires, d'origine fécale.

Trois espèces sont décrites dont une seule, *Giardia duodenalis* serait pathogène pour l'homme (OMS, 2005). *Giardia duodenalis* existe sous deux formes : le trophozoïte mobile non infectieux qui ne peut pas survivre hors de l'hôte à cause de sa fragilité et le kyste qui constitue la forme de dissémination et qui possède une grande résistance au stress environnemental, aux désinfectants et à la dessiccation (OMS, 2006). Le kyste de forme ovoïde a une taille de 9 à 15 µm sur 7 à 10 µm.

L'homme et les animaux constituent le réservoir de *Giardia duodenalis*. Sa présence dans l'environnement, et plus particulièrement dans l'eau, est liée à une contamination fécale du milieu (OMS, 2006).

Les kystes de *Giardia* sont très résistants aux désinfectants, y compris le chlore aux concentrations appliquées en piscines. Au moins 45 minutes seraient nécessaires pour détruire les kystes de *Giardia* avec une concentration de chlore libre de 1 mg.L⁻¹, à pH 7,5 et à 25°C (CDC, 2008).

Modes de contamination

La quantité disséminée par une personne infectée est de l'ordre de 10⁶ kystes par gramme de matière fécale. L'émission peut perdurer environ 6 mois à des concentrations plus faibles (OMS, 2006).

Les voies d'exposition sont multiples : de personne à personne, par ingestion ou manipulation d'aliments contaminés ou d'eaux souillées.

La présence de *Giardia duodenalis* dans l'eau de piscines est principalement due à l'émission de fèces humaines (OMS, 2005). La contamination se fait par ingestion de l'eau contaminée par les kystes émis dans les selles de malades ou de porteurs sains.

Données sur l'infectivité

Selon l'OMS (2006), la DI₅₀ par ingestion est de 25 kystes (OMS, 2006). On considère généralement que 10 à 100 kystes sont nécessaires pour infecter un individu (INSPQ, 2003).

Pathologies associées aux baignades en piscine

L'infection, le plus souvent asymptomatique, peut provoquer une gastro-entérite nommée giardiose, fréquente et plus sévère chez l'enfant. Dans certains cas, la giardiose peut être chronique. La période d'incubation est habituellement de 5 à 6 jours (OMS, 2005).

Plusieurs cas groupés de giardiose liée à des baignades en piscine ont été décrits aux Etats-Unis, suite à l'émission de matières fécales dans l'eau des bassins, notamment en 1985 (8 cas), en 1991 (14 cas), en 1996 (77 cas), en 1999 (16 cas) et en 2005 (11 cas) (OMS, 2005 ; Yoder *et al.*, 2008).

Deux études ont été menées en Italie, afin de déterminer la fréquence de ces parasites dans les eaux de piscines. La première menée sur 10 piscines, a révélé une contamination par *Giardia* dans 3% des échantillons, bien que les critères de qualité réglementaires soient respectés (OMS, 2006). La seconde, menée sur 7 piscines, a montré la présence de kystes de *Giardia* dans 38% des échantillons (Oliveri *et al.*, 2006).

En France, le suivi de 5 piscines parisiennes pendant un an n'a pas permis d'isoler de kystes de *Giardia* dans l'eau.

Toutefois, au cours d'une des campagnes de prélèvements, des kystes de *Giardia* ont été détectés en amont du filtre lors de son nettoyage à contre-courant, ces kystes provenaient par conséquent de l'eau du bassin et s'étaient retrouvés piégés au moment de l'étape de filtration (Fournier *et al.*, 2002).

Surveillance

En France, la giardiose n'est pas une maladie à déclaration obligatoire. La prévalence est estimée à 20 à 30% dans les pays tropicaux, 4% aux USA et 4,6% en France (OMS, 2005).

Conclusion

En raison de leur grande résistance au chlore, les kystes de *Giardia duodenalis*, une fois émis dans l'eau, survivent et peuvent infecter les baigneurs. Les pathologies qu'ils provoquent sont bénignes chez les adultes immunocompétents mais sont plus sévères chez les enfants et les sujets fragilisés. Les cas groupés rapportés aux Etats-Unis et les études menées sur la présence de ces parasites dans l'eau de piscines confirment que ce danger microbien doit être pris en considération.

Une étape de filtration sur filtre de porosité inférieure à 4 µm permet de retenir les kystes et de réduire le risque sanitaire (OMS, 2006). Ce risque peut être également limité en injectant du coagulant avant l'étape de filtration et en effectuant régulièrement des chocs chlorés (20 mg.L⁻¹ pendant 8h ou équivalent) (Yoder *et al.*, 2008).

6.3.1.2 Cryptosporidium

Micro-organisme

Les *Cryptosporidium* sont des protozoaires intestinaux, ubiquitaires, d'origine fécale. Treize espèces sont actuellement reconnues. *C. parvum* et *C. hominis* sont les 2 espèces pathogènes principales chez les personnes immunocompétentes, *C. parvum* étant l'espèce majoritairement isolée en Europe (OMS, 2009).

La forme de dissémination des *Cryptosporidium* est l'oocyste, forme sporulée directement infectante. Les oocystes possèdent une grande résistance au stress environnemental, aux désinfectants et à la dessiccation (OMS, 2005). De forme sphérique ou légèrement ovoïde, ils ont une taille de 4 à 6 µm.

L'homme et les animaux constituent le réservoir de *Cryptosporidium*. L'environnement est contaminé par les oocystes de *Cryptosporidium*, lorsque ceux-ci sont évacués avec les selles (OMS, 2005). Ces oocystes peuvent rester viables et infectieux dans l'eau brute et dans les fèces animales ou humains pendant au moins 6 mois à des températures comprises entre 0 et 30°C (Afssa, 2002).

Les oocystes sont très résistants aux désinfectants : 10,6 jours sont nécessaires pour les détruire avec une concentration de chlore libre de 1 mg.L⁻¹ à pH 7,5 et à 25°C (CDC, 2008; Shields *et al.*, 2008). La concentration en chlore habituellement appliquée à l'eau des piscines françaises n'est donc pas suffisante pour détruire les oocystes.

Modes de contamination

L'origine de la contamination est fécale à partir d'un hôte (homme ou animal) infecté. En cas d'infection, les parasites sont émis dans les selles à des concentrations de l'ordre de 10⁶ à 10⁷ oocystes par gramme de matière fécale.

L'émission, à des concentrations beaucoup moins élevées, perdure dans le temps, environ 2 semaines, même lorsque tous les signes cliniques ont disparu (OMS, 2009).

La transmission peut être directe par l'ingestion d'oocystes par les mains sales ou indirecte par ingestion d'eau ou de nourriture contenant des oocystes.

Dans l'eau de piscines, la contamination de type oro-fécale se fait par l'ingestion d'eau contaminée essentiellement par des déjections humaines.

Données sur l'infectivité

Il n'existe pas de consensus sur la DI_{50} à l'heure actuelle (OMS, 2009).

Des essais sur des sujets volontaires ont toutefois permis d'estimer la DI_{50} par voie orale entre 10 et 1000 oocystes en fonction de la souche. Une DI_{50} moyenne de 165 oocystes par individu permettrait d'infecter la moitié d'une population immunocompétente. Cette dose serait beaucoup plus faible (moins de 2 oocystes par individu) au sein d'une population immunodéprimée (Afssa, 2002).

Selon l'OMS 2006, la DI_{50} serait de 132 oocystes par individu.

Pathologies associées aux baignades en piscine

Les cryptosporidioses se caractérisent par une gastro-entérite perdurant une semaine à un mois. Chez les sujets immunodéprimés et plus particulièrement les personnes atteintes du SIDA, *Cryptosporidium* est responsable d'infections persistantes et sévères, pouvant être mortelles (OMS, 2005). La période d'incubation est de 5 à 11 jours en moyenne (Afssa, 2002).

De nombreuses épidémies de cryptosporidiose liées à une baignade en piscine ont été rapportées dans la littérature, en dépit d'une maintenance correcte des bassins. La plupart des données proviennent des Etats-Unis et du Canada où une surveillance des pathologies liées aux eaux récréatives est réalisée. Elles sont pratiquement toujours liées à des accidents de défécation dans l'eau des bassins. Il est à noter que s'il existe des cas en France, ces derniers n'ont pas été documentés.

En France, la surveillance de 5 bassins de natation comprenant la recherche d'oocystes de *Cryptosporidium* a été réalisée à raison de 8 campagnes pendant un an. La présence d'oocystes de *Cryptosporidium* a été détectée une fois à une concentration de 0,6 oocyste par 100 L, et ce dans des conditions de traitement correctes (Fournier *et al.*, 2002).

Surveillance

En France, la cryptosporidiose n'est pas une maladie à déclaration obligatoire. Toutefois, la grande résistance des oocystes, à l'environnement et aux désinfectants usuels, la gravité de la maladie chez les patients immunodéprimés et l'absence de traitement efficace font qu'un réseau de surveillance (réseau Cryptosporidie Anofel) a été créé en 2004. Ce réseau, sur la base du volontariat, regroupe des laboratoires hospitaliers de parasitologie répartis sur tout le territoire national. En 2007, le génotypage des isolats issus de 179 cas humains a montré la représentation majoritaire de *C. parvum* (53%) et *C. hominis* (43%). Une extension à la population générale pourrait permettre une évaluation de la seule prévalence en France (InVS, 2009).

Les taux d'infection en Europe sont estimés entre 1 et 4% (OMS, 2009).

Conclusion

La multitude de cas groupés décrits, la sévérité des pathologies chez les sujets fragilisés, ainsi que la grande résistance des oocystes au chlore confirment le danger sanitaire que *Cryptosporidium* représente. Ce danger doit donc être pris en compte.

Toutefois, ce risque peut être limité, soit par une étape de filtration sur filtre de porosité inférieure à 4 µm, soit en injectant du coagulant avant l'étape de filtration et en pratiquant régulièrement des chocs chlorés (20 mg.L⁻¹ pendant 12 heures ou équivalent) (Yoder J.S., 2008) et spécifiquement lors d'accident fécal diarrhéique (OMS, 2006) avec des Ct pouvant atteindre 15 300 mg.min.L⁻¹ (Shields *et al.*, 2008).

6.3.2 Les protozoaires d'origine environnementale

Deux genres majoritaires, *Acanthamoeba* et *Naegleria*, peuvent être retrouvés dans l'eau de piscines et être associés à des infections humaines. Ces amibes sont présentes dans l'environnement sous forme végétative, directement pathogènes et sous forme kystique, leur permettant de résister aux conditions extérieures hostiles (OMS, 2006). Les souches constituent, de plus, un danger indirect pouvant héberger des agents pathogènes opportunistes (*Legionella pneumophila*, *Mycobacterium avium*, etc.).

6.3.2.1 Naegleria fowleri

Micro-organisme

Naegleria fowleri est une amibe libre hydro-tellurique thermophile. Elle existe sous 3 formes : le trophozoïte (forme végétative directement infectante), le kyste (forme résistante aux conditions hostiles et la forme flagellée (forme transitoire). *N. fowleri* est l'espèce pathogène pour l'homme (OMS, 2005).

Elle se développe sous des climats tropicaux et subtropicaux où la température de l'eau est supérieure à 25°C. Dans les pays à climat moins favorable, elle s'enkyste dans les eaux (lacs, rivières, piscines, etc.) et survit sous cette forme (OMS, 2005).

Dans des conditions de laboratoire, l'amibe libre et le kyste sont sensibles au chlore. Une concentration de 0,925 mg.L⁻¹ de chlore libre inactive une population de trophozoïtes en 30 minutes, à pH7 et à 25°C (Cursons *et al.*, 1980). A 30°C et à pH 7, 99 % des kystes sont inactivés par une concentration en chlore libre de 0,5 mg.L⁻¹ après un temps de contact de 30 minutes (Esterman *et al.*, 1984).

Le maintien d'un résiduel de chlore libre supérieur à 1 mg.L⁻¹ dans l'eau des bassins permet d'inactiver en général *N. fowleri* (Esterman *et al.*, 1984).

Modes de contamination

L'amibe peut pénétrer dans l'organisme par inhalation à l'occasion d'une baignade en eau douce (lacs artificiels, rivières, étangs, etc.) ou en piscine (OMS, 2006).

Données sur l'infectivité

La dose minimale infectieuse n'est pas connue (Agence de la santé publique du Canada, 2001e).

Pathologies associées aux bains en piscine

N. fowleri est responsable d'une méningo-encéphalite primaire presque toujours fatale. Elle peut contaminer les sujets en bonne santé, préférentiellement des enfants ou des adultes jeunes. Après pénétration dans l'organisme, l'amibe traverse la muqueuse nasale, puis suit les nerfs olfactifs et migre vers le cerveau. Elle provoque des lésions méningo-cérébrales suppuratives ou oculaires graves. Les symptômes deviennent apparents 7 à 10 jours après l'exposition (Nicolas *et al.*, 2008).

Plusieurs études ont été menées, afin de déterminer la fréquence de ces amibes dans les eaux de piscines.

En France, 9 piscines ont été étudiées et 44 prélèvements d'eau ont été effectués, un seul s'est révélé positif pour *Naegleria* (OMS, 2005).

En Australie, 100 piscines ont été surveillées quant à la présence de *Naegleria* spp montrant une forte association entre une teneur résiduelle en chlore libre supérieure ou égale à 1 mg.L⁻¹ et l'absence de *Naegleria* spp. dans l'eau (Esterman *et al.*, 1984).

En Belgique, *N. fowleri* a été recherchée dans l'eau de 15 piscines ; l'amibe n'a pas été détectée dans les échantillons d'eau (OMS, 2005).

A Mexico, *N. fowleri* a été retrouvée dans 16,77% des échantillons d'eau prélevés dans les diverses piscines publiques de la ville (OMS, 2005).

Ces études confirment la contamination possible de l'eau des piscines par *N. fowleri*.

Surveillance

En France, les infections à *N. fowleri* ne figurent pas sur la liste des maladies à déclaration obligatoire. Toutefois, en raison de la gravité des symptômes, les cas sont en général décrits dans la littérature. En 2008, un cas a été recensé en Guadeloupe où un enfant âgé de 9 ans a été contaminé sur un site de baignade aménagée en eau douce (Nicolas *et al.*, 2008).

Conclusion

La méningo-encéphalite primaire est une pathologie très rare (350 cas recensés dans le monde entre 1965 à 1998 (Jaffar-Bandjee *et al.*, 2004) mais dont l'évolution est pratiquement toujours mortelle.

La multiplication de *N. fowleri* est favorisée par une température élevée de l'eau des bassins (32°C à 37°C), une teneur insuffisante en chlore et la présence de matières organiques (Jaffar-Bandjee *et al.*, 2004).

Le risque associé à *N. fowleri* peut être limité par une maintenance optimale des installations (coagulation et filtration de l'eau optimales, maintien d'une chloration suffisante, nettoyage et brossage fréquent du fond et des parois des bassins) (OMS, 2006 ; Jaffar-Bandjee *et al.*, 2004).

6.3.2.2 Acanthamoeba

Micro-organisme

Acanthamoeba est une amibe libre, hydro-tellurique, fréquemment isolée du sol, de l'eau de distribution publique et d'eaux récréatives dont les eaux de piscines (OMS, 2006).

Plusieurs espèces d'*Acanthamoeba* sont particulièrement pathogènes pour l'homme : par exemple, *A. castellani*, *A. culbertsoni* et *A. polyphaga*.

Acanthamoeba existe sous deux états, le trophozoïte qui correspond à l'amibe libre sous forme végétative et le kyste qui se forme quand le milieu n'est plus favorable pour la survie de l'amibe. Ces kystes sont extrêmement résistants, peuvent persister pendant des mois dans les tissus ou dans un environnement hostile.

La température optimale de développement de la forme végétative est de 30°C mais elle peut se multiplier à 37°C. Les kystes résistent à des températures comprises entre – 20°C et 56°C (OMS, 2006).

Dans des conditions de laboratoire, 1,10 mg.L⁻¹ de chlore libre inactive une population de 1,92 x 10⁴ trophozoïtes d'*A. castellanii* en 30 minutes à pH 7 et 25°C (Cursons R.T., 1980). Les kystes d'*Acanthamoeba* sont beaucoup plus résistants au chlore que ceux de *N. fowleri*. A 25°C et pH 7, les kystes ne sont inactivés que par une concentration en chlore libre supérieure ou égale à 4 mg.L⁻¹ après un temps de contact de 24 heures (De Jonckheere et Van de Voorde, 1976).

Modes de contamination

Les deux modes de transmission connus sont le contact et l'inhalation (OMS, 2006). Dans les eaux de piscines, la voie majoritaire de contamination est le contact direct avec l'eau contenant l'amibe.

Pathologies associées aux bains en piscine

Cette amibe peut être à l'origine de kératites pouvant conduire à la cécité en l'absence de traitement. Il existe au moins huit espèces capables de provoquer une kératite.

Le risque est accru chez les porteurs de lentilles de contact qui représentent 90% des cas pathologiques (OMS, 2006).

Chez les personnes immunodéprimées, cette amibe est cause d'encéphalite amibienne granulomateuse mortelle après pénétration par inhalation (OMS, 2006). Selon les données de l'OMS (2006), cette maladie est extrêmement rare, puisque seulement 60 cas sont actuellement répertoriés dans le monde (OMS, 2006).

Données sur l'infectivité

La dose infectante chez l'homme n'est pas connue (Agence de la santé publique du Canada, 2006). Des modèles dose/réponse ont néanmoins été étudiés chez le rat et la souris, ceci pour les 2 modes de transmission (Khan, 2003). Badenoch *et al.* proposent un modèle animal pour estimer la dose infectante nécessaire pour provoquer une infection de la cornée chez le rat (Badenoch *et al.*, 1990). L'injection simultanée d'*Acanthamoeba* et de *Corynebacterium* dans le stroma cornéen permet de déclencher une réponse. Dans ce cas, la dose infectieuse a pu être estimée à 10⁴ organismes.

Surveillance

En France, les infections à *Acanthamoeba* ne figurent pas sur la liste des maladies à déclaration obligatoire. Il n'existe, par conséquent aucune donnée sur la prévalence des kératites d'origine amibienne en France.

Un cas de kératite due à *Acanthamoeba* impliquant l'eau de piscines a été rapporté en Slovaquie, la personne infectée ayant conservé ses lentilles de contact durant la baignade (Ondriska *et al.*, 2004).

En Belgique, la fréquence de l'amibe a été recherchée dans l'eau de 15 piscines couvertes. L'analyse a montré la présence d'*Acanthamoeba* dans 43,6% des échantillons et sa prévalence par rapport aux autres amibes présentes ; 70% des souches isolées montraient un pouvoir pathogène sur la souris (De Jonckheere, 1979).

En Pologne, 10 piscines couvertes et 3 de plein air ont été étudiées quant à la présence d'*Acanthamoeba*. L'eau de toutes les piscines avait une concentration en chlore libre comprise entre 0,3 et 0,5 mg.L⁻¹. Sur les 72 échantillons prélevés, 43 souches d'*Acanthamoeba* ont été isolées dont 16 thermophiles. Des essais de pathogénicité menés chez la souris ont montré que 5 des 16 souches possédaient un caractère pathogène (Gornik et Kuzna-Grygiel, 2004).

Conclusion

Le risque de contracter une kératite due à *Acanthamoeba* est surtout corrélée au port de lentilles de contact lors de la baignade. La grande résistance au chlore de la forme kystite ne permet pas d'inactiver l'amibe dans l'eau de piscines. Selon les données de l'OMS 2006, les kystes peuvent être éliminés efficacement par une filtration appropriée et réduire ainsi le risque associé (OMS, 2006).

6.4 Dangers liés aux champignons microscopiques et pathologies associées

Les champignons microscopiques sont extrêmement répandus dans la nature. Ils appartiennent à 2 groupes morphologiquement distincts, les champignons filamenteux ou moisissures et les champignons unicellulaires ou levures (Schaechter M., 1999). Pour se multiplier, ils requièrent un fort degré d'humidité et un confinement de l'air, conditions souvent réunies dans les piscines (Spinasse, 2000).

Suite à la baignade, certaines espèces pathogènes opportunistes pour l'homme peuvent provoquer des manifestations pathologiques regroupées sous le terme de mycoses (dermatophytoses superficielles cutanées, candidoses, aspergilloses, etc.). Ces pathologies sont assez fréquentes mais souvent bénignes excepté en cas de mycoses systémiques, notamment chez les sujets immunodéprimés (Schaechter *et al.*, 1999).

6.4.1 Candida albicans

Micro-organisme

Les *Candida* sont des champignons levuriformes, saprophytes, présents chez l'homme sain au niveau des muqueuses intestinales mais également parfois en faible quantité au niveau des muqueuses buccales et vaginales. Ils peuvent se retrouver également dans les aliments et l'eau de piscine, par l'intermédiaire de l'homme.

Plus de 35 espèces de *Candida* ont été décrites. *Candida albicans* est l'espèce rencontrée majoritairement en pathologie humaine, mais d'autres espèces peuvent être impliquées. Ainsi, l'emploi d'antifongiques imidazolés et triazolés a favorisé l'émergence de *Candida glabrata* et *Candida krusei* (Schaechter *et al.*, 1999).

C. albicans requiert certaines conditions pour se développer : son pH optimum de croissance se situe en milieu acide (pH 2 à 6), mais il peut survivre jusqu'à pH 9. Sa température optimale de croissance est comprise entre 25°C et 37°C (Schaechter *et al.*, 1999).

Une étude a montré que 2 mg.L⁻¹ en chlore libre permet une réduction de 2 log d'une population de *C. albicans* après un temps de contact de 30 minutes à température ambiante (Jones et Schmitt, 1978).

Modes de contamination

Le mode de transmission de *C. albicans* se fait majoritairement par contact cutanéomuqueux, soit directement de personne à personne, soit indirectement par l'eau ou les surfaces contaminées. Les infections causées par *C. albicans* peuvent également, être la résultante du passage de la levure de stade commensal au stade pathogène sous l'effet de facteurs divers (environnementaux, médicamenteux, etc.). On parle alors de propagation endogène (Schaechter *et al.*, 1999).

Dans les piscines, *C. albicans* peut être présent dans l'eau et sur les surfaces de l'établissement (plages, vestiaires et sanitaires). Les modes de transmission sont identiques à ceux décrits ci-dessus.

Données sur l'infectivité

Certains facteurs favorisent les infections à *C. albicans* :

- certains traitements médicamenteux : antibiothérapie, corticothérapie, contraceptifs oraux, etc.
- l'état général des sujets : état physiologique, état immunitaire, maladies endocrines (diabète), grossesse, pH vaginal acide, modification de l'hydratation de la peau, altération des barrières naturelles, etc.
- des facteurs locaux : transpiration, hygiène déficiente ou exagérée, etc.

La dose minimum infectieuse n'est pas connue (Agence de la santé publique du Canada, 2001f).

Pathologies associées aux bains en piscine

Les pathologies dues à *C. albicans* et contractées au cours d'une baignade en piscine sont des mycoses superficielles cutanéomuqueuses : candidoses cutanées, onyxis, candidoses vulvo-vaginales, otomycoses, etc.

Chez les sujets immunodéprimés, *C. albicans* peut être à l'origine de mycoses profondes invasives pouvant coloniser tous les organes, avec une affinité pour les reins (Odds , 1987).

Une étude expérimentale menée en Italie sur 12 piscines, a permis d'isoler *Candida* sp. (principalement *C. guilliermondii*) sur les surfaces de 8 piscines : en bordure de bassins, sur le sol des douches et sur le sol des vestiaires (Leoni *et al.*, 1999)

Le suivi de l'apparition d'infections sur les pieds d'étudiants prenant des cours de natation à San Juan (Porto Rico) a permis d'isoler *C. Albicans* dans 11,8% des prélèvements cutanés (Bolanos, 1991).

Dorko *et al.* ont étudié divers cas d'otomycoses et ont montré que 52,5% de ces pathologies étaient causées par *C. albicans* et liées soit à des diabètes soit à des baignades en piscines (Dorko *et al.*, 2004).

Surveillance

En France, les infections à *Candida* ne figurent pas sur la liste des maladies à déclaration obligatoire. Une surveillance régionale existe pour les mycoses invasives depuis octobre 2002 par l'intermédiaire du CNR de la Mycologie et des antifongiques et de laboratoires volontaires.

Conclusion

La présence de *C. albicans* dans les piscines, dans l'eau des bassins et sur les surfaces, est démontrée. La présence de chlore dans l'eau facilite l'implantation du micro-organisme (perturbation de la flore cutanée commensale résidente, modification de l'état d'hydratation de la peau).

Cet organisme apparaît comme étant résistant aux concentrations en chlore appliquées en piscine.

Ce danger doit par conséquent être pris en compte, même si les pathologies associées sont généralement bénignes.

6.4.2 Les dermatophytes

Micro-organisme

Les dermatophytes sont des champignons filamenteux, au tropisme préférentiel pour la peau et les phanères (cheveux et ongles). Chez l'homme, trois genres sont responsables de la majorité des pathologies : *Epidermophyton*, *Microsporum* et *Trichophyton*, *Trichophyton rubrum* étant l'espèce la plus fréquemment isolée en France.

La température optimum de croissance d'*Epidermophyton*, *Microsporum* et *Trichophyton* se situe entre 25 °C et 30°C (Taplin et al., 1969).

Modes de contamination

La transmission se fait par contact direct interhumain ou indirect par le linge, les surfaces ou les sols contaminés (Schaechter et al., 1999).

Dans les piscines, la voie majoritaire de transmission est le contact physique avec les sols et surfaces ou avec des serviettes contaminées.

La transmission de ce type de mycoses est favorisée dans les piscines par la présence de surfaces contaminées par des squames de peau infectée (douches, vestiaires, plages, etc.).

Données sur l'infectivité

La dose minimum infectieuse n'est pas connue (Agence de la santé publique du Canada, 2001g).

Pathologies associées aux bains en piscine

Epidermophyton, *Microsporum* et *Trichophyton* sont à l'origine de diverses manifestations cliniques dont des mycoses cutanées et des phanères.

Les mycoses des plis inter-orteils sont de loin les plus souvent associées aux bains en piscine avec le fameux « pied d'athlète ». Trois à quatre heures après l'exposition sont nécessaires généralement à la moisissure pour initier les lésions (OMS, 2006).

Une étude expérimentale a été menée en Italie sur 12 piscines. Parmi les dermatophytes recherchés, seul *Mycrosporium gypseum* a été isolé sur un seul échantillon prélevé sur la bordure d'un bassin (Leoni *et al.*, 1999).

Bobichon *et al.* (1993) ont étudié l'action de 3 désinfectants utilisés dans les piscines en France et ont confirmé la persistance possible de moisissures microscopiques après nettoyage et traitement des sols (Bobichon *et al.*, 1993).

Une étude réalisée au Japon, a comparé l'état des étudiants pratiquant ou ne pratiquant pas régulièrement un sport aquatique : le pourcentage de mycoses (pieds d'athlète) était significativement supérieur chez les individus se rendant fréquemment à la piscine, l'espèce majoritairement isolée étant *Trichophyton mentagrophytes* (Kamihama *et al.*, 1997).

Une autre étude a suivi l'apparition d'infections sur les pieds d'étudiants prenant des cours de natation (Porto Rico) (Bolanos, 1991) et a montré la prévalence d'infections *Trichophyton rubrum* et d'infections à *T. mentagrophytes*.

Des nageurs suivis pendant 6 mois en Ecosse montrent une incidence d'infections de type « pied d'athlète » de 8,5%, les hommes étant la population la plus touchée (21,5%) (Gentles *et al.*, 1974).

Au Canada, des prélèvements cutanés inter-orteils effectués sur 150 nageurs réguliers ont montré que 15% d'entre eux étaient atteints de mycose et 36 % étaient porteurs asymptomatiques (Attye *et al.*, 1990).

Surveillance

Les infections aux dermatophytes ne font pas partie des maladies à déclaration obligatoire et ne sont soumises à aucune surveillance en France.

Conclusion

Afin de limiter ces mycoses, l'OMS (2006) recommande le renforcement de l'hygiène des baigneurs (douches, absence de lésions cutanées), le port de sandales de bain, un nettoyage et une désinfection adaptés des surfaces des établissements (OMS, 2006). Soulignons qu'il n'existe à l'heure actuelle aucune liste réglementaire sur les produits de nettoyage et de désinfection des surfaces dans les piscines en France.

6.4.3 Les moisissures de l'air intérieur

Il est maintenant bien établi que l'humidité dans les bâtiments cause de développement des moisissures, peut avoir un retentissement sur la santé respiratoire des enfants et des adultes (InVS *et al.*, 2009a). Le personnel des piscines et les nageurs sportifs, présents de longues heures dans cet environnement sont des catégories à risque.

Micro-organisme

Il existe des dizaines de milliers de moisissures dans l'environnement mais une soixantaine seulement est retrouvée dans l'habitat humide qui comprennent trois genres pathogènes principaux : *Aspergillus*, *Cladosporium* (en Europe, deux espèces étant communément isolées : *C. herbarum* et *C. sphaerospermum*) et *Penicillium* (*P. chrysogenum* étant l'espèce prépondérante en pathologie humaine).

A. fumigatus est à l'origine de plus de 80% des aspergilloses humaines (InVS et al., 2009a).

Aspergillus, *Cladosporium* et *Penicillium* sont des champignons filamenteux, ubiquitaires, d'origine environnementale. Ils existent sous 2 formes (spore ou mycélium) et sont présents dans l'air non traité, dans les humidificateurs ou climatiseurs, les murs et les plafonds. Le nombre de genres et d'espèces retrouvées varient en fonction de multiples facteurs tels que les saisons, etc. Ces moisissures présentes dans l'environnement extérieur sont transportées dans les locaux via les occupants (vêtements, chaussures, etc.) ou par la ventilation.

Modes de contamination

Les spores et/ou les substances chimiques toxiques (mycotoxines, composés organiques volatils) émises par ces champignons microscopiques sont véhiculés dans l'air et sont inhalées par les individus. Leur pénétration dans l'arbre bronchique est fonction de leurs dimensions, les plus petites de ces particules pénétrant plus profondément.

Dans les piscines, le développement de moisissures sur les murs, les plafonds et les systèmes d'aération est favorisée en raison du taux d'humidité et du manque d'aération.

Données sur l'infectivité

La dose minimum infectieuse pour les 3 genres n'est pas connue (Agence de la santé publique du Canada, 2006).

Pathologies associées aux bains en piscine

Ces moisissures peuvent libérer dans l'air des spores en grande quantité et/ou des substances chimiques toxiques (mycotoxines, composés organiques volatils) et entraîner des réactions allergiques. Les enfants en bas âge, les personnes fragilisées, les sujets prédisposés, etc. sont les plus exposés (InVS, 2005).

Chez les sujets immuno-déprimés, ces pathologies (aspergilloses invasives, etc.) peuvent s'avérer très graves (Medoff et al., 1999; Medoff et Kobayashi, 1999).

Le grand nombre d'espèces fongiques présentes dans les bâtiments, l'étendue des zones contaminées et la grande variabilité inter-individuelle de la réponse à l'exposition aux moisissures empêchent la détermination de valeurs guides d'exposition (Agence de la santé publique du Canada, 2006).

Aucune donnée spécifique aux piscines n'est disponible dans la littérature.

Surveillance

En France, ces pathologies infectieuses n'impliquent pas de déclaration obligatoire et ne sont surveillées au niveau national. Le CNR de la Mycologie et des antifongiques, toutefois, a mis en place une surveillance épidémiologique des aspergilloses invasives dans plusieurs régions, en collaboration avec l'InVS et les microbiologistes/mycologues concernés.

Conclusion

En raison de l'absence de données spécifiques aux établissements de natation, il n'est pas possible à l'heure actuelle, de conclure quant au risque sanitaire associé à ces micro-organismes.

6.5 Exposition

Les populations et les scénarii d'exposition sont les identiques à ceux décrits dans le chapitre « exposition » de la partie physico-chimie (chapitre 5.3).

6.5.1 Voies d'exposition

Les baigneurs et le personnel technique peuvent être en contact avec l'eau, l'air et les surfaces de la piscine et être ainsi exposés aux différents agents infectieux. La contamination peut se faire par trois principales voies d'exposition :

- ▶ la voie orale : ingestion accidentelle ou volontaire d'eau ;
- ▶ la voie cutané-muqueuse par contact avec l'eau et les surfaces : lors de la baignade, la peau, les yeux et les muqueuses peuvent être en contact direct avec les agents microbiologiques. La pénétration des contaminants microbiologiques est favorisée en cas de macération de la peau (notamment pour les champignons) ou de fragilisation et/ou de blessure cutanée (*Mycobactéries atypiques*, *P. aeruginosa*, *S. aureus*, virus du *Molluscum contagiosum*, etc.).
- ▶ la voie respiratoire par inhalation d'agents infectieux : selon leur nature, certains agents microbiologiques, peuvent pénétrer plus ou moins profondément dans l'arbre respiratoire en fonction du mode de respiration, nasale ou orale. Dans les piscines règlementées, le danger microbiologique par voie respiratoire est limité. Il est principalement représenté dans l'air par les moisissures et dans les douches par *Legionella pneumophila*.

6.5.2 Populations exposées

De même que pour l'évaluation des risques liés aux dangers physico-chimiques, les catégories de population suivantes ont été considérées :

- ▶ bébés nageurs (moins de 2 ans) ;
- ▶ enfants (de 2 à 15 ans) ;
- ▶ adultes (plus de 15 ans) ;
- ▶ nageurs sportifs enfants (de 6 à 15 ans) ;
- ▶ nageurs sportifs adultes (de 15 à 70 ans) ;
- ▶ nageurs de haut niveau adultes (de 15 à 30 ans) ;
- ▶ personnel travaillant dans les établissements aquatiques (plus de 18 ans).

Sont considérées comme « populations à risque » les personnes les plus sensibles ou prédisposées aux dangers identifiés, notamment aux micro-organismes pathogènes opportunistes et les populations exposées plus fréquemment que les autres (professionnels, nageurs sportifs et de compétition).

Les populations les plus sensibles sont les enfants, les individus immunodéprimés (personnes infectées par le SIDA, autres déficits immunitaires), les sujets fragilisés (blessure, pathologies fragilisantes telles mucoviscidose, diabète, etc.), les femmes enceintes, les personnes âgées et les professionnels.

En Italie, une étude cas témoins a comparé 238 nageurs fréquentant 2 à 3 fois par semaine une piscine contre 238 personnes pratiquant un autre sport (Leoni E., 1999). Des cas de gastro-entérites sont reportés plus souvent chez les sportifs fréquentant les piscines (11,3 % versus 4,6 %). De même, la prévalence des verrues plantaires chez les nageurs apparaît supérieure (7,6% versus 2,9%). Des mycoses de type « pieds d'athlète » dues aux dermatophytes ou *Candida sp.* étaient présentes chez les deux catégories de sportifs en proportion non significativement différente.

6.5.3 Exposition des professionnels

Des dermatoses de contact ont été observées chez les travailleurs en piscine séjournant longtemps dans l'eau (Lazarov *et al.*, 2005; Penny, 1991).

Les mycoses cutanées sont reconnues comme maladie professionnelle et inscrites au tableau 46 du régime général de la sécurité sociale spécifiquement celles désignées comme « mycoses des orteils » (tableau 46 C).

Les pneumopathies d'hypersensibilité sont reconnues comme maladie professionnelle au titre du tableau 66bis. Parmi la liste indicative des travaux exposants à ces pneumopathies et susceptibles d'être reconnues comme maladies professionnelles, figurent les travaux réalisés dans les milieux contaminés par des micro-organismes aéroportés (bactéries, moisissures, algues) tels que les saunas et les piscines.

6.6 Caractérisation des risques microbiologiques

L'évaluation quantitative d'un risque sanitaire lié à un micro-organisme nécessite pour un danger identifié, de disposer de données relatives à l'occurrence, la dose infectante, les populations exposées et les voies d'exposition.

Or, le peu de données disponibles à ce jour sur les piscines ne permet pas l'identification précise ni la quantification des risques associés.

De même, les données sur l'infektivité ne sont pas toujours établies ou sont insuffisamment renseignées. L'exposition des populations est également très peu documentée et insuffisamment modélisée (connaissances incomplètes sur les modèles dose-réponse, enquêtes épidémiologiques trop peu nombreuses, manque d'études prospectives avec des données encadrées prenant en compte une population témoin versus population exposée, etc.)

Une évaluation qualitative des risques a été tentée en prenant en compte l'ensemble des dangers microbiologiques identifiés dans ce rapport mais elle n'a pu aboutir, faute de données d'émission et d'exposition suffisantes.

6.7 Conclusion

Les dangers microbiologiques associés aux piscines sont d'origine environnementale ou humaine, cette dernière étant considérée comme la principale source de contamination. Les micro-organismes peuvent être mis en évidence dans l'eau des bassins mais également au niveau des structures attenantes (sols, surfaces, air ambiant et douches).

Des quantités importantes d'agents pathogènes ou pathogènes opportunistes sont rejetées par les baigneurs pendant les 15 premières minutes d'immersion. Ces quantités sont d'autant plus importantes en cas d'accidents de défécation ou de vomissement dans l'eau.

S'agissant de l'eau des bassins, les 3 voies d'exposition sont concernées avec une prédominance pour l'ingestion et le contact cutané, l'exposition par la voie respiratoire étant très limitée dans les bassins traditionnels.

La plupart des micro-organismes identifiés lors de cette évaluation présentent une sensibilité au chlore en adéquation avec la concentration autorisée. Le risque sanitaire qu'ils représentent est donc probablement maîtrisé en présence d'un traitement approprié (floculation, filtration et désinfection). Toutefois, cette sensibilité au chlore a été évaluée dans des conditions de laboratoire et ne reflète que partiellement le comportement des micro-organismes dans l'environnement. Les micro-organismes, en milieu oligotrophe, ont tendance à former des biofilms qui limitent la diffusion des agents chimiques. Par ailleurs, les bactéries s'adaptent aux conditions environnementales et acquièrent ainsi des mécanismes de résistance vis à vis de certains biocides dont le chlore.

Le comportement des micro-organismes les plus résistants au chlore (*Aeromonas hydrophila*, mycobactéries atypiques, *Pseudomonas aeruginosa*, astrovirus, kystes de *Giardia* et oocystes de *Cryptosporidium*, *Acanthamoeba* sp. et *Candida albicans*) diffère de celui des indicateurs de contamination fécale ou de celui des staphylocoques pathogènes. Concernant les Astrovirus, il est difficile d'émettre un avis quant au risque qui leur est associé car trop peu de données sont disponibles sur les niveaux d'exposition, sur l'infectivité et sur les reports de cas liés aux piscines.

En revanche, les autres micro-organismes, précédemment cités, représentent un risque pour la santé qui doit être pris en considération, à l'exception d'*Aeromonas hydrophila* dont le pouvoir pathogène est très limité.

S'agissant des micro-organismes pathogènes ou pathogènes opportunistes présents sur les sols et surfaces (*Pseudomonas aeruginosa*, dermatophytes, molluscipoxvirus, papillomavirus, etc.), les niveaux d'exposition et d'infectivité sont inconnus et les reports de cas le plus souvent absents. Il est donc difficile de conclure quant à leur risque sanitaire respectif. De plus, les modalités d'entretien des locaux, les produits utilisés diffèrent d'un établissement à l'autre ce qui ne facilite pas la connaissance de l'efficacité réelle des mesures de nettoyage mises en œuvre.

Le risque associé à *Legionella pneumophila*, dans les piscines réglementées est un cas particulier. Ce risque semble être corrélé à l'usage des douches des établissements et non à la fréquentation des bassins. En effet, la bactérie colonise souvent sous forme de biofilm les installations alimentant les douches. Elle peut, être hébergée par les amibes, qui augmentent sa résistance aux désinfectants. Néanmoins, une conception adaptée des installations et leur suivi bactériologique associés à des soutirages réguliers aux points d'usage devraient suffire à maîtriser le risque engendré par *L. pneumophila*.

Enfin, les moisissures dans l'air ambiant (principalement *Aspergillus*, *Cladosporium* et *Penicillium*) peuvent être à l'origine de pathologies.

En raison de l'absence de données spécifiques aux piscines, aucun avis sur les risques sanitaires associés ne peut être formulé.

La législation actuelle ne prend en compte que les dangers microbiologiques liés à l'eau des bassins et seulement de façon partielle, car parmi les micro-organismes identifiés, un grand nombre d'entre eux nécessitent la mise en œuvre de méthodes de détection longues, coûteuses et difficilement applicables en piscine. Le développement de techniques moléculaires de détection rapide devrait faciliter leur recherche dans les années futures, au moins sur le plan des études environnementales et apporter ainsi des informations sur les niveaux d'exposition dans les piscines.

Enfin, les méthodes actuelles ne permettent pas l'isolement de tous les micro-organismes pathogènes, notamment lorsque ces méthodes incluent des étapes de concentration/désorption ou lorsqu'elles font appel exclusivement à des détections par culture bactérienne ou culture cellulaire. Par exemple, pour le dénombrement d'oocystes de *Cryptosporidium* et des kystes de *Giardia*, le rendement est de l'ordre de 40 à 60 % pour l'eau de distribution et l'eau de surface (norme NF T 90-455) (AFNOR, 2006) et de 5 à 10 % pour les entérovirus (norme XP T 90-451) (AFNOR, 1996; Afssa, 2009).

Face à cette difficulté, dès le début du 20ème siècle, a été introduite la notion de « micro-organismes témoins de contamination fécale » pour apprécier le risque d'origine microbiologique lié à l'eau. Ce concept repose sur le postulat selon lequel presque tous les micro-organismes pathogènes identifiés dans l'eau sont de provenance fécale et accompagnés, en permanence en abondance, de bactéries non pathogènes, spécifiques du milieu fécal représentatif de la flore pathogène.

Toutefois, cette représentativité est partielle car la présence et le nombre des pathogènes dépendent de l'état de santé de la population responsable de la pollution fécale.

De plus, en présence d'eau traitée par un désinfectant, le comportement des micro-organismes témoins peut différer de celui de certains micro-organismes pathogènes d'origine fécale. Ceci explique le fait que, dans certaines nombreuses circonstances, les témoins de pollution fécale ne sont pas détectés alors que les germes pathogènes qui leur sont associés sont présents. Dans ce cas, les indicateurs perdent alors leur signification de témoins de contamination fécale et ne permettent plus d'apprécier l'importance du risque lié à celle-ci.

De plus, cette méthode ne peut pas être transposée, en l'état de la connaissance, aux contaminations d'origine cutanéomuqueuses et d'origine environnementale, dont le comportement diffère.

Le recours à des paramètres « indicateurs d'efficacité de traitement » pourrait compenser, dans une certaine mesure, les difficultés d'interprétation que pose le devenir des agents pathogènes soumis à une désinfection. Ainsi, les indicateurs d'efficacité de traitement renseignent sur le résultat de la désinfection quant à la diminution d'un danger microbiologique. Ces indicateurs peuvent être soit des paramètres microbiologiques (à condition que l'indicateur soit plus résistant aux traitements de désinfection que les micro-organismes pathogènes qu'il représente) et/ou des paramètres physico-chimiques.

Toutefois, en pratique, la notion de micro-organismes « indicateurs d'efficacité de traitement » ne constitue pas une solution suffisante pour apprécier l'innocuité d'une eau de piscine après désinfection : en effet, le comportement de certains pathogènes, tels que *Giardia* ou *Cryptosporidium*, est très différent de celui des bactéries indicatrices d'efficacité. Les parasites sont généralement plus résistants que les virus, eux-mêmes plus résistants que les bactéries (avec de larges exceptions telles les mycobactéries et les formes végétatives ou sporulées des bactéries, par exemple).

Le recours à des paramètres physico-chimiques (chlore libre résiduel, turbidité, etc.) constitue une alternative.

Telles sont les raisons pour lesquelles les recommandations présentées dans le chapitre suivant porteront d'une part, sur des indicateurs bactériologiques et physico-chimiques, dont la pertinence pour représenter le risque d'origine fécale sera justifiée, d'autre part sur les deux micro-organismes pathogènes (*Staphylococcus aureus* et *Pseudomonas aeruginosa*) dont la représentativité est communément admise (recommandations de l'OMS et de certains pays étrangers) pour évaluer les risques microbiologiques d'origine autre que fécale, en piscine. De fait, il est proposé de ne rechercher les autres pathogènes qu'en cas de circonstance particulière (non-conformité persistante malgré les mesures correctives, contamination manifeste, etc.).

7 Recommandations

Ce chapitre propose des mesures qui visent à optimiser la gestion de la qualité de l'eau, de l'air et des surfaces dans les piscines, en vue de limiter l'exposition des populations concernées aux dangers physiques, chimiques et microbiologiques identifiés dans le présent rapport.

Ces mesures portent sur :

- ▶ l'hygiène des baigneurs ;
- ▶ l'agencement, l'entretien et le nettoyage des locaux ;
- ▶ le traitement de l'eau (hydraulicité, apport d'eau neuve, filtration, désinfection et traitements complémentaires) ;
- ▶ la gestion de la qualité de l'eau ;
- ▶ la gestion de la qualité de l'air (renouvellement, hygrométrie et température) ;
- ▶ le nettoyage et l'entretien des surfaces.

En effet, les risques sanitaires associés aux piscines peuvent être la conséquence d'un ou plusieurs facteurs, principalement :

- ▶ un traitement de l'eau inadapté (installations sous-dimensionnées, désinfection mal maîtrisée, entretien insuffisant des filtres, recyclage et renouvellement de l'eau insuffisants, panne, mauvaise gestion des anomalies, etc.) ;
- ▶ un non-respect des règles d'hygiène par les baigneurs (non-respect des règles de circulation, absence de douche savonnée avant la baignade, porteurs sains et malades, etc.) ;
- ▶ des contaminations accidentelles lors d'émissions de selles ou de vomissements ;
- ▶ un entretien défectueux des locaux (nettoyage insuffisant des sols, des vestiaires, des sanitaires et des plages, utilisation inadaptée des produits de nettoyage) ;
- ▶ un renouvellement de l'air insuffisant et/ou non maîtrisé ;
- ▶ une sur-fréquentation de l'établissement ;
- ▶ une mauvaise gestion et une surveillance insuffisante de la piscine par le personnel technique chargé du traitement de l'eau et de l'entretien des surfaces.

7.1 Hygiène des baigneurs

L'hygiène des baigneurs a un impact direct sur la qualité de l'eau et indirect sur celle de l'air dans les piscines. Elle a aussi un impact direct sur la propreté et la contamination des surfaces.

Agir sur la pollution apportée par chaque baigneur, notamment les matières organiques, en instaurant certaines règles d'hygiène permettra de réduire les contaminations et la consommation de produits chimiques de traitement.

La formation de sous-produits de désinfection, aussi bien dans l'eau que dans l'air sera, par la même, diminuée.

Il est donc essentiel de sensibiliser les usagers et de veiller au respect de règles élémentaires d'hygiène corporelle avant l'accès aux bassins. Aussi, la première mesure à prendre est de prévenir les dangers en incitant les usagers à modifier leurs comportements et à appliquer des règles souvent admises à l'étranger comme par exemple :

- ▶ le respect des zones de déchaussage (zones pieds nus / pieds chaussés) ;
- ▶ l'utilisation d'un maillot de bain exclusivement réservé à cet effet ;
- ▶ le port d'un bonnet de bain ou, au minimum, l'obligation d'attacher les cheveux ;
- ▶ le respect des précautions intimes avant la baignade (passage aux toilettes) ;
- ▶ l'absence d'utilisation de produits cosmétiques ;
- ▶ l'obligation de prendre une douche savonnée avant d'accéder aux bassins;
- ▶ le passage obligatoire par un pédiluve;
- ▶ l'utilisation d'accessoires régulièrement entretenus et réservés exclusivement à un usage dans la piscine (planches, bouées, bouteilles de plongée sous marine, etc.) ;
- ▶ le respect de la FMI. Compte tenu de l'évolution des pratiques et de la structure des bassins, il serait souhaitable d'exprimer la FMI en baigneur par unité de volume (m³) et de la compléter par une fréquentation maximale journalière plus représentative de la pollution apportée par les baigneurs. L'absence de données sur les caractéristiques du parc de piscines (profondeur, surface) ne permet pas actuellement de proposer des seuils en la matière ;
- ▶ informer les usagers par des messages (affiches, plaquettes, prospectus, documents vidéo, etc.) sur les règles d'hygiène. Leur attention devra être attirée entre autres sur les risques de contamination inter-baigneurs et sur l'interdiction d'accès aux bassins pour toute personne présentant des infections cutanées ou des symptômes apparants de maladies transmissibles comme par exemple, une rhino-pharyngite, des diarrhées, des vomissements, etc.

De plus, l'Afsset déconseille le port des lentilles de contact pendant la baignade en piscine. En effet au regard des risques identifiés, les lentilles de contact peuvent être une source d'aggravation de pathologies oculaires (conjonctivites, kératites) liées aux effets irritants de certains sous produits de désinfection présents dans l'eau et/ou dans l'air. De plus, elles peuvent favoriser la survenue de conjonctivites ou kératites d'origine infectieuse, impliquant des micro-organismes tels que *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*, adénovirus, enterovirus, *Acanthamoeba*.

Enfin, les personnes responsables de la gestion devront impérativement veiller à la bonne application de ces mesures.

7.2 Agencement, entretien et nettoyage des locaux et des installations

L'agencement et la conception des vestiaires, des annexes sanitaires et des pédiluves doivent permettre de limiter les salissures et faciliter les opérations d'entretien et de nettoyage. Les précautions suivantes vont dans ce sens :

- ▶ définir une zone de chevauchement « pieds nus, pieds chaussés » la plus réduite possible. Il s'agit d'établir une circulation des baigneurs, de type « marche en avant », en évitant le croisement du « circuit sale » et du « circuit propre » ;
- ▶ prévoir des pentes de sols favorisant l'écoulement des eaux de ruissellement et de lavage vers des rigoles spécifiques ou des bondes d'évacuation pour éviter toute stagnation ou déversement d'eau dans les bassins. Ces dispositifs de collecte doivent être conçus pour permettre leur entretien quotidien ;
- ▶ créer des zones de circulation suffisamment larges dans les vestiaires et les annexes sanitaires pour permettre un nettoyage mécanisé (auto-laveuse par exemple) ;
- ▶ utiliser des revêtements de sol appropriés, robustes, antidérapants et faciles à nettoyer. Dans les vestiaires et les annexes sanitaires notamment, les matériaux des parois et des équipements (cabines, casiers, etc.) doivent être lisses et résistants ;
- ▶ installer les cuvettes des toilettes en élévation : ils ne doivent pas reposer directement sur le sol pour que le nettoyage soit plus facile ;
- ▶ prescrire des pédiluves et des douches, quelle que soit la surface des bassins. Les pédiluves et les douches doivent être conçus pour être empruntés obligatoirement et aisément, notamment par les usagers à mobilité réduite. Les douches doivent être équipées d'un système de distributeur à savon incitant les usagers à se savonner ;
- ▶ les pédiluves, d'une longueur minimale de 3 mètres, doivent être vidangés quotidiennement et installés en amont et en aval des vestiaires. L'installation de pédiluves en amont des vestiaires rend nécessaire la création d'une surface spécifique pour le déchaussage et le re-chaussage à l'entrée de la piscine après l'accueil. Cette surface qui se salit rapidement doit être nettoyée fréquemment dans la journée. L'installation d'un lave-pied alimenté en eau additionnée d'un produit désinfectant qui est autorisée par la réglementation actuelle pour pallier l'absence de pédiluve n'est pas assez efficace et mérite d'être abandonnée ;
- ▶ dans les nouveaux établissements, installer un chauffage au sol basse température, notamment dans les vestiaires, pour des raisons d'hygiène, de sécurité et de confort. Un sol sec réduit les risques de glissade et de contamination microbiologique ;
- ▶ le bac tampon doit être facilement accessible au personnel d'entretien (zone d'accès périphérique, bon éclairage, etc.) et équipé d'une ventilation mécanique forcée pour permettre la réalisation des opérations d'entretien en toute sécurité. Muni d'une vidange, il doit aussi être conçu pour éviter tout débordement et pour assurer une bonne homogénéisation de l'eau. Ses parois et le fond doivent être en matériaux lisses (carrelage, liner, etc.) ;
- ▶ établir un protocole de nettoyage pour chaque établissement. Il pourrait s'appuyer sur un guide de bonnes pratiques d'hygiène et d'application d'une démarche qualité de type HACCP. Son élaboration par les professionnels concernés doit être envisagée. Une liste des points principaux à considérer dans un tel protocole (nature des produits chimiques utilisés, matériel de nettoyage mis en œuvre et modalités de nettoyage), figure en Annexe 8. Ce guide devra aussi proposer des mesures de gestion des anomalies, notamment des accidents fécaux et vomitoires ;
- ▶ nettoyer régulièrement les installations de ventilation (grilles d'aération, etc.) afin de limiter l'émission de moisissures allergènes dans l'air (*Aspergillus*, etc.) ;
- ▶ réguler le débit d'air en fonction du nombre de nageurs présents.

Considérant les produits de nettoyage, souvent utilisés de manière inappropriée et inefficace, il est souhaitable que leur utilisation soit encadrée réglementairement pour leurs usages en piscines (sols, pédiluves, bassin tampon, bassins de natation, etc.), comme le sont les produits de désinfection de l'eau.

7.3 Traitement de l'eau

Le traitement de l'eau est nécessaire pour en garantir une bonne limpidité et réduire à un niveau acceptable la pollution apportée par les baigneurs, notamment la matière organique et les contaminations microbiologiques. Le traitement présente l'inconvénient de générer la formation de sous-produits de désinfection indésirables qu'il convient de mieux maîtriser.

En ce domaine, plusieurs niveaux d'action doivent être envisagés. Des mesures techniques sont proposées ci-dessus. Les principales évolutions à prévoir portent sur les points suivants :

► Les pédiluves

La réglementation en vigueur prescrit une alimentation en eau courante et désinfectante non recyclée. La meilleure solution consiste à les alimenter par l'eau du bassin en la « surchlorant » pour maintenir une concentration de chlore résiduel de 5 mg.L⁻¹.

► Le bac tampon

Le bac tampon nécessite un nettoyage régulier. Dans les piscines désinfectées au chlore, le « stripage » accompagné d'une extraction d'air efficace doit être encouragée au niveau du bac tampon. Cette opération permet de réduire sensiblement la teneur en composés chlorés dans l'eau et dans l'air des bassins et dans la plupart des cas, d'éviter de recourir à des mesures de destruction des sous-produits de désinfection souvent onéreuses et complexes.

► La filtration

Son rôle est déterminant dans le traitement de l'eau. En effet, les performances de la désinfection et la qualité sanitaire de l'eau, et indirectement celle de l'air, dépendent de de sont efficacité, particulièrement pour la rétention des matières organiques en suspension et des protozoaires. Il peut donc paraître paradoxal que les caractéristiques des filtres ne soient pas mieux définies sur le plan réglementaire.

L'absence de coagulation, l'augmentation des vitesses de filtration et la «miniaturisation» des filtres sont à déconseiller. Cependant, compte tenu de la diversité des filières de traitement et des connaissances actuelles, il n'est pas possible de proposer des règles de dimensionnement et une valeur limite pour la vitesse de filtration,

L'obligation de résultats, au travers de nouveaux indicateurs d'efficacité, tels que la turbidité et les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices évoqués ci-dessous, est une solution qui peut permettre de pallier l'absence de toute obligation de moyens dans la réglementation.

Quoi qu'il en soit, la question d'une évolution du cadre réglementaire visant cette étape de traitement se pose et quelques recommandations techniques peuvent être proposées, par exemple:

- diriger à l'égout les premières eaux filtrées après un cycle de lavage ;
- installer un système de visualisation des eaux de lavage ;
- opérer le lavage des filtres en combinant de l'eau et de l'air ;
- automatiser le lavage des filtres.

► La désinfection

Pour des raisons de sécurité, les conditions d'utilisation des produits de désinfection doivent être encadrées (interdiction d'introduire des produits chimiques directement dans le bassin ou des galets de désinfectants dans les écumeurs de surface, obligation de pompe doseuse pour les produits liquides, etc.).

L'installation de dispositifs d'enregistrement et de régulation automatique en continu de la teneur en désinfectant et du pH, paramètres dont dépend l'efficacité de la désinfection, doit être recommandée.

L'acide ascorbique pourrait avantageusement remplacer le bisulfite de sodium pour neutraliser l'effet du désinfectant, afin de limiter les risques pour le personnel technique.

S'agissant du chlore stabilisé, il est proposé une concentration de chlore disponible comprise entre 2 à 4 mg.L⁻¹ afin d'éviter les sur-chlorations, inutiles pour la désinfection et préjudiciables au confort et à la santé des usagers.

Ces sur-chlorations sont agressives pour la peau des baigneurs. Elles contribuent ainsi à une augmentation des apports en matière organique dans l'eau et à la formation de composés chlorés en quantités plus importantes dans l'eau et dans l'air (trichlorure d'azote, etc.).

S'agissant du chlore non stabilisé, afin de réduire la formation de sous-produits et améliorer la qualité de l'eau et de l'air, une révision à la baisse de la concentration maximale de chlore actif est envisageable. Cette mesure ne pourra s'appliquer qu'à la double condition que les règles d'hygiène proposées ci-dessus soient rigoureusement respectées et que la surveillance de la qualité de l'eau qui incombe à l'exploitant soit effectivement définie. Pour fixer la concentration, les pays qui appliquent des règles d'hygiène équivalentes peuvent être des références.

Le brome n'est plus utilisé dans les piscines recevant du public. L'absence de données ne permet pas d'évaluer les limites de concentration en vigueur.

Les concentrations en ozone n'appellent pas de commentaire.

S'agissant du PHMB, l'Afsset déconseille son utilisation, ce produit n'ayant pas fait la preuve de son efficacité comme désinfectant dans les piscines publiques (Afsset, 2009a).

► Le recyclage de l'eau pour son traitement

Une diminution des limites de durée de recyclage augmenterait la cadence du traitement et irait apparemment dans le sens d'une amélioration de la qualité de l'eau. Cependant, elle risque de se traduire par une dégradation inhérente à l'augmentation de la vitesse de filtration qui n'est pas règlementée. Cette évolution serait donc dommageable pour la qualité du traitement, si elle n'était pas accompagnée d'une augmentation appropriée de la surface de filtration. A l'inverse, une réduction de la cadence du recyclage aurait un même effet dommageable, en augmentant le temps de séjour de l'eau dans le bassin, alors que celle-ci doit rester désinfectante, malgré la pollution apportée par les baigneurs.

Pour les bassins, il ne serait donc pas pertinent de proposer une évolution sur ce point, en l'état des informations et des données disponibles. Il est à noter que les durées de recyclage prescrites dans la réglementation actuelle doivent être appliquées à tous les bassins, quelle que soit leur surface. L'installation de dispositifs permettant leur surveillance par l'exploitant et leur contrôle par le service de l'Etat compétent est recommandée.

S'agissant des pataugeoires, l'âge de la population exposée, la fréquentation élevée au regard de leurs dimensions et les résultats du contrôle sanitaire justifient que la durée de recyclage soit réduite de 30 à 15 minutes.

► Le renouvellement ou apport d'eau neuve

L'augmentation du volume réglementaire en apport d'eau neuve, lequel est actuellement de 30 L par baigneur et par jour, n'est pas recommandée. Cette pratique est insuffisante pour abaisser la concentration de chloramines.

De plus, elle ne permet pas d'agir valablement sur les facteurs responsables de la production des sous-produits de désinfection. Elle constitue également un gaspillage d'eau et d'énergie.

► Les vidanges

Les pédiluves et les pataugeoires doivent être vidangés quotidiennement.

Pour les autres bassins, la fréquence semestrielle prescrite par la réglementation en vigueur est un minimum. La vidange doit être accompagnée d'un nettoyage et d'une désinfection complète des installations.

► Les matériaux des équipements participant au traitement

S'agissant des matériaux en contact avec l'eau, des dispositions doivent être prévues pour prévenir un relargage éventuel de substances susceptibles de présenter un danger pour le baigneur. Il est recommandé l'utilisation de matériaux autorisés pour le traitement et la distribution des eaux potables.

► Les traitements complémentaires

Des produits divers tels que les algicides sont fréquemment ajoutés dans les bassins. Leur utilisation en piscine n'est pas réglementée actuellement. La question de leur innocuité et d'une interférence éventuelle avec les produits de désinfection se pose. Il est recommandé que ces produits fassent l'objet d'une autorisation préalable à leur utilisation en piscine.

7.4 La qualité de l'eau : paramètres et limites

Les propositions concernent la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau.

7.4.1 Paramètres physico-chimiques

► Teneur en matières organiques

L'appréciation de la teneur en matières organiques par l'indice KMnO_4 , prescrit par la réglementation en vigueur, est une méthode peu pertinente. La mesure du carbone organique total (COT) par la méthode normalisée apporte une information plus fiable et des résultats reproductibles. Il est proposé que la mesure du COT remplace l'indice KMnO_4 .

Cependant, la valeur limite de 8 mg.L^{-1} de COT proposée par l'Afssa à l'issue d'une étude de correspondance entre les deux paramètres n'a pas été retenue. En effet, le groupe de travail a considéré cette valeur comme excessive, au regard du rôle déterminant des matières organiques dans la formation de la biomasse (biofilms) et des sous-produits de désinfection qui doivent être impérativement mieux maîtrisés. Cette valeur représenterait également une augmentation de 6 mg.L^{-1} de COT par rapport à la référence de qualité en vigueur pour l'eau du réseau d'alimentation publique utilisée en piscine qui est de 2 mg.L^{-1} de COT, alors que l'augmentation n'est actuellement que de 4 mg.L^{-1} pour l'indice KMnO_4 . Enfin, selon les données disponibles de la base Sise-EAUX, les teneurs en COT dans l'eau de piscines présentant des résultats conformes, varient entre 4 et 6 mg.L^{-1} .

Considérant que l'exigence doit être élevée, mais rester accessible, il est proposé de fixer le seuil de COT à 5 mg.L^{-1} à titre expérimental, pendant une période de deux ans qui serait mise à profit pour recueillir les éléments permettant d'en vérifier la pertinence.

► Turbidité de l'eau

La turbidité de l'eau est un bon indicateur de l'efficacité de la filtration. Au vu des connaissances actuelles, il est proposé de fixer la limite de la turbidité à 0,3 NFU sortie de filtre.

► Teneur en chloramines

La recommandation d'abaisser le seuil de chloramines dans l'eau risque de provoquer une généralisation de l'installation des déchloramineurs. Il est donc proposé de maintenir la limite actuelle de $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ dans l'eau des bassins et de fixer un seuil de $0,3 \text{ mg.m}^{-3}$ en trichloramine dans l'air. Ces seuils devront être réévalués régulièrement en fonction de l'avancement des connaissances scientifiques. Il est recommandé de maintenir le suivi des chloramines dans l'eau et d'intégrer le suivi de la trichloramine dans l'air au niveau du contrôle sanitaire.

L'utilisation de déchloramineurs n'est pas préconisée une action sur la formation des précurseurs de chloramine est préférable à la mise en œuvre d'un tel traitement visant à réduire les chloramines formées.

► Teneur en trihalométhanes

S'agissant des THM totaux, il est recommandé que soit étendue à toutes les piscines la valeur limite de $100 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, actuellement en vigueur dans les piscines équipées de déchloramineurs et proposée par l'OMS pour l'eau potable. Cette valeur limite pourra être reconsidérée en fonction des résultats des études visant à mieux caractériser l'exposition dans les piscines françaises. Notamment, les données expérimentales rapportées dans le chapitre 5.4 suggèrent que, pour une concentration en chloroforme dans l'eau d'environ $30 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, la concentration dans l'air peut atteindre $130 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$. De fait, une concentration en THM de $100 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ dans l'eau pourrait être associée à une teneur bien supérieure dans l'air et représenter, pour la voir respiratoire, un risque sanitaire pour les nageurs de haut niveau et dans le cas du scénario pire cas.

C'est pourquoi il est proposé une valeur guide de $20 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ en THM totaux dans l'eau, à l'instar de la norme allemande en attendant les résultats des investigations scientifiques.

Les autres paramètres physico-chimiques visés par la réglementation en vigueur n'appellent pas de commentaires.

7.4.2 Sur la qualité microbiologique

► Micro-organismes revivifiants à 36°C

Le dénombrement des micro-organismes revivifiants à 36°C¹⁵ représente un indicateur de la qualité microbiologique globale de l'eau.

Son augmentation peut traduire des dysfonctionnements au sein des installations de traitement et de recyclage de l'eau. Il peut aussi révéler une efficacité insuffisante du désinfectant utilisé.

Il est donc proposé de conserver ce paramètre pour lequel la limite actuelle de 100 UFC/mL apparaît pertinente. Cette valeur est également recommandée par l'OMS et retenue par un grand nombre de pays étrangers, à l'exception de la Suisse. Etant donné la méthode normalisée actuellement employée, cette valeur est quantifiable et fiable.

► Coliformes totaux

Les bactéries coliformes ou «coliformes totaux» correspondent à des souches bactériennes plus souvent environnementales que fécales. Dans une eau de piscine désinfectée et désinfectante, ces bactéries constituent plutôt un indicateur d'efficacité de la désinfection que d'une contamination fécale. Leur principal intérêt réside dans le fait qu'ils sont plus facilement détectables que d'autres indicateurs, tels qu'*E. coli* et les entérocoques intestinaux, en raison de leur nombre plus élevé en cas de contamination. Cet intérêt ne semble pas suffisant pour justifier leur recherche car d'autres paramètres chimiques et microbiologiques renseignent sur l'efficacité de la désinfection. De plus, l'OMS n'en recommande pas leur mesure. La suppression de ce paramètre semble donc envisageable.

► *Escherichia coli*

E.coli sont des bactéries d'origine strictement fécale, excrétées en grandes quantités dans les fèces. Ils constituent à la fois un indicateur de contamination fécale récente et un indicateur d'efficacité de la désinfection dans une eau de piscine, désinfectée et désinfectante. Leur absence témoigne d'une efficacité de la désinfection vis-à-vis des germes de comportement similaire (*Shigella*, *Salmonella*, *E. coli* 0157 : H7 etc.). Il convient de signaler que les concentrations fécales d'*E. coli* non pathogènes types seront toujours plus élevées que celles des souches pathogènes, même au cours des éclosions. Toutefois, leur absence ne signe pas l'absence de certains micro-organismes pathogènes d'origine fécale, qui survivraient plus longtemps dans l'environnement et seraient plus résistants aux désinfectants.

Leur présence peut donc signifier une inefficacité de la désinfection et/ou une contamination fécale récente de l'eau du bassin, non jugulée par la concentration résiduelle en désinfectant, faute d'un temps de contact suffisant. Dans ce cas, la concentration en désinfectant dans l'eau, mesurée au point et au moment du prélèvement, devrait renseigner sur l'origine de l'anomalie révélée par la détection de cet indicateur.

Il est donc proposé de remplacer le suivi du paramètre «coliformes thermotolérants», actuellement présent dans la législation, par la recherche et le dénombrement d'*E. coli* et de fixer la limite «absence dans 100 mL».

¹⁵ Terminologie AFNOR permettant de déterminer le paramètre visé dans le CSP sous le terme microorganisme revivifiants à 37°C (AFNOR, 1999)

C'est d'ailleurs ce qui est déjà pratiqué couramment dans les laboratoires agréés par le Ministère de la Santé pour le contrôle sanitaire des piscines depuis la révision en septembre 2000 de la norme de détection des bactéries coliformes (AFNOR, 2000).

► Entérocoques intestinaux

Les entérocoques intestinaux sont des bactéries d'origine fécale et constituent des indicateurs semblables à *E. coli*. Ils sont moins spécifiques vis à vis d'une contamination fécale qu'*E. coli* puisqu'ils ne sont pas retrouvés systématiquement dans le tractus gastro-intestinal humain (environ 75% de porteurs) et présents à des concentrations inférieures à celles d'*E. coli*. Néanmoins, ils sont plus résistants au chlore et à l'ozone que ces derniers et peuvent donc être utiles pour statuer sur la qualité sanitaire de l'eau.

C'est pourquoi, il est proposé de les rechercher et de fixer comme limite «absence dans 100 mL».

Les études actuelles ne permettant pas d'établir une corrélation entre les concentrations en *E. coli* et en entérocoques intestinaux et de nombreux pathogènes humains, dont certaines bactéries (*Pseudomonas aeruginosa*, mycobactéries atypiques, etc.), plusieurs virus et certains protozoaires (notamment *Cryptosporidium* sp. et *Giardia*) susceptibles de contaminer l'eau des bassins, la recherche d'autres micro-organismes est, par conséquent, fortement recommandée.

► Spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices

Les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices sont considérées comme un indicateur d'efficacité des traitements par rétention (dont la filtration), pour l'élimination des protozoaires. Comme évoqué précédemment, elles représentent un intérêt, en termes d'obligation de résultats, afin de pallier la difficulté de réglementer les paramètres techniques de filtration.

Il est donc proposé de suivre cet indicateur et de fixer comme objectif de qualité «absence dans 100 mL». En cas de résultat positif et notamment s'il est détecté parallèlement une anomalie pour d'autres indicateurs, la recherche de *Cryptosporidium* et *Giardia* est recommandée. Un bilan à 2 ans afin de vérifier la pertinence de ce paramètre est également proposé.

► Staphylocoques pathogènes

Les staphylocoques pathogènes constituent l'unique indicateur du risque de contamination interhumaine, ce germe étant apporté uniquement par les baigneurs et donc lié à la fréquentation du bassin. Détectés à des concentrations élevées, ils indiquent un défaut d'élimination et de traitement du film de surface, signes d'un dysfonctionnement technique.

Concernant leur recherche, il est proposé, pour 90% des échantillons prélevés au cours des 12 derniers mois, de fixer comme objectif de qualité «absence de staphylocoque pathogène dans 100 mL» et, pour les 10 % des échantillons restants, de fixer une limite de 30 UFC/100 mL. Ces seuils pourraient être revus en fonction de l'acquisition de nouvelles données. La question de l'applicabilité d'une telle limite aux piscines à ouvertures saisonnières se pose compte tenu du faible nombre d'analyses pendant la saison d'été. Une solution pourrait consister à prescrire l'absence de staphylocoques pathogènes dans 100 mL pour 100 % des échantillons.

► *Pseudomonas aeruginosa*

Les *P. aeruginosa* peuvent être véhiculés par l'eau, l'air et les sols. Dans les eaux de piscine, en raison de leur résistance aux agents désinfectants et de leur caractère hydro-tellurique, ils constituent un indicateur de la survie et de la persistance des agents pathogènes adaptés aux milieux hydriques.

Leur recherche est recommandée par l'OMS et retenue par les pays précités. Il est donc recommandé que ce paramètre soit suivi, avec la limite «absence dans 100 mL».

7.5 La qualité de l'air

La santé et le confort de la population exposée ainsi que l'état des locaux et des installations exigent une bonne maîtrise de la qualité de l'air, de l'hygrométrie et de la température ambiante. A cet effet, la ventilation est le principal moyen de gestion disponible.

Actuellement, les piscines sont considérées comme des locaux à pollution non spécifique au sens de l'art. R4222-3 du code du travail (Code du travail, 2009).

Compte-tenu des dangers chimiques identifiés et leurs pathologies associées et les résultats de l'évaluation des risques physico-chimiques et microbiologiques, il est recommandé que les piscines soient considérées comme un local à pollution spécifique, au titre du même article du Code du Travail.

► Débit de renouvellement d'air

Dans le cas où les piscines seraient classées comme un local à pollution spécifique il est recommandé un seuil minimal de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ par occupant. Ce seuil est déjà mis en place dans certains établissements récents. De plus, les locaux techniques pourraient faire l'objet d'une ventilation «forcée» et indépendante de celle du bâtiment principal.

► Qualité de l'air intérieur

Dans les piscines désinfectées au chlore, il est recommandé la mesure de la trichloramine dans l'air deux fois par an, dont l'une au moins en hiver. Pour chaque mesure, il conviendra de réaliser deux prélèvements en deux lieux différents situés l'un à 30 cm au dessus de la surface de l'eau et l'autre dans la zone de respiration des travailleurs, soit à 1,70 m de hauteur.

Le contrôle sanitaire devrait intégrer également les éléments suivants :

- la température, l'hygrométrie, le débit de ventilation et le débit d'air neuf.
- un contrôle annuel des débits fournis par les centrales de traitement de l'air (CTA).

L'ensemble de ces éléments devront également être suivis dans le cadre de la surveillance sanitaire de l'exploitant et consignés dans le carnet sanitaire.

Bien qu'une VLEP pour le dichlorométhane soit en cours de construction à l'Afsset, les données disponibles ne sont pas suffisantes pour proposer une valeur limite d'exposition (VLE) relative aux principaux sous-produits volatils de chloration (trichloramine, THM, etc.). De fait, il est recommandé que les seuils définis par les critères ALARA soient appliqués.

7.6 Suivi de l'état sanitaire des piscines par l'exploitant

Actuellement, le suivi sanitaire des piscines porte essentiellement sur la qualité de l'eau des bassins, lequel fait l'objet d'un contrôle mensuel par le service compétent de l'Etat. La surveillance et le contrôle de la qualité sanitaire de l'air et des surfaces n'est pas prévue. Or, au regard des dangers identifiés, la surveillance quotidienne par l'exploitant s'avère déterminante.

De fait, le contrôle mensuel réglementaire de la qualité de l'eau est insuffisant pour caractériser l'état sanitaire d'une piscine et permettre de gérer complètement les anomalies.

En cas de contamination microbiologique, par exemple, au mieux, les résultats microbiologiques ne sont connus que 2 ou 3 jours après les prélèvements, les usagers pouvant être exposés à des dangers pendant cette période.

Il est donc recommandé que le cadre réglementaire évolue vers une responsabilisation de l'exploitant, en fixant les lignes directrices de l'auto-contrôle et en adaptant la fréquence des contrôles sanitaires réglementaires.

La surveillance permanente par l'exploitant de la qualité de l'eau (analyse et enregistrement en continu de paramètres physico-chimiques, volumes renouvelés, etc.), de l'air (débits, hygrométrie, etc.) et de la contamination du sol (ATP-métrie, gélose contact, etc.) est encouragée. Les résultats, opérations, anomalies, consommation en réactifs, etc. devront être consignés dans un fichier sanitaire.

Il convient également de porter une attention particulière à la qualité de l'eau des douches, par la mise en œuvre d'un programme de maintenance de l'installation de production et du réseau intérieur, et à la recherche de légionelles conformément à l'arrêté de 1 février 2010 relatif à la surveillance des légionelles dans les installations de production, de stockage et de distribution d'eau chaude sanitaire et d'imposer des contrôles supplémentaires en cas de résultats positifs, associés à des mesures correctives (production > 55°C, soutirage régulier des points d'usage, etc.) (Journal Officiel de la République française, 2010).

7.7 Le cas particulier des très jeunes enfants

La circulaire du 3 juin 1975 du ministère chargé de la jeunesse et des sports (Ministère de la Jeunesse et des Sports, 1975), relative à «l'initiation des très jeunes enfants en milieu aquatique», fixe les conditions d'hygiène et d'encadrement à respecter pour l'organisation de l'activité « bébés nageurs ».

Le présent rapport met en évidence des risques liés à la présence de très jeunes enfants dans l'eau des piscines de deux ordres :

- ▶ du fait de l'immaturation de leurs systèmes respiratoire et immunitaire, les très jeunes enfants constituent une population particulièrement sensible, face aux risques sanitaires afférents à la fréquentation des piscines ouvertes au public. Comme il a été mentionné au chapitre 5, des études signalent une plus grande sensibilité des jeunes enfants aux produits chlorés et aux sous-produits chlorés présents dans l'eau et dans l'air des piscines. Ils génèrent chez eux des risques plus élevés d'asthme, de bronchite, de symptômes respiratoires et d'eczéma.
- ▶ cette population représente l'une des principales sources potentielles de contamination de l'eau et indirectement de l'air, par l'émission non maîtrisée de selles ou d'urine entraînant une dégradation importante de la qualité de l'eau (Barbot et Moulin, 2008) pouvant exposer les baigneurs à des contaminations potentielles.

7.7.1 L'accueil en groupe dans le cadre de l'activité « bébé nageur »

S'agissant d'une activité spécifique qui exige un personnel d'encadrement qualifié (dont la définition n'entre pas dans le champ du présent rapport) et des conditions d'hygiène plus strictes que pour la population générale, il est indispensable que son organisation soit déclarée à l'autorité compétente, de telle sorte que les services concernés (services de l'Etat et de PMI) puissent en organiser le contrôle.

Il est recommandé de veiller à l'information des parents des risques inhérents à cette activité. Il convient de faire réaliser un examen préalable par un médecin qui délivrera un certificat médical de non contre-indication. Il lui appartient de définir les indications et contre-indications individuelles (absence de maladies infectieuses, d'affections de la peau, d'otites récidivantes, d'asthmes, de symptômes respiratoires, etc.).

Il est recommandé le port d'une couche jetable adapté au bain.

Le respect de conditions d'hygiène plus strictes implique que l'activité soit pratiquée dans un bassin réservé, hors la présence de tout baigneur autre que les encadrants et les parents. Sa profondeur doit leur permettre d'avoir pied. Pour maintenir une eau de bonne de qualité et pallier aux contaminations non maîtrisées apportées par les bébés, il est proposé de mettre en place les mesures suivantes :

► Avant l'activité :

- procéder à un double recyclage de l'eau du bassin concerné en appliquant la durée imposée par la réglementation en vigueur ;
- la teneur en désinfectant résiduel devra être portée, avant la séance, à la valeur maximale autorisée, puis maintenue à une concentration aussi élevée que possible, celle-ci ne devant pas être inférieure à la valeur minimale prescrite par la réglementation ;
- la ventilation ne devra pas être coupée ou ralentie la nuit qui précède l'activité « bébés nageurs ». Si possible, une ventilation de la piscine et notamment du hall des bassins en tout air neuf pendant une heure au moins devra être appliquée avant le début de la séance ;
- la température de l'eau doit être appropriée à cet âge (32°C), en raison de l'imperfection du système de thermorégulation de l'enfant ;
- la température de l'air ambiant devra être accordée à celle de l'eau ;
- la concentration en chloramines dans l'eau du bassin ne devra pas dépasser la valeur de 20 µg.L⁻¹ (valeur prescrite en Allemagne pour la population générale) ;
- la valeur limite de la turbidité devra être de 0,2 NFU ;
- une surveillance attentive au bord du bassin pour détecter tout accident fécal et pour dépister toute réaction d'alarme, pâleur, rougeur, tremblement devra être organisée.

► Après l'activité et avant l'ouverture du bassin aux autres usagers :

- réaliser un recyclage complet du bassin concerné en appliquant la durée imposée par la réglementation en vigueur ;

- porter la teneur en désinfectant résiduel de chlore actif à la concentration maximale autorisée, pendant quelques heures ;
- vérifier que les limites fixées pour les paramètres physico-chimiques contrôlables *in situ* (résiduel en chlore, pH, turbidité, etc.) sont conformes à la réglementation.

En pratique, ces conditions impliquent que seul un groupe d'enfants pourra être accueilli dans la journée, le matin à l'ouverture de la piscine après une nuit de traitement. L'eau aura été traitée en continu toute la nuit, l'air aura été bien renouvelé et les sols auront été nettoyés.

Ces recommandations sont valables pour des piscines désinfectées au chlore seul.

En l'absence de connaissances sur les dangers liés aux sous-produits de désinfection formés à partir du brome ou de l'ozone il est difficile de se prononcer sur la pratique de l'activité « bébés nageurs » dans les bassins désinfectés par ces produits.

De même, en l'état des connaissances sur du PHMB, cette activité ne devrait pas être envisagée avec ce désinfectant (Afsset, 2009).

7.7.2 Accueil individuel hors activité « bébés nageurs ».

Les très jeunes enfants peuvent pratiquer la baignade lors de l'ouverture des bassins à la population générale. Pour des raisons évidentes, les conditions relatives à la qualité de l'eau proposées au chapitre 7.7.2. ne peuvent pas être mises en œuvre dans ce cadre.

Les seules mesures envisageables concernent l'information des parents sur les risques sanitaires, sur l'intérêt de l'examen médical préalable et sur l'interdiction d'accès aux enfants qui ne sont pas propres et qui portent encore une couche. L'attention des parents devra aussi être attirée sur le fait qu'une évacuation immédiate de tous les baigneurs sanctionnera tout accident fécal ou urinaire qui serait constaté dans le bassin.

Cette restriction d'accès, dont l'application ne peut relever que de l'appréciation des parents, est une déclinaison du principe de précaution :

- ▶ des études montrent que la qualité de l'eau est fortement dégradée après une séance "bébés nageurs" et que les très jeunes enfants représentent donc l'une des principales sources potentielles de contamination de l'eau et indirectement de l'air ;
- ▶ le port d'une couche se révèle être une mesure dont l'insuffisance pour maîtriser les émissions est documentée ;
- ▶ d'autres études récentes montrent qu'il s'agit d'une population particulièrement sensible aux risques sanitaires liés à la fréquentation des piscines chlorées.

Cette mesure est en cohérence avec la recommandation issue de la présente évaluation des risques, prescrivant des mesures plus strictes d'hygiène individuelle pour réduire les apports de pollution par les usagers et pour ne pas les exposer à des risques sanitaires évitables.

7.8 Surveillance médicale des personnels des piscines

Il est rappelé que les travaux exposant aux dérivés aminés des produits chlorés tels que les chloramines dans les piscines figurent dans le tableau n°66 des maladies professionnels du régime général (Journal Officiel de la République Française, 2003). De fait, l'Afsset rappelle l'importance du suivi des chloramines dans l'eau et de la trichloramine dans l'air

Compte tenu des risques sanitaires identifiés dans le présent rapport, le groupe de travail recommande une surveillance médicale renforcée pour les personnels des piscines à l'embauche, pendant leur activité et après l'arrêt de leur activité. Cet examen portera sur la recherche de signes ORL, pulmonaires, ophtalmologiques et cutanés.

A l'embauche, il est proposé un examen clinique orienté :

- ▶ ORL à la recherche d'une gêne naso-sinusienne après avoir éliminé sa composante allergique à l'aide par exemple du questionnaire *Score for allergic rhinitis* (Annesi-Maesano *et al.*, 2004) ;
- ▶ pneumologique à la recherche d'un asthme ou d'une hyperréactivité bronchique comme le recommande entre autres *l'American Thoracic Society* ou *l'European Respiratory Society* ;
- ▶ ophtalmologique ;
- ▶ dermatologique.

Pendant l'exposition, il est proposé d'observer la même démarche clinique que celle suivie lors de l'examen d'embauche. En cas d'anomalie, il appartient au médecin du travail de prescrire des examens complémentaires spécifiques comme par exemple une rhinomanométrie antérieure.

En post exposition, il est proposé d'observer la même surveillance clinique que celle suivie durant la période d'exposition, avec transmission du dossier médical sur demande du salarié.

Après l'arrêt de l'activité : la même démarche clinique que pendant la période d'activité pourra être suivie par le médecin traitant assurant le suivi post-professionnel.

Cas particuliers : il appartient au médecin du travail de déterminer l'aptitude médicale des personnes nécessitant une surveillance médicale particulière (les femmes enceintes, les travailleurs âgés de moins de dix-huit ans, etc.) pour occuper leur poste.

Parallèlement à l'exposition aux sous-produits de désinfection de l'eau, les professionnels de piscine sont exposés aux produits d'entretien et de nettoyage. Ainsi des pathologies d'origine allergique peuvent apparaître « lors de l'emploi ou de la manipulation de tous produits dans l'exercice de leur profession ». La définition est très large et la liste est indicative. Les pathologies d'origine allergique des personnels de piscine qui seraient susceptibles d'être reconnues au titre des maladies professionnelles sont :

- ▶ un eczéma d'origine allergique au titre du tableau n°65 du régime général définit comme des « lésions eczématiformes récidivant en cas de nouvelle exposition au risque ou confirmées par un test épicutané positif au produit manipulé ». Parmi la liste indicative des principaux travaux susceptibles de provoquer ces maladies figurent la «préparation, emploi, manipulation des agents nocifs limitativement énumérés ci-après : agents chimiques : ammoniums quaternaires et leurs sels, notamment dans les agents détergents cationiques ».

- ▶ un urticaire de contact récidivant en cas de nouvelle exposition et confirmé par un test et reconnu dans le tableau n°44 du régime agri cole.
- ▶ une conjonctivite aiguë bilatérale récidivant en cas de nouvelle exposition ou confirmée par un test reconnu dans le tableau n°44 du régime agricole. Les ammoniums quaternaires peuvent être absorbés par les lentilles de contact et être à l'origine d'une intolérance locale. Il convient d'éviter le contact des ammoniums quaternaires avec les lentilles souples (prothèses hydrophiles) qui risqueraient de se colorer en jaune.
- ▶ un asthme d'origine allergique, au titre du tableau 66 du régime général. Ce tableau permet également une reconnaissance en maladie professionnelle pour un asthme aux ammoniums quaternaires.

7.9 Formation du personnel

Il est recommandé de mettre en place une formation pour les agents chargés de l'entretien, du traitement de l'eau et de la ventilation. La manipulation de produits, en particulier ceux utilisés pour le traitement de l'eau, doit être confiée à des personnes formées sur les dangers et sur les protections individuelles (gants, masques, bottes, lunettes, etc.) dont le port est obligatoire et sur les mesures à prendre en cas d'accident (lavages, douches oculaires, etc.).

L'employeur doit mettre en œuvre les mesures de protection collective et individuelle imposées par le Code du travail :

- ▶ évaluation des risques professionnels (avec mise à jour annuelle) recueillis dans le Document Unique ;
- ▶ fiche individuelle d'exposition ;
- ▶ mise à disposition d'équipements de protection collective adaptés conformément à la directive cadre européenne de 1989 transposés en droit français. A défaut, il doit rendre disponible pour tous les travailleurs des équipements de protection individuelle adaptés : lunettes protectrices, gants imperméables, bottes imperméables et masques. De plus, lorsqu'ils manipulent une grande quantité de produits, il faudrait leur rendre disponible un masque facial et un tablier imperméable.

7.10 Proposition d'amélioration des connaissances

Pour améliorer les connaissances nécessaires à l'évaluation des risques sanitaires liés aux piscines, plusieurs mesures doivent être envisagées :

- ▶ la création d'une base nationale de données issues du contrôle sanitaire type SISE-Piscines. Elle est indispensable pour obtenir des données d'exposition, pour vérifier la pertinence des mesures de maîtrise de la qualité de l'eau et de l'air et pour pouvoir proposer les évolutions qui se révéleraient nécessaires ;
- ▶ l'élaboration de VTR pour les sous-produits de désinfection définies comme prioritaires dans cette étude et manquantes; afin de compléter l'évaluation des risques ;

- ▶ l'élaboration de VLEP pour les sous-produits de désinfection jugés prioritaires ;
- ▶ la réalisation d'études sur :
 - les valeurs d'exposition des sous-produits de désinfection formés dans l'eau et l'air des piscines traitées à l'ozone et au brome, pour lesquels les données manquent ;
 - le gradient des concentrations en composés volatils, dans l'atmosphère des piscines, afin de pouvoir mieux évaluer l'exposition des différentes populations à ces composés ;
 - le passage trans-cutané des sous produits de désinfection.
- ▶ la réalisation d'études épidémiologiques prospectives portant sur les populations suivantes :
 - les baigneurs adultes et enfants, dont bébés nageurs (par exemple, rapprochement avec la cohorte Elfe relative au suivi d'enfant du stade embryonnaire jusqu'à l'âge adulte en ajoutant le paramètre « suivre la fréquentation piscine ») ;
 - les professionnels (maîtres nageurs et autres agents) ;
 - les nageurs de haut niveau et en particulier les enfants pratiquant dans le cadre des sports études ;
 - les personnes asthmatiques pour lesquelles la pratique de la natation est souvent recommandée par le corps médical.

Bibliographie

Abad F.X., Pinto R.M., Villena C. *et al.* (1997). Astrovirus survival in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.*; 63 (8) : 3119-22.

AFNOR. (1996). XP T90-451 - Essais des eaux - Recherche des entérovirus - Méthode par concentration sur laine de verre et détection par culture cellulaire.

AFNOR. (1999). NF EN ISO 6222 - Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiables - Comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé.

AFNOR. (2000). NF EN ISO 9308-1 - Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes - Partie 1 : méthode par filtration sur membrane.

AFNOR. (2003). NF X 50-110 - Qualité en expertise - Prescriptions générales de compétence pour une expertise.

AFNOR. (2006). XP T90-412 - Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des staphylocoques pathogènes - Méthode par filtration sur membrane.

Afssa. (2002). Evaluation quantitative du risque sanitaire lié à la présence de *Cryptosporidium* sp. dans l'eau distribuée. Document associé au rapport sur les infections à protozoaires liées aux aliments et à l'eau : évaluation scientifique des risques associés à *Cryptosporidium* sp. Maisons-alfort : Afssa. 61 p.

Afssa. (2003). Bilan des connaissances relatives aux *E. coli* producteurs de shigatoxines STEC. Maisons-Alfort : Afssa. 220 p.

Afssa. (2004). Appréciation des risques alimentaires liés aux campylobacters- Application au couple poulet / *Campylobacter jejuni*. Maisons-Alfort : Afssa. 447 p.

Afssa. (2006a). Fiche de description de danger microbiologique transmissible par les aliments : *Campylobacter* spp. Maisons-Alfort : Afssa. En ligne : <http://www.afssa.fr/Documents/MIC-Fi-Campylobacter.pdf>

Afssa. (2006b). Fiche de description de danger microbiologique transmissible par les aliments : *Yersinia enterocolitica*, *Yersinia pseudotuberculosis*. Agent de la yersiniose, pseudotuberculose. Maisons-Alfort : Afssa. En ligne : <http://www.afssa.fr/Documents/MIC-Fi-Campylobacter.pdf>

Afssa. (2007). Bilan des connaissances relatives aux virus transmissibles à l'homme par voie orale. Maisons-Alfort : Afssa. 448 p.

Afssa. (2009a). Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés aux situations de dépassement de la limite de qualité des bromates dans les eaux destinées à la consommation humaine - Saisine n° 2004 - SA-0063. Maisons-Alfort : Afssa. 15 p.

Afssa. (2009b). Appui scientifique et technique de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments pour la révision de la directive européenne 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Saisine n° 2009-SA-0093. Maisons-Alfort : 15 p.

Afssa. (2009c). Fiche de description de danger microbiologique transmissible par les aliments : *Salmonella* spp. Maisons-Alfort : Afssa. En ligne : <http://www.afssa.fr/Documents/MIC-Fi-Salmonellaspp.pdf>

Afssa. (2009d). Fiche de description de danger microbiologique transmissible par les aliments : *Staphylococcus aureus* et entérotoxines staphylococciques. *Staphylocoque doré*. Maisons-Alfort : Afssa. En ligne <http://www.afssa.fr/Documents/MIC-Fi-StaAureus.pdf>

Afssa, Afsset (2006). Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinés à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Groupe de travail «cyanobactéries et cyanotoxines» de l'Afssa et groupe de travail «cyanobactéries et cyanotoxines dans les eaux de loisirs» de l'Afsset. Maisons-Alfort : Afsset. 232 p.

Afsset. (2007a). Qualité microbiologique des eaux de baignade. Classement de la qualité des eaux de baignade à l'échelon national par la méthode de la nouvelle directive européenne 2006/7/CE. Méthode et résultats généraux. Synthèse de résultats. Réponse à la demande d'appui scientifique et technique DGS/EA4 - N°965. Maisons-Alfort : Afsset. 17 p.

Afsset. (2007b). Valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les substances reprotoxiques. Méthode de construction de VTR fondées sur des effets toxiques pour la reproduction et le développement. Maisons-Alfort : Afsset. 171 p.

Afsset. (2009a). Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail Relatif à la « Demande d'avis relatif au produit Révacil (polyhexaméthylène biguanide) proposé pour la désinfection des eaux de piscines par la société MAREVA ». Saisine Afsset n°« 2008/011». Maisons-Alfort : Afsset. 6 p.

Afsset. (2009b). Risques sanitaires liés aux baignades artificielles. Evaluation des risques sanitaires. Avis de l'Afsset. Rapports d'expertise collective. Maisons-Alfort : Afsset. 197 p.

Afsset. (2009c). Valeurs toxicologiques de référence (VTR) - Elaboration de VTR fondées sur les effets cancérigènes pour le chloroforme, le tétrachlorure de carbone et le 1,2-dichloroéthane - Avis de l'Afsset - Expertise collective. Maisons-Alfort : Afsset. 87 p.

Afsset. (2010). Elaboration de VTRs par voie orale fondées sur les effets reprotoxiques pour l'acide dichloroacétique, l'acide trichloroacétique et l'acide dibromoacétique. Maisons-Alfort : Afsset.

Agabiti N., Ancona C., Forastiere F. *et al.* (2001). Short term respiratory effects of acute exposure to chlorine due to a swimming pool accident. *Occup. Environ. Med.*; 58 (6) : 399-404.

Agence de la santé publique du Canada. (2001a) *Shigella* spp.- Fiches techniques santé/sécurité (FTSS). 24 avril 2001. En ligne: <http://www.phac-aspc.gc.ca/msds-ftss/msds139f-fra.php>

Agence de la santé publique du Canada. *Aeromonas hydrophila*. (2001b) - Fiches techniques santé/sécurité (FTSS). 23 janvier 2001. En ligne : <http://www.phac-aspc.gc.ca/msds-ftss/msds6f-fra.php>

Agence de la santé publique du Canada. (2001c). *Staphylococcus aureus* - Fiches techniques santé/sécurité (FTSS). 23 avril 2001. En ligne : <http://www.phac-aspc.gc.ca/msds-ftss/msds143f-fra.php>

Agence de la santé publique du Canada. (2001d). *Streptococcus pyogenes* - Fiches techniques santé/sécurité (FTSS). 26 septembre 2001. En ligne : <http://www.phac-aspc.gc.ca/msds-ftss/msds148f-fra.php>

Agence de la santé publique du Canada. (2001e). *Naegleria fowleri* - Fiches techniques santé/sécurité (FTSS). 16 mai 2001. En ligne : <http://www.phac-aspc.gc.ca/msds-ftss/msds106f-fra.php>

Agence de la santé publique du Canada. *Candida albicans* (2001f) - Fiches techniques santé/sécurité (FTSS). 23 janvier 2001. En ligne : <http://www.phac-aspc.gc.ca/msds-ftss/msds30f-fra.php>

Agence de la santé publique du Canada. (2001g). *Epidermophyton floccosum*, *Microsporum spp.*, *Trichophyton spp.* - Fiches techniques santé/sécurité (FTSS) Fiches techniques santé/sécurité (FTSS). 15 mai 2001. En ligne : <http://www.phac-aspc.gc.ca/msds-ftss/msds61f-fra.php>

Agence de la santé publique du Canada. (2006). Fiches techniques de santé-sécurité des agents infectieux. 1^{er} août 2006. En ligne : <http://www.phac-aspc.gc.ca/msds-ftss/index-fra.php>

Aggazzotti G., Fantuzzi G., Righi E. *et al.* (1995). Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools. *J. Chromatogr. A*; 710 (1) : 181-90.

Aizawa T., Magara Y., Musashi M. (1989). Effect of bromide ions on THM formation in water. *J. Water Sup. Res. Technol.; Aqua* 38 : 165-75.

Allen M.J., White G.F., Morby A.P. (2006). The response of *Escherichia coli* to exposure to the biocide polyhexamethylene biguanide. *Microbiology*; 152 (4) : 989-1000.

Anderson L.M., Giner-Sorolla A., Ebeling D. (1978). Effects of imipramine, nitrite, and dimethylnitrosamine on reproduction in mice. *Res. Commun. Chem. Pathol. Pharmacol.*; 19 (2) : 311-27.

Annesi-Maesano I., Didier A., Klossek J.M. *et al.* (2004). Le Score For Allergic Rhinitis (SFAR). *Rev. Fr. Allergol. Immunol. Clin.*; 44 (4) : 396-9.

Antona D., Leveque N., Chomel J.J. *et al.* (2007). Surveillance of enteroviruses in France, 2000-2004. *Eur. J. Clin. Microbiol. Infect. Dis*; 26 (6) : 403-12.

Armstrong T.W., Haas C.N. (2007). Quantitative microbial risk assessment model for Legionnaires' disease: assessment of human exposures for selected spa outbreaks. *J. Occup. Environ. Hyg.*; 4 (8) : 634-46.

ATSDR. (1989). Toxicological profile for N-nitrosodimethylamine. Washington D.C : ATSDR. 132 p.

ATSDR. (1997). Toxicological profile for chloroform. Atlanta : ATSDR. 343 p.

ATSDR. (2010). Medical Management Guidelines for Calcium Hypochlorite (CaCl_2O_2) Sodium Hypochlorite (NaOCl). 20 p.

Attye A., Auger P., Joly J. (1990). Incidence of occult athlete's foot in swimmers. *Eur. J. Epidemiol.*; 6 (3) : 244-7.

Awogi T., Murata K., Uejima M. *et al.* (1992). Induction of micronucleated reticulocytes by potassium bromate and potassium chromate in CD-1 male mice. *Mutat. Res.*; 278 (2-3) : 181-5.

Badenoch P.R., Johnson A.M., Christy P.E. *et al.* (1990). Pathogenicity of *Acanthamoeba* and a *Corynebacterium* in the rat cornea. *Arch. Ophthalmol.*; 108 (1) : 107-12.

Bader E.L., Hrudey S.E., Froese K.L. (2004). Urinary excretion half life of trichloroacetic acid as a biomarker of exposure to chlorinated drinking water disinfection by-products. *Occup. Environ. Med.*; 61 (8) : 715-6.

Baraduc R. (2000). *Escherichia coli* et autres *Escherichia*, *Shigella*. Dans : *Précis de Bactériologie clinique*. Paris : Eska : p. 1115-36.

Barbee S.J., Thackara J.W., Rinehart W.E. (1983). Acute inhalation toxicology of nitrogen trichloride. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*; 44 (2) : 145-6.

Barbot E., Moulin P. (2008). Eaux de piscines. Partie II : Traitement innovant par ultrafiltration - adsorption. *Eau Industrie Nuisances*; 308 : 1-7.

- Basler R.S., Basler G.C., Palmer A.H. *et al.* (2000). Special skin symptoms seen in swimmers. *J. Am. Acad. Dermatol.*; 43 (2 Pt 1) : 299-305.
- Baxter C.S., Hofmann R., Templeton M.R. *et al.* (2007). Inactivation of adenovirus types 2, 5, and 41 in drinking water by UV light, free chlorine, and monochloramine. *J. Environ. Eng.*; 133 (1) : 95-103.
- Baylac P. (2002). Le dichloroisocyanurate de sodium : un désinfectant majeur de l'eau de boisson = Sodium dichloroisocyanurate : a major disinfectant for drinking water. *Med. Trop.*; 62 (6) : 594-6.
- Beech J.A. (1980). Estimated worst case trihalomethane body burden of a child using a swimming pool. *Med. Hypotheses*; 6 (3) : 303-7.
- Bégué J.P., Bonnet-Delpon D. (2005). Chimie bioorganique et médicinale du fluor. Dans : Paris : EDP science et CNRS éditions. p. 19.
- BEH. (2003). Enquête sur les infections à *Mycobacterium marinum* en France de 1996 à 1998. *Bulletin Épidémiologique Hebdomadaire*; 44/2003 : 215-16.
- Bernard A., Carbonnelle S., De Burbure C. *et al.* (2006). Chlorinated pool attendance, atopy, and the risk of asthma during childhood. *Environ. Health Perspect.*; 114 (10) : 1567-73.
- Bernard A., Carbonnelle S., Dumont X. *et al.* (2007). Infant swimming practice, pulmonary epithelium integrity, and the risk of allergic and respiratory diseases later in childhood. *Pediatrics*; 119 (6) : 1095-103.
- Bernard A., Carbonnelle S., Michel O. *et al.* (2003). Lung hyperpermeability and asthma prevalence in schoolchildren: unexpected associations with the attendance at indoor chlorinated swimming pools. *Occup. Environ. Med.*; 60 (6) : 385-94.
- Bernard A., Carbonnelle S., Nickmilder M. *et al.* (2005). Non-invasive biomarkers of pulmonary damage and inflammation: Application to children exposed to ozone and trichloramine. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*; 206 (2) : 185-90.
- Bernard A., Nickmilder M. (2006). Respiratory health and baby swimming. *Arch. Dis. Child*; 91 (7) : 620-1.
- Bernard A., Nickmilder M., Voisin C. *et al.* (2009). Impact of chlorinated swimming pool attendance on the respiratory health of adolescents. *Pediatrics*; 124 (4) : 1110-8.
- Blaser M.J., Smith P.F., Wang W.L. *et al.* (1986). Inactivation of *Campylobacter jejuni* by chlorine and monochloramine. *Appl. Environ. Microbiol.*; 51 (2) : 307-11.
- Bobichon H., Dufour-Morfaux F., Pitort V. (1993). In vitro susceptibility of public indoor swimming pool fungi to three disinfectants. *Mycoses*; 36 (9-10) : 305-11.
- Bodensteiner K.J., Sawyer H.R., Moeller C.L. *et al.* (2004). Chronic exposure to dibromoacetic acid, a water disinfection byproduct, diminishes primordial follicle populations in the rabbit. *Toxicol Sci*; 80 (1) : 83-91.
- Bolanos B. (1991). Dermatophyte feet infection among students enrolled in swimming courses at a university pool. *Bol Asoc Med P R.*; 83 (5) : 181-4.
- Bomski H., Sobolewska A., Strakowski A. (1967). Toxic damage of the liver by chloroform in chemical industry workers. *Int. Arch. Arbeitsmed.*; 24 (2) : 127-34.
- Bonjour D. (1985). Piscine et Santé, Colloque National des 17, 18 et 19 juin 1985. Rennes.
- Bonvallot N., Glorennec P., Zmirou D. (2009). Derivation of a toxicity reference value for nitrogen trichloride as a disinfection by-product. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*; 56 : 357-364.

Bougault V., Rasseneur L., Doutreleau S. *et al.* (2005). Intérêts d'une activité physique en piscine chez l'asthmatique. *Sci. Sports*; 20 (1) : 1-11.

Boye B., Brillas E., Marselli B., *et al.* (2006). Electrochemical incineration of chloromethylphenoxy herbicides in acid medium by anodic oxidation with boron-doped diamond electrode. *Electrochim. Acta*; 51 : 2872-2880.

Broussard G.W., Ennis D.G. (2007). *Mycobacterium marinum* produces long-term chronic infections in medaka: a new animal model for studying human tuberculosis. *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol*; 145 (1) : 45-54.

Brun B., Bes Y. (2000). *Staphylococcus*. Dans : *Précis de bactériologie clinique*. Paris : ESKA : p. 784-830.

Burlion N., Schrooten D., Charlier G. (2004). Convention N° 01/13243 : "Analyses des technologies existantes en matière de désinfection des piscines et proposition d'un manuel de conseil aux gestionnaires de ces établissements" - Rapport Final. Liège.

Campbell K.C. (2006). Bromate-induced ototoxicity. *Toxicology*; 221 (2-3) : 205-11.

Carbonelle S., Francaux M., Doyle I. *et al.* (2002). Changes in serum pneumoproteins caused by short-term exposures to nitrogen trichloride in indoor chlorinated swimming pools. *Biomarkers*; 7 (6) : 464-78.

Carbonnelle S., Bernard A., Doyle I.R. *et al.* (2008). Fractional exhaled NO and serum pneumoproteins after swimming in a chlorinated pool. *Med. Sci. Sports Exerc.*; 40 (8) : 1472-6.

Cascieri T., Barbee S., Hammond B.G. *et al.* (1985). Comprehensive evaluation of the urinary tract after chronic exposure to cyanurate in drinking water. *Toxicologist*; 5 (1) : 58.

Cassan D., Mercier B.A., Castex F. *et al.* (2006). Effects of medium-pressure UV lamps radiation on water quality in a chlorinated indoor swimming pool. *Chemosphere*; 62 (9) : 1507-13.

CDC. Chlorine Disinfection Time Table. 17 juillet 2008. En ligne : http://www.cdc.gov/healthySwimming/chlorine_timetable.htm

CDC. Pseudomonas Dermatitis/Folliculitis Associated With Pools and Hot Tubs - Colorado and Maine, 1999-2000. *MMWR Morb. Mortal. Wkly Rep.* ; 49(48) : 1087-91.

Centre National de Référence des Mycobactéries et de la Résistance des Mycobactéries aux Antituberculeux. (2008). Précis de bactériologie clinique, Centre de Références des mycobactéries - Résumé du rapport d'activité pour l'année 2007. Paris : ESKA. 1412 p.

Centre national de référence pour la peste et autres yersinioses. (2007). Rapport annuel d'activité. Année 2007. Centre national de référence pour la peste et autres yersinioses. 19 p.

Chang C.W., Kao C.H., Liu Y.F. (2009). Heterogeneity in chlorine susceptibility for *Legionella pneumophila* released from *Acanthamoeba* and *Hartmannella*. *J. Appl. Microbiol.*; 106 (1) : 97-105.

ChemSpider. (2010a). ChemSpider Building community for chemists : bromodichloromethane. En ligne : <http://www.chemspider.com/RecordView.aspx?rid=641fbc02-673a-4d40-9847-5f5b7a8ed597>

ChemSpider. (2010b). ChemSpider Building community for chemists : dibromoacetic acid. En ligne : <http://www.chemspider.com/RecordView.aspx?rid=aa1ac07b-5a17-4aca-933d-17ab2661223d>

ChemSpider. (2010c). ChemSpider Building community for chemists : trichloroacetic acid. En ligne : <http://www.chemspider.com/Chemical-Structure.10772050.html>

Christian M.S., York R.G., Hoberman A.M. *et al.* (2002). Oral (drinking water) two-generation reproductive toxicity study of dibromoacetic acid (DBA) in rats. *Int. J. Toxicol.*; 21 (4) : 237-76.

Chu H., Nieuwenhuijsen M.J. (2002). Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools. *Occup. Environ. Med.*; 59 (4) : 243-7.

Cicmanec J.L., Condie L.W., Olson G.R. *et al.* (1991). 90-Day toxicity study of dichloroacetate in dogs. *Fundam. Appl. Toxicol.*; 17 (2) : 376-89

CIDJ. (2010). Centre d'information et documentation jeunesse. En ligne : <http://www.cidj.com/>

CIRC. (1998). Résumé de la monographie de la *N*- nitrosodiméthylamine. p.6.

CIRC. (2004a). Monographie du CIRC sur l'évaluation des risques de cancérogénicité pour l'homme. Acide dichloroacétique. 63. 20 p.

CIRC. (2009). Classifications du Centre International de Recherche sur le Cancer. En ligne : <http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/crthallaph.php>

Clancy J.L., Hargy T.M., Marshall M.M. *et al.* (1998). V light inactivation of *Cryptosporidium* oocysts. *J. Am. Water Works Assoc.*; 90(9): 92-102.

Clement J.L., Jarrett P.S. (1994). Antibacterial silver. *Met. Based Drugs*; 1(5-6) : 467-82.

Code de la santé publique. (2010a). Section 1: Normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et baignades aménagées - Articles D1332-1 modifié par Décret n°2008-376 du 17 avril 2008 - JORF 10 juin 2006.

Code de la santé publique. (2010b). Section 1 : Normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et baignades aménagées. Article D1332-4.

Code de la santé publique. (2010c). Section 1 : Normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et baignades aménagées. Article D1332-5.

Code de la santé publique. (2010d). Chapitre II : Piscines et baignades - Articles L1332-1 à L1332-9 modifié par Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 - art. 42, JORF 31 décembre 2006.

Code de la santé publique. (2010e). Section 1: Normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et baignades aménagées - Articles D1332-1 modifié par Décret n°2008-376 du 17 avril 2008 - art. 2 (V) à l'article D1332-15 modifié par Décret n°2006-676 du 8 juin 2006 - art. 2, JORF 10 juin 2006.

Code de la santé publique. (2010f). Chapitre I : Salubrité des immeubles et des agglomérations - section unique - Articles R1331-1 à R1331-3 modifié par Décret n°2006-1675 du 22 décembre 2006 - art. 3, JORF 27 décembre 2006 en vigueur au plus tard le 27 juin 2007.

Code de la santé publique. (2010g). Annexe de la première partie installations sanitaires dans les piscines et dans les baignades aménagées mentionnées à l'article 1332-7 - Annexe 13-6 modifié par Décret n°2008-990 du 18 septembre 2008 - art. 3.

Code du sport. (2010a). Annexe de la déclaration d'ouverture d'une piscine ou d'une baignade aménagée - Article Annexe III-7 (Article A322-4).

Code du sport. (2010b). Paragraphe 1 : Obligation de déclaration - Article A322-4 à A322-11, Créés par Arrêté du 28 février 2008 - art. (V).

Code du sport. (2010c). Paragraphe 3 : Plan d'organisation de la surveillance et des secours - Article A322-12 à A322-17, créés par Arrêté du 28 février 2008 - art. (V).

Code du sport. (2010d). Paragraphe 4 : Norme d'hygiène et de sécurité - Article A322-18, Créé par Arrêté du 28 février 2008 - art. (V).

Code du sport. (2010e). Paragraphe 5 : Garanties de techniques et de sécurité - Articles A322-19 à A322-41, Créé par Arrêté du 28 février 2008 - art. (V).

Code du sport. (2010f). Section 1 : Dispositions générales - Sous-section 2 : Obligations générales - Article R322-4.

Code du sport. (2010g). Section 2 : Dispositions relatives aux baignades et piscines ouvertes au public - Articles L322-7 à L322-9.

Code du sport. (2010h). Section 2 : Etablissements de natation et d'activités aquatiques - Articles D322-11 à D322-18.

Code du travail. (2009). Chapitre II : aération et assainissement - Section 1 : principes et définitions - Article R4222-3.

Code du travail. (2010a). Section 2 : Locaux à pollution spécifique - Article R 4222-6 créé par Décret n°2008-244 du 7 mars 2008 - art. (V).

Code du travail. (2010b). Sous-section 1 : Fixation des valeurs limites d'exposition professionnelles - Article R 4412-149 en vigueur depuis le 1 Mai 2008 Créé par Décret n°2008-244 du 7 mars 2008 - art. (V). Version en vigueur au 1 mai 2008.

Code du travail. (2010c). Sous-section 1 : Fixation des valeurs limites d'exposition professionnelles - Article R 4412-150 créé par décret n°2008-244 du 7 mars 2008 - art. (V). Version en vigueur au 1 mai 2008.

Collins C.H., Grange J.M., Yates M.D. (1984). *Mycobacteria* in water. *J. Appl. Bacteriol*; 57 (2) : 193-211.

Commission centrale des marchés. Guide du bionettoyage. (1994).

Cromeans T.L., Kahler A.M., Hill V.R. (2010). Inactivation of Adenoviruses, Enteroviruses, and Murine Norovirus in Water by Free Chlorine and Monochloramine. *Appl. Environ. Microbiol.* ; 76 (4) : 1028-33.

CSHPF. (2005a). Avis du 06 décembre 2005 relatif à la demande d'autorisation d'utilisation du produit REVACIL (PHMB) proposé par la société MAREVA pour la désinfection des eaux de piscine. 1 p.

CSHPF. (2005b). Le risque lié aux légionelles. Guide d'investigation et d'aide à la gestion. 67 p. En ligne: <http://www.sante.gouv.fr/html/pointsur/legionellose/guid2005.pdf>

Cursons R.T., Brown T.J., Keys E.A. (1980). Effect of disinfectants on pathogenic free-living amoebae: in axenic conditions. *Appl. Environ. Microbiol.*; 40 (1) : 62-6.

Dailloux M., Harranger M.F., de Lavergne E. *et al.* (1978). Contamination des eaux de piscines par les mycobactéries : Espèces isolées - Fréquence. *Med. Mal. Infect.*; 8 (3) : 106-12.

Daniel F.B., DeAngelo A.B., Stober J.A. *et al.* (1992a). Hepatocarcinogenicity of chloral hydrate, 2-chloroacetaldehyde, and dichloroacetic acid in the male B6C3F1 mouse. *Fundam. Appl. Toxicol.*; 19 (2) : 159-68.

Daniel F.B., Robinson M., Stober J.A. *et al.* (1992b). Ninety-day toxicity study of chloral hydrate in the Sprague-Dawley rat. *Drug. Chem. Toxicol.*; 15 (3) : 217-32.

DDASS-DRASS Auvergne. (1997). Piscine, hygiène et santé.

De Jonckheere J., van de Voorde H. (1976). Differences in destruction of cysts of pathogenic and nonpathogenic *Naegleria* and *Acanthamoeba* by chlorine. *Appl. Environ. Microbiol.*; 31 (2) : 294-7.

De Jonckheere J.F. (1979). Pathogenic free-living amoebae in swimming pools: survey in Belgium. *Ann. Microbiol.*; 130B (2) : 205-12.

De Laat J., Berne F., Brunet R. *et al.* (2009). Sous-produits de chloration formés lors de la désinfection des eaux de piscines. Etude bibliographique. *Eur. J. Water Quality*; 40 (2) : 109-28.

DeAngelo A.B., Daniel F.B., Most B.M. *et al.* (1997). Failure of monochloroacetic acid and trichloroacetic acid administered in the drinking water to produce liver cancer in male F344/N rats. *J. Toxicol. Environ. Health*; 52 (5) : 425-45.

DeAngelo A.B., George M.H., House D.E. (1999). Hepatocarcinogenicity in the male B6C3F1 mouse following a lifetime exposure to dichloroacetic acid in the drinking water: dose-response determination and modes of action. *J. Toxicol. Environ. Health*; 58 (8) : 485-507.

DeAngelo A.B., George M.H., Kilburn S.R. *et al.* (1998). Carcinogenicity of potassium bromate administered in the drinking water to male B6C3F1 mice and F344/N rats. *Toxicol. Pathol.*; 26 (5) : 587-94.

DGS. (1994). Instruction (Intérieur) n° 94-130 du 21 juillet 1994 relative à l'application de l'arrêté du 17 juillet 1992 relatif aux garanties de technique et de sécurité des équipements dans les piscines ouvertes au public.

DGS. (2002). Circulaire DGS/SD7A/SD5C/DHOS/E4 n° 20 02/243 du 22 avril 2002 relative à la prévention du risque lié aux légionelles dans les établissements de santé. N° NOR : MESP0230207C.

DGS. (2003). Circulaire DGS/SD 7 A-DRT/CT 4 n°2003- 47 du 30 janvier 2003 relative aux risques d'incendie ou d'explosion lors du stockage et/ou de l'utilisation de produits de traitement des eaux de piscine - NOR : SANP0330039C. N°DGS/SD 7 A-DRT/CT 4 n°2003-47.

DGS. (2004). Circulaire DGS/SD7 A n°2004-473 du 5 octobre 2004 relative aux produits et procédés employés pour la désinfection des eaux de piscine. N°DGS/SD7 A n°2004-473.

DGS. (2007). Lettre de la DGS/SD7A N° 290 du 12 mars 2007 autorisant l'utilisation du produit Revacil® de la société MAREVA pour la désinfection des eaux de piscine pour une durée de 3 ans sous réserve de conditions. N°DGS/SD7A N° 290.

DGS. (2008). Circulaire DGS/EA4/65 du 22 février 2008 relative aux dispositions réglementaires applicables aux piscines ouvertes au public, à l'utilisation des produits et procédés de traitement de l'eau et notamment à ceux mettant œuvre des lampes à rayonnement ultraviolet (UV) pour la déchloration des eaux. N°DGS/EA4/65.

DGS. (2009a). Lettre de la DGS du 09 mars 2009 relative aux précisions concernant la méthode analytique à mettre en œuvre pour doser les THM dans l'eau des piscines lors de l'utilisation de procédés de déchloration basés sur le rayonnement ultraviolet. N° DGS/EA4-n° 89.

DGS. (2009b). Recensement de la Direction générale de la santé.

DIN. (1997). DIN 19643-1 - Treatment of the water of swimming-pools and baths - Part 1 : General requirements.

Domingue E.L., Tyndall R.L., Mayberry W.R. *et al.* (1988). Effects of three oxidizing biocides on *Legionella pneumophila* serogroup 1. *Appl. Environ. Microbiol.*; 54 (3) : 741-7.

Dorko E., Jenca A., Orencak M. *et al.* (2004). Otomycoses of candidal origin in eastern Slovakia. *Folia Microbiol. (Praha)*; 49 (5) : 601-4.

Drobic F., Freixa A., Casan P. *et al.* (1996). Assessment of chlorine exposure in swimmers during training. *Med. Sci. Sports Exerc.*; 28 (2) : 271-4.

Dubrou S., Pouzet C., Spinass A. *et al.* (1994). « Le point sur la microbiologie de l'environnement ». 07 décembre 1994.

Dufour A.P., Evans O., Behymer T.D. *et al.* (2006). Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study. *J. Water Health*; 4 (4) : 425-30.

Dytoc M.T., Honish L., Shandro C. *et al.* (2005). Clinical, microbiological, and epidemiological findings of an outbreak of *Mycobacterium abscessus* hand-and-foot disease. *Diagn. Microbiol. Infect. Dis.*; 53 (1) : 39-45.

Echavarria M. (2008). Adenoviruses in immunocompromised hosts. *Clin. Microbiol. Rev.*; 21 (4) : 704-15.

EDF France, Association des Ingénieurs Territoriaux de France et l'association des Techniciens supérieurs Territoriaux de France (2003). Guide technique des piscines publiques. 42 p. Paris : EDF France. En ligne : http://www.piscines-certu.fr/IMG/pdf_guide_edf.pdf-2.pdf

EFSA. (2007). EFSA provisional statement on a request from the European Commission related to melamine and structurally related compounds such as cyanuric acid in protein-rich ingredients used for food and feed. 11 p.

EHESP. (2008). Evaluation des risques sanitaires liés aux sous-produits de désinfection dans les piscines couvertes. Rapport à la Direction Générale de la Santé. 35 p.

Elmir S.M., Wright M.E., Abdelzaher A. *et al.* (2007). Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. *Water Res.*; 41 (1) : 3-10.

Emde K.M., Chomyc S.A., Finch G.R. (1992). Initial investigation on the occurrence of *Mycobacterium* species in swimming pools. *J. Environ. Health*; 54 : 34-7.

Esterman A., Roder D.M., Cameron A.S. *et al.* (1984). Determinants of the microbiological characteristics of South Australian swimming pools. *Appl. Environ. Microbiol.*; 47 (2) : 325-8.

Evans O., Cantu R., Bahymer T.D. *et al.* (2001). Annual Meeting of the society for risk analysis. Seattle - Etats-Unis.

FINLEX. (2002). Social-och hälsovårdsministeriets förordning om kvalitetskrav på och kontrollundersökningar av bassängvatten i simhallar och badanläggningar. Lagstiftning-Ursprungliga författningar - 315/2002.

Fleurette J., Freney J., Reverdy M.E. *et al.* (1995). Guide pratique de l'antisepsie et de la désinfection. Paris : ESKA. 220 p.

Font-Ribera L., Kogevinas M., Zock J.P. *et al.* (2009). Swimming pool attendance and risk of asthma and allergic symptoms in children. *Eur. Respir. J.*; 34 (6) : 1304-10.

Fournier S., Dubrou S., Liguory O. *et al.* (2002). Detection of *microsporidia*, *cryptosporidia* et *giardia* in swimming pool : a one-year prospective study. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.*; 33 (3) : 209-13.

Fox A.B., Hambrick G.W. (1984). Recreationally associated *Pseudomonas aeruginosa* folliculitis. Report of an epidemic. *Arch. Dermatol.*; 120(10) : 1304-7.

Freund H.A. (1937). Clinical manifestations and studies in parenchymatous hepatitis. *Ann. Intern. Med.*; 10 (8) : 1144-55.

- Fujie K., Shimazu H., Matsuda M. *et al.* (1988). Acute cytogenetic effects of potassium bromate on rat bone marrow cells in vivo. *Mutat. Res.*; 206 (4) : 455-8.
- Fussgaenger R.D., Ditschuneit H. (1980). Lethal exitus of a patient with N-nitrosodimethylamine poisoning, 2.5 years following the first ingestion and signs of intoxication. *Oncology*; 37(4) : 273-7.
- Gagnaire F., Azim S., Bonnet P. *et al.* (1994). Comparison of the sensory irritation response in mice to chlorine and nitrogen trichloride. *J. Appl. Toxicol.*; 14 (6) : 405-9.
- Gehanno J.-F., Priot A.-E., Balguerie X. *et al.* (2006). Polyhexamethylenebiguanide hydrochloride exposure and erythema multiforme in a physician. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health*; 19 (1) : 81-2.
- Gentles J.C., Evans E.G.V., Jones G.R. (1974). Control of Tinea Pedis in a Swimming Bath. *Br. Med. J.*; 2 (5919) : 577-80.
- George M.H., Moore T., Kilburn S. *et al.* (2000). Carcinogenicity of chloral hydrate administered in drinking water to the male F344/N rat and male B6C3F1 mouse. *Toxicol. Pathol.*; 28 (4) : 610-8.
- Gerba. (2000). Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impact on water quality. *Quant. Microbiol.*; 268 p.
- Glaze W.H., Koga M., Cancilla D. (1989). Ozonation byproducts. 2. Improvement of an aqueous-phase derivatization method for the detection of formaldehyde and other carbonyl compounds formed by the ozonation of drinking water. *Environ. Sci. Technol.*; 23 (7) : 838-47.
- Goebell P.J., Villanueva C.M., Rettenmeier A.W. *et al.* (2004). Environmental exposure, chlorinated drinking water, and bladder cancer. *World J. Urol.*; 21 (6) : 424-32.
- Goodman, L. S., Gilman, A. (1985). Goodman and Gilman's : the pharmacological basis of therapeutics. 7th ed. New York. : Toronto : Macmillan Pub. Co.; Collier Macmillan Canada.
- Goodman M., Hays S. (2008). Asthma and swimming: a meta-analysis. *J. Asthma*; 45 (8) : 639-47.
- Gornik K., Kuzna-Grygiel W. (2004). Presence of virulent strains of amphizoic amoebae in swimming pools of the city of Szczecin. *Ann. Agric. Environ. Med.*; 11 (2) : 233-6.
- Gottlieb M.S., Carr J.K., Clarkson J.R. (1982). Drinking water and cancer in Louisiana. A retrospective mortality study. *Am. J. Epidemiol.*; 116 (4) : 652-67.
- Gottlieb M.S., Carr J.K., Morris D.T. (1981). Cancer and drinking water in Louisiana : colon and rectum. *Int. J. Epidemiol.*; 10 (2) : 117-25.
- Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale. (2002). Arrêté du 10 octobre 2002 du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale fixant des conditions d'exploitation pour les bassins de natation.
- Gouvernement du Québec. (2002). Règlement Q-2, r18-1-02 sur la qualité de l'eau des piscines et autres bassins artificiels, loi sur la qualité de l'environnement.
- Gouvernement du Québec. (2007). Règlement L.R.Q., c. S-3, a. 39 sur la sécurité dans les bains publics - Loi sur la sécurité dans les édifices publics. N° L.R.Q., c. S-3, a. 39.
- Gouvernement wallon. (2003). Arrêté du 13 mars 2003 du Gouvernement wallon portant sur les conditions sectorielles relatives aux bassins de natation 13 mars 2003 - Arrêté du Gouvernement wallon portant conditions sectorielles relatives aux bassins de natation (M.B. 25.04.2003) modifié par l'arrêté du Gouvernement wallon du 6 mai 2004 (M.B. 26.05.2004) et du 21 décembre 2006 (M.B. 30.01.2007). N° M.B. 2 5.04.2003.

- Grant W.F. (1982). Chromosome aberration assays in *Allium*. A report of the U.S. Environmental Protection Agency Gene-Tox Program. *Mutat. Res.*; 99 (3) : 273-91.
- Guida M., Gallé F., Mattei M.L. *et al.* (2009). Microbiological quality of the water of recreational and rehabilitation pools: a 2-year survey in Naples, Italy. *Public Health*; 123 (6) : 448-51.
- Hajjartabar M. (2004). Poor-quality water in swimming pools associated with a substantial risk of otitis externa due to *Pseudomonas aeruginosa*. *Water Sci. Technol*; 50 (1) : 63-7.
- Hamilton A., Hardy H.L. (1974). Industrial Toxicology. Acton, MA: Publishing Science Group, Inc.
- Harf-Monteil M. (2000). *Aeromonas*. Dans : *Précis de Bactériologie clinique*. Paris : ESKA. p. 1115-360.
- Harley D., Harrower B., Lyon M. *et al.* (2001). A primary school outbreak of pharyngoconjunctival fever caused by adenovirus type 3. *Commun. Dis. Intell.*; 25 (1) : 9-12.
- Harrington-Brock K., Doerr C.L., Moore M.M. (1998). Mutagenicity of three disinfection by-products: di- and trichloroacetic acid and chloral hydrate in L5178Y/TK +/- (-) 3.7.2C mouse lymphoma cells. *Mutat. Res.*; 413 (3) : 265-73.
- Harteman P. (1994). Hygiène des piscines : pathologies et prévention. *Le concours médical du 26-03-1994*; 116 (12) : pp. 969-975 Paris : Concours médical.
- Hassett C. (1985). Murine lung carcinogenesis following exposure to ambient ozone concentration. *J. Natl. Cancer Inst.*; 75 (4) : 771-7.
- Havelaar A.H., Berwald L.G., Groothuis D.G. *et al.* (1985). Mycobacteria in semi-public swimming-pools and whirlpools. *Zentralbl. Bakteriol. Mikrobiol. Hyg. B*; 180 (5-6) : 505-14.
- Hayashi M., Kishi M., Sofuni T. *et al.* (1988). Micronucleus tests in mice on 39 food additives and eight miscellaneous chemicals. *Food Chem. Toxicol.*; 26 (6) : 487-500.
- Hayes J.R., Condie L.W., Borzelleca J.F. (1986). Toxicology of haloacetonitriles. *Environ. Health Perspect.*; 69 : 183-202.
- Helenius I., Haahtela T. (2000). Allergy and asthma in elite summer sport athletes. *J. Allergy Clin. Immunol.*; 106 (3) : 444-52.
- Helenius I., Ryttilä P., Sarna S. *et al.* (2002). Effect of continuing or finishing high-level sports on airway inflammation, bronchial hyperresponsiveness, and asthma: a 5-year prospective follow-up study of 42 highly trained swimmers. *J. Allergy Clin. Immunol.*; 109 (6) : 962-8.
- Helenius I.J., Tikkanen H.O., Sarna S. *et al.* (1998). Asthma and increased bronchial responsiveness in elite athletes: atopy and sport event as risk factors. *J. Allergy Clin. Immunol.*; 101 (5) : 646-52.
- Hery M., Gerber J.M., Hecht G. *et al.* (1998). Exposure to chloramines in a green salad processing plant. *Ann. Occup. Hyg.*; 42 (7) : 437-51.
- Hery M., Hecht G., Gerber J.M. *et al.* (1995). Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. *Ann. Occup. Hyg.*; 39 (4) : 427-39.
- Heywood R., Sortwell R.J., Noel P.R. *et al.* (1979). Safety evaluation of toothpaste containing chloroform. III. Long-term study in beagle dogs. *J. Environ. Pathol. Toxicol.*; 2 (3) : 835-51.
- Hoigné J., Bader H. (1988). The formation of trichloronitromethane (chloropicrin) and chloroform in a combined ozonation/chlorination treatment of drinking water. *Water Res.*; 22 (3) : 313-9.

Hsu H.T., Chen M.J., Lin C.H. *et al.* (2009). Chloroform in indoor swimming-pool air: monitoring and modeling coupled with the effects of environmental conditions and occupant activities. *Water Res.*; 43 (15) : 3693-704.

Hubert B., Bourderieux C., Dubois M. *et al.* (1999). Epidémie d'hépatite A liée à la fréquentation d'une pataugeoire. *Bulletin Épidémiologique Hebdomadaire*; 4 : 13-5.

Husson M.O, Hamze M., Verhille S. *et al.* (2000). *Pseudomonas* et *Burkholderia*. Dans : *Précis de bactériologie clinique*. Paris : ESKA. p. 1259-85.

IFTH. Campagne nationale de mensuration. 2006. En ligne : <http://www.ifth.org/innovation-textile/IFTH-pagesHTML/campagne-de-mensuration-la-campagne-nationale-de-mensuration-la-campagne-nationale-de-mensuration.htm>

INRS. (1988). Fiche Toxicologique FT 220 : Dichloroisocyanurate de sodium Dichloroisocyanurate de potassium. Paris : INRS. En ligne : [http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/inrs01_ftox_view/ADFA3D03BE498F2BC1256CE8005B5A14/\\$File/ft220.pdf](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/inrs01_ftox_view/ADFA3D03BE498F2BC1256CE8005B5A14/$File/ft220.pdf)

INRS. (1997). Fiche toxicologique FT 43 : Ozone. Paris : INRS. En ligne : [http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/IntranetObjectaccesParReference/FT%2043/\\$File/ft43.pdf](http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/IntranetObjectaccesParReference/FT%2043/$File/ft43.pdf)

INRS. Base de données CIBLEX. (2003a). CD-ROM.

INRS. (2003b). Fiche toxicologique FT 176 : Bromoforme. Paris : INRS. En ligne : [http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%20176/\\$file/ft176.pdf](http://www.inrs.fr/inrspub/inrs01.nsf/intranetobjectaccesparreference/FT%20176/$file/ft176.pdf)

INRS. (2005a). Fiche toxicologique FT 253 : Chlorures d'alkyldiméthylbenzylamonium. Paris : INRS. En ligne : [http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/intranetobject-accesparreference/FT%20253/\\$file/ft253.pdf](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/intranetobject-accesparreference/FT%20253/$file/ft253.pdf)

INRS (2005b). Troubles d'irritation respiratoire chez les travailleurs de piscines. *Documents pour le Médecin du Travail*; 101 : 43-64.

INRS. (2006a). Fiche toxicologique FT 157 : Eaux et extraits d'eau de Javel Hypochlorite de sodium en solution. Paris : INRS. En ligne: [http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/intranetobject-accesparreference/FT%20157/\\$file/ft157.pdf](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/intranetobject-accesparreference/FT%20157/$file/ft157.pdf)

INRS. (2006b). Fiche toxicologique FT 27 Brome. Paris : INRS. En ligne : [http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/intranetobject-accesparreference/FT%2027/\\$file/ft27.pdf](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/intranetobject-accesparreference/FT%2027/$file/ft27.pdf)

INRS. (2008). Fiche toxicologique FT 51 : Chlore. Paris : INRS. En ligne : [http://www.inrs.fr/INRSPUB/inrs01.nsf/IntranetObjectaccesParReference/FT%2051/\\$File/ft51.pdf](http://www.inrs.fr/INRSPUB/inrs01.nsf/IntranetObjectaccesParReference/FT%2051/$File/ft51.pdf)

INRS. (2001). Traitement UV : suivi de l'évolution des concentrations en chloroforme et en trichlorure d'azote dans les eaux de baignade d'un centre aquatique. *Cahier de notes documentaires*; 201 : 19-30.

INSEE (2005). Pratique sportive et activités culturelles vont souvent de pair. *INSEE première*; (1008). En ligne : http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/ip1008.pdf

INSEE. (2010). Institut national de la statistique et des études économiques. En ligne : <http://www.insee.fr>

INSPQ. (2003). Fiche *Giardia Lamblia*. En ligne : <http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-CartableEau/GiardiaLamblia.pdf>

InVS. (2004). Evaluation des risques sanitaires des sous-produits de chloration de l'eau potable. Partie 1: Caractérisation des dangers: effets sanitaires et valeurs toxicologiques de référence. Saint-Maurice : InVS. 44p.

InVS (2005). Moisissures dans l'air intérieur et santé. Épidémiologie et pollution atmosphérique. Analyse critique des publications internationales. Extrapol; (27). 32 p.

InVS. (2006). Enquête sur les méthodes de diagnostic des *Escherichia coli* entéropathogènes et des *Escherichia coli* entérohémorragiques dans les laboratoires d'analyses biologiques et médicales, en France, en 2003. 28 p.

InVS. (2007). Evaluation des risques sanitaires des sous produits de chloration de l'eau potable. Partie 2 : Estimation de l'exposition, caractérisation du risque et faisabilité d'une surveillance épidémiologique des pathologies liées à la surchloration dans la population générale. Saint-Maurice : InVS. 54 p.

InVS. (2008). Salmonelloses non typhiques. Point d'actualité.

InVS (2009a). Epidémiologie de la cryptosporidiose humaine en France en 2006 et 2007 : données du réseau Cryptosporidies Anofel. *Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire*; 8-12.

InVS. (2009b). Les sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France. Campagnes d'analyses dans quatre systèmes de distribution d'eau et modélisation de l'évolution des trihalométhanes. Saint-Maurice : InVS. 76 p.

InVS. (2009c). Maladies à déclaration obligatoire – Légionelloses. En ligne : <http://www.invs.sante.fr/surveillance/legionellose/publications.htm#rapports>

InVS. (2010). Dossiers thématiques. En ligne: <http://www.invs.sante.fr/surveillance/>

IRIS EPA. (2010). Integrated Risk Information Environmental Protection Agency. En ligne : <http://www.epa.gov/iris/>

Ishidate M., Harnois M.C. (1987). The clastogenicity of chemicals in cultured mammalian cells. *Mutagenesis*; 2 (3) : 240-3.

Jacobs J.H., Spaan S., van Rooy G.B.G.J. *et al.* (2007). Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *Eur. Respir. J.*; 29 (4) : 690-8.

Jaffar-Bandjee M.C., Alessandri J.L., Molet B. *et al.* (2004). Méningo-encéphalite primitive à amibes libres : 1er cas observé à Madagascar. *Bull. Soc. Pathol. Exot.*; 98 (1) : 11-3.

Jarraud S., Reyrolle M., Etienne J. (2000). Legionella et légionellose - Précis de bactériologie clinique. 1412 p. Paris : ESKA.

Johnson P.D., Dawson B.V., Goldberg S.J. (1998). Cardiac teratogenicity of trichloroethylene metabolites. *J. Am. Coll. Cardiol.*; 32 (2) : 540-5.

Jones J., Schmitt J.A. (1978). The effect of chlorination on the survival of cells of *Candida albicans*. *Mycologia*; 70 (3) : 684-9.

Journal Officiel de la République Française. (1981). Arrêté du 7 avril 1981 fixant les dispositions techniques applicables aux piscines modifié par l'arrêté du 28 septembre 1989 et l'arrêté du 18 janvier 2002 - NOR : MESP0220296A - Version consolidée au 23 janvier 2002 - Version en vigueur au 27 janvier 2010.

Journal Officiel de la République Française. (1983). Règlement sanitaire départemental type Titre III Dispositions applicables aux bâtiments autres que ceux à usage d'habitation et assimilés. Section II - Ventilation des locaux Art. 64. - Ventilation mécanique ou naturelle des conduits.

Journal Officiel de la République Française. (1995). Arrêté du 11 septembre 1995 modifiant l'arrêté du 29 novembre 1991 pris pour l'application du décret n° 81-324 du 7 avril 1981 modifié fixant les règles d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et aux baignades aménagées – NOR : SANP9502739A.

Journal Officiel de la République Française. (2003). Décret n°2003-110 du 11/02/03, JO du 13 février révisant et complétant les tableaux des maladies professionnelles annexés au livre IV du code de la sécurité sociale (deuxième partie Décrets en Conseil d'Etat) – NOR : SOCS0320208D - Version consolidée au 13 février 2003.

Journal Officiel de la République Française. (2007a). Arrêté du 27 février 2007 relatif aux traitements de l'eau minérale naturelle utilisée à des fins thérapeutiques dans les établissements thermaux - NOR : P0721196A.

Journal Officiel de la République Française. (2007b). Arrêté du 28 septembre 2007 relatif au transfert des missions d'expertise du Conseil supérieur d'hygiène publique de France à l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail Modification des articles 8 et 9 de l'arrêté du 7 avril 1981 fixant les dispositions techniques applicables aux piscines – NOR : SJSP0766788A.

Journal Officiel de la République Française. (2008a). Arrêté du 28 février 2008 relatif aux dispositions réglementaires du code du sport. Les dispositions réglementaires du code du sport font l'objet d'une publication spéciale annexée au Journal officiel de ce jour (voir à la fin du sommaire) – NOR : SJSV0805704A - Version consolidée au 30 avril 2008 abrogeant l'article 7 avril 1981 relatif aux dispositions administratives applicables aux piscines et aux baignades aménagées.

Journal Officiel de la République Française. (2008b). Avis paru au Journal Officiel du 26 février 2008 relatif à l'homologation et à l'annulation de normes (concerne les produits chimiques utilisés pour le traitement des piscines - carbonate de sodium).

Judd S.J., Black S.H. (2000). Disinfection by-product formation in swimming pool waters : a simple mass balance. *Water Res.*; 34 : 1611-9.

Kallman M.J., Kaempf G.L., Balster R.L. (1984). Behavioral toxicity of chloral in mice : an approach to evaluation. *Neurobehav. Toxicol. Teratol.*; 6 (2) : 137-46.

Kamihama T., Kimura T., Hosokawa J.I. *et al.* (1997). Tinea pedis outbreak in swimming pools in Japan. *Public Health*; 111(4) : 249-53.

Kargalioglu Y., McMillan B.J., Minear R.A. *et al.* (2002). Analysis of the cytotoxicity and mutagenicity of drinking water disinfection by-products in *Salmonella typhimurium*. *Teratog. Carcinog. Mutagen.*; 22 (2) : 113-28.

Kasai H., Nishimura S., Kurokawa Y. *et al.* (1987). Oral administration of the renal carcinogen, potassium bromate, specifically produces 8-hydroxydeoxyguanosine in rat target organ DNA. *Carcinogenesis*; 8 (12) : 1959-61.

Kaydos-Daniels S.C., Beach M.J., Shwe T. *et al.* (2008). Health effects associated with indoor swimming pools : a suspected toxic chloramine exposure. *Public Health*; 122 (2) : 195-200.

Khan N.A. (2003). Pathogenesis of *Acanthamoeba* infections. *Microb. Pathog.*; 34 (6) : 277-85.

Kilvington S., Price J. (1990). Survival of *Legionella pneumophila* within cysts of *Acanthamoeba polyphaga* following chlorine exposure. *J. Appl. Microbiol.*; 68 (5) : 519-25.

Kim B.R., Anderson J.E., Mueller S.A. *et al.* (2002). Literature review--efficacy of various disinfectants against *Legionella* in water systems. *Water Res.*; 36 (18) : 4433-44.

King C.H., Shotts E.B., Wooley R.E. *et al.* (1988). Survival of coliforms and bacterial pathogens within protozoa during chlorination. *Appl. Environ. Microbiol.*; 54 (12) : 3023-33.

- Klimisch H.J., Andreae M., Tillmann U. (1997). A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul. Toxicol. Pharmacol*; 25 (1) : 1-5.
- Klinefelter G.R., Strader L.F., Suarez J.D. *et al.* (2004). Continuous exposure to dibromoacetic acid delays pubertal development and compromises sperm quality in the rat. *Toxicol. Sci*; 81 (2) : 419-29.
- Krasner S.W., Mc Guire M.J., Jacangelo J.G. *et al.* (1989). The Occurrence of Disinfection By-products in US Drinking Water. *J. Am. Water Works Assoc.*; 81 (8) : 41-53.
- Kuchta J.M., States S.J., McNamara A.M. *et al.* (1983). Susceptibility of *Legionella pneumophila* to chlorine in tap water. *Appl. Environ. Microbiol.*; 46(5) : 1134-9.
- Larson J.L., Templin M.V., Wolf D.C. *et al.* (1996a). A 90-day chloroform inhalation study in female and male B6C3F1 mice: implications for cancer risk assessment. *Fundam. Appl. Toxicol.*; 30 (1) : 118-37.
- Last J.A., Warren D.L., Pecquet-Goad E. *et al.* (1987). Modifications by ozone of lung tumor developement in mice. *J. Natl. Cancer Inst.*; 78 (1) : 149-54.
- Lazarov A., Nevo K., Pardo A. *et al.* (2005). Self-reported skin disease in hydrotherapists working in swimming pools. *Contact Derm*; 53 (6) : 327-31.
- Le Dantec C., Duguet J.P., Montiel A. *et al.* (2002). Chlorine Disinfection of Atypical Mycobacteria Isolated from a Water Distribution System. *Appl. Environ. Microbiol.*; 68(3) : 1025-32.
- Le Lacheur R.M., Singer P.C., Charles M.J. (1991). AWWA Annual Conference. Philadelphia, PA.
- Leakey J.E., Seng J.E., Latendresse J.R. *et al.* (2003). Dietary controlled carcinogenicity study of chloral hydrate in male B6C3F1 mice. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*; 193 (2) : 266-80.
- Lee S.H., Levy D.A., Craun G.F. *et al.* (2002). Surveillance for waterborne-disease outbreaks-United States, 1999-2000. *MMWR Surveill. Summ.*; 51 (8) : 1-47.
- Lenntech. (2009). Water Treatment Solutions Lenntech. En ligne : <http://www.lenntech.fr/index.htm>
- Leoni E., Legnani P., Guberti E. *et al.* (1999). Risk of infection associated with microbiological quality of public swimming pools in Bologna, Italy. *Public Health*; 113 (5) : 227-32.
- Leoni E., Legnani P.P., Bucci Sabattini M.A. *et al.* (2001). Prevalence of *Legionella* spp. in swimming pool environment. *Water Res.*; 35 (15) : 3749-53.
- Lévesque B., Duchesne J.-F., Gingras S. *et al.* (2006). The determinants of prevalence of health complaints among young competitive swimmers. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*; 80 (1) : 32-9.
- Li L.H., Jiang X.Z., Liang Y.X. *et al.* (1993). Studies on the toxicity and maximum allowable concentration of chloroform. *Biomed. Environ. Sci.*; 6 (2) : 179-86.
- Lichtenberg R., Zeller W.P., Gatson R. *et al.* (1989). Bromate poisoning. *J. Pediatr*; 114 (5) : 891-4.
- Linder R.E., Klinefelter G.R., Strader L.F. *et al.* (1995). Dibromoacetic acid affects reproductive competence and sperm quality in the male rat. *Fundam Appl Toxicol*; 28 (1) : 9-17.
- Logsdon G.S., Foellmi S., Long B. (1992). AWWA Annual Conference. Vancouver, British Columbia.

Mahoney F.J., Farley T.A., Kelso K.Y. *et al.* (1992). An outbreak of hepatitis A associated with swimming in a public pool. *J. Infect. Dis*; 165 (4) : 613-8.

Marselli B. (2004). Electrochemical oxygen transfer reaction on synthetic boron-doped diamond thin film electrode. Thèse d'université n°3 057, Ecole Polytechnique de Lausanne. Lausanne.

Massa S., Armuzzi R., Tosques M. *et al.* (1999). Note : susceptibility to chlorine of *Aeromonas hydrophila* strains. *J. Appl. Microbiol.*; 86 (1) : 168-73.

Massin N., Bohadana A.B., Wild P. *et al.* (1998). Respiratory symptoms and bronchial responsiveness in lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools. *Occup. Environ. Med.*; 55 (4) : 258-63.

Matthiessen A., Jentsch F. (1999). Trihalomethanes in air of indoor swimming pools and uptake by swimmers. Proceedings indoor air conference. Edinburgh.

Mc Hugh G.L., Moellering R.C., Hopkins C.C. *et al.* (1975). *Salmonella typhimurium* resistant to silver nitrate, chloramphenicol and ampicillin; a new threat in burns units. *Lancet*; 1 (7901) 235-40.

McGeehin M.A., Reif J.S., Becher J.C. *et al.* (1993). Case-Control Study of Bladder Cancer and Water Disinfection Methods in Colorado. *Am. J. Epidemiol.*; 138 (7) : 492-501.

McKnight A., Reckhow D.A. (1992). AWWA Annual Conference. Vancouver, British Columbia.

Medoff G., Kobayashi G.S. (1999). Mycoses systémiques dues à des champignons opportunistes. In: *Microbiologie et pathologie infectieuse*. Paris : DeBoeck Université. pp. 574-8.

Medoff G., Kobayashi G.S., Eisenstein B.I. (1999). Mycoses sous-cutanées, cutanées et superficielles. In: Schaechter M., Medoff G. *Microbiologie et pathologie infectieuse*. Paris : DeBoeck Université. pp. 579-85.

Mégraud F. (2000). *Campylobacter - Précis de bactériologie clinique*. Paris : ESKA. 1377 p.

Melnick R.L., Nyska A., Foster P.M. *et al.* (2007). Toxicity and carcinogenicity of the water disinfection byproduct, dibromoacetic acid, in rats and mice. *Toxicology*; 230 (2-3) : 126-36.

Mena K.D., Gerba C.P. (2009). Risk assessment of *Pseudomonas aeruginosa* in water. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*; 201 : 71-115.

Merdink J.L., Robison L.M., Stevens D.K. *et al.* (2008). Kinetics of chloral hydrate and its metabolites in male human volunteers. *Toxicology*; 245 (1-2) : 130-40.

Michaud P.-A., Panizza M., Ouattara L., *et al.* (2003). Electrochemical oxidation of water on synthetic boron-doped diamond thin film anodes, *Journal of Applied Electrochemistry*; 33 : 151-154.

Miljøstyrelsen. (1988). Kontrol med svømmebade, Veiledning fra Miljøstyrelsen Nr.3.

Ministère de l'éducation nationale. (2010). Bulletin officiel spécial n°32 du 9 septembre 2004. Enseignements élémentaire et secondaire. Enseignement de la natation dans les établissements scolaires du premier et du second degré.

Ministère de l'Environnement de l'Ontario. (1991). Scientific criteria document for multimedia standard development - N-Nitrosodimethylamine, Hazardous Contaminants Coordination Branch. Toronto (Ontario): Ministère de l'Environnement de l'Ontario. (No.01-90).

Ministère de la Jeunesse et des Sports. (1975a). Circulaire Jeunesse et Sports, n° 75 -141 du 3 juin 1975 relative à l'initiation des très jeunes enfants en milieu aquatiques.

Ministère de la Jeunesse et des Sports. (1996). Circulaire Jeunesse et Sports du 12 juillet 1996 relative à la sécurité dans les établissements de baignade d'accès payant.

Ministerio do equipamento do planeamento da administração do território. (1997). Decreto Regulamentar n°5/97 de 31 de Março. N°5/97 de 31 de Março.

Ministero della Salute. (2003). Accordo 16 gennaio 2003. Accordo sugli aspetti igienico-sanitari per la costruzione, la manutenzione e la vigilanza delle piscine ad uso natatorio. N° GU n°51, 3-3-2003.

Momas I., Brette F., Spinasse F., Dab W., Festy B. (2003). Health effects of attending a public swimming pool: follow up of a cohort of pupils in Paris. *J. Epidemiol. Community Health*; 47(6):464-8.

Monchaux G. (1994). Etude des effets cancérogènes et cocancérogènes de l'ozone chez le rat : résultats préliminaires. *Pollution atmosphérique*; 36 (142) : 84-8.

Mood E.W. (1953). Development and application of high-free residual chlorination in the treatment of swimming pool water. *Am. J. Public Health Nations Health*; 43 (10) : 1258-64.

Moore J.E., Heaney N., Millar B.C. et al. (2002). Incidence of *Pseudomonas aeruginosa* in recreational and hydrotherapy pools. *Commun. Dis. Public Health*; 5 (1) : 23-6.

Moore J.E., Caldwell P.S., Millar B.C. et al. (2001). Occurrence of *Campylobacter* spp. in water in Northern Ireland : implications for public health. *Ulster Med J*; 70 (2) : 102-7.

Morris J.C. (1966). The Acid Ionization Constant of HOCl from 5 to 35°. *J. Phys. Chem.*; 70 (12) : 3798-805.

Mughal F.H. (1992). Chlorination of drinking water and cancer : a review. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.*; 11 (5-6) : 287-92.

Nagano K., Nishizawa T., Yamamoto S. et al. (1998). Inhalation carcinogenesis studies of six halogenated hydrocarbons in rats and mice. In: Chiyotani K., Hosoda Y., Aizawa Y. *9th International Conference on Occupational Respiratory Diseases, Kyoto, 13-16 octobre 1997* : 741-6.

Nahapetian K., Collignon A., Festy B. (1986). Bilan d'une recherche systématique de *Legionella* sp. dans l'habitat et les piscines. *Revue Française Santé Publique*; 34 : 40-4.

Nakajima M., Kitazawa M., Oba K. et al. (1989). Effect of route of administration in the micronucleus test with potassium bromate. *Mutat. Res.*; 223 (4) : 399-402.

National Toxicology Program (1985). NTP Toxicology and Carcinogenesis Studies of Chlorodibromomethane (CAS No. 124-48-1) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Gavage Studies). *Natl. Toxicol. Program. Tech. Rep. Ser.*; 282 : 1-174.

National Toxicology Program (1987). NTP Toxicology and Carcinogenesis Studies of Bromodichloromethane (CAS No. 75-27-4) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Gavage Studies). *Natl. Toxicol. Program. Tech. Rep. Ser.*; 321 : 1-182.

National Toxicology Program (1989). NTP Toxicology and Carcinogenesis Studies of Tribromomethane (Bromoform) (CAS No. 75-25-2) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Gavage Studies). *Natl. Toxicol. Program. Tech. Rep. Ser.*; 350 : 1-194.

National Toxicology Program (1996). Final Report : Sodium Bromate: Short Term Reproductive and Developmental Toxicology Study When Administered to Sprague-Dawley Rats in the Drinking Water. (NTP/NIEHS No. NOI-ES-15323; NTP-RDGT No. 94-007).

National Toxicology Program (2002). NTP Toxicology and Carcinogenesis study of chloral hydrate (*Ad libitum* and dietary controlled) (CAS NO. 302-17-0) in male B6C3F1 mice (gavage study). *Natl. Toxicol. Program. Tech. Rep. Ser.*; 503 : 1-218.

- Neering H. (1977). Contact urticaria from chlorinated swimming pool water. *Contact Derm.*; 3 (5) : 279.
- Nemery B., Hoet P.H.M., Nowak D. (2002). Indoor swimming pools, water chlorination and respiratory health. *Eur. Respir. J.*; 19 (5) : 790-3.
- Nichols G.L., Holt D., Said B. (2002). NSF International/World Health Organization Symposium on HPC Bacteria in Drinking Water. Geneva, Switzerland.
- Nickmilder M., Carbonnelle S., De Burbure C. *et al.* (2003). Relationship between ambient ozone and exhaled nitric oxide in children. *JAMA*; 290 (19) : 2546-7.
- Nicolas M., Gustave J., Bradamantis F. *et al.* (2008). Survenue d'une méningo-encéphalite amibienne primitive à *Naegleria fowleri* en Guadeloupe. *BASAG*; 8 (8) : 5-6.
- NIOSH. (2005). NIOSH Pocket Guide to Chemical Hazards : Bromoform. *NIOSH publication 2005-149*; En ligne: <http://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0066.html>
- Nishie K. (1983). Comparison of the effects of N-nitrosodimethylamine on pregnant and nonpregnant Holtzman rats. *Food Chem. Toxicol.*; 21 (4) : 453-62.
- Nystad W., Haberg S.E., London S.J. *et al.* (2008). Baby swimming and respiratory health. *Acta Paediatr.*; 97 (5) : 657-62.
- O'Mahony M.C., Delpak K.S., Mann P.G. *et al.* (1987). A survey of hospital hydrotherapy pools in the health districts of England. *Physiotherapy*; 73 : 104-6.
- Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI). (2007). Les piscines couvertes en France, caractéristiques, fréquentation et qualité de l'air.
- Odds F.C. (1987). Candida infections : an overview. *Crit. Rev. Microbiol.*; 15 (1) : 1-5.
- Oliveri R., Di P.F., Marsala B. *et al.* (2006). Occurrence of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in swimming pools in the province of Palermo, Italy. *Ann. Ig*; 18 (5) : 367-74.
- Olivieri J., Eigenmann P.A., Hauser C. (1998). Severe anaphylaxis to a new disinfectant : polyhexanide, a chlorhexidine polymer. *Schweiz. Med. Wochenschr.*; 128 (40) : 1508-11.
- OMS. (1999). International Programme on Chemical Safety. Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. Genève : OMS. 110 p.
- OMS. (2000). Guidelines for safe recreational water environments - Volume 2 - Swimming pools, Spas and similar recreational - water environments, Final draft. 15 p.
- OMS. (2004). Water treatment and pathogen control : process efficiency in achieving safe drinking water. London, UK : Mark W. Le Chevallier and Kwok-Keung. IWA publishing. 112 p.
- OMS. (2005). Water Recreational and Disease Plausibility of Infections : Acute Effects, Sequelae and Mortality. London-Seattle : OMS. 239 p.
- OMS. (2006a). Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first and second addenda. Volume 1 - Recommendations. Geneve : OMS. 516 p.
- OMS. (2006b). Guidelines for safe recreational waters. Volume 2 - Swimming pools and similar recreational-water environments. Geneve : OMS. 118 p.
- OMS. (2009). Risk assessment of *Cryptosporidium* in drinking water. Genève, Suisse : OMS. 134 p.
- OMS. (2010). Site de l'OMS. En ligne : <http://www.who.int/fr/>
- Ondriska F., Mrva M., Lichvar M. *et al.* (2004). First cases of *Acanthamoeba* keratitis in Slovakia. *Ann. Agric. Environ. Med.*; 11 (2) : 335-41.

- Panteix G. (2000). Mycobactéries autres que les mycobactéries de la tuberculose (MAMT). Dans : *Précis de bactériologie clinique*. Paris : ESKA. p. 1057-65.
- Panyakapo M., Soontornchai S., Paopuree P. (2008). Cancer risk assessment from exposure to trihalomethanes in tap water and swimming pool water. *J. Environ. Sci.*; 20 (3) : 372-8.
- Papadopoulou C., Economou V., Sakkas H. *et al.* (2008). Microbiological quality of indoor and outdoor swimming pools in Greece : investigation of the antibiotic resistance of the bacterial isolates. *Int. J. Hyg. Environ. Health*; 211 (3-4) : 385-97.
- Pardo A., Nevo K., Vigiser D. *et al.* (2007). The effect of physical and chemical properties of swimming pool water and its close environment on the development of contact dermatitis in hydrotherapists. *Am. J. Ind. Med.*; 50 (2) : 122-6.
- Parrate J. (2008). Evaluation de l'exposition à la trichloramine atmosphérique des maîtres nageurs, employés et utilisateurs publics des piscines couvertes des cantons de Fribourg, Neuchâtel et du Jura. Laboratoire intercantonal de santé au travail- LIST.
- Pedal I., Besserer K., Goertler K. *et al.* (1982). Fatal nitrosamine poisoning. *Arch. Toxicol.*; 50 (2) : 101-12.
- Pedersen L., Lund T.K., Barnes P.J. *et al.* (2008). Airway responsiveness and inflammation in adolescent elite swimmers. *J. Allergy Clin. Immunol.*; 122 (2) : 322-7.
- Peldszus S., Andrews S.A., Souza R. *et al.* (2004). Effect of medium-pressure UV irradiation on bromate concentrations in drinking water, a pilot-scale study. *Water Res.*; 38 : 211-7.
- Penny P.T. (1991). Hydrotherapy pools of the future-the avoidance of health problems. *J. Hosp. Infect.*; 18 (Suppl. A) : 535-42.
- Person A., Laurent A.M., Le Moullec Y. (2005). Atmospheric exposure to chloramines in indoor swimming pools. *Pollution Atmosphérique*; (12) : 93-7.
- Peto R., Gray R., Brantom P. *et al.* (1984). Nitrosamine carcinogenesis in 5120 rodents: chronic administration of sixteen different concentrations of NDEA, NDMA, NPYR and NPIP in the water of 4440 inbred rats, with parallel studies on NDEA alone of the effect of age of starting (3, 6 or 20 weeks) and of species (rats, mice or hamsters). *IARC Sci. Publ.*; (57) : 627-65.
- Pierce E. (2009). Possible transmission of *Mycobacterium avium* subspecies paratuberculosis through potable water: lessons from an urban cluster of Crohn's disease. *Gut Pathogens*; 1 (17) : 1-5.
- Plewa M.J., Kargalioglu Y., Vankerk D. *et al.* (2002). Mammalian cell cytotoxicity and genotoxicity analysis of drinking water disinfection by-products. *Environ. Mol. Mutagen.*; 40 (2) : 134-42.
- Pool water treatment advisory group, Sport England, Department for Education and Employment *et al.* (2009). Swimming pool water. Treatment and quality standards for pools and spas. 202 p.
- Poon R., Nakai J., Yagminas A. *et al.* (2002). Subchronic toxicity of chloral hydrate on rats : a drinking water study. *J. Appl. Toxicol.*; 22 (4) : 227-36.
- Potts J. (1996). Factors associated with respiratory problems in swimmers. *Sports Med.*; 21 (4) : 256-61.
- Raykar P.V., Fung M.C., Anderson B.D. (1988). The role of protein and lipid domains in the uptake of solutes by human stratum corneum. *Pharm. Res.*; 5(3) : 140-50.

Reptox. (2010). Commission de la santé et de la sécurité du travail - Service du répertoire toxicologique. En ligne : <http://www.reptox.csst.qc.ca>

Rhodier J., Legube B., Merlet N. (2009). L'analyse de l'eau. Paris : Dunod. 1526 p.

Richardson S.D., Plewa M.J., Wagner E.D. *et al.* (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water : a review and roadmap for research. *Mutat. Res.*; 636 (1-3) : 178-242.

Roberts P. (1981). Hydrotherapy 2 : caring for pool staff. *Occup. Health (Lond)*; 33 (6) : 297-303.

Sai K., Hayashi M., Takagi A. *et al.* (1992). Effects of antioxidants on induction of micronuclei in rat peripheral blood reticulocytes by potassium bromate. *Mutat. Res.*; 269 (1) : 113-8.

Sai K., Tyson C.A., Thomas D.W. *et al.* (1994). Oxidative DNA damage induced by potassium bromate in isolated rat renal proximal tubules and renal nuclei. *Cancer Lett.*; 87 (1) : 1-7.

Sainte D. (2004). Procédés de réduction de la contamination par le trichlorure d'azote des atmosphères de piscines. Rapport de DEA Chimie et Microbiologie de l'eau. Universités de Nancy et de Poitiers.

Sakkas V.A., Giokas D.L., Lambropoulou D.A. *et al.* (2003). Aqueous photolysis of the sunscreen agent octyl-dimethyl-p-aminobenzoic acid. Formation of disinfection byproducts in chlorinated swimming pool water. *J. Chromatogr. A*; 1016 (2) : 211-22.

Santé Canada. (1998). Le bromate. Ottawa (Ontario) : Santé Canada. 13 p.

Santé Canada. (2006). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document technique : Les trihalométhanes. Ottawa (Ontario) : Santé Canada. 70 p.

Santé Canada. (2008a). Document de conseils sur l'hydrate de chloral dans l'eau potable. Ottawa (Ontario) : Santé Canada. 28 p.

Santé Canada. (2008b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document technique : Les acides haloacétiques. Ottawa (Ontario) : Santé Canada. 92 p.

Sasseville D., Geoffrion G., Lowry R.N. (1999). Allergic contact dermatitis from chlorinated swimming pool water. *Contact Derm.*; 41 (6) : 347-8.

Sasseville D., Moreau L. (2004). Contact allergy to 1-bromo-3-chloro-5, 5-dimethylhydantoin in spa water. *Contact Derm.*; 50 (5) : 323-4.

Sax N., Lewis R. (1987). Hawley's condensed chemical dictionary. New York (N.Y.) : Van Nostrand Reinhold Co.

Schaechter M., Medoff G., Eisenstein B.I (1999). Microbiologie et pathologie infectieuse. Paris : DeBoeck Université. 973 p.

Scharlin P. (1987). Evaluation of pka Values for Bromodichloromethane, chlorodibromomethane and Tribromomethane from Kinetic Acidities. *Acta Chem. Scand.* ; A41 : 480-3.

Schnuch A., Geier J., Uter W. *et al.* (2007). The biocide polyhexamethylene biguanide remains an uncommon contact allergen. *Contact Derm.*; 56 (4): 235-9.

Schoefer Y., Zutavern A., Brockow I. *et al.* (2008). Health risks of early swimming pool attendance. *Int. J. Hyg. Environ. Health*; 211 (3-4) : 367-73.

Schoenlaub P., Plantin P. (2000). Warts and molluscum contagiosum : practical point of view. *Arch. Pediatr.*; 7(10) : 1103-10.

Seux R. (1988). Evolution de la pollution apportée par les baigneurs dans les eaux de piscines sous l'action du chlore. *J. Fr. Hydrol.*; 19(2) : 151-68.

Shields J.M., Hill V.R., Arrowood M.J. *et al.* (2008). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* under chlorinated recreational water conditions. *J. Water Health*; 6 (4) : 513-20.

Shin G.A., Sobsey M.D. (2008). Inactivation of norovirus by chlorine disinfection of water. *Water Res.*; 42 (17) : 4562-8.

SIA. (2000a). « Eau et installations de régénération de l'eau dans les piscines publiques ». N° SIA 385/1.

Simon-Rigaud M.L., Eechout C., Bourdin H. *et al.* (1997). Hyperactivité bronchique et natation. Influence de l'entraînement en atmosphère chlorée. *Sci. Sports*; 12 (2) : 142-7.

Smith M.K., Randall J.L., Read E.J. *et al.* (1989). Teratogenic activity of trichloroacetic acid in the rat. *Teratology*; 40 (5) : 445-51.

Smith M.K., Randall J.L., Read E.J. *et al.* (1992). Developmental toxicity of dichloroacetate in the rat. *Teratology*; 46 (3) : 217-23.

Speit G., Haupter S., Schutz P. *et al.* (1999). Comparative evaluation of the genotoxic properties of potassium bromate and potassium superoxide in V79 Chinese hamster cells. *Mutat. Res.*; 439 (2) : 213-21.

Spinasse A. (2000). Hygiène et piscine publique. *J. Pediatr. Pueric.*; 13 (6) : 334-41.

Strauss S., Jordens J.Z., McBride D. *et al.* (1999). Detection and typing of human papillomavirus DNA in paired urine and cervical scrapes. *Eur. J. Epidemiol.*; 15 (6) : 537-43.

Tani I., Shibata H., Ninomiya M. (1981). Effect of SD (SDIC) on the embryonic development and newborns given orally in the period of organogenesis in mice. *Kakubutsu Ryoho*; 13 : 353-63.

Taplin D., Zaias N., Rebell G. *et al.* (1969). Isolation and Recognition of Dermatophytes on a New Medium (DTM). *Arch. Dermatol.*; 99 (2) : 203-9.

Taylor R.H., Falkinnham J.O., Norton C.D. *et al.* (2000). Chlorine, chloramine, chlorine dioxide, and ozone susceptibility of *Mycobacterium avium*. *Appl. Environ. Microbiol.*; 66 (4) : 1702-5.

Templin M.V., Constan A.A., Wolf D.C. *et al.* (1998). Patterns of chloroform-induced regenerative cell proliferation in BDF1 mice correlate with organ specificity and dose-response of tumor formation. *Carcinogenesis*; 19 (1) : 187-93.

Templin M.V., Jamison K.C., Sprankle C.S. *et al.* (1996a). Chloroform-induced cytotoxicity and regenerative cell proliferation in the kidneys and liver of BDF1 mice. *Cancer Lett.*; 108 (2) : 225-31.

Templin M.V., Larson J.L., Butterworth B.E. *et al.* (1996b). A 90-day chloroform inhalation study in F-344 rats: profile of toxicity and relevance to cancer studies. *Fundam. Appl. Toxicol.*; 32 (1) : 109-25.

Teunis P.F.M., Moe C.L., Liu P. *et al.* (2008). Norwalk virus : how infectious is it? *J. Med. Virol.*; 80 (8) : 1468-76.

Thickett K.M., McCoach J.S., Gerber J.M. *et al.* (2002). Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air. *Eur. Respir. J.*; 19 (5) : 827-32.

Thoumelin P., Monin E., Armandet D. (2005). Troubles d'irritation respiratoire chez les travailleurs des piscines. *Documents pour le Médecin du Travail*; TF 138 : 43-64.

Thurston-Enriquez J.A., Haas C.N., Jacangelo J. *et al.* (2003). Chlorine Inactivation of Adenovirus Type 40 and Feline Calicivirus. *Appl. Environ. Microbiol.*; 69 (7) : 3979-85.

Toth G.P., Kelty K.C., George E.L. *et al.* (1992). Adverse male reproductive effects following subchronic exposure of rats to sodium dichloroacetate. *Fundam. Appl. Toxicol.*; 19 (1) : 57-63.

Toulouca. (2010). Toulouca.com. Mon bébé nageur. En ligne : <http://www.toulouca.com/sommaire.php>

Toxnet. (2010). Toxicology Data Network. En ligne : <http://toxnet.nlm.nih.gov>

U.S EPA. (1997). Exposure Factors Handbook. Washington D.C : National Center for Environmental Assessment - Office of Research and development Office of Health and Environmental Assessment. 1193 p.

U.S EPA. (2003). Toxicological review of Dichloroacetic acid. (CAS No. 79-43-6). Dans : Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, D.C : (EPA 635/R-03/007). 183 p.

U.S EPA. (2004). Reregistration Eligibility Decision (RED) for PHMB. Washington D.C : (EPA739-R-05-003). 84 p.

U.S EPA. (2008). Child-Specific Exposure Factors Handbook. Washington, D.C. 679 p.

Umemura T., Sai K., Takagi A. *et al.* (1995). A possible role for oxidative stress in potassium bromate (KBrO₃) carcinogenesis. *Carcinogenesis*; 16 (3) : 593-7.

Van Hoof F., Janssens J.G., Van Dijck H. (1985). Formation of mutagenic activity during surface water preozonation and its removal in drinking water treatment. *Chemosphere*; 14 (5) : 501-9.

Vaughn J.M., Yu-Shiaw C., Mcharrell Z.T. (1986). Inactivation of human and Simian rotaviruses by chlorine. *Appl. Environ. Microbiol.*; 51(2) : 391-4.

Vess R.W., Anderson R.L., Carr J.H. *et al.* (1993). The colonization of solid PVC surfaces and the acquisition of resistance to germicides by water micro-organisms. *J. Appl. Microbiol.*; 74 (2) : 215-21.

Villanueva C.M., Gagniere B., Monfort C. *et al.* (2007). Sources of variability in levels and exposure to trihalomethanes. *Environ. Res.*; 103 (2) : 211-20.

Voisin C., Bernard A. (2008). Risques d'affections allergiques associés aux produits de chloration en piscine. *Environnement, Risques et Santé*; 7(6) : 417-23.

Voisin C., Sardella A., Marcucci F. *et al.* (2010). Infant swimming in chlorinated pools and the risks of bronchiolitis, asthma and allergy. *Eur. Respir. J.*; (sous presse).

Von Gunten U. (2003). Ozonation of drinking water : part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Res.*; 37 (7) : 1469-87.

Von Gunten U., Holgne J. (1994). Bromate formation during ozonation of bromide-containing waters : interaction of ozone and hydroxyl radical reactions. *Environ. Sci. Technol.*; 28(7): 1234-42.

Walse S.S., Mitch W.A. (2008). Nitrosamine carcinogens also swim in chlorinated pools. *Environ. Sci. Technol.*; 42 (4) : 1032-7.

Weisgerber M.C., Guill M., Weisgerber J.M. *et al.* (2003). Benefits of swimming in asthma : effect of a session of swimming lessons on symptoms and PFTs with review of the literature. *J. Asthma*; 40 (5) : 453-64.

Whitnack E. (1999). Les streptocoques. Dans : *Microbiologie et pathologie infectieuse*. Paris : DeBoeck Université. pp. 198-212.

Xu X., Mariano T.M., Laskin J.D. *et al.* (2002). Percutaneous absorption of trihalomethanes, haloacetic acids, and haloketones. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*; 184 (1) : 19-26.

Yamada H., Somiya I. (1989). The Determination of Carbonyl Compounds in Ozonated Water by the PFBOA - Method. *Ozone Sci. Eng.*; 11 (2) : 127-141.

Yang X., Shang C., Westerhoff P. (2007). Factors affecting formation of haloacetonitriles, haloketones, chloropicrin and cyanogen halides during chloramination. *Water Res.*; 41 (6) : 1193-200.

Yoder J.S., Hlavsa M.C., Craun G.F. *et al.* (2008). Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water use and other aquatic facility-associated health events-United States, 2005-2006. *MMWR. Surveill. Summ.*; 57 (9) : 1-29.

Zmirou J. (1985). Etude physico-chimique du comportement d'un produit désinfectant non chlorés vis-à-vis des principaux constituants des piscines. Thèse de Mémoire de fin d'études, formation des études d'ingénieurs du génie sanitaire. ENSP. 104 p.

Zwick H., Popp W., Budik G. *et al.* (1990). Increased sensitization to aeroallergens in competitive swimmers. *Lung*; 168 (2) : 111-5.

Zwiener C., Richardson S.D., DeMarini D.M. *et al.* (2007). Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water. *Environ. Sci. Technol.*; 41 (2) : 363-72.

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine


Liberté - Égalité - Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

Ministère de la santé et des solidarités
Direction générale de la santé
DGS/SD7A - N° 1537

Ministère de l'écologie et du développement durable
Direction de l'eau
Direction de la prévention des pollutions et des risques

COURRIER REÇU LE
02 JAN. 2007

Paris, le

Le Directeur général de la santé
Le Directeur de l'eau
Le Directeur de la prévention des pollutions et des risques

à

Madame la Directrice Générale de
l'Agence Française de Sécurité
Sanitaire de l'Environnement et du
Travail
253, avenue du Général Leclerc
94703 Maisons Alfort cedex

Objet : Evaluation des risques sanitaires liés aux baignades
PJ : 1. Directive 2006/7/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006
concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive
76/160/CEE
2. Eléments de réflexion sur les baignades atypiques.

La sécurité sanitaire des eaux de baignade et des piscines est encadrée par les articles L.1332-1 à L.1332-4 et D.1332-1 à D.1332-19 du code de la santé publique, dont l'adoption remonte aux années 1980. Depuis cette date, l'évolution des connaissances scientifiques et techniques concernant les risques sanitaires liés à la baignade (cf. études réalisées par l'OMS notamment), l'évolution des pratiques de loisirs aquatiques et le développement de nouveaux types de zones de baignades artificielles, dont l'eau est traitée mais qui ne correspondent pas aux piscines classiques, justifient une actualisation du dispositif de gestion des risques sanitaires de ces eaux.

Par ailleurs, la gestion des risques liés à certaines catégories de baignades fait l'objet d'une nouvelle directive, abrogeant à terme la directive 76/160/CEE actuellement appliquée (cf. pièce jointe). En particulier, cette nouvelle directive ne s'applique pas :

- a) aux bassins de natation et de cure ;
- b) aux eaux captives qui sont soumises à un traitement ou sont utilisées à des fins thérapeutiques ;
- c) aux eaux captives artificielles séparées des eaux de surface et des eaux souterraines.

Cette directive devra être transposée en droit français au plus tard le 24 mars 2008.

1/3

C'est pourquoi, il est nécessaire de réformer la législation et la réglementation applicables aux baignades, afin d'une part de transposer la nouvelle directive, et d'autre part d'encadrer juridiquement certaines baignades, exclues du champ de la nouvelle directive européenne (notamment les baignades de types b) et c) mentionnées ci dessus, dont font partie les eaux captives, les gravières, les baignades atypiques, les baignades traitées, ...).

La directive 2006/7/CE prévoit une surveillance de la qualité des eaux de baignade, incluant des mesures analytiques de paramètres microbiologiques et destinée à classer ces eaux de baignades en fin de saison balnéaire selon leur qualité¹. La catégorisation de l'eau de baignade est basée sur l'ensemble des résultats d'analyse obtenus au cours de quatre années consécutives. En outre, la directive 2006/7/CE prévoit l'élaboration de profils d'eau de baignade comportant notamment un recensement et une évaluation des sources possibles de pollution des eaux de baignade susceptibles d'affecter la santé des baigneurs, l'emplacement des points de surveillance nécessaires, et précisant les actions envisagées pour prévenir l'exposition des baigneurs aux risques. Toutefois, la directive ne précise pas l'interprétation sanitaire à donner aux résultats analytiques d'un échantillon unique, prélevé en cours de saison balnéaire en cas de pollution à court terme, qui permettrait de définir les conditions d'ouverture et de fermeture au public des eaux de baignades et d'information du public.

Aussi, dans un premier temps et dans le cadre de la transposition de la directive susmentionnée, il vous est demandé de nous indiquer, et de développer, les possibilités, en particulier sur le plan méthodologique, d'évaluer les risques susceptibles d'affecter les baigneurs sur la base des prélèvements réalisés conformément au programme de surveillance prévu par la nouvelle directive et le cas échéant en prenant en compte des prélèvements supplémentaires qui s'avéreraient nécessaires ou des informations contenues dans les profils d'eau de baignade. Nous vous demandons notamment d'analyser la faisabilité et la pertinence d'une évaluation des risques sanitaires basée sur un échantillon unique dont le prélèvement est prévu par la nouvelle directive. Par ailleurs, et sur la base de ce travail initial, nous vous demandons de faire des propositions de méthodologie pour fixer les valeurs seuils de qualité des eaux à appliquer pour gérer l'accès du public aux eaux de baignades, en lui délivrant une information adaptée.

Compte tenu du délai de deux ans prévu pour la transposition de la directive baignades, une réponse pour le mois de septembre 2007 nous est nécessaire.

Par ailleurs, nous vous demandons de procéder à une évaluation des risques sanitaires liés aux baignades non couvertes par la nouvelle directive. Pour cela, il conviendra de réaliser un inventaire des types de baignades concernés et une identification des problématiques liées à chaque catégorie de baignades. Vous trouverez pour information en pièce jointe 2 des éléments de réflexion dans ce domaine issus d'un groupe de travail du ministère chargé de la santé.

Cette évaluation des risques devra prendre en compte notamment :

- le type d'eau utilisée (eau de mer, eau douce, eau du réseau public, ...) et ses caractéristiques,
- le traitement dont l'eau fait l'objet : filtration, aération, désinfection, ...
- l'hydraulique et la conception de la zone de baignade,
- les dangers de nature microbiologique et physico-chimique liés à l'eau,
- les expositions selon les usages,
- la vulnérabilité des populations.

¹ Les Etats membres classent les eaux de baignades comme étant de qualité : insuffisante, suffisante, bonne ou excellente.

L'objectif est d'établir, en fonction des catégories pertinentes de baignades que vous identifierez :

- les valeurs limites de qualité des eaux,
- les modalités de surveillance et de contrôle (paramètres pertinents à contrôler, avec quelle fréquence et méthodes de prélèvements et d'analyses),
- les règles d'hygiène, de conception et de maintenance des installations éventuelles,
- les produits et procédés de traitement et les modalités d'utilisation, en prenant exclusivement en compte ceux inscrits au programme de travail communautaire du dispositif « biocides ».

Nous vous serions obligés de nous fournir une première note d'étape, intégrant notamment une étude bibliographique pour la fin de l'année 2007 et un rapport final comportant les éléments de réponse aux questions susmentionnées pour la fin du premier semestre 2008.

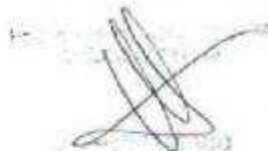
Le Directeur général de la
santé

Le Directeur Général de la Santé,



Dr Didier HOUSSIN

Le Directeur de l'eau



Le Directeur de la prévention
des pollutions et des risques



Philippe GAUTIER

Copie à Monsieur le Directeur Général de l'InVS

Annexe 2 : Présentation de la Direction générale de la santé du 03 juillet 2007

INSTRUCTION DE LA SAISINE

N° 2006/011

RELATIVE À L'ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES LIÉS

AUX BAINADES ET PISCINES

Note préparée par Carole CATASTINI et Arnaud LAGRIFFOUL

Unité Eaux et Risques biologiques

DESET

1. Le contexte

Par un courrier en date du 22 décembre 2007, le Directeur général de la santé du Ministère de la santé et des solidarités, le Directeur général de la prévention des pollutions et des risques et le Directeur de l'eau du Ministère de l'écologie et du développement durable ont demandé à l'Afsset :

- d'analyser la pertinence, sur le plan méthodologique, de l'interprétation sanitaire à donner aux résultats des prélèvements réalisés conformément au programme de surveillance et notamment d'un prélèvement unique prévu par la directive 2006/7/CE en cas de pollution et permettant de définir les conditions de « retour à la normale »,
- de procéder à une évaluation des risques sanitaires liés aux baignades non couvertes par la directive 2006/7/CE.

La première demande a été identifiée par l'Agence comme un travail d'appui scientifique pouvant être exécuté dans un délai court et pouvant être assuré par le personnel scientifique de l'Agence. Ces travaux ont été rendus sous forme d'un rapport en septembre 2007.

La seconde demande a été identifiée comme une demande d'évaluation des risques sanitaires, travail de plus longue haleine nécessitant une expertise collective. En effet, il est notamment demandé :

- de réaliser un inventaire des types de baignades concernés ;
- d'identifier les problématiques liées à chaque catégories de baignades ;
- de procéder à l'évaluation du risque lié à ces baignades.

Pour préparer la présente note, l'Afsset a en particulier pris en considération les informations suivantes :

- groupe de travail du ministère de la santé (2003). Réflexions sur les baignades atypiques. Avril 2003 ;
- directive 76/160/CE, directive 2006/7/CE, réglementation nationale relative aux baignades et aux piscines ;
- une revue de presse non exhaustive, notamment le rapport Afsset 2004 « Qualité microbiologique des eaux de baignade : analyse statistiques des niveaux de risque et des seuils proposés par le projet de révision de la directive 76/160/CE » ;
- les échanges entre la DGS et l'Afsset en date de novembre 2006, avril, juin et juillet 2007 concernant le cadre de la saisine et les attentes des tutelles ;
- l'explicitation des attentes des tutelles réalisée par la DGS lors du CES « eaux et agents biologiques » du 3 juillet 2007.

2. L'analyse de l'Afsset et la présentation au CES « Eaux et agents biologiques »

Les deux demandes de tutelles s'insèrent dans le périmètre des missions de l'agence fixées par l'arrêté du 9 octobre 2001.

La demande d'évaluation des risques sanitaires correspond aux missions du Comité d'experts spécialisés (CES) « eaux et agents biologiques » fixées par l'arrêté du 13 juillet 2006 relatif aux CES de l'Afsset.

Le champ de travail est relativement vaste car la demande porte sur les baignades non concernées par la directive 2006/7/CE, à savoir :

- les baignades en eaux libre et en zone non aménagée, en eaux captives et confinées, les baignades dites « biologiques » ou « écologiques » comme celle de la commune de Combloux dont les eaux sont traitées par épuration biologique, les eaux non captives pouvant être traitées, les eaux de loisirs et de sports nautiques, les eaux de pêche à pied, etc..
- les piscines à usage particulier (thérapeutique, remise en forme, thalassothérapie, etc.), les piscines non alimentées par de l'eau du réseau de distribution publique (eau de mer, eau minérale naturelle) et les autres types de piscines (bains bouillonnants, spas, piscines ludiques avec bassin à vague, toboggans, jeux d'eaux, etc.

Il est à noter que l'AFNOR a été saisie par le ministère en charge du sport afin de décliner une sémantique plus claire et plus cohérente vis-à-vis de la réglementation. La commission P91L dédiée à la terminologie des piscines a été mise en place le 18 juin 2007. Il s'agit en effet, d'harmoniser les termes utilisés dans les normes nationales et européennes et ainsi disposer de termes et définitions applicables à l'ensemble baignades de type piscines.

La saisine a été présentée au CES « Eaux et agents biologiques » lors de sa séance d'installation du 4 mai 2007 et lors de la séance du 3 juillet 2007, lors de laquelle la DGS a précisé et priorisé ses attentes.

Le CES a accepté la prise en charge de la saisine et sur proposition de l'Agence, a adopté le principe de la constitution de deux GT, l'un dédié aux baignades utilisant une eau non traitée ou traitée par une approche physique ou biologique (GT « baignades atypiques »), l'autre dédié aux baignades utilisant des eaux désinfectées (GT « piscines »).

3. Organisation générale des travaux et calendrier

Ceux-ci se sont inscrits dans le cadre des procédures qualité (Norme NFX 50-110).

Un appel à candidature pour ces deux GT a été lancé via le site internet et le réseau d'experts de l'Afsset du 21 juin au 20 juillet 2007.

Par ailleurs, dans le cadre spécifique du GT relatif aux baignades utilisant une eau désinfectée et désinfectante, et du fait que les traitements de désinfection mis en place dans ces établissements peuvent modifier la qualité de l'air ambiant et notamment dans les bassins couverts, une demande d'appui scientifique pourra être réalisée auprès du CES « évaluation des risques liés aux milieux aériens ». Le problème des trihalométhanes est en effet de plus en plus soupçonné de risques pour les populations générales.

Les personnes de l'agence participant aux travaux sont :

- Carole CATASTINI, chef de projet pour le GT « piscines » avec l'appui de l'unité toxicologie et de l'unité procédés,
- Arnaud LAGRIFFOUL, chef de projet pour le GT « baignades atypiques »,
- l'Unité communication pour un appui bibliographique.

4. GT « baignades atypiques »

Méthode de travail

Les travaux se limiteront à l'examen des baignades utilisant un système fermé ou semi-fermé, une eau confinée non traitée ou traitée par d'autres approches que la désinfection, une eau non captive traitée.

L'étude inclura aussi bien les baignades d'eau douces que d'eau salée.

Le groupe d'experts a été installé le 18 septembre 2007, ces membres sont :

Nom prénom de l'expert	Organisme	Membre du CES « eaux et agents biologiques »
BOUTIN Catherine	Cemagref- Lyon	non
COURNOYER Benoît Président du GT	CNRS	non
DEVAUCHELLE Nicole	IFREMER - Brest	non
KORBOULEWSKY Nathalie	IMEP-CNRS 6116 Université Aix-marseille	non

LEBOULANGER Christophe	IRD	non
MEJEAN Annick	Université Paris 7	non
OCCHIALINI CANTET Alessandra	Université de Montpellier 2	oui
PAUL Etienne	INSA	non
PENA Laurent	DDASS de l'Aude	non
POURCHER Anne-Marie	Cemagref	oui
RAUZY Sylvie	Crecep	oui
SCHVOERER Evelyne	CHRU Strasbourg	non
SERVAIS Pierre	Université Libre de Bruxelles	non
TRACOL Raphael	DRASS Basse- Normandie	non
VILLENA Isabelle	CHU Reims	oui
WALLET France	EDF-Gaz de France	non

Les experts travailleront plus particulièrement sur les questions suivantes :

I. Identification et caractérisation des baignades concernées.

Quelles sont les caractéristiques d'aménagement et de construction : séparation des eaux superficielles et souterraines, bassins, pataugeoires, cascades, jets d'ornement, jets à pression, type de plage et de sol, zone naturelle végétalisée, zones dédiées, etc.) ?

Quelles sont les caractéristiques de fonctionnement (source d'eau, recyclage et/ou renouvellement, traitement et de quelle nature - chimique-physique-biologique, etc.) ?

Quelle est l'efficacité des systèmes de recyclage et de traitement de l'eau s'ils existent ?

Quelles sont les modalités de suivi de la qualité des eaux et de la gestion des risques ?

Les concepteurs intègrent-ils les risques sanitaires et comment ?

Peut-on faire une typologie de baignades au regard de ces caractéristiques ?

Quel est leur statut réglementaire dans d'autres pays (UE) ?

II. Caractérisation des dangers.

Quels sont les dangers liés au confinement des eaux (prolifération microbienne et algale, toxines, etc.) ?

Quelles sont les sources de contaminations externes potentielles (agricoles, domestiques, industrielles, etc.) ?

Peut-on modéliser la vulnérabilité des eaux à ces contaminations ?

Peut-on prévoir ou modéliser l'impact des sources de contamination sur la qualité de l'eau ?

Quels sont les dangers liés aux traitements éventuels ?

Quels sont les dangers liés aux autres équipements de la baignade ?

III. Estimation de l'exposition.

Quels sont les usages de ces baignades (activités de bain, de nage sportive, d'apnée, de plongée, etc.) ?

Quelles sont les pratiques habituelles des baigneurs (fréquentation, durée, type de nage, immersion de la tête ou pas ... autres activités) ?

Peut-on quantifier ces expositions ?

IV. Evaluation du risque sanitaire.

Est-il envisageable de réaliser une évaluation quantitative ou qualitative des risques pour les usagers et la population professionnelle ?

La surveillance de la qualité des eaux de baignade atypique doit-elle se limiter aux seuls paramètres réglementaires en vigueur ?

V. Prévention et protection : préconisations.

Peut-on rattacher ces baignades à la réglementation actuelle (soit piscines, soit baignades aménagées) ?

Peut-on définir une réglementation spécifique pour ces baignades ? Si oui, quels en seraient les principaux indicateurs ? Peut-on fixer des valeurs limites de qualité des eaux ?

Peut-on fixer des règles minimales d'hygiène et de sécurité lors de la conception de ces baignades ?

Peut-on fixer des modalités de surveillance et de contrôle (quels paramètres, quels protocoles, quelle fréquence, quelle interprétation des résultats, etc.) ?

Faut-il des mesures de prévention, protection particulières pour les personnes exerçant une activité de travail sur les sites de baignades ?

Les auditions à réaliser pourront être les suivantes : industriels concepteurs et constructeurs de baignades, gestionnaires du plan d'eau de Combloux et autres plans d'eau de ce type, exploitants et gestionnaires de sites, collectivités, organismes sanitaires déconcentrés, fédérations de professionnels, associations, etc.

Rendu des travaux

Les travaux seront rendus sous forme d'un rapport d'expertise collective accompagné de l'avis de l'Afsset. Le délai de réponse a été fixé à juillet 2008 d'un commun accord avec la DGS lors du CES de juillet 2007. Une note d'étape sera fournie en janvier/février 2008.

5. GT « piscines »

Le groupe de travail installé fin septembre 2007 est composé des scientifiques suivants :

Nom prénom de l'expert	Organisme	Membre du CES « eaux et agents biologiques »
BERNARD Alfred	Université catholique de Louvain	Non
BOUDENNE Jean-Luc	Université de Provence	oui
CABILLIC Pierre-Jean	DDASS du Morbihan	oui
DAVRAINVILLE Françoise	AFTH	Non
DE LAAT Joseph	Université de Poitiers	Non
ENKIRI Françoise	Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris	Non
GÉRARDIN Fabien	INRS	Non

GOMBERT Bertrand	Laboratoire de Chimie de l'Eau et de l'Environnement - Université de Poitiers	non
MÉRIC Jean-François	Établissements thermaux de Balaruc-les-Bains	Non
MOUQUET Juliette	DDASS bas-Rhin	non
PERDIZ Danie	Université Paris Sud 11	non
RAUZY Sylvie	Crecep	oui
RICHARD Claire	CNRS	non
SAUVANT-ROCHAT Marie-Pierre Présidente du GT	Université d'Auvergne - Faculté de Pharmacie	oui
TARDIF Robert	Université de Montréal	Non (CES substances chimiques de l'Afsset)

Le groupe de travail a décidé d'organiser son travail selon les 6 étapes listées ci-dessous :

- 1- identification des « piscines » non-visées par la réglementation sanitaire actuelle (atypiques) ;
- 2- caractérisation technique des piscines identifiées ;
- 3- définition d'une typologie permettant de regrouper les piscines ;
- 4- identification des dangers et des expositions ;
- 5- estimation du risque sanitaire ;
- 6- recommandations.

Pour les étapes 1 à 4, il est envisagé de traiter en parallèle les piscines visées par la réglementation sanitaire actuelle et les piscines atypiques. A partir de l'étape 5 (estimation du risque sanitaire) il faudra redéfinir l'approche en fonction du type de produit et en fonction du type de piscine.

Les experts travailleront plus particulièrement sur les questions suivantes :

- Y a-t-il des critères permettant de regrouper les piscines par catégories pertinentes ?
- Quels produits ou procédés sont utilisés dans l'eau des bassins ?

- Quelle est leur efficacité ?
- Quels dangers engendrent ces produits et procédés de traitement pour la population générale et pour les professionnels ?
- Y a-t-il des dangers spécifiques pour les bassins découverts comparé aux bassins couverts ?
- Quelles pollutions chimiques et microbiologiques sont attendues dans chaque type de piscine
- Quelle modalité de surveillance de la qualité de l'eau est réalisée dans chaque catégorie de piscine ?
- Quelle est la fréquence des contrôles, qui la fixe, qui les fait ?
- Quelle est la qualité des eaux requises pour chaque type de piscine
- Quels sont les usages de chaque piscine ?
- Quelle population fréquente chaque catégorie de piscines ?
- Faut-il imposer des procédures d'hygiène et de préventions aux usagers avant d'accéder aux bassins (douche savonnée, bonnet, etc.) ?
- Quel est le risque pour la population générale et pour les professionnels liés à l'utilisation de traitements complémentaires à ceux de désinfection (anticalcaire, anti-mousse, anti-algue, anti-moisissures, stabilisants, etc.) ?

Afin d'aider les experts à répondre aux différentes questions, plusieurs auditions seront programmées lors des séances de travail avec les associations des maîtres nageurs, les constructeurs de piscines et les fédérations du thermalisme et de la thalassothérapie ainsi que les gestionnaires d'établissements.

Ainsi, lors de la réunion d'installation, Gregory Berthou, coordinateur de la commission P91L « terminologie piscines » de l'AFNOR a été auditionné. Il a été envisagé une collaboration étroite entre les deux groupes de travail au cours des mois suivants.

Des prestations relatives à la description des différents procédés de désinfection existants seront éventuellement confiées à l'un d'établissements partenaires de l'Agence.

Calendrier des travaux

Le délai de réponse et les modalités de rendu des travaux sont les suivants :

- note d'étape contenant une description des piscines atypiques, les traitements couramment utilisés, les dangers associés et leur caractérisation (effets, valeurs de référence sanitaires, réglementation, ...) en février 2008,
- une note d'étape en juin 2008 sur les piscines à usage collectif encadrées par la réglementation (décret 81-324 et arrêtés du 7 avril 1981 relatifs aux normes d'hygiène et sécurité, aux dispositions techniques et administratives applicables aux piscines)
- un rapport d'expertise collective sur les piscines atypiques pour fin 2008
- un rapport d'expertise collective sur piscines collectives en juin 2009.

Annexe 3 : Synthèse des déclarations publiques d'intérêts des experts par rapport au champ de la saisine

RAPPEL DES RUBRIQUES DE LA DÉCLARATION PUBLIQUE D'INTÉRÊTS

IP-A	Interventions ponctuelles : autres
IP-AC	Interventions ponctuelles : activités de conseil
IP-CC	Interventions ponctuelles : conférences, colloques, actions de formation
IP-RE	Interventions ponctuelles : rapports d'expertise
IP-SC	Interventions ponctuelles : travaux scientifiques, essais, etc.
LD	Liens durables ou permanents (Contrat de travail, rémunération régulière, etc.)
PF	Participation financière dans le capital d'une entreprise
SR	Autres liens sans rémunération ponctuelle (Parents salariés dans des entreprises visées précédemment)
SR-A	Autres liens sans rémunération ponctuelle (Participation à conseils d'administration, scientifiques d'une firme, société ou organisme professionnel)
VB	Activités donnant lieu à un versement au budget d'un organisme

SYNTHÈSE DES DÉCLARATIONS PUBLIQUES D'INTÉRÊTS DES MEMBRES DU CES « EAUX ET AGENTS BIOLOGIQUES » PAR RAPPORT AU CHAMP DE LA SAISINE

NOM	Prénom <i>Rubrique de la DPI</i> Description de l'intérêt <i>en cas de lien déclaré</i>	Date de déclaration des intérêts
Analyse Afsset :		
ABSI Rafik		19 janvier 2007 04 mai 2007 21 juin 2007 09 juillet 2008 20 août 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
BALLET Jean-Jacques		22 janvier 2007 04 mai 2007 20 juin 2007
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
BERJEAUD Jean-Marc		07 novembre 2006 04 mai 2007 09 juin 2008 28 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
BOUDENNE Jean-Luc		27 octobre 2006 04 mai 2007 13 juin 2008 19 octobre 2008 23 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
BRUGERE-PICOUX Jeanne		14 décembre 2006 04 juillet 2007 14 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	

CABILLIC	Pierre-Jean	09 novembre 2006 04 mai 2007 25 juin 2007 15 novembre 2008 23 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
CAMUS	Patrick	15 février 2006 04 mai 2007 20 juin 2008 15 novembre 2008 23 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
CREPPY	Edmond	18 janvier 2007 04 mai 2007 14 octobre 2008 22 novembre 2009
Analyse Afsset:	IP-SC Conseil sur dossier pour PAREVA donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (Université Bordeaux2) (06/05/2008 au 06/07/2008) Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	
CUDENNEC	Christophe	12 décembre 2006 04 mai 2007 20 mai 2008 16 octobre 2008 22 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
DAGOT	Christophe	09 novembre 2006 03 juillet 2007 15 octobre 2008 21 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
DUKAN	Sam	30 octobre 2006 03 juillet 2007 30 novembre 2008 25 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
GEHANNO	Jean-François	21 novembre 2006 04 mai 2007 16 juin 2008 23 octobre 2009
Analyse Afsset:	IP-SC Publication d'une étude des effets sur la santé d'un produit de désinfection des eaux de piscines (2006) Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	
GILLI	Éric	13 décembre 2006 02 juillet 2007
Analyse Afsset:/	Démission le 2 septembre 2009 Aucun lien déclaré	
GUT	Jean-Pierre	28 novembre 2006 04 mai 2007 06 juin 2008 27 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
HILAIRE	Didier	15 décembre 2006 04 mai 2007 30 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	

HUMBERT	Jean-François	10 juillet 2006 04 mai 2007 10 juillet 2007 26 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
LAKEL	Abdel	22 janvier 2007 04 mai 2007 22 octobre 2008 30 novembre 2008 26 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
LE BACLE	Colette	16 janvier 2007 04 mai 2007 20 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
LEDRU	Éric	08 janvier 2007 04 mai 2007
	<i>Démission le 12 février 2009</i>	
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
MARCHANDISE	Patrick	27 novembre 2006 04 mai 2007 17 octobre 2008 3 septembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
MATHIEU	Laurence	11 décembre 2006 03 juillet 2007 08 juillet 2008 16 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
MOGUEDET	Gérard	17 janvier 2007 1 ^{er} octobre 2007
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
MORIN	Anne	17 janvier 2007 04 mai 2007
	<i>Démission le 20 février 2009</i>	
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
MOUNEYRAC	Catherine	03 janvier 2007 04 mai 2007 13 juin 2008 12 février 2009 12 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
OCCHIALINI-CANTET	Alessandra	08 décembre 2006 04 mai 2007 19 juillet 2007
	<i>Démission le 4 mars 2009</i>	
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
POURCHER	Anne-Marie	28 novembre 2006 03 juillet 2007 18 juin 2008
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
RAUZY	Sylvie	19 janvier 2007 04 mai 2007 10 juin 2008 26 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
RUNIGO-MAGIS	Renée	16 janvier 2007 03 juillet 2007 13 juin 2008 09 décembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	

SAUVANT-ROCHAT	Marie-Pierre	30 novembre 2006 04 mai 2007 11 juin 2008 09 décembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
TANDEAU DE MARSAC	Nicole	14 novembre 2006 03 juillet 2007 14 décembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
TREMBLAY	Michèle	16 novembre 2006 04 juillet 2007 16 juin 2008 28 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
TRIBOLLET	Bernard	15 novembre 2006 04 mai 2007 20 septembre 2008 02 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
VILLENA	Isabelle	08 novembre 2006 04 mai 2007 10 juin 2008 26 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	

SYNTHÈSE DES DÉCLARATIONS PUBLIQUES D'INTÉRÊTS DES MEMBRES DU GT PAR RAPPORT AU CHAMP DE LA SAISINE

NOM	Prénom <i>Rubrique de la DPI</i> Description de l'intérêt	Date de déclaration des intérêts
Analyse Afsset :		
BEN-BRIK	Éric	26 septembre 2008 26 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
BEUGNET	Laurent	30 septembre 2008 23 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré <i>Démission le 17 décembre 2009</i>	
BOUDENNE	Jean-Luc	27 octobre 2006 04 mai 2007 13 juin 2008 19 octobre 2008 23 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
CABILLIC	Pierre-Jean	09 novembre 2006 04 mai 2007 25 juin 2007 15 novembre 2008 23 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
CABRIEL	Gérard	09 octobre 2008 04 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
CHAMBON	Paul	22 novembre 2008 24 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
CHEVALIER	Dany	11 avril 2008 25 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	

DE LAAT	Joseph	23 juillet 2007 25 septembre 2007 27 juin 2008 11 juillet 2008
	Démission le 11 octobre 2009 VB Prestation de service : rédaction d'un rapport d'essais sur la déchloramination UV des eaux de piscines pour Wallace et Tiernan donnant lieu à versement à l'organisme d'appartenance (Université de Poitiers) (2 % du budget du laboratoire)	
Analyse Afsset:	Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	
ENKIRI	Françoise	19 juillet 2007 06 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
GÉRARDIN	Fabien	16 juillet 2007 27 juin 2008
	IP-SC Étude sur les chloramines dans le cadre de sa fonction à l'INRS	
Analyse Afsset :	Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	
GOMBERT	Bertrand	05 juillet 2007 11 décembre 2009
	LD Fondateur de « Gombert Bertrand », entreprise de conseils et d'études dans le domaine du traitement des eaux et de l'environnement pour des administrations et des entreprises privées (Rémunération personnelle) (Mai 2002 à novembre 2006)	
Analyse Afsset:	Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	
LE GUENNIC	Alcime	13 octobre 2008 14 décembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
MÉRIC	Jean-François	09 juillet 2007 26 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
MILLET	Maurice	12 juin 2003 10 novembre 2009
Analyse Afsset:/	N'a pas participé aux travaux Aucun lien déclaré	
MOUQUET	Juliette	03 juillet 2007 10 novembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
PERDIZ	Daniel	01 décembre 2006 08 décembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
RAUZY	Sylvie	19 janvier 2007 04 mai 2007 10 juin 2008 26 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
RICHARD	Claire	06 juillet 2007 27 octobre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	
SAUVANT-ROCHAT	Marie-Pierre	30 novembre 2006 04 mai 2007 11 juin 2008 09 décembre 2009
Analyse Afsset:/	Aucun lien déclaré	

TARDIF Robert	06 novembre 2006 02 novembre 2009
Analyse Afsset:/ Aucun lien déclaré	
TRIBOLLET Bernard	15 novembre 2006 04 mai 2007 20septembre 2008 02 novembre 2009
Analyse Afsset:/ Aucun lien déclaré	

Annexe 4 : Description des procédés de désinfection utilisés à l'étranger mais non encore autorisés en France

➤ Procédé cuivre-argent

Le procédé électrochimique utilisant l'ionisation du couple cuivre-argent est connu depuis les années 50. Aux Etats-Unis, ce procédé est utilisé comme une alternative au chlore pour la désinfection des eaux de piscines, permettant de réduire jusqu'à 80% de chlore.

L'ionisation du cuivre et de l'argent est basée sur le principe de l'électrolyse : un courant électrique, créé au travers de deux électrodes plongées dans une solution aqueuse conductrice, provoque la formation, en solution, d'ions cuivre et argent.

Dans l'eau, les ions cuivre (Cu^{2+}) chargés positivement sont attirés par des particules de polarité opposée, telles que les bactéries, les virus. Ils forment des liaisons électrostatiques avec les membranes chargées négativement des cellules des micro-organismes. Cette liaison modifie la perméabilité membranaire des cellules, permettant l'entrée des ions argent (Ag^+). Les ions argent exercent des effets toxiques sur les cellules et les virus selon des mécanismes oxydatifs complexes.

Le procédé de désinfection cuivre-argent présente cependant certains inconvénients ; les bactéries peuvent développer une résistance à l'argent, notamment certaines souches de *Staphylococcus typhimurium* (Mc Hugh *et al.*, 1975). Ces bactéries éliminent l'argent de leur métabolisme en le convertissant en un produit moins toxique. Une liste de bactéries résistantes aux composés à base d'argent est proposée par Clement et Jarrett (Clement et Jarrett, 1994).

Les ions argent réagissent également avec les chlorures et les nitrates présents dans l'eau, ce qui diminue leur concentration en termes d'efficacité pour la désinfection.

Le procédé nécessite la mesure en continu de la concentration en ions argent et cuivre afin de s'assurer que les valeurs limites autorisées en cuivre et argent pour les eaux destinées à la consommation humaine ne soient pas dépassées.

L'utilisation du procédé cuivre-argent pour la désinfection des eaux de piscine avait été agréé en France en 1976 par le ministère de la Santé. Toutefois, en raison du faible pouvoir désinfectant, l'autorisation de ce procédé a été ajournée. Il a en effet été montré que l'argent, à une dose de 30 ppb, nécessitait un temps de contact de 86 minutes pour inactiver 99,9% des *Escherichia coli*, alors qu'un abattement similaire pouvait être obtenu avec une dose de 0,001 mg/L de chlore actif. De plus, l'argent ne se décomposant pas dans l'eau, il s'accumule et sa teneur peut donc très vite dépasser les valeurs limites autorisées pour les eaux destinées à la consommation humaine.

➤ Procédé aux électrodes de diamant

Cette méthode de désinfection repose sur un traitement électrochimique utilisant des électrodes de diamant dopées au bore et à l'azote, capables de générer *in situ* à partir des molécules H_2O et des sels minéraux en solution, des oxydants puissants ($\text{HO}^\bullet$, O_3 , H_2O_2 , O_3 , $\text{O}_2^\bullet$, HClO , Cl_2 , $\text{ClO}^\bullet$) qui agissent sur les micro-organismes. Plusieurs articles rapportent l'efficacité de ce procédé en termes de désinfection des eaux (Michaud *et al.*, 2003, Marselli, 2004 et Boye *et al.*, 2006).

L'intérêt actuel des procédés électrochimiques réside dans leurs propriétés « éco-compatibles » (pas d'utilisation de réactifs chimiques), facilement automatisable et présentant un pouvoir d'inactivation vis-à-vis d'un grand nombre de micro-organismes, bactéries ou virus.

Toutefois, on peut citer deux inconvénients majeurs liés à l'utilisation des électrodes de diamant pour la désinfection de l'eau :

- o leur coût d'investissement élevé ;
- o la génération de sous-produits toxiques pour la santé, tels que les perchlorates (ClO_4^-).

➤ Electrochloration

C'est un procédé d'électrolyse qui permet de générer du chlore de manière automatique et continue grâce à une cellule installée sur le circuit de filtration. Le courant provoque une réaction chimique qui sépare les molécules de chlorure de sodium en solution en chlore gazeux et en sodium. Le chlore gazeux exerce son pouvoir biocide par l'intermédiaire des ions hypochlorites puis se retransforme en sel qui sera à nouveau utilisé.

L'inconvénient majeur de système est de générer de l'hypochlorite de sodium qui élève progressivement le pH de l'eau. Il faut donc procéder à une surveillance continue du pH.

➤ Procédé membranaire

Les membranes sont des barrières filtrantes semi-perméables qui permettent de séparer physiquement l'eau des germes potentiellement pathogènes. Selon la taille des pores (seuil de coupure) on distingue différents niveaux de filtration :

- la microfiltration stoppe les particules de taille supérieure à quelques dixièmes de microns, elle convient éliminer les vers et la plupart des bactéries ;
- l'ultrafiltration (seuil de coupure de l'ordre de $0.01 \mu\text{m}$), permet d'éliminer les colloïdes, les algues, les bactéries, les virus et les macromolécules organiques, mais ne peuvent éliminer les matières dissoutes et les ions. Ces matières dissoutes peuvent cependant être éliminées en partie lorsque l'ultrafiltration est couplée au charbon actif (Barbot et Moulin, 2008) ;
- la nanofiltration permet d'éliminer les ions et les matières dissoutes présentes dans l'eau. Elle peut également permettre l'élimination de certains virus et colloïdes ;
- l'osmose inverse : la filtration par osmose inverse est généralement considérée comme la plus efficace des systèmes de filtration disponible. Elle permet d'éliminer les colloïdes, les algues, les bactéries, les virus et les macromolécules organiques, les matières dissoutes et les ions. Les pores d'une **membrane d'osmose inverse** sont approximativement de la taille de $0.0005 \mu\text{m}$ (les bactéries sont de l'ordre de 0.2 à $1 \mu\text{m}$; les virus sont de l'ordre de 0.02 à $0.4 \mu\text{m}$).

Ces procédés de désinfection sont très performants mais son coût reste élevé. De plus, ils sont très sensibles à la teneur en chlore ; celui-ci altère rapidement la structure des membranes.

➤ Procédé par irradiation UV

Par un mécanisme de photo-oxydation les rayonnements UV peuvent altérer la structure moléculaire de l'ADN et inactiver les bactéries, virus, protozoaires et spores. Les UV permettent également l'inactivation des *Cryptosporidium* et des *Giardia*.

La source de rayonnement UV est fournie par une lampe à mercure, soit « basse pression » qui émet dans le domaine des UV-C avec un spectre monochromatique à 254 nm, soit « moyenne pression » dont le spectre d'émission est polychromatique et compris entre 200 à 290 nm (UV-C) et 315 à 400 nm (UV-A).

Le système est constitué de façon à ce que l'eau à traiter circule autour de la lampe UV.

La valeur maximale d'émission des lampes basse pression (254 nm) correspond à la longueur d'onde proche du maximum d'absorption de l'ADN. Les lampes basse pression présentent donc, en théorie, une efficacité supérieure aux lampes moyenne pression, puisque l'essentiel de l'énergie (30 à 50%) est émise à une longueur d'onde germicide. Cependant, la puissance des lampes basse pression est plus faible et limitée à quelques centaines de Watts. Les lampes moyennes pression sont plus puissantes, cependant, ce gain est au détriment de la sélectivité en termes de longueur d'onde, leur spectre d'émission s'étalant entre l'UV et le visible, ce qui réduit le rendement germicide aux environs de 10 à 15%. Elles disposent cependant de gaines de quartz dopées en titane qui éliminent les longueurs d'ondes inférieures à 230 nm, limitant ainsi les réactions indésirables telles que la réduction des nitrates (NO_3^-) en nitrites (NO_2^-).

L'absence de rémanence du rayonnement UV est l'inconvénient principal de ce procédé de désinfection qui doit être associé à un désinfectant rémanent tel que le chlore. Il peut également engendrer la formation de sous-produits avec les composés organiques apportés par les baigneurs.

➤ Procédé au dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore est un oxydant très puissant et très sélectif mais également très instable, qui doit donc être préparé extemporanément sur le lieu de son utilisation, soit :

par action du chlore sur le chlorite de sodium, selon la réaction :



soit par action de l'acide chlorhydrique sur le chlorite de sodium,



Le second procédé, nécessite 2,5 fois plus de chlorite de sodium pour obtenir la même quantité de dioxyde de chlore. Il est donc plus coûteux et réservé aux installations ne pouvant disposer d'un dépôt de chlore gazeux.

Le dioxyde de chlore présente plusieurs avantages :

- fort pouvoir germicide, indépendant du pH dans les limites de 6 à 10 : il est efficace sur les champignons, les bactéries et les virus. Il est également actif sur des germes résistants au chlore comme *Giardia* et *Cryptosporidium* ;
- il élimine et empêche la formation du biofilm ;
- son pouvoir rémanent est deux fois supérieur au chlore ;
- il est sans saveur ;
- ne génère pas de trihalométhanes, ni de chlorophénol.

Il présente, cependant un certain nombre d'inconvénients :

- il est incompatible avec l'ozone ;
- il réagit faiblement sur les composés azotés. Pour ces raisons, il est généralement associé au chlore. ;
- l'effet corrosif de ClO_2 peut entraîner des dysfonctionnements du réseau ;
- pour éviter cela, il y a nécessité, lors de la préparation du dioxyde, d'opérer avec un excès de chlore afin d'éviter la présence de chlorite dans le réseau.

➤ **Procédé au peroxyde d'hydrogène (H2O2)**

Bien que le peroxyde d'hydrogène ne soit pas autorisé dans les piscines réglementées en France, il est présent dans de nombreuses formulations de produits destinés à l'entretien des piscines à usage familial. Il est en effet réputé pour son action bactériostatique (inhibition de croissance bactérienne).

En Allemagne et aux Pays-Bas le peroxyde d'hydrogène est utilisé, en association avec des ions argent, comme agent de désinfection dans les piscines réglementées. Toutefois, que ce soit seul ou associé avec l'argent, le peroxyde d'hydrogène, présente une faible activité désinfectante dans l'eau des piscines.

Annexe 5 : Propriétés physico-chimiques des principaux sous-produits de désinfection

Tableau 36 : Propriétés physico-chimiques des principaux sous-produits de désinfection

Substance	N°CAS	Constante de dissociation dans l'eau (pKa)	Coefficient de partage octanol/eau logKow	Solubilité dans l'eau à 25°C (g.L ⁻¹)	Tension de vapeur à 25°C (mm de Hg)	Constante de Henry à 24°C (atm.m ³ .mol ⁻¹)
Chloroforme	67-66-3	24,4 ²	1,97	7,95	197	3,67 10 ⁻³
Chlorodibromomethane	124-48-1	12,3 ²	2,16	2,70	5,54	7,83 10 ⁻⁴
Bromodichloromethane	75-27-4	12,9 ²	2,00	3,03	65,3 ⁴	2,12 10 ⁻³
Bromoforme	75-25-2	22,7 ³	2,40	3,10	5,17 ⁵	5,35 10 ⁻⁴
Acide chloroacétique	79-11-8	2,86	0,22	858	0,065	9,42 10 ⁻⁹
Acide dichloroacétique	79-43-6	1,26	0,92	1000	0,179	3,52 10 ⁻⁷
Acide trichloroacétique	76-03-9	0,512	1,33	44,0	0,17 ⁶	1,35 10 ⁻⁸
Acide bromoacétique	79-08-3	2,89	0,41	93,8	0,119	6,31 10 ⁻⁸
Acide dibromoacétique	631-64-1	nd	0,70	nd	0,0144 ⁷	nd
Hydrate de chloral	75-87-6	9,66	0,99	30,0	50	2,91 10 ⁻⁹
Dichloroacetonitrile	3018-12-0	nd	0,29	33,5	2,82	3,79 10 ⁻⁶
Dibromoacetonitrile	3252-43-5	nd	0,47	9600	0,301	4,06 10 ⁻⁷
Trichloroacétonitrile	545-06-2	nd	2,09	715	74,1	1,34 10 ⁻⁶
Bromate de sodium	7789-38-0	nd	4,41	364 à 20°C	nd	nd
Bromate de potassium	7758-01-2	nd	nd	133 à 40°C	nd	nd
N-nitrosodiméthylamine ¹	62-75-9	nd	0,57	290 à 20°C	nd	3,38 10 ⁻⁵

Nd : non déterminé

Références : (Toxnet, 2010) ; ¹(Sax et Lewis, 1987) ; ²(Scharlin, 1987) ; ³(Bégué et Bonnet-Delpon, 2005) ; ⁴(ChemSpider, 2010a) ; ⁵(NIOSH, 2005) ; ⁶(ChemSpider, 2010c) ; ⁷(ChemSpider, 2010b).

ANNEXE 6 : VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE EXISTANT POUR LES SOUS-PRODUITS JUGÉS PRIORITAIRES

Substances	Voie d'administration	Effet critique	Seuil de dose	Valeur VTR	Type de VTR	Organisme ayant élaboré la VTR	Référence de l'étude
TRIHALOMETHANES							
Chloroforme	Respiratoire	Prolifération cellulaire rénale, précurseur du cancer	Oui	$63 \mu\text{g.m}^{-3}$	Chronique	Afsset (2008)	Templin <i>et al.</i> , 1998
	Orale	Hépatotoxicité	Oui	$0,01 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$	Chronique	ATSDR et US EPA (1998)	Heywood <i>et al.</i> , 1979.
Chlorodibromométhane	Orale (gavage)	Hépatotoxicité	Oui	$2 \times 10^{-2} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$	Chronique	US EPA (1991)	National Toxicology Program, 1985
	Orale (gavage)	Carcinomes et adénomes hépatocellulaires	Non	$8,4 \times 10^{-2} (\text{mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1})$	Chronique	US EPA (1991)	National Toxicology Program, 1985
Bromodichlorométhane	Orale (gavage)	Cytomegalie rénale	Oui	$2 \times 10^{-2} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$	Chronique	US EPA (1987)	National Toxicology Program, 1987

	Orale (gavage)	Adénomes et adénocarcinomes des cellules tubulaires	Non	$6,2 \times 10^{-2}$ ($\text{mg.kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)	Chronique	US EPA (1987)	National Toxicology Program, 1987
Bromoforme (tribromo- méthane)	Respiratoire	Lésions néoplastiques au niveau du gros intestin	Non	1×10^{-6} $\mu\text{g.m}^{-3}$	Chronique	US EPA (1991)	National Toxicology Program, 1989
	Orale (gavage)	Altération du foie	Oui	2×10^{-2} $\text{mg.kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	Chronique	US EPA (1991)	National Toxicology Program, 1989
	Orale (gavage)	Lésions néoplastiques au niveau du gros intestin	Non	$7,9 \times 10^{-3}$ ($\text{mg.kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$)	Chronique	US EPA (1991)	National Toxicology Program, 1989
CHLORAMINES							
Trichloramine	Respiratoire	Augmentation du taux sérique en pneumoprotéines SPA et SPB	Oui	4×10^{-3} mg.m^{-3}	Aiguë	EHESP (2009)	Carbonelle <i>et al.</i> , 2002
ACIDES HALOACETIQUES							
Acide monochloro- acétique	Orale (Gavage)	Variation du poids du corps, foie, reins, et testicules	Oui	$0,0117$ $\text{mg.kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	Chronique	Santé Canada (2008)	DeAngelo <i>et al.</i> , 1997
Acide dichloroacétique	Orale	Lésions observées au niveau testiculaire, cérébral, et hépatique	Oui	4×10^{-3} $\text{mg.kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	Chronique	US EPA (2003)	Cicmanec <i>et al.</i> , 1991
	Orale	Tumeurs du foie et carcinomes hépatocellulaires	Non	$1,02 \times 10^{-6}$	Chronique	Santé Canada (2008)	DeAngelo <i>et al.</i> , 1999

	Orale (eau de boisson)	Hépatoadénome et hépatocarcinome	Non	0,015 (mg.kg⁻¹.j⁻¹)	Chronique	US EPA (2003)	DeAngelo <i>et al.</i> , 1999
Acide trichloroacétique	Orale (eau de boisson)	Modification du poids corporel et augmentation des enzymes hépatiques	Oui	0,0325 mg.kg⁻¹.j⁻¹	Chronique	Santé Canada (2008)	DeAngelo <i>et al.</i> , 1997
Acide bromoacétique			Pas de VTR				
Acide dibromoacétique	Orale (eau de boisson)	Mésothéliomes malins	Non	4,26x10⁻⁶	Chronique	Santé Canada (2008)	Melninck <i>et al.</i> , 2007
		Hépatoadénome et hépatocarcinome	Non	0,14x10⁻⁶	Chronique	Santé Canada (2008)	Melninck <i>et al.</i> , 2007
HALOACETONITRILES							
Dichloroacéto- nitrile			Pas de VTR				
Dibromoacéto- nitrile Trichloroacéto- nitrile			Pas de VTR				
			Pas de VTR				
Bromates	Orale (eau de boisson)	Effets rénaux : hyperplasie urothéliale	Oui	4x10⁻³ mg.kg⁻¹.j⁻¹	Chronique	US EPA (2001)	DeAngelo <i>et al.</i> , 1998
	Orale (eau de boisson)	Tumeurs rénales	Non	0,19 mg.kg⁻¹.j⁻¹	Chronique	OMS (2004)	DeAngelo <i>et al.</i> , 1998

	Orale (eau de boisson)	Mésothéliome testiculaire, adénome et carcinome rénal tubulaire, adénomes et carcinomes des cellules folliculaires thyroïdiennes	Non	7×10^{-1} $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1})$	Chronique	US EPA (2001)	DeAngelo <i>et al.</i> , 1998
Hydrate de chloral	Orale	Dépression du système nerveux central et irritations gastro-intestinales	Oui	$0,1$ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	Chronique	US EPA (2000)	Goodman <i>et al.</i> , 1985
	Orale	Adénomes et carcinomes hépatiques	Oui	$0,0045$ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	Chronique	Santé Canada (2008)	George <i>et al.</i> , 2000
N- nitrosodiméthyla mine	Orale (eau de boisson)	Induction de tumeurs du foie	Non	51 $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1})$	Chronique	US EPA (1993)	Peto <i>et al.</i> , 1984

Annexe 7 : Méthodologie utilisée pour le choix des valeurs toxicologiques de référence des substances définies comme prioritaires

Les VTR recensées dans la littérature ont été analysées de manière approfondie en s'appuyant sur la méthodologie proposée par l'Afsset (Afsset, 2007) et dont les principales exigences sont les suivantes :

1 - retenir une étude de bonne qualité scientifique selon les critères suivants :

- ▶ respect des bonnes pratiques de laboratoire,
- ▶ l'utilisation ou non des guides techniques rédigés par des organismes internationaux reconnus (OCDE, US EPA, etc.) ou, à défaut, se rapprocher au plus près des critères de la cotation 1 ou 2 de Klimisch (Klimisch *et al.*, 1997);
- ▶ une pureté de substance suffisante ;
- ▶ l'espèce animale utilisée et ses conditions de vie doivent être adéquates ;
- ▶ le nombre d'animaux utilisés suffisants ;
- ▶ les doses d'exposition, leur nombre, les fréquences, les durées d'expositions, le véhicule d'administration, doivent être adéquats ;
- ▶ la description des tests statistiques réalisés ;
- ▶ *in fine*, l'étude doit permettre d'établir une relation dose/réponse (ou dose/effet) de qualité.

2 - définir l'effet critique, c'est-à-dire l'effet survenant pour la plus faible dose administrée ;

3 - identifier la dose critique à partir des doses expérimentales et/ou des données épidémiologiques, associée à l'effet critique retenu ;

4 - appliquer des facteurs d'incertitude à la dose critique pour obtenir la VTR.

Annexe 8 : Eléments de réflexion pour la rédaction des procédures d'entretien et de nettoyage

Les protocoles et les procédures d'entretien et de nettoyage pourraient comporter les éléments suivants :

- ▶ l'identification de zones spécifiques de nettoyage : vestiaires, plages, bassins, annexes sanitaires, sols, siphons, murs, casiers, cabines, matériels pédagogique, etc. ;
- ▶ les fréquences de nettoyage, en mettant l'accent sur les surfaces fréquemment en contact avec les baigneurs ;
- ▶ proscrire le nettoyage à sec afin de ne pas disperser les poussières dans l'air ;
- ▶ la nature des produits employés, leur usage, leur mode d'emploi et leur fiche de sécurité associée ;
- ▶ le matériel nécessaire : auto-laveuse, mono-brosse, pulvérisateur, robot, nettoyeur haute pression, etc. avec mode d'emploi et précautions d'emploi ;
- ▶ la nature de l'opération : détartrage, détergence, désinfection, etc. ;
- ▶ le planning d'entretien et de nettoyage ;
- ▶ les recommandations relatives aux incompatibilités entre produits et/ou matériaux ; proscrire l'usage simultané de produits amenant, soit à un dégagement toxique (chlore/acide par exemple), soit à une neutralisation (acides/bases) ou une perte d'activité désinfectante (tensio-actifs anioniques, ammoniums quaternaires, etc.) ;
- ▶ la recommandation d'alterner les produits de nettoyage désinfectants (principes actifs différents) afin d'éviter les phénomènes de résistance microbienne.

Parallèlement, le personnel devra recevoir une formation sur :

- ▶ les concentrations des produits à utiliser ;
- ▶ les techniques de préparation par dilution ;
- ▶ les temps de contact à respecter ;
- ▶ les risques associés au contact des produits ;
- ▶ les risques liés à l'association de certains produits ;
- ▶ l'entreposage sécuritaire des produits ;
- ▶ la mise en garde sur la consommation d'aliments près des produits chimiques ;
- ▶ les règles d'hygiène pour la manipulation des produits.

Enfin, il convient de tenir à jour un registre dans lequel seront consignées les données relatives à l'entretien périodique.



agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

253, avenue du général Leclerc
94701 Maisons-Alfort Cedex
Tél. +33 1 56 29 19 30
www.afsset.fr

ISBN 978-2-11-098863-5

