

Risques sanitaires liés aux baignades artificielles

Évaluation des risques sanitaires

- Avis de l'Afsset
- Rapports 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 baignades artificielles

Saisine Afsset 2006/SA/011

L'Afsset a pour mission de contribuer à assurer la sécurité sanitaire dans le domaine 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.

Contexte

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. Cette réglementation ne s'applique pas aux catégories de baignades suivantes :

- 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.

Or, en réponse aux attentes du public, on constate depuis ces dix dernières années un développement de ces baignades en eau captive pour lesquelles il n'existe pas de réglementation ad hoc. Il semble donc nécessaire d'accompagner leur développement afin de gérer les risques sanitaires qui pourraient leur être associés.

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.

Présentation de la question posée

L'Afsset a été saisie le 22 décembre 2006 par les ministères en charge de la santé, de l'écologie et du développement durable afin d'évaluer les risques sanitaires liés aux trois catégories de baignades précitées, non encadrées par la réglementation en vigueur. Il était demandé de porter une attention particulière au cas des installations publiques de baignades commercialisées sous l'appellation « piscines biologiques ou écologiques », dont un exemple est la baignade publique de Combloux en Haute Savoie.

Le champ d'investigation de la saisine a été restreint aux eaux captives pouvant être traitées et aux eaux artificiellement séparées des eaux de surface ou souterraines, considérant que les autres catégories d'eaux de baignade relèvent de réglementations spécifiques préexistantes.

Il a ainsi été demandé à l'Afsset :

- d'identifier, de définir et de caractériser les catégories pertinentes de baignades répondant à cette définition ;
- d'en identifier les risques sanitaires pour l'homme ;
- de proposer des règles de gestion du risque sanitaire applicables à ces catégories de baignade.

Organisation de l'expertise

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

L'Afsset a confié l'instruction de cette saisine au Comité d'experts spécialisés (CES) « Evaluation des risques liés aux eaux et aux agents biologiques ». Ce dernier a mandaté le groupe de travail « Baignades artificielles », composé d'experts aux compétences complémentaires, pour la réalisation des travaux d'expertise.

Ces travaux d'expertise ont été soumis régulièrement au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques et tiennent compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Le groupe de travail s'est réuni à 16 reprises entre septembre 2007 et décembre 2008. Le rapport issu de cette expertise collective (Evaluation des risques sanitaires liés aux baignades artificielles, février 2009) a été adopté par le CES lors de sa séance du 2 février 2009. Cet avis est basé sur les conclusions de ce rapport.

Conclusions relatives à l'identification des baignades non couvertes par la réglementation en vigueur

Un certain nombre de baignades identifiées sur le territoire français ne correspondent ni à la définition d'une eau de baignade² ni à celle d'une piscine³, telles que décrites par le Code de la santé publique. Il s'agit de baignades créées artificiellement où l'eau est captée et maintenue captive⁴. Elles peuvent être des zones naturelles artificiellement modifiées (plan d'eau, trou d'eau, bras mort de rivière, etc.), des zones artificiellement créées (réservoir, étang, barrage, gravière, etc.) ou encore des bassins construits en matériaux durs (bassin à marée, bassin d'eau de mer, bassin bétonné, baignade biologique, etc.). Elles peuvent être alimentées par l'eau du réseau de distribution publique, par l'eau d'un puits ou d'une source ou à partir d'une masse d'eau naturelle douce ou salée, superficielle ou souterraine, par dérivation, par pompage ou par apport naturel (marée par exemple).

Le terme « baignade artificielle » est proposé pour désigner cette troisième catégorie de baignade qui s'ajoute aux deux catégories réglementées définies par le Code de la santé publique que sont les eaux de baignade (baignade en eau libre) et les piscines (baignade en eau renouvelée, recyclée et traitée, de qualité « désinfectée et désinfectante »).

L'Afsset propose de définir une baignade artificielle comme suit :

Une baignade artificielle est une masse d'eau captée et maintenue captive à des fins de baignade, par une artificialisation du milieu naturel et/ou par l'utilisation d'un dispositif artificiel, traitée ou non par des procédés biologiques et/ou physico-chimiques, mais de qualité non « désinfectée et désinfectante ».

L'Afsset a procédé à une analyse critique des caractéristiques techniques et sanitaires d'un certain nombre de baignades identifiées comme artificielles selon la définition précitée. Il ressort de cette analyse que les baignades artificielles présentent les caractéristiques communes suivantes :

- un renouvellement de la masse d'eau généralement limité, voire inexistant dans certains cas, qui conduit à un confinement et à une stagnation de la masse d'eau, d'un niveau variable selon que la baignade est en système ouvert (écoulement libre de l'eau avec renouvellement) ou en système fermé (sans écoulement libre) et selon l'efficacité de l'hydraulique (vitesse d'écoulement de l'eau, taux de renouvellement, débit de recirculation, etc.) ;
- une vulnérabilité aux apports de contaminants de l'environnement par l'eau de remplissage, par ruissellement direct dans la baignade, par l'intrusion d'animaux, etc. ;

² Selon l'article L1332-2 du Code de la santé publique, est définie comme eau de baignade toute partie des eaux de surface dans laquelle la commune s'attend à ce qu'un grand nombre de personnes se baignent et dans laquelle l'autorité compétente n'a pas interdit la baignade de façon permanente.

³ Selon l'article D1332-1 du Code de la santé publique, une « piscine » est un « établissement ou une partie d'établissement qui comporte un ou plusieurs bassins artificiels utilisés pour les activités de bain ou de natation » ; selon la commission P91L de l'Afnor, « une piscine est 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 ».

⁴ Une eau captée est une eau prélevée de façon artificielle dans une masse d'eau libre souterraine ou de surface et séparée de celle-ci. Une eau captive est une masse d'eau maintenue artificiellement dans un espace.

- une vulnérabilité aux intrants apportés par les baigneurs (germes, etc.) ;
- la présence ou l'absence d'un traitement d'épuration de l'eau.

L'Afsset propose en appui à l'identification des baignades artificielles existantes un logigramme (cf. annexe) basé sur des critères simples permettant de les distinguer des autres catégories de baignades et de différencier leurs sous-catégories que sont :

- les baignades en système ouvert avec ou sans traitement,
- les baignades en système fermé avec ou sans traitement, dont le cas particulier des baignades artificielles à traitement par filtration biologique⁵.

L'Afsset souligne par ailleurs que l'utilisation du terme « piscine » dans la dénomination et la promotion marketing de ces baignades à traitement par filtration biologique est inadapté et trompeur pour le baigneur, puisque l'eau n'est pas de qualité « désinfectée et désinfectante ».

Conclusions relatives aux risques sanitaires

Dangers sanitaires identifiés

L'expertise collective a identifié les dangers sanitaires suivants pour les baignades artificielles, classés par ordre décroissant d'importance sanitaire au regard de leur niveau de préoccupation :

- *les microorganismes apportés par les baigneurs* : leur présence et leur nombre dépendent du niveau d'hygiène des baigneurs, de la fréquentation de la baignade, du volume d'eau disponible et des caractéristiques hydrauliques. Ces germes sont transmis d'un baigneur à l'autre via l'eau de la baignade et sont responsables de la plupart des épidémies déclarées en eaux récréatives. Ils peuvent entraîner diverses pathologies (infections, troubles gastro-intestinaux, maladies respiratoires ou cutanées, etc.) dont certaines peuvent s'avérer graves chez les individus sensibles ;
- *les microalgues et les cyanobactéries* : la majorité des baignades artificielles offrent des conditions propices à la prolifération de microalgues et de cyanobactéries en raison de leurs caractéristiques (confinement des eaux, faible profondeur, accumulation des nutriments, montée rapide de la température de l'eau, etc.). Certaines espèces de microalgues et de cyanobactéries sont productrices de toxines et peuvent conduire à une intoxication aiguë ou chronique des baigneurs ;
- *les microorganismes pathogènes de l'environnement* : ils sont apportés par l'eau de remplissage de la baignade, celle-ci pouvant être contaminée en amont par les ruissellements d'eaux souillées, par l'intrusion d'animaux, etc. Ces germes sont nombreux et variés et leurs caractères pathogènes sont peu connus s'agissant des baignades artificielles ;
- *la contamination chimique* : les baignades artificielles alimentées par des eaux naturelles sont vulnérables d'une part aux pollutions diffuses de l'environnement (polluants azotés et phosphorés, produits phytosanitaires et biocides, etc.) et d'autre part aux pollutions accidentelles et ponctuelles (hydrocarbures, solvants, etc.).

On observe en outre dans certaines baignades une utilisation de produits et procédés de traitement de l'eau (ozone, rayonnement UV, produits de floculation, algicides, etc.) dont l'innocuité et l'efficacité, dans le cas des baignades artificielles, n'ont pas été démontrées.

⁵ en référence au traitement biologique qui leur est appliqué ; ces baignades ont fait l'objet d'une expertise approfondie.

Enfin, s'agissant du cas des baignades artificielles à traitement par filtration biologique, il existe d'autres dangers spécifiques liés

- à l'utilisation de plantes épuratrices ou ornementales pouvant présenter une toxicité par ingestion ou par contact cutané,
- à l'utilisation de solutions azotées susceptibles de contribuer à la prolifération algale et l'utilisation d'inoculum bactériens.

Voies d'exposition et populations concernées

Les voies d'exposition des baigneurs aux dangers précités concernent l'ingestion et l'inhalation d'eau et le contact cutané-muqueux.

Toutes les populations sont susceptibles de fréquenter les baignades artificielles et sont donc concernées par ces expositions. Cependant, les enfants, les femmes enceintes, les personnes âgées et les personnes vulnérables aux infections peuvent être considérés comme plus sensibles à ces dangers. Par ailleurs, les professionnels intervenant régulièrement sur les sites de baignades artificielles (personnel d'entretien, maîtres nageurs sauveteurs, etc.) y sont particulièrement exposés.

Estimation des risques sanitaires

Les données quantitatives relatives aux dangers et aux expositions ne permettent pas de quantifier le niveau de risque sanitaire dans des conditions méthodologiques satisfaisantes.

Cependant, sur la base des éléments déterminants de danger et d'exposition précités, l'expertise collective souligne que la plupart des baignades artificielles peuvent présenter des risques sanitaires et/ou environnementaux inhérents à leur conception, à leurs caractéristiques techniques et à leur fréquentation.

- Concernant l'ensemble des baignades artificielles, l'Afsset souligne que :
 - ✓ la méconnaissance des sources de pollution, des systèmes de traitement utilisés, l'absence de suivi et de contrôle de la fréquentation des baignades et l'absence ou l'insuffisance des mesures d'hygiène du baigneur ne permettent pas un contrôle et une maîtrise appropriés des intrants microbiologiques et chimiques apportés par les baigneurs et par l'environnement ;
 - ✓ la maîtrise de l'hydraulique de l'eau de la baignade, qui est le plus souvent inexistante ou non prise en considération lors de la création de la baignade, s'avère globalement insuffisante et inadaptée aux enjeux sanitaires ; en effet le confinement et le faible renouvellement de l'eau favorisent la persistance et le développement des germes, microalgues et cyanobactéries et contribuent à l'exposition des baigneurs à ces dangers.
- Concernant les baignades artificielles en système ouvert, l'Afsset souligne que le renouvellement de l'eau de la baignade peut être limité et donc insuffisant pour assurer une dilution des contaminants et une hydraulique satisfaisantes.
- Concernant les baignades artificielles en système fermé, l'Afsset souligne que l'absence ou l'insuffisance du renouvellement d'eau et l'absence ou l'inefficacité d'un traitement en font la catégorie la plus préoccupante au regard du niveau de risque sanitaire, parmi l'ensemble des catégories de baignades artificielles.

- L'Afsset souligne qu'une maîtrise efficace des dangers sanitaires ne peut être garantie à ce jour pour les baignades artificielles à traitement par filtration biologique, notamment en situation de dysfonctionnement ou de contamination microbienne. Cette conclusion est basée sur les constats suivant :
 - ✓ la performance hydraulique est insuffisante,
 - ✓ l'efficacité de la filière de traitement est très incertaine car elle met en œuvre de façon artificielle un écosystème complexe dont le fonctionnement, encore mal connu, ne peut être considéré comme maîtrisé en l'état actuel des connaissances,
 - ✓ la fragilité et la sensibilité du traitement biologique aux facteurs externes (température, apports nutritifs, etc.), notamment au regard des proliférations algales récurrentes qui témoignent d'un fréquent déséquilibre de cet écosystème artificiel,
 - ✓ le manque d'approche rationnelle et intégrée de la conception globale de ce concept de baignade.

D'autre part, l'Afsset considère que les baignades en système ouvert et dotées d'un traitement chimique de l'eau (de type chloration par exemple) présentent un risque important pour l'environnement en raison de l'impact des rejets de l'eau traitée sur l'écosystème aquatique naturel.

En conclusion,

Cette expertise montre que la qualité des eaux de baignades artificielles, du fait notamment du confinement des eaux (eau captée et captive) et d'une fréquentation élevée (faible volume d'eau par baigneur) est susceptible de présenter un niveau de risque sanitaire supérieur :

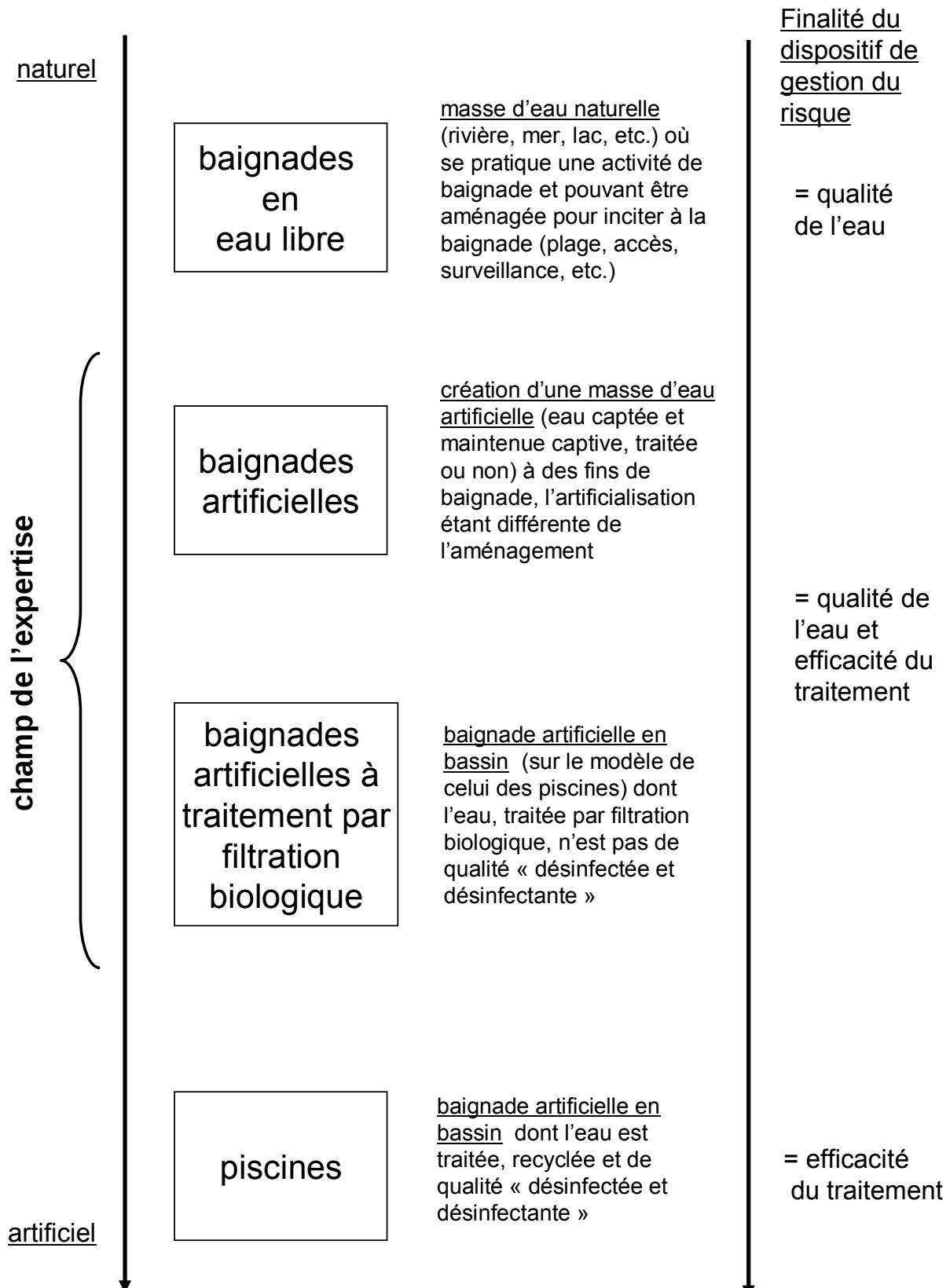
- aux baignades en eau libre qui bénéficient d'un renouvellement d'eau important et/ou d'un volume d'eau suffisant permettant une dilution efficace des contaminants,
- aux piscines pour lesquelles le risque microbiologique est maîtrisé par un traitement de désinfection garantissant une eau de qualité « désinfectée et désinfectante » et par un renouvellement d'eau.

L'expertise montre également que le niveau de risque varie selon les différentes sous-catégories de baignades artificielles en fonction de l'efficacité de leur système hydraulique et de l'efficacité d'un traitement lorsqu'il existe.

L'Afsset signale que le risque microbiologique reste prioritaire en raison des maladies induites et des épidémies recensées liées aux baignades, en augmentation dans les eaux récréatives non traitées et principalement en lacs et en étangs.

L'Afsset souligne donc le besoin d'encadrer et d'accompagner le développement de ces baignades artificielles par la mise en place d'un dispositif de gestion des risques sanitaires spécifique à cette catégorie particulière de baignades.

Le schéma ci-dessous, proposé en appui à la décision, positionne les baignades artificielles à l'interface entre les baignades en eau libre et les piscines. Le dispositif de gestion des risques sanitaires liés aux baignades artificielles pourrait donc s'inspirer de celui des baignades et de celui des piscines et offrir ainsi un niveau de gestion intermédiaire et modulable.



Recommandations

Considérant les risques sanitaires précités inhérents aux baignades artificielles, l'Afsset recommande l'élaboration d'un dispositif de gestion des risques spécifique à cette catégorie de baignades. Le dispositif réglementaire actuel encadrant les baignades et les piscines n'est en effet pas adapté aux baignades artificielles. Les recommandations ci-après visent à l'élaboration de ce dispositif spécifique de gestion.

Concernant l'identification des baignades artificielles, l'Afsset recommande l'utilisation par le gestionnaire du risque du logigramme proposé en annexe pour permettre de différencier, sur la base de critères simples et pragmatiques, les baignades artificielles des baignades en eau libre et des piscines. Cet outil vise également à repérer parmi les baignades artificielles celles dont les caractéristiques ne permettent pas de garantir un fonctionnement satisfaisant et méritent donc une attention particulière. Il prend en compte les paramètres suivants, par ordre de priorité :

- la nature de l'eau de baignade : eau de qualité « désinfectée et désinfectante » ou de qualité non « désinfectée et désinfectante »,
- le niveau de qualité hydraulique de la masse d'eau de baignade, satisfaisante ou non satisfaisante⁶,
- l'organisation hydraulique de la baignade : système ouvert sans recirculation ou système fermé avec recirculation,
- la présence ou l'absence d'un procédé d'épuration de l'eau de baignade.

Cet outil permet d'identifier d'emblée trois catégories de baignades artificielles jugées à risque sanitaire élevé. Il s'agit :

- des baignades artificielles de qualité hydraulique jugée insuffisante (par exemple pour lesquelles la circulation ou le renouvellement de l'eau est nulle ou très faible) ;
- des baignades en système fermé qui ne sont pas équipées d'un système de recirculation et de traitement efficace de l'eau ;
- des baignades en système ouvert qui mettent en œuvre un système de traitement susceptible d'affecter la qualité de l'écosystème aquatique aval.

Concernant le dispositif de gestion des risques sanitaires liés aux baignades artificielles, l'Afsset recommande que celui-ci s'appuie sur les exigences réglementaires appliquées aux eaux de baignades et aux piscines et prenne notamment en compte les éléments suivants :

- **1.** les prescriptions techniques minimales à respecter pour l'exploitation d'une baignade artificielle ;
- **2.** le suivi de la qualité sanitaire des eaux de baignades artificielles ;
- **3.** l'inscription sur une liste d'autorisation à la mise sur le marché des systèmes ou procédés de traitement des eaux de baignades artificielles ;
- **4.** un dispositif de gestion des situations de non conformité ;
- **5.** un dispositif de gestion d'une période transitoire dans l'attente d'une réglementation dédiée.

⁶ Cf. page 9, point 1

1. Prescriptions techniques minimales à respecter pour l'exploitation d'une baignade artificielle : critères, exigences et indicateurs proposés.

Il s'agit ici de critères minimums applicables à l'ensemble des baignades artificielles et qui peuvent être complétés par le gestionnaire du risque par l'ajout de prescriptions plus contraignantes imposées aux piscines.

Le respect de la mise en œuvre de ces prescriptions minimales pourrait être vérifié lors de la déclaration d'ouverture de la baignade artificielle faite par le gestionnaire et figurer dans le dossier de déclaration. Ces prescriptions techniques minimales incluent les points suivants :

■ *Qualité hydraulique de la masse d'eau de baignade :*

- ✓ existence d'un dispositif permettant le renouvellement de la totalité du volume de la baignade en moins de 12 heures, équipé d'un système de mesure du volume et du débit ; pour les baignades en système ouvert, le volume de renouvellement correspond au volume d'eau neuve apportée ; pour les baignades en système fermé, il correspond au volume d'eau neuve apportée et au volume d'eau recyclée ;
- ✓ existence d'un dispositif de reprise du film d'eau superficiel pour au moins 50% du débit évacué en système ouvert ou du débit recyclé en système fermé ;
- ✓ absence de zone morte pour l'ensemble du volume d'eau de la baignade ; cette exigence est liée au nombre et à la disposition des dispositifs de refoulement et de reprise, à la forme de la baignade, etc. ;
- ✓ disponibilité permanente de la masse d'eau qui alimente la baignade pendant toute la saison d'ouverture, afin de satisfaire la condition de renouvellement précitée ;
- ✓ vidange de la baignade au moins une fois par an, complétée pour les baignades en système fermé d'un nettoyage approprié ;
- ✓ interdiction d'un système de recirculation (recyclage) pour les baignades en système ouvert, l'eau n'y étant pas traitée.

■ *Gestion des intrants de l'environnement :*

- ✓ réalisation d'un « profil d'eau de baignade », tel que prévu pour les baignades en eau libre (article L-1332-3 du Code de la santé publique). Ce profil devra permettre d'identifier les facteurs de vulnérabilité de l'eau de remplissage de la baignade relatifs notamment aux conditions météorologiques (orage, sécheresse, canicule, etc.) et à l'environnement (présence à proximité d'un rejet de station d'épuration, d'une zone d'élevage agricole, etc.),
- ✓ description des aménagements réalisés, destinés à éviter tout intrant de l'environnement dans la baignade artificielle (eaux de ruissellement, intrusion d'animaux sauvages, etc.),

■ *Mesures d'hygiène imposées aux baigneurs et à leur sensibilisation à l'hygiène (à préciser par le règlement intérieur et par affichage) :*

- ✓ équipements sanitaires entretenus quotidiennement (douches équipées de savon liquide, cabinets d'aisance et lavabos) dont le nombre minimum devrait être fonction de la fréquentation maximale instantanée (FMI) et satisfaire aux dispositions réglementaires prévues pour les piscines de plein air (annexe 13-6 du Code de la santé publique) ; les douches devraient être alimentées en eau tiède, localisées sur le circuit du baigneur entre la zone de déshabillage (vestiaire sinon plage adjacente) et l'entrée de la baignade ; elles

devraient être dépourvues de caillebotis dont l'entretien est difficile ; les toilettes et les lavabos (au minimum un lavabo par groupe de toilettes) devraient être localisés à proximité immédiate de la baignade et des plages afin d'être visibles et d'inciter les baigneurs et accompagnants non baigneurs à leur utilisation ;

✓ équipements sanitaires supplémentaires dédiés aux personnes à mobilité réduite et en permanence accessibles à tous les baigneurs ;

✓ qu'il soit précisé par voie d'affichage dans un objectif d'information et de pédagogie :

- que l'eau de la baignade fait l'objet d'un suivi de sa qualité par les autorités sanitaires mais qu'elle n'est pas de qualité « désinfectée et désinfectante » contrairement à une piscine ;
- que pour cette raison l'accès à la baignade est déconseillé aux personnes vulnérables aux infections et aux personnes manifestant des symptômes tels que diarrhées, vomissements, infections cutanées, etc. ;
- que cette précaution est prise d'une part pour ne pas aggraver l'état de santé des personnes vulnérables et d'autre part pour éviter que les personnes malades ne contaminent les autres baigneurs ;

✓ les plages adjacentes à la baignade sont conçues pour éviter la stagnation des eaux et évacuer les eaux de ruissellement sans qu'elle puissent s'écouler dans la baignade ;

✓ l'accès à la zone de bain et aux plages alentours devrait être interdit aux animaux domestiques.

■ *Contrôle de la fréquentation :*

✓ considérant que le volume d'eau minimal par baigneur a été estimé à 10 m³, il conviendrait de faire respecter une fréquentation maximale instantanée (FMI) de la baignade, calculée selon la formule proposée⁷ ;

✓ dans le cas de la baignade en système fermé, il conviendrait de faire respecter à la fois la FMI et une fréquentation maximale journalière (FMJ), calculée selon la formule proposée⁸ ;

Le calcul de la FMI et de la FMJ est proposé à titre expérimental au regard des connaissances actuelles. L'acquisition de nouvelles connaissances devrait permettre d'affiner l'estimation du volume d'eau minimum par baigneur, fixé par les experts à 10 m³ notamment sur la base des recommandations allemandes et autrichiennes.

■ *En complément :*

✓ s'agissant des baignades en système fermé, obligation d'installation d'un système de traitement permettant de satisfaire les critères de qualité des eaux, et couplé au dispositif de recirculation de l'eau de baignade ; ce traitement devrait faire l'objet d'une demande d'autorisation préalable à sa mise sur le marché afin de garantir son efficacité et son

⁷ $FMI = \frac{V_{total}}{10}$, où V_{total} (en m³) représente le volume d'eau total accessible aux baigneurs (le volume des zones d'eau non accessibles est exclu du calcul, zones décoratives ou zone de traitement par exemple) ;

⁸ $FMJ = \frac{V_{total} + V_{recirculé} + V_{renouvelé}}{10}$ où $V_{recirculé}$ représente le volume d'eau recyclée et traitée pendant la durée d'ouverture quotidienne de la baignade et $V_{renouvelé}$ représente le volume d'eau neuve (eau de remplissage) apporté à la baignade pour cette même durée.

innocuité pour les baigneurs et pour l'environnement. L'utilisation d'algicides devrait être proscrite ;

✓ maîtrise d'une température maximale de l'eau de 23-25°C, qu'il convient en particulier de surveiller pour les baignades en système fermé localisées en zones géographiques à conditions climatiques favorables ;

✓ disposer du matériel nécessaire à l'auto-surveillance de la qualité sanitaire des eaux par l'exploitant.

2. le suivi de la qualité sanitaire des eaux de baignades artificielles : critères, exigences et indicateurs proposés.

L'Afsset propose à titre expérimental des indicateurs de qualité des eaux assortis de valeurs limites correspondant plus à des seuils impératifs d'action qu'à des seuils de gestion. Il s'agit en effet de valeurs limites à partir desquelles un risque sanitaire peut apparaître et qui indiquent la nécessité d'intervenir par des moyens appropriés pour maîtriser le niveau des intrants.

■ Pour l'eau de la baignade artificielle :

✓ Limites de concentration en germes indicateurs de contamination fécale (fréquence de suivi hebdomadaire) :

	Eau douce	Eau salée
Escherichia coli (UFC/100 ml)	500	250
Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	200	100

Ces valeurs correspondent au niveau de qualité « excellent » au sens de la Directive 2006/7/CE du 15 février 2006, avec une évaluation au 95^{ème} percentile.

✓ *Pseudomonas aeruginosa* comme indicateur de survie des agents pathogènes adaptés au milieu hydrique (fréquence de suivi hebdomadaire), la valeur seuil étant proposée pour les eaux douces et salées à 10 UFC/100 mL ; le maintien d'une concentration proche du seuil ou son augmentation régulière sur 4 semaines consécutives indique une dérive du système et implique la vidange complète et le nettoyage de la baignade ;

✓ *Staphylococcus aureus* comme indicateur de contamination interbaigneurs (fréquence de suivi hebdomadaire), la valeur seuil étant proposée pour les eaux douces et salées à 20 UFC/100 mL ; le maintien d'une concentration proche du seuil ou son augmentation régulière sur 4 semaines consécutives indique une dérive du système et implique la vidange complète et le nettoyage de la baignade ;

✓ *Cryptosporidium spp* et *Giardia* comme indicateurs des autres germes pathogènes externes susceptibles de contaminer la baignade, notamment les parasites ; leur suivi ponctuel serait motivé soit par un risque de vulnérabilité identifié par le profil d'eau de baignade, soit par le dépassement des seuils *Escherichia coli* ou entérocoques intestinaux pour l'eau de baignade ou l'eau de remplissage ;

✓ indicateurs de l'absence de développement de microalgues et de cyanobactéries : transparence de l'eau en permanence supérieure à 1 m (indice de Secchi), contrôle visuel de l'absence de développement de biofilms sur l'ensemble des surfaces de la baignade, analyse complète (numération des cellules et identification des genres majoritaires) à une fréquence mensuelle ; cette analyse complète serait également à envisager lorsque les

critères « transparence » et « biofilms » ne sont pas respectés ; les seuils à appliquer sont ceux prévus par circulaires pour le contrôle des microalgues et cyanobactéries pour les baignades en eau libre.

■ *Pour l'eau de remplissage de la baignade artificielle :*

✓ Limites de concentration en germes indicateurs de contamination fécale (fréquence de suivi hebdomadaire) :

<u>Eau douce</u> (eaux intérieures)	système ouvert	système fermé
Escherichia coli (UFC/100 ml)	500	100
Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	200	40

<u>Eau salée</u> (eaux côtières et de transition)	système ouvert	système fermé
Escherichia coli (UFC/100 ml)	250	100
Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	100	40

Ces valeurs n'incluent pas une évaluation au 95^{ème} percentile. Elles correspondent

- pour les baignades en système ouvert au niveau de qualité « excellent » au sens de la Directive 2006/7/CE du 15 février 2006
- pour les baignades en système fermé aux concentrations en germes à partir desquelles l'apparition de symptômes d'infection est reconnue⁹ (OMS 2003). A noter que ces seuils ont été définis en eau libre et peuvent donc ne pas être adaptés aux eaux captées et captives pour lesquelles le comportement de ces indicateurs (survie, développement, pathogénicité, etc.) n'est pas connu. Ils y sont appliqués par défaut.

✓ absence de développement de microalgues et de cyanobactéries (contrôle visuel),

✓ pour les baignades en système fermé, concentration en phosphore total inférieure ou égale à 10 µg/L en valeur guide et à 30 µg/L en valeur impérative.

■ *Modalités d'échantillonnage des eaux pour le suivi de leur qualité sanitaire :*

L'Afsset recommande d'appliquer les modalités d'échantillonnage définies pour le suivi réglementaire de la qualité des eaux des baignades en eau libre, complétées par les dispositions suivantes :

✓ prélèvement d'eau effectué dans la zone la plus fréquentée de la baignade et lors du pic de fréquentation journalier, celui-ci étant à préciser par l'exploitant sur la base d'un relevé quotidien de fréquentation,

✓ pour le suivi des microalgues et cyanobactéries, un prélèvement dans la colonne d'eau de la zone de baignade et un second sur le biofilm s'il est présent, sinon en surface de l'eau en bordure de la baignade, dans l'une des zones de plus faible profondeur.

⁹ En moyenne, 1 baigneur sur 100 est sujet à une gastroentérite pour une valeur en entérocoques intestinaux de 40 UFC/100 ml, contre 1 sur 20 pour une valeur d'environ 200 UFC/100 ml. En dessous de 40 UFC/ml, les études rapportent que le risque estimé n'est pas significatif (OMS, 2003 ; OFSP, 2004).

3. Inscription au régime d'autorisation préalable à la mise sur le marché d'un système ou d'un procédé de traitement des eaux de baignades artificielles.

L'Afsset recommande de conditionner la mise sur le marché de tout système ou procédé de traitement des eaux de baignades artificielles à un régime d'autorisation afin qu'ils fassent l'objet d'une évaluation préalable de leur innocuité vis-à-vis du baigneur d'une part et de l'environnement d'autre part.

4. Dispositif de gestion des non conformité.

L'Afsset recommande à terme que l'accès du public à une baignade artificielle soit suspendu dès lors qu'elle ne respecterait pas ou plus les prescriptions techniques minimales et/ou les limites de qualité des eaux (eau de remplissage ou eau de la baignade) sus mentionnées.

Par ailleurs, l'Afsset recommande que toute baignade en système fermé soit soumise à une période probatoire de bon fonctionnement d'une durée de 3 années. L'autorité sanitaire pourrait suspendre l'accès du public à la baignade de façon permanente pendant ou à l'échéance de cette période si les résultats sanitaires de suivi de la qualité des eaux étaient régulièrement insatisfaisants.

5. Gestion de la période transitoire dans l'attente d'une réglementation dédiée.

L'Afsset recommande aux autorités sanitaires de recenser et caractériser les baignades artificielles existantes et d'identifier celles considérées à risque sanitaire.

S'agissant des baignades artificielles à traitement par filtration biologique et ouvertes au public, l'Afsset considère prématuré leur libre commercialisation. Elle encourage la mise en œuvre sans délai d'un programme expérimental d'accompagnement de leur développement. Ce programme à vocation scientifique permettrait de recueillir les données nécessaires pour affiner l'évaluation quantitative des risques sanitaires. Aussi, l'Afsset recommande :

- d'autoriser à titre dérogatoire dans le cadre d'une étude expérimentale l'implantation d'un nombre très limité de nouvelles baignades artificielles à traitement par filtration biologique (une dizaine par exemple), sur la base d'un dossier technique soumis à expertise indépendante faisant la preuve d'une efficacité suffisante ;
- aux concepteurs de développer au préalable des travaux de recherche et de développement afin d'améliorer le fonctionnement et la maîtrise du système (installations, procédés, équipements, etc.) notamment dans le but d'une meilleure identification et maîtrise des risques sanitaires liés à ces baignades.

S'agissant des installations publiques existantes de baignades artificielles à traitement par filtration biologique, l'Afsset recommande :

- de reconduire leur statut expérimental et dérogatoire tant que les promoteurs (exploitants et/ou concepteurs) n'apporteront pas de preuves suffisantes quant à l'efficacité, à l'innocuité des procédés et à la maîtrise des risques sanitaires ;
- de renforcer leur suivi sanitaire en révisant, à la lumière du présent avis, le protocole d'expérimentation en vigueur validé par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (avis du 7 mai 2002) et appliqué par défaut à la majorité de ces baignades.

Enfin, l'Afsset recommande l'acquisition de connaissances scientifiques complémentaires sur les thèmes suivants :

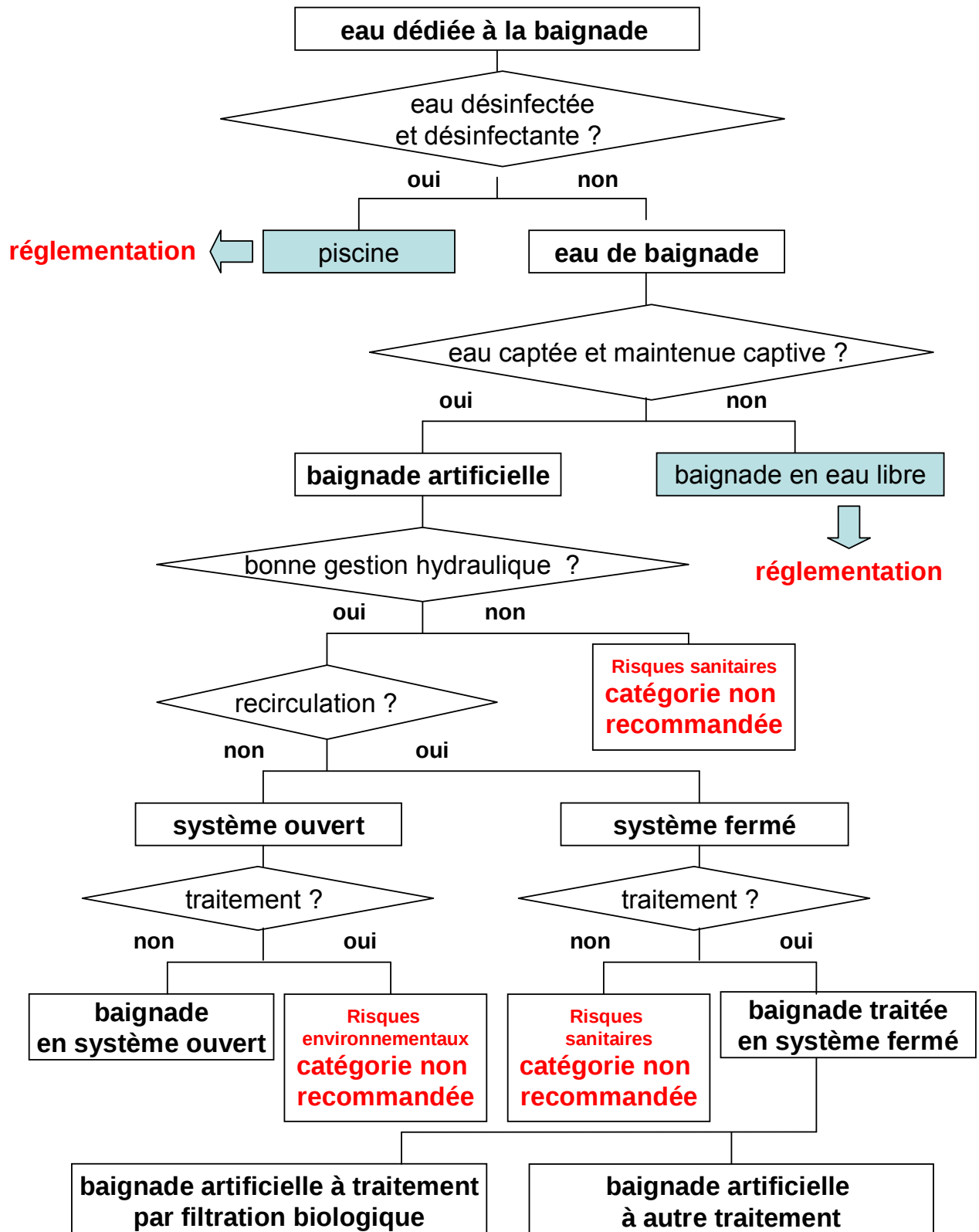
- les données relatives à la qualité microbiologique de l'eau des baignades artificielles existantes, notamment grâce à la mise en œuvre d'un programme expérimental d'analyse portant sur un nombre défini de baignades jugées représentatives ;
- la dangerosité des micro-organismes pathogènes retrouvés dans les eaux récréatives et les mécanismes de la contamination interbaigneurs
- les données d'exposition des populations concernées aux contaminants des eaux récréatives,
- des études épidémiologiques et d'enquêtes cas-témoins (bio-monitoring) dédiées aux eaux récréatives et aux baignades artificielles en particulier.

Le Directeur général



Martin GUESPEREAU

Annexe



Evaluation des risques sanitaires liés aux baignades artificielles

Saisine n°« 2006/SA/011 »

RAPPORT d'expertise collective

**Comité d'Experts Spécialisés « Evaluation des risques liés aux eaux et aux agents
biologiques »**

Groupe de travail « Baignades artificielles »

Février 2009

Mots clés

Baignade, Eau baignade, Risque santé, Effet santé, Traitement Eau, Etang, Piscine.

Présentation des intervenants

PARTICIPATION AFSSET

Coordination de l'expertise, contribution scientifique et rédaction du rapport :

M. Arnaud LAGRIFFOUL - Chef de projets scientifiques – Unité Eaux et agents biologiques - Département expertise santé environnement travail.

Contribution à la rédaction du rapport :

Mme Sylvie ZINI, Chef de l'unité Eaux et agents biologiques - Département expertise santé environnement travail.

M. Jean Nicolas ORMSBY, adjoint au chef de Département expertise santé environnement travail.

Secrétariat administratif :

Mme Séverine BOIX – Afsset.

GROUPE DE TRAVAIL EN CHARGE DE L'EXPERTISE

Président du groupe de travail « baignades artificielles » :

M Benoît COURNOYER, Directeur de recherche au CNRS, Docteur es sciences, rattaché à l'UMR Ecologie microbienne de l'Université Lyon 1, du CNRS et de l'Ecole nationale vétérinaire de Lyon – Ecologie et évolution des bactéries pathogènes opportunistes de l'homme.

Membres du groupe de travail « baignades artificielles » :

Mme Catherine BOUTIN, Ingénieur divisionnaire de l'agriculture et de l'environnement, Cemagref de Lyon, Unité de recherche Qualité des eaux et prévention des pollutions - Filières extensives de traitement des eaux usées domestiques.

Mme Nicole DEVAUCHELLE, Directeur de recherches, Docteur en océanographie, Conseil scientifique et technologique d'IFREMER Brest - Qualité des eaux littorales.

Mme Nathalie KORBOULEWSKY, Maître de conférences, Docteur es sciences, Aix-Marseille Université, Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléoécologie (I.M.E.P.), UMR CNRS IRD – Ecologie fonctionnelle, cycles des nutriments, phytoremédiation.

M Christophe LEBOULANGER, Chargé de recherches, Docteur en océanologie, IRD Montpellier – UMR 5119 Ecosystèmes lagunaires – Ecologie des cyanobactéries et microalgues.

Mme Annick MEJEAN, Maître de conférences, Enseignant Chercheur, Docteur es sciences, Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Paris (ENSCP), Laboratoire de Biochimie des microorganismes - Biotoxines de cyanobactéries, endotoxines des cyanobactéries.

Mme Alessandra OCCHIALINI-CANTET - Maître de conférence, Docteur es Sciences, Enseignant chercheur au CNRS - équipe «Microbiologie des Infections bactériennes chroniques et stratégies anti-infectieuses» - Microbiologie, pathogénie des agents infectieux.

M Etienne PAUL, Professeur, Ingénieur & Docteur INSA, INSA de Toulouse, Département Génie des procédés et environnement – Ingénierie du traitement biologique des eaux.

M Laurent PENA, Ingénieur d'études sanitaires, DDASS de l'Aude, Cellule Eaux et aliments – Epidémiologie et risques sanitaires liés aux eaux de baignades.

Mme Anne-Marie POURCHER - Maître de conférences, Enseignant - Chercheur au CEMAGREF de Rennes, Unité «Gestion Environnementale et Traitement biologique des déchets» - Aspect sanitaire des traitements biologiques des déchets liquides et solides, survie bactérienne.

Mme Sylvie RAUZY - Ingénieur Chimiste, Docteur es Sciences en Hydrologie, Directeur de la prospective au CRECEP - Risques liés à l'eau, qualité des eaux.

Mme Evelyne SCHVOERER, Médecin virologue, Maître de conférences – praticien hospitalier, secteur Biologie moléculaire en virologie à l'Institut de Virologie - CHRU de Strasbourg – Virologie des eaux.

M Pierre SERVAIS, Professeur, Docteur es sciences, Equipe Ecologie des systèmes aquatiques de l'Université libre de Bruxelles – Ecologie microbienne et qualité microbiologique des eaux.

M Raphael TRACOL, Ingénieur du génie sanitaire, service santé environnement de la DRASS Basse Normandie – Risques sanitaires des eaux de baignades.

Mme Isabelle VILLENA - Médecin biologiste, Professeur des Universités - Praticien Hospitalier au CHU de Reims au Laboratoire de Parasitologie et Mycologie - Parasitologie et mycologie, diagnostic et traitement de zoonoses.

Mme France WALLET – Médecin évaluateur de risques sanitaires, Docteur en biomathématiques, EDF-GDF Paris – Evaluation des risques sanitaires microbiologiques des eaux.

ADOPTION DU RAPPORT PAR LE COMITE D'EXPERTS SPECIALISES

Les travaux menés par le groupe de travail « Baignades artificielles » ont été présentés au CES « Eaux et Agents Biologiques »¹ pour avis et commentaires lors des séances des 1^{er} octobre 2007 et des 4 février, 7 avril, 7 juillet, 3 novembre et 1^{er} décembre 2008.

Après prise en compte des commentaires, le rapport a été approuvé par les membres du groupe de travail. Il a été adopté par le CES « Eaux et agents biologiques » en séance le 7 juillet 2008.

Présidente du CES «Eaux et Agents biologiques» :

Mme Sylvie RAUZY - Ingénieur Chimiste, Docteur es Sciences en Hydrologie, Directeur de la prospective au CRECEP - Risques liés à l'eau, qualité des eaux.

¹ CES en charge de l'évaluation des risques liés aux eaux et aux agents biologiques

Membres du CES «Eaux et Agents Biologiques» :

M. Rafik ABSI - Docteur Enseignant chercheur, Responsable de recherche à l'Ecole de Biologie Industrielle, Laboratoire Roberval Université de Technologie de Compiègne – Modélisation et mécanique des fluides.

M. Jean-Jacques BALLET - Médecin immunologiste, Professeur à l'Université et Praticien Hospitalier au CHU de Caen, Laboratoire d'Immunologie et Immunopathologie - Immunopathologie, infections.

M. Jean-Marc BERJEAUD - Docteur, Maître de conférence à l'Université de Poitiers et au Laboratoire de Microbiologie fondamentale et appliquée IBMIG - Bactériologie, biofilms.

M. Jean-Luc BOUDENNE - Docteur HDR, Maître de conférence à l'Université de Provence, Chef de l'équipe chimie et métrologie des eaux au Laboratoire de Chimie Environnement - Métrologie des eaux, chimie et qualité des eaux.

M. Jeanne BRUGERE-PICOUX - Professeur, Enseignant Chercheur à l'Ecole Nationale Vétérinaire en Pathologie du Bétail - Zoonose, risque biologique et pathologie animale.

M. Pierre-Jean CABILLIC - Ingénieur ENGEES et Ingénieur du Génie Sanitaire, Chef du département «Santé Environnement» de la DDASS du Morbihan - Qualité des eaux, assainissement, baignades et process de traitement.

M. Patrick CAMUS - Cadre de recherche, Chef de laboratoire à l'IFREMER - Ecologie, hydrologie, pollution et surveillance des eaux marines.

M. Edmond CREPPY - Professeur à l'Université de Bordeaux 2, Directeur du Laboratoire de Toxicologie et d'Hygiène Appliquée -Modes d'action des toxiques de l'environnement.

M. Christophe CUDENNEC - Ingénieur agronome et Docteur en hydrologie, Maître de conférence à l'Agrocampus de Rennes - Hydrologie, ressources en eau, aménagement du territoire, modélisation.

M. Christophe DAGOT - Professeur, Responsable Eau et Environnement de l'Université de LIMOGES (ENSIL) - Génie des procédés, traitement des eaux.

M. Sam DUKAN - Docteur en microbiologie, Responsable d'équipe au Laboratoire de Chimie Bactérienne au CNRS de Marseille - Chimie bactérienne, mécanismes de survie bactérienne.

M. Jean-François GEHANNO - Médecin du travail, Maître de conférence des Universités - Praticien Hospitalier au CHU de Rouen au Service Médecine du Travail et Pathologie Professionnelle - Risques professionnels en particulier biologiques et toxiques.

M. Eric GILLI - Docteur en géologie, Professeur à l'Université Paris 8 au Département de géographie - Hydrogéologie, eaux karstiques.

M. Jean-Pierre GUT - Professeur des Universités - Praticien Hospitalier, Directeur de l'Institut de Virologie au CHU de Strasbourg au Laboratoire de Virologie - Biologie des virus, virologie médicale.

M. Didier HILAIRE - Docteur, Expert en microbiologie, Expert décontamination à la DGA - Désinfection des agents du risque biologique et stabilité des agents biologiques dans l'environnement.

M. Jean-François HUMBERT - Docteur, Directeur de Recherche à l'INRA de Thonon-les-Bains - Ecologie microbienne.

M. Abdel LAKEL - Ingénieur de recherche, Coresponsable du domaine Air/Eau-Pollution Santé, Pilote du département «Climatologie aérodynamique pollution épuration» au CSTB - Dépollution des eaux usées.

Mme Colette LE BACLE - Médecin du travail, Conseiller médical en Santé au Travail, Chef de projet «Risques Biologiques» à l'INRS - Risques biologiques professionnels.

M. Eric LEDRU - Médecin biologiste, Médecin coordinateur à l'ANAEM - Santé publique et médecine tropicale.

M. Patrick MARCHANDISE - Ingénieur des travaux publics d'Etat, Ingénieur du génie sanitaire, Ingénieur européen, Expertise, conseil et Inspection au Conseil Général des Ponts et Chaussées section Sciences et Techniques - Qualité, traitement des eaux, impacts.

Mme Laurence MATHIEU - Docteur es Sciences, Enseignant chercheur, Maître de conférence à la Faculté de médecine de Vandœuvre-lès-Nancy, Ecole Pratique des Hautes Etudes dans le département Environnement et Santé - Exposition aux contaminants biologiques.

M. Gérard MOGUEDET - Professeur, Hydrogéologue agréée en matière d'hygiène publique, Vice Président de l'Université d'Angers - Hydrologie, hydrogéologie et pollution des eaux.

Mme Anne MORIN - Docteur d'université, Coordinatrice du programme «Qualité des Eaux» à l'INERIS - Analyses chimiques, physico-chimiques des eaux, métrologie.

Mme Catherine MOUNEYRAC - Professeur en écotoxicologie aquatique, Directrice de l'Institut de Biologie et d'Ecologie Appliquée à l'Université Catholique de l'Ouest - Ecotoxicologie, biomarqueurs.

Mme Alessandra OCCHIALINI-CANTET - Maître de conférence, Docteur es Sciences, Enseignant chercheur au CNRS dans l'équipe «Microbiologie des Infections bactériennes chroniques et stratégies anti-infectieuses» - Microbiologie, pathogénie des agents infectieux.

Mme Anne-Marie POURCHER - Maître de conférences, enseignant - Chercheur au CEMAGREF de Rennes dans l'Unité «Gestion Environnementale et Traitement biologique des déchets» - Aspect sanitaire des traitements biologiques des déchets liquides et solides, survie bactérienne.

Mme Renée RUNIGO-MAGIS - Ingénieur CNAM en Sécurité au Travail, Ingénieur Sécurité à l'APHP - Hygiène et sécurité professionnelle.

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT - Professeur de santé publique, Chef de service à l'Université d'Auvergne au Laboratoire Santé publique et Environnement - Santé publique et épidémiologie.

Mme Nicole TANDEAU DE MARSAC - Docteur es Science, Responsable d'unité de recherche à l'Institut Pasteur de Paris - Microbiologie, cyanobactéries.

Mme Michèle TREMBLAY - Médecin en santé communautaire, Médecin conseil en maladies infectieuses et en santé au travail à l'INSPQ à la Direction de la santé publique de Montréal - Risques biologiques professionnels liés aux eaux.

M. Bernard TRIBOLLET - Ingénieur de l'Ecole Supérieure d'Electricité, Docteur d'Etat, Directeur de Recherches à l'Université de Jussieu au Laboratoire Interfaces et Systèmes Electrochimiques - Biofilms, entartrage, corrosion des matériaux en milieux naturels.

Mme Isabelle VILLENA - Médecin biologiste, Professeur des Universités - Praticien Hospitalier au CHU de Reims au Laboratoire de Parasitologie et Mycologie - Parasitologie et mycologie, diagnostic et traitement de zoonoses.

AUDITION DE PERSONNES EXTERIEURES :

Commune de Combloux (Haute Savoie) :

M. Jean BERTOLUZZI, Maire,
M. Raymond TURRI, Maire,
M. Fabrice COLLOT, Directeur des services techniques.

Conseil supérieur d'hygiène publique de France :

M. Philippe HARTEMANN, Professeur en santé publique à l'Ecole pratique des hautes études de Nancy et rapporteur du dossier « baignade atypique de Combloux » de 2000 à 2004.

DDASS de Haute Savoie :

Mme Michèle CANCOUET, Technicienne sanitaire,
M. Bernard MERCIER, Ingénieur du génie sanitaire.

Société Held Teichmeister :

Mme Anne LAURENT-SCHMELZLE, Responsable du développement commercial France,
M. Tino BRAUECHLE, Directeur technique,
M. Norbert GAENG, Responsable R&D,
M. Patrice GOUSSET, Chef de produit export.

Société Bioteich :

Mme Anne-Cécile MARIET, Responsable R&D,
M. Bernard DEPOORTER, Président.

Société Green Concept :

M. Patrick BIDEGAIN, Directeur,
M. Raphaël COLSON.

Société Polyplan GmbH :

M. Stephan BRUNS, Directeur.

Société d'Ingénierie Nature & Technique – SINT :

M. Dirk ESSER, Directeur.

REMERCIEMENTS à (par ordre alphabétique)

M. Louis BERENGER, Ambassade de France en Autriche, Mission économique,

M. François BOUILLON, Ambassade de France en Autriche, Mission économique,

M. Philippe BOSSANNE, Président Directeur général d'Huttopia,

M. Hernst HEINEMEYER, Office pour la santé de Basse-Saxe en Allemagne,

Mme Christiane HOLLER, chef du département Hygiène de l'Office bavarois pour la santé et la sécurité alimentaire, Présidente de la Commission « eaux de bassins et piscines » de l'Office fédéral de l'Environnement (UBA) en Allemagne,

Mme Michèle LEGEAS, professeur à l'Ecole des hautes études en santé publique de Rennes.

Mme Claire NICOLAS, chargée de mission scientifique « biotechnologies » à l'Ambassade de France en Allemagne (Berlin), Service pour la Science et la Technologie,

M. Richard WEIXLER, Président de l'IGB (Internationale Gesellschaft für naturnahe Badegewässer - Société internationale pour le développement des eaux de baignade semi-naturelles),

CONTRIBUTIONS EXTERIEURES AU GROUPE

« Avis sur la toxicité connue de plantes aquatiques utilisées pour épurer les eaux de baignades et/ou pour agrémenter les zones de baignade », **M Jean BRUNETON**, Professeur en pharmacognosie à l'université d'Angers.

« Identification des dangers microbiologiques liés aux champignons et relatifs aux baignades artificielles », **Dr Eduardo DEI-CAS**, Biologiste, Maître de Conférence des Universités - Praticien Hospitalier, Ecologie du Parasitisme (EA3609), Institut Pasteur de Lille.

« Recommandations de l'Office fédéral allemand pour l'environnement, exigences en matière d'hygiène concernant les Kleinbadeteiche », traduction réalisée par **Me Claire NICOLAS**, chargée de mission scientifique, service scientifique et technologique de l'Ambassade de France à Berlin.

SOMMAIRE

Présentation des intervenants.....	3
Expertise collective : synthèse et conclusions	14
Abréviations	21
Liste des tableaux.....	21
Liste des figures	22
Glossaire.....	22
 1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine.....	 26
1.1 Contexte.....	26
1.2 Objet et périmètre de la saisine	26
1.3 Raisonnement de l'expertise	28
1.4 Modalités de traitement de la saisine : moyens mis en œuvre et organisation.....	29
 2 Dispositif d'encadrement juridique des baignades	 30
2.1 Principaux textes législatifs et réglementaires concernés	30
2.2 Lignes directrices du Code de la santé publique	30
2.3 Définitions du Code de la santé publique.....	31
2.4 Dispositions appliquées aux baignades réglementées.....	31
2.4.1 Procédures, règles techniques et contrôle sanitaire.....	31
2.4.2 Exigences de qualité sanitaire des eaux de baignade	32
2.4.2.1 Exigences relatives aux eaux de baignade à l'exclusion des eaux de piscine	32
2.4.2.2 Exigences relatives aux eaux de piscines	34
2.5 Dispositions appliquées aux baignades non réglementées	34
 3 Typologie des baignades	 36
3.1 Paramètres de classification et proposition de typologie	36
3.1.1 Nature de la masse d'eau	36
3.1.2 Traitement de l'eau (présence / absence)	36
3.1.3 Gestion hydraulique de la baignade	37
3.1.4 Proposition de typologie des baignades	37
3.2 Identification des catégories pertinentes de baignades artificielles	40
3.3 Outil d'aide à la distinction des baignades	40
3.3.1 Différencier une piscine d'une baignade ; définitions proposées	41
3.3.2 Différencier une « baignade artificielle » d'une « baignade en eau libre »	41
3.3.3 Différencier les baignades artificielles en système ouvert des baignades artificielles en système fermé.....	41
 4 Caractérisation des baignades artificielles.....	 44
4.1 Caractéristiques communes aux baignades artificielles	44

4.1.1 Principaux types recensés en 2003.....	44
4.1.2 Caractéristiques techniques.....	44
4.1.3 Surveillance et contrôle sanitaire.....	45
4.1.4 Traitements de l'eau des baignades artificielles.....	46
4.2 Baignades à traitement par filtration biologique	46
4.2.1 Caractéristiques communes	47
4.2.2 Procédés de traitement utilisés.....	47
4.2.3 Recensement.....	48
4.2.4 Surveillance et contrôle sanitaire.....	49
4.2.5 Encadrement juridique à l'étranger	49
4.2.5.1 Allemagne	49
4.2.5.2 Autriche	50
4.2.5.3 Suisse	50
5 Identification des dangers liés aux baignades artificielles et des pathologies associées	51
5.1 Principales causes de pollution des eaux de baignades en eaux récréatives.....	51
5.2 Les dangers de nature microbiologique.....	52
5.2.1 Les agents pathogènes identifiés	52
5.2.2 Les dangers liés à la contamination microbienne interbaigneurs.....	56
5.2.2.1 Le baigneur, principale source d'agents pathogènes	56
5.2.2.2 Quantités de particules infectieuses émises	57
5.2.3 Devenir des agents pathogènes dans les eaux de baignade.....	57
5.2.4 Extrapolation au contexte des baignades artificielles	58
5.2.4.1 Les baignades artificielles sans traitement.....	59
5.2.4.2 Les baignades artificielles avec traitement.....	59
5.2.5 Les dangers liés à l'utilisation de produits d'entretien de nature biologique	59
5.3 Dangers liés aux toxines	60
5.3.1 Toxines produites par les microalgues	60
5.3.1.1 Organismes en cause	60
5.3.1.2 Types de toxines produites et pathologies associées	61
5.3.1.3 Cas d'intoxication rapportés	63
5.3.1.4 Modes de détection et de surveillance	63
5.3.1.5 Gestion sanitaire des toxines	64
5.3.1.6 Extrapolation au contexte des baignades artificielles	64
5.3.2 Toxicité des plantes utilisées en filtration biologique.....	65
5.3.2.1 Toxicité et potentiel allergique par contact cutané.....	65
5.3.2.2 Toxicité par ingestion	66
5.4 Dangers de nature chimique.....	66
5.4.1 Dangers chimiques relatifs aux masses d'eau naturelles.....	67
5.4.2 Charge polluante apportée par les baigneurs	68
5.4.3 Extrapolation au contexte des baignades artificielles	69
5.5 Synthèse des principaux dangers à considérer pour l'expertise.....	70
5.6 Pathologies liées à l'exposition aux eaux de baignades artificielles.....	71
5.6.1 Pathologies liées à une exposition à des microorganismes	71
5.6.2 Pathologies liées à une exposition aux toxines	71
5.6.3 Pathologies liées à l'exposition à des agents chimiques	72
6 Populations exposées et voies d'exposition.....	73

6.1	Identification des populations exposées aux eaux de baignades artificielles.....	73
6.2	Identification des voies d'exposition	74
6.2.1	L'ingestion	74
6.2.2	L'inhalation	74
6.2.3	Le contact avec la peau et les muqueuses.....	75
7	Estimation des risques sanitaires.....	76
7.1	Pertinence d'une évaluation des risques sanitaires.....	76
7.2	Eléments d'appréciation des risques sanitaires liés aux eaux de baignades artificielles	76
7.2.1	Hydraulicité	76
7.2.2	Toxicité des plantes	77
8	Expertise des actions visant à maîtriser les risques sanitaires et appliquées aux baignades artificielles	78
8.1	Maîtrise des intrants	79
8.1.1	Intrants de l'environnement	79
8.1.2	Intrants apportés par les baigneurs	79
8.1.2.1	Hygiène des baigneurs.....	79
8.1.2.2	Contrôle de la fréquentation	80
8.2	Gestion hydraulique de la zone de baignade	82
8.2.1	Objectifs attendus	82
8.2.2	Gestion hydraulique des baignades artificielles	82
8.2.3	Gestion hydraulique des baignades à traitement par filtration biologique.....	83
8.3	Traitements des eaux des baignades artificielles.....	84
8.3.1	Traitement par ultraviolets	85
8.3.2	Traitement par produits chimiques	86
8.3.3	Traitement par ultrasons	87
8.3.4	Filtration physique.....	87
8.4	Traitement des baignades artificielles par filtration biologique.....	88
8.4.1	Principes de fonctionnement	89
8.4.2	Conception, dimensionnement et rendement de la filière	89
8.4.2.1	Conception et organisation de la filière	89
8.4.2.2	Dimensionnement et rendement de la baignade.....	90
8.4.3	Aptitude de la filière à abattre les charges en MO, MES, N et P.....	90
8.4.4	Capacité de régénération du système de traitement.....	91
8.4.5	Aptitude de la filière à abattre les charges en microorganismes.....	92
8.4.6	Stabilité de la filière.....	92
8.4.7	Conclusion	93
8.5	Etude de cas : baignade de Combloux.	94
8.5.1	Description générale de la baignade et de son environnement	95
8.5.2	Historique et évolution de la baignade.....	96
8.5.3	Efficacité de la gestion des intrants	97
8.5.3.1	Efficacité de la gestion des intrants de l'environnement.....	97
8.5.3.2	Efficacité de la gestion des intrants apportés par les baigneurs.....	97
8.5.4	Efficacité de la gestion hydraulique et du traitement	98
8.5.5	Pertinence du protocole d'expérimentation et de suivi sanitaire	99

8.5.6 Conclusions	100
9 Pertinence du suivi réglementaire de la qualité microbiologique des eaux de baignade.....	101
9.1 Dispositif d'encadrement juridique des eaux de baignade.....	101
9.1.1 Fondements de l'utilisation des GICF.....	101
9.1.2 Pertinence de l'utilisation des GICF dans le contexte des eaux de baignades artificielles	102
9.2 Dispositif d'encadrement des piscines.....	103
10 Conclusions.....	104
10.1 Inventaire des catégories pertinentes de baignades concernées par la saisine	104
10.2 Caractéristiques et problématiques sanitaires des catégories pertinentes de baignades artificielles.....	104
10.3 Evaluation des risques sanitaires liés aux catégories pertinentes de baignades artificielles	106
10.4 Efficacité des stratégies de gestion des dangers sanitaires des baignades artificielles	106
10.4.1 Mesures préventives de gestion des contaminants	107
10.4.2 Mesures curatives de gestion des contaminants	107
10.5 Efficacité du traitement par filtration biologique de l'eau des baignades publiques commercialisées (dont la baignade de Combloux)	108
10.6 Pertinence de l'application du dispositif réglementaire de suivi de la qualité des eaux aux baignades artificielles	108
11 Recommandations	110
11.1 Identifier les catégories pertinentes de baignades.....	112
11.2 Recommandations pour la gestion des risques sanitaires	112
11.2.1 Dispositions communes à l'ensemble des catégories de baignades artificielles.....	113
11.2.2 Dispositions complémentaires pour les baignades artificielles en système ouvert	120
11.2.3 Dispositions complémentaires pour les baignades en système fermé et à traitement.....	120
11.2.4 Dispositions complémentaires pour les baignades en système fermé et à traitement par filtration biologique	121
11.3 Axes de recherche et recommandations pour une amélioration des connaissances relatives aux baignades artificielles et à leurs dangers sanitaires	123
12 Bibliographie	125
12.1 Publications.....	125
12.2 Ouvrages, rapports, avis, bulletins	130
12.3 Normes.....	131
12.4 Législation et réglementation	131
ANNEXES	133
Annexe 1 : Lettre de saisine	134

Annexe 2 : Suivi des mises à jour du rapport	137
Annexe 3 : Synthèse des déclarations publiques d'intérêts des experts par rapport au champ de la saisine	138
Annexe 4 : Exigences réglementaires applicables aux baignades	147
Annexe 5 : Normes, modalités d'échantillonnage et conditions de conformité des eaux de baignades.	149
Annexe 6 : Limites de qualité pour le classement des eaux de baignades.	153
Annexe 7 : Circulaire du 2 juin 2008 relative aux baignades atypiques, artificielles ou piscines biologiques.....	154
Annexe 8 : Principales règles techniques d'hygiène, de sécurité et d'hydraulique applicables aux piscines.	156
Annexe 9 : Principales caractéristiques des baignades artificielles recensées par le groupe de travail de la DGS en 2003	158
Annexe 10 : Recommandations de l'Office fédéral pour l'environnement en Allemagne...	159
Annexe 11 : Synthèse non exhaustive des règles techniques communes de la FLL	164
Annexe 12 : Recommandations suisses pour « l'évaluation hygiénique des étangs de baignade publique aménagés artificiellement » - Office fédéral de la santé publique (OFSP)	167
Annexe 13 : Principales toxines algales et toxicité pour l'homme et l'animal.....	169
Annexe 14 : Protocole d'expérimentation et de suivi de la qualité de l'eau concernant l'étang biotope de Plan Perret à Combloux.....	170
Annexe 15 : Liste (non exhaustive) des plantes aquatiques utilisées pour le traitement biologique des baignades artificielles.	177
Annexe 16 : Fonctionnement des filtres plantés pour l'épuration des eaux usées.	178

Expertise collective : synthèse et conclusions

EXPERTISE COLLECTIVE : SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS

Relatives à l'évaluation des risques sanitaires liés aux baignades artificielles

Saisine Afsset 2006/SA/011

Ce document synthétise les travaux du groupe de travail « baignades artificielles » et présente les éventuels compléments du Comité d'experts spécialisés «Evaluation des risques liés aux eaux et aux agents biologiques ».

1. Présentation de la question posée

L'Afsset a été saisie le 22 décembre 2006 par le ministère en charge de la santé et le ministère en charge de l'écologie et du développement durable afin d'évaluer les risques sanitaires liés aux baignades 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 saisine a été limité aux « eaux captives soumises ou non à traitement et artificiellement séparées des eaux de surface ou souterraines », considérant que les autres types relèvent de réglementations spécifiques préexistantes.

Il a été demandé à l'Afsset :

- d'identifier, définir et caractériser les catégories pertinentes de baignades répondant à cette définition,
- d'en identifier les risques sanitaires pour l'homme,
- de proposer des règles de gestion du risque sanitaire.

2. Organisation de l'expertise

L'Afsset a confié l'instruction de cette saisine au Comité d'experts spécialisés (CES) «Evaluation des risques liés aux eaux et aux agents biologiques », celui-ci ayant délégué la tâche d'expertise à

deux groupes de travail, l'un dédié aux « baignades artificielles » et l'autre dédié aux « piscines atypiques ». Seul le travail relatif aux baignades artificielles est ici abordé.

Les travaux d'expertise ont été soumis régulièrement au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques et tiennent compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Ils sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires et ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise » dont les objectifs sont la compétence, l'indépendance, la transparence et la traçabilité.

3. Méthode de l'expertise

L'expertise a été menée sur la base d'une revue exhaustive de la bibliographie scientifique nationale et internationale, complétée par des informations techniques collectées par l'Afsset lors d'auditions ou de visites de terrain. Ainsi, les autorités allemande, autrichienne et suisse en charge du suivi des baignades artificielles et les principales sociétés européennes spécialisées dans le développement des « piscines écologiques » ont été consultées et invitées à contribuer à cette expertise.

L'expertise s'est attachée dans une première partie à réaliser une typologie des différentes baignades existantes afin de définir les catégories pertinentes de baignades artificielles non encadrées par la réglementation en vigueur.

La seconde partie a concerné l'évaluation des risques relatifs aux baignades identifiées comme « artificielles », selon la définition proposée par le rapport d'expertise. Cette partie comprend l'identification des dangers sanitaires, des populations exposées et des voies d'exposition. L'analyse a été volontairement restreinte aux dangers sanitaires liés à la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux, considérés par les experts comme les principaux paramètres à prendre en compte dans l'évaluation des risques liés aux baignades artificielles. N'étant que très rarement documentés pour les baignades artificielles, ces dangers ont été estimés, le plus souvent par extrapolation, sur la base des dangers recensés pour les baignades en eau libre.

Bien que le manque de données disponibles n'ait pas permis de réaliser une évaluation quantitative des risques, une appréciation générale des principaux risques liés aux baignades artificielles a été donnée.

Afin de guider le gestionnaire du risque et le législateur, il est également réalisé dans la dernière partie de cette étude une expertise technique des dispositifs et outils développés en appui à la maîtrise des risques sanitaires des baignades artificielles.

Enfin, des recommandations sont proposées et concernent aussi bien les outils de gestion du risque que les besoins en développement des connaissances.

4. Résultat de l'expertise

Le dispositif de contrôle et de gestion de la qualité des eaux de baignades prévu par le code de la santé publique s'applique aux « piscines » et aux « baignades ». Ces dispositions sont appliquées par défaut aux baignades non couvertes par cette réglementation, bien qu'elles ne soient pas adaptées à leurs problématiques sanitaires.

4.1. Catégories pertinentes de baignades artificielles

Un premier travail de classification des différents types de baignades existantes selon trois principaux critères (nature de la masse d'eau de baignade, qualité de la gestion hydraulique et présence/absence d'un traitement) a permis d'identifier les catégories pertinentes de baignades artificielles et d'en proposer une définition : « baignades en eau captée et captive, traitée ou non, mais de nature non désinfectée et désinfectante ». Cette définition concerne des types très hétérogènes de baignades, comme des plans d'eau, bassins d'eau de mer, étangs artificiels, trous d'eau, dérivations de rivières, gravières, etc. Un outil d'aide à l'identification des ces baignades est ainsi proposé dans le rapport.

4.2. Caractérisation des baignades artificielles

La connaissance des baignades artificielles est limitée par l'insuffisance de leur recensement (identification, localisation, nombre, etc.) et de leur caractérisation (type d'eau, forme, gestion hydraulique, traitement, fréquentation, etc.). Leurs caractéristiques diffèrent selon le système hydraulique qui peut être ouvert (avec renouvellement des eaux) ou fermé (milieu confiné).

Néanmoins, l'on peut citer comme principales caractéristiques communes aux baignades artificielles :

- une gestion hydraulique généralement insuffisante,
- une artificialisation du milieu,
- leur vulnérabilité aux intrants issus du bassin versant,
- leur vulnérabilité aux intrants apportés par les baigneurs.

Le cas particulier des installations publiques commercialisées sous l'appellation « piscines biologiques ou écologiques », dont l'eau est traitée par « filtration biologique » a fait l'objet d'une étude spécifique. Dans ce cadre, la baignade publique de la commune de Combloux en Haute Savoie a fait l'objet d'une expertise approfondie. Les experts insistent sur le fait que le terme « piscine », souvent proposé par les fabricants est inapproprié puisque l'eau n'est pas « désinfectée et désinfectante » et que ces installations ne peuvent donc pas être assimilées à des piscines. Elles sont ainsi nommées « baignades à traitement par filtration biologique ».

4.3. Caractérisation des dangers sanitaires

Les dangers sanitaires identifiés sont par ordre décroissant d'importance sanitaire :

- les micro-organismes pathogènes apportés par les baigneurs (porteurs sains, malades, enfants), via les déchets fécaux et autres pollutions émises lors de l'activité de baignade. Ces micro-organismes sont à l'origine de la contamination interbaigneurs et responsables de la plupart des épidémies déclarées en eaux récréatives ;
- les toxines de microalgues et de cyanobactéries, dont la prolifération est amplifiée dans les baignades artificielles par des conditions particulièrement propices et par l'apport de nutriments (azote, phosphore, etc.) notamment par les baigneurs ;
- les intrants microbiens de l'environnement via l'eau de remplissage de la baignade, les ruissellements d'eau souillée, l'intrusion d'animaux, etc. ;
- dans une moindre mesure les intrants chimiques de l'environnement, en raison de leur dilution et hors situation particulière de pollution ponctuelle.

A noter également pour les baignades à traitement par filtration biologique qu'il existe des dangers liés à certaines techniques d'entretien (utilisation de solutions azotées ou d'inoculum bactériens par exemple) ou de certains végétaux, susceptibles d'émettre des substances toxiques pouvant affecter les baigneurs (*Cicuta virosa* et *Solanum dulcamara* par exemple) ou de favoriser la multiplication de certains agents pathogènes.

4.4. Populations exposées et voies d'exposition

Parmi les populations exposées à ces dangers, les plus vulnérables sont les enfants, les personnes immunodéprimées, les personnes âgées et les populations professionnelles intervenant régulièrement dans le contexte des baignades (personnel d'entretien, maître nageur sauveteur). Les enfants en bas âge présentent la caractéristique d'être à la fois les principaux émetteurs de micro-organismes pathogènes (via les accidents fécaux) et d'être parmi les individus les plus sensibles à ces derniers. L'exposition des baigneurs et des professionnels aux eaux récréatives est à ce jour insuffisamment documentée.

Les voies d'exposition à ces dangers sont l'ingestion, l'inhalation et le contact dermique et muqueux.

4.5. Réalisation d'une évaluation des risques sanitaires

Il apparaît qu'une évaluation même qualitative des risques sanitaires ne peut être conduite dans des conditions méthodologiques satisfaisantes, en raison d'une insuffisance de connaissances relatives notamment aux caractéristiques des baignades artificielles, à la validation et quantification des dangers estimés, à l'exposition des populations, etc.

Cependant, le niveau de risque a pu être apprécié dans certains cas au regard des données collectées, ceci afin d'orienter la réflexion quant aux mesures de gestion des risques à engager. Notamment, les baignades dotées d'une gestion hydraulique médiocre avec un faible renouvellement d'eau ne peuvent présenter qu'un risque plus élevé d'exposition des baigneurs aux agents pathogènes que les autres baignades. De même, un faible renouvellement d'eau favorise le développement algal et augmente le risque d'exposition des baigneurs aux toxines algales. De plus, en milieu fermé et hors traitement efficace des eaux de baignade (pour en réduire les concentrations en agents pathogènes), l'exposition des baigneurs aux micro-organismes pathogènes ne peut être que plus élevée que celle observée en milieu ouvert ou en eau libre.

4.6. Expertise des actions et des dispositifs de gestion sanitaire actuellement appliqués aux baignades artificielles

Les mesures préventives (gestion des intrants, gestion hydraulique, etc.) ou curatives (traitement des contaminants) mises en place par les exploitants de baignades artificielles afin de limiter les risques sanitaires ont été évaluées en terme de pertinence et d'efficacité.

Le contrôle des intrants apportés par l'environnement et les baigneurs est estimé très insuffisant en raison d'une méconnaissance des sources de pollution, de l'absence de suivi de la fréquentation et de mesures d'hygiène inappropriées. Pour les baignades à traitement par filtration biologique, le contrôle de la fréquentation fait appel à une méthode empirique et non corrélée aux problématiques sanitaires.

La gestion hydraulique de l'eau de baignade n'est le plus souvent pas considérée lors de la conception des baignades. Pour les baignades à traitement par filtration biologique, sa performance est estimée bien inférieure à celle des bassins de piscines et également insuffisamment maîtrisée.

Des réserves sérieuses sont émises quant à la pertinence des différents traitements des eaux recensés, à l'exception de la filtration physique en profondeur, sous réserve d'un procédé correctement dimensionné et mis en œuvre, et sous réserve d'une forte minimisation des intrants en amont, en particulier du phosphore.

Le traitement par filtration biologique met en œuvre de façon artificielle un écosystème complexe dont le fonctionnement, mal connu, ne peut être considéré comme maîtrisé en l'état actuel des connaissances. Son efficacité reste incertaine compte tenu de sa fragilité et de sa sensibilité aux facteurs externes (température, apports, etc.). Les proliférations algales récurrentes observées sont le témoin d'un déséquilibre fréquent du système. Actuellement, aucune preuve suffisante d'efficacité et de maîtrise du traitement par filtration biologique n'a été apportée. Il est également souligné un manque d'approche rationnelle et intégrée dans la conception globale de cette filière de traitement. La problématique sanitaire dans sa globalité est en effet peu prise en compte et mal maîtrisée. Dans ces conditions, la gestion efficace des dangers sanitaires identifiés pour les baignades artificielles ne peut être garantie, notamment en situation de dysfonctionnement ou de contamination microbienne. Au terme de l'expertise, le niveau du risque sanitaire de ces baignades est estimé plus élevé que pour les baignades en eau libre, par définition à bonne gestion hydraulique, et que pour les piscines, en raison d'une eau non « désinfectée et désinfectante ».

4.7. Pertinence de l'application du dispositif réglementaire de suivi de la qualité des eaux aux baignades artificielles

Cette étude fait apparaître que les paramètres réglementaires de suivi et de gestion de la qualité microbiologique des eaux de baignades ne sont pas suffisants pour être appliqués en l'état aux baignades artificielles. Ils requièrent en effet d'être complétés, au minimum, par des indicateurs de la probabilité de contamination interhumaine. Le suivi et la gestion de la qualité microbiologique des piscines ne sont également pas transposables car exclusivement réservés à une eau de qualité « désinfectée et désinfectante ». Enfin et malgré ses limites, le dispositif de gestion sanitaire des toxines algales en eaux récréatives paraît être le mieux adapté au contexte des baignades artificielles.

Le Comité d'experts spécialisés « Eaux et agents biologiques » adopte le rapport d'expertise collective lors de sa séance du 2 février 2009 et fait part de cette adoption à la direction générale de l'Afsset.

5. Recommandations de l'expertise

Des recommandations sont proposées en réponse à la demande de « règles de gestion du risque sanitaire ». Elles concernent l'identification des baignades artificielles pertinentes, la gestion des intrants de l'environnement, l'hygiène et la sensibilisation des baigneurs, la gestion hydraulique et la qualité sanitaire de l'eau de baignade.

Concernant l'identification des baignades artificielles pertinentes :

- Un arbre de décision est proposé en appui à l'identification des différentes catégories de baignades artificielles, de leur pertinence sanitaire et des recommandations proposées. Les critères « eau désinfectée et désinfectante », « eau captée et captive » et « recirculation d'eau » permettent de distinguer, respectivement, une piscine d'une baignade, une baignade en eau libre d'une baignade artificielle et un système ouvert d'un système fermé.

- Les baignades à gestion hydraulique insuffisante et les baignades non traitées en système fermé ne devraient pas être ouvertes au public en raison du niveau de risque sanitaire qui peut y être associé. L'eau des baignades en système ouvert ne devrait pas être traitée en raison des impacts potentiels sur l'écosystème aquatique.

Concernant les dispositions communes à l'ensemble des baignades artificielles :

- Des exigences strictes sont proposées en matière d'installations d'hygiène offertes aux baigneurs afin de minimiser la contamination interbaigneurs. Elles devraient être complétées par des outils d'éducation et de sensibilisation des baigneurs.
- La gestion des intrants apportés par les baigneurs nécessite de contrôler la fréquentation : il est recommandé de fixer systématiquement une fréquentation maximale instantanée, complétée pour les baignades en système fermé par une fréquentation maximale journalière. Des formules de calcul sont proposées à titre transitoire par le rapport d'expertise. Etant bâties sur la base des données disponibles mais souvent insuffisantes, ces modes de calculs mériteraient une validation par des études scientifiques appropriées.
- Des exigences particulières concernant la gestion hydraulique de la baignade sont recommandées afin de contrôler l'exposition du baigneur aux contaminants, notamment un renouvellement (ou recyclage interne avec traitement) du volume complet de la baignade en moins de 12 heures.
- L'eau de remplissage de la baignade étant une source de contaminants, sa qualité chimique et microbiologique doit être particulièrement surveillée. Des seuils d'action sont proposés par type de système (ouvert ou fermé) pour les paramètres *E. coli*, entérocoques intestinaux et phosphore total ; l'absence de signe de prolifération algale de la masse d'eau « source » est également un pré-requis. Il est enfin recommandé que soit garantie la disponibilité de la ressource en eau tout au long de la saison balnéaire afin de satisfaire les exigences d'hydraulique précitées.
- Un suivi de la qualité de l'eau de baignade est proposé et bâti par analogie au dispositif réglementaire des baignades. Sont ainsi recommandés, par type d'eau (douce ou salée) et par type de système (ouvert ou fermé) :
 - des exigences spécifiques quant à la méthodologie d'échantillonnage,
 - des seuils d'action pour les paramètres microbiologiques indicateurs de la contamination fécale (*E. coli* et entérocoques intestinaux),
 - le suivi de paramètres microbiologiques complémentaires : *Pseudomonas aeruginosa* comme indicateur de la présence d'agents pathogènes adaptés aux milieux hydriques, *Staphylococcus aureus* comme indicateur de dangers de contamination interbaigneurs ainsi que *Cryptosporidium* et *Giardia duodenalis* comme indicateurs de la contamination parasitaire lorsque les résultats du profil d'eau de baignade ou du profil d'eau de remplissage soulignent un risque de pollution fécale et en cas d'augmentation importante de la concentration des germes de contamination fécale,
 - une méthode renforcée de suivi des microalgues et des cyanobactéries benthiques et pélagiques,
 - une température maximale de l'eau des baignades en système fermé.

Concernant les dispositions complémentaires, par catégorie de baignades :

- Pour les baignades en système ouvert sans traitement, aux exigences d'hydraulique s'ajoutent la nécessité d'un renouvellement de l'eau en continu.
- Pour les baignades en système fermé, aux exigences communes s'ajoutent des recommandations relatives à l'hydraulique, à l'obligation de traitement, au choix du système de traitement et au besoin de sa validation préalable par une expertise scientifique.
- Pour les baignades à traitement par filtration biologique, il est recommandé
 - de ne pas en autoriser leur libre développement pour une fréquentation publique,
 - de maintenir leur statut expérimental sous certaines conditions,
 - de respecter des exigences minimales de conception, de gestion et d'entretien,
 - d'inciter les concepteurs à développer une recherche et développement suffisante afin d'améliorer la conception et la maîtrise de l'ensemble de la filière de traitement et de répondre aux interrogations soulevées par l'expertise.

Des recommandations sont enfin proposées en faveur de l'amélioration des connaissances relatives aux dangers sanitaires des baignades artificielles, dans l'objectif de compléter et d'affiner les résultats de l'expertise et les recommandations associées.

Maisons-Alfort, le 2 février 2009

Au nom des experts du CES « Eaux et agents biologiques »

la présidente du CES



Madame Sylvie RAUZY

Abréviations

CES	Comité d'experts spécialisés.
CFU	Colonie formant unité.
CSP	Code de la santé publique.
CODERST	Conseil départemental de l'environnement, des risques sanitaires et technologiques.
CSHPF	Conseil supérieur d'hygiène publique de France.
DCO	Demande chimique en oxygène
DDASS	Direction départementale des affaires sanitaires et sociales.
DGS	Direction générale de la santé (Ministère en charge de la santé).
FLL	Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (Société de recherche sur le développement et l'aménagement des paysages – Allemagne).
GICF	Germes indicateurs de la contamination fécale.
IGB	Internationale Gesellschaft für naturnahe Badegewässer (Société internationale pour le développement des eaux de baignade semi-naturelles)
MES	Matières en suspension.
N	Azote.
NTU	Normalized turbidity unit.
OFSP	Office fédéral de la santé publique (Allemagne).
OMS	Organisation mondiale de la santé.
ORL	Oto-rhino-laryngologique.
P	Phosphore.
PFU	Plage formant unité.
UBA	Umweltbundesamt (Office fédéral de l'environnement - Allemagne).
UV	Ultra-violet.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Paramètres microbiologiques indicateurs de la contamination fécale des eaux de baignade et seuils de gestion (décret n°2008-990 du 18 septembre 2008).....	33
Tableau 2 : Paramètres microbiologiques complémentaires aux GICF des eaux de baignade et seuils de gestion (décret n°2008-990 du 18 septembre 2008).....	33

Tableau 3 : Typologie des baignades.....	39
Tableau 4 : Principaux micro-organismes pathogènes susceptibles d'être retrouvés dans les eaux de baignades sur le territoire français, y compris en outre mer.....	53
Tableau 5 : Les toxines des microalgues et des cyanobactéries.....	62
Tableau 6 : Indicateur de fréquentation (volume d'eau par baigneur et par jour) calculé selon la méthode de la FLL pour les piscines et pour 3 baignades recevant du public.....	81
Tableau 7 : Limites de qualité microbiologique (valeurs impératives) de l'eau de remplissage des baignades artificielles en eau douce (eaux intérieures).....	114
Tableau 8 : Limites de qualité microbiologique (valeurs impératives) de l'eau de remplissage des baignades artificielles en eau salée (eaux côtières et eaux de transition).....	114
Tableau 9 : Valeurs impératives de qualité microbiologique de l'eau des baignades artificielles pour les GICF (eau douce - eaux intérieures).....	115
Tableau 10 : Valeurs impératives de qualité microbiologique de l'eau des baignades artificielles pour les GICF (eau salée - eaux côtières et eaux de transition).....	115
Tableau 11 : Valeurs impératives de qualité microbiologique de l'eau des baignades artificielles en eau douce et en eau salée (eaux côtières et eaux de transition) pour les paramètres <i>Pseudomonas</i> et <i>Staphylococcus</i>	116

Liste des figures

Figure 1 : Catégories de baignades	40
Figure 2 : Schéma d'une baignade en système ouvert.....	43
Figure 3 : Schéma d'une baignade en système fermé.....	43
Figure 4 : Coupe schématique d'un exemple de baignade à traitement par filtration biologique	46
Figure 5 : Illustration des différents moyens de maîtrise des risques sanitaires appliqués aux baignades artificielles	78
Figure 6 : Schéma du circuit hydraulique de la baignade de Combloux.....	96
Figure 7 : Arbre de décision pour l'identification de la pertinence et des recommandations associées à chaque catégorie de baignade	111

Glossaire

Baignade	Zone ou partie d'une masse d'eau où se pratique une activité de bain.
Bactériophage	Virus qui infecte les bactéries.
Baignade artificielle	Baignade en eau captée et captive, traitée ou non, mais de nature non « désinfectée et désinfectante ».
Baignade aménagée	« Baignade qui comprend d'une part une ou plusieurs zones d'eau douce ou d'eau de mer dans lesquelles les activités de bain ou de natation sont expressément autorisées, d'autre part, une portion de terrain contigüe à

	cette zone sur laquelle des travaux ont été réalisés afin de développer ces activités » (Code de la santé publique).
Bassin à marée	Bassin de réserve rempli à marée montante et dans lequel l'eau est retenue pendant la marée descendante.
Biocénose	Ensemble des êtres vivants qui peuplent un écosystème donné.
Biodégradation	Phénomène lié à l'action de microorganismes des sols ou des eaux qui permettent la transformation d'agents polluants.
Biofilm	Film biologique composé de microorganismes qui se développent à la surface d'un support en contact avec de l'eau.
Coagulation-floculation	Procédé consistant à injecter un ou des produits chimiques (coagulant et floculant) destinés à déstabiliser les matières colloïdales dispersées, à les agréger et à les agglomérer en grosses particules séparables.
Cultures fixées	En épuration biologique, microorganismes (flore bactérienne) développés en biofilms et/ou macrophytes colonisant la surface d'un support solide.
DCO	La demande chimique en oxygène (DCO) représente la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation chimique des matières organiques et minérales contenues dans l'eau (cette donnée est représentative de la pollution organique et chimique).
Eau captée	Eau prélevée de façon artificielle dans une masse d'eau libre souterraine ou de surface et séparée (dérivée) de celle-ci.
Eau captive	Masse d'eau maintenue artificiellement dans un espace. <i>A ne pas confondre avec « nappe captive » (cf. infra).</i>
Eau close	« Fossé, canal, étang, réservoir ou autre plan d'eau dont la configuration, qu'elle résulte de la disposition des lieux ou d'un aménagement permanent de ceux-ci, fait obstacle au passage naturel du poisson, hors événement hydrologique exceptionnel (Décret n° 2007-978 du 15 mai 2007 ; cette définition est prise pour l'application de l'article L431-4 du code de l'environnement qui soumet les eaux closes à un régime juridique particulier).
Eau côtière	« Eau de surface située en-deçà d'une ligne dont tout point est situé à une distance d'un mille marin au-delà du point le plus proche de la ligne de base servant pour la mesure de la largeur des eaux territoriales et qui s'étendent, le cas échéant, jusqu'à la limite extérieure d'une eau de transition » (Directive 2000/60/CE).
Eau de surface	« Eau intérieure, à l'exception des eaux souterraines, des eaux de transition et des eaux côtières, incluant également les eaux territoriales » (Directive 2000/60/CE).
Eau de transition	« Masse d'eau de surface à proximité des embouchures de rivières, qui est partiellement saline en raison de sa proximité avec des eaux côtières, mais qui est fondamentalement influencée par des courants d'eau douce » (Directive 2000/60/CE).

Eau désinfectante	Eau ayant une capacité rémanente de désinfection.
Eau désinfectée	Eau dont les germes pathogènes ont été détruits.
Eau libre	Masse d'eau de surface en renouvellement permanent (eau courante). Selon l'article L. 431-3 du code de l'environnement, entrent dans le champ des eaux libres « les cours d'eau, canaux, ruisseaux ainsi que les plans d'eaux avec lesquels ils communiquent ».
Eau souterraine	« Eau se trouvant sous la surface du sol dans la zone de saturation et en contact direct avec le sol ou le sous-sol » (Directive 2000/60/CE).
Etiologique	Cause d'une maladie.
Efflorescence	Prolifération dans le milieu aquatique de microorganismes végétaux.
Eutrophisation	Enrichissement de l'eau, qu'elle soit douce ou saline, par des sels nutritifs, en particulier par des composés de phosphore ou d'azote qui accélèrent la croissance d'algues et d'autres formes de vie végétale.
Filtration biologique	Filière de traitement associant deux supports (matériaux inertes et vivants) permettant la mise en place de deux procédés de traitement que sont d'une part la filtration physique à travers un ou des matériaux filtrants et d'autre part l'activité biologique de dégradation-assimilation par des organismes vivants que sont principalement les microorganismes et éventuellement des plantes en complément.
Hélophyte	Plante de zone de marais dont les racines se développent dans un sol gorgé d'eau et dont le feuillage est aérien.
Hydraulique	Discipline de la mécanique des fluides qui traite de l'écoulement de l'eau dans des conduites, canaux découverts et autres ouvrages (en l'occurrence ici dans les baignades).
Hydrophyte	Plante de zone profonde, entièrement immergée et dont les feuilles sont flottantes.
Idiopathique	Se dit d'une maladie de cause inconnue.
Inoculum	Dans ce rapport, préparation de microorganismes utilisée pour ensemercer un milieu.
Karstique	Se dit d'un paysage façonné dans des roches solubles carbonatées comme le calcaire principalement mais aussi le marbre, la dolomie... Les paysages karstiques sont caractérisés par des formes d'érosion de surface et par le développement de cavités lié à la circulation d'eaux souterraines.
Macrophytes	Végétaux de grande taille qui se développent dans la zone littorale des écosystèmes aquatiques.
Masse d'eau artificielle :	« Masse d'eau de surface créée par l'activité humaine » (Directive 2000/60/CE).

Masse d'eau de surface :	« Partie distincte et significative des eaux de surface telles qu'un lac, un réservoir, une rivière, un fleuve ou un canal, une partie de rivière, de fleuve ou de canal, une eau de transition ou une portion d'eaux côtières » (Directive 2000/60/CE).
Masse d'eau souterraine :	« Volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou de plusieurs aquifères » (Directive 2000/60/CE).
Matière organique	Désigne de manière générale les matières organiques (ensemble des substances d'origine biologique) et autres substances oxydables.
Nappe captive	Eau souterraine isolée de la surface du sol par une formation géologique imperméable (nappe profonde).
« Occurrence »	Dans ce rapport, fréquence d'apparition d'un phénomène.
Pathogène	Se dit d'un microorganisme responsable de maladie.
Pathogène strict	Qui provoque des troubles quel que soit le patient, sauf dans le cas des porteurs sains.
Pathogène opportuniste :	Qui provoque des troubles lorsque les défenses immunitaires de l'hôte sont affaiblies (sujet immunodéprimé ou fragilisé par une blessure...).
Pathogène entérique	Se dit d'un pathogène d'origine intestinale.
Piscine	« 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 » (commission P91L de l'Afnor). « Etablissement ou une partie d'établissement qui comporte un ou plusieurs bassins artificiels utilisés pour les activités de bain ou de natation » (Code de la santé publique).
Phytoplancton	Plancton végétal (autotrophe) vivant en suspension dans l'eau.
Protozoaire	Organisme parasite eucaryote microscopique et unicellulaire.
Recirculation	Mouvement de l'eau qui recircule artificiellement au sein de la baignade.
Rhizosphère	Fraction du sol ou du sédiment directement soumis à l'action des racines des végétaux qui s'y développent.
Skimmer	Ecumeur localisé en bordure de bassin qui sert à aspirer l'eau en surface pour l'amener vers le filtre.
Ultra-violets	Domaine spectral de longueurs d'onde comprises entre 100 et 400 nm, entre l'extrémité du visible (violet) et des rayons X ; on distingue les UV-A (315-400 nm), les UV-B (280-315 nm) et les UV-C (190-280 nm).
Zooplancton	Plancton animal vivant en suspension dans l'eau (protozoaires, daphnies, cyclopes, larves...).

1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

1.1 Contexte

L'utilisation des eaux continentales (eaux de surface, eaux souterraines, etc.), des eaux côtières et des eaux de transition à des fins récréatives connaît un fort développement par la multiplication des sites de baignades et de pratiques sportives en milieu aquatique. L'organisation mondiale de la santé (OMS) associe à ces activités ludiques un bénéfice significatif pour la santé et le bien-être de l'homme, à condition qu'elles soient opérées dans des conditions sanitaires satisfaisantes (OMS 2003). Aussi, la gestion des risques sanitaires des baignades suscite une attention particulière au niveau mondial et européen.

Son encadrement réglementaire en Europe, construit sur la base des recommandations de l'OMS, s'est d'abord appuyé sur la directive 76/160/CEE. Cette dernière a été transposée en droit français dans le Code de la santé publique (CSP) au début des années 1980 par les arrêtés du 7 avril 1981 relatifs aux dispositions techniques et administratives applicables aux piscines et baignades aménagées. Or l'évolution des connaissances scientifiques et techniques sur les risques sanitaires des eaux récréatives a justifié une révision de leur dispositif de gestion. La réglementation européenne a ainsi été actualisée avec l'adoption de la directive 2006/7/CE². Cette directive a été transposée en droit français dans le CSP en septembre 2008 et conduira à une évolution progressive des modalités de contrôle et de gestion de la qualité des eaux de baignade et à une plus large information du public.

Toutefois, ces deux directives ne s'appliquent pas aux catégories de baignades suivantes :

- 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.

Or on constate depuis ces dix dernières années un développement de nouveaux types de baignades publiques (recevant du public), notamment artificielles en eau captive traitée ou non, qui ne correspondent ni aux baignades ni aux piscines classiques réglementées et que les autorités sanitaires souhaitent voir juridiquement encadrées. Il est rappelé que les baignades privées, à usage familial, ne sont pas encadrées par la réglementation.

1.2 Objet et périmètre de la saisine

² 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.

A cette fin, le Directeur général de la santé du ministère en charge de la santé, le Directeur général de la prévention des pollutions et des risques et le Directeur de l'eau du ministère en charge de l'écologie et du développement durable 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.

La lettre de saisine³ (cf. annexe 1) demande à l'Afsset de réaliser :

- un inventaire des types de baignades non réglementées,
- une identification des caractéristiques et problématiques liées à chaque type de baignade inventorié,
- une évaluation des risques sanitaires en prenant en compte les paramètres de caractérisation des baignades que sont notamment le type d'eau utilisée, son traitement éventuel, l'hydraulicité et la conception de la zone de baignade, les dangers de nature microbiologique et physico-chimique liés à l'eau, les expositions selon les usagers, la vulnérabilité des populations,
- d'identifier des catégories pertinentes de baignades dans l'objectif d'établir des paramètres de gestion de la qualité sanitaire des eaux (valeurs limites, modalités de surveillance et de contrôle, règles d'hygiène, de conception et de maintenance des installations, produits et procédés de traitement et modalités d'utilisation).

Compte tenu de la diversité des baignades concernées et de leurs problématiques sanitaires associées et à la demande du Comité d'experts spécialisé (CES) de l'Afsset en charge de l'instruction de la saisine, la Direction générale de la santé (DGS) a limité le champ d'investigation aux « eaux captives soumises ou non à traitement et artificiellement séparées des eaux de surface ou souterraines ». Il a en effet été estimé que les « bassins de natation » et « bassins de cure » relèvent de réglementations spécifiques préexistantes. Il est ainsi demandé à l'Afsset :

- d'identifier, de définir et de caractériser les baignades en eaux captives soumises ou non à traitement et artificiellement séparées des eaux de surface ou souterraines (catégories pertinentes),
- d'en identifier les risques sanitaires pour l'homme,
- de proposer des règles de gestion du risque sanitaire.

La DGS a attiré l'attention de l'Afsset sur le cas particulier des baignades commercialisées sous les noms⁴ de « piscines écologiques, naturelles, biologiques » ou « étangs de baignades » et dotées d'un procédé de traitement des eaux de nature physique et biologique. Cette nouvelle catégorie de baignade s'est développée depuis plusieurs années en Allemagne, en Autriche et en Suisse sous l'effet d'un engouement pour son caractère innovant et écologique. On observe leur développement en France pour un usage familial, ainsi qu'un intérêt grandissant de communes pour l'implantation de telles installations à usage public, à l'image de la baignade de Combloux en

³ 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 ». Ce travail relatif à la transposition et à la mise en œuvre de la Directive 2006/7/CE a fait l'objet d'un rapport interne de l'Afsset remis aux tutelles à l'automne 2007 (www.afsset.fr)

⁴ Ces dénominations commerciales sont jugées non pertinentes et rejetées par le groupe de travail (cf. chapitre « recommandations »).

Haute Savoie. Aussi, une évaluation des risques sanitaires de cette catégorie de baignades a également été demandée, pour un usage public exclusivement.

1.3 Raisonement de l'expertise

L'expertise se limite aux seules eaux destinées à l'activité de baignade et exclut les autres activités récréatives (pratique de sports nautiques, navigation de plaisance, pêche à pied...). **Elle ne concerne que les baignades non encadrées par la réglementation en vigueur et caractérisées par une eau captée et captive, avec ou sans traitement et appelées « baignades artificielles » dans ce rapport.** Le cas des baignades artificielles localisées en outre mer n'a pas été étudié en raison d'une absence d'information.

Sont présentés au chapitre 2 un état des lieux du cadre juridique applicable à la gestion des risques sanitaires liés aux baignades, ainsi que les définitions et les terminologies législatives et réglementaires afférentes.

Un premier travail d'identification et de classification des catégories existantes de baignades (typologie), de la sémantique et des définitions est proposé au chapitre 3. Il permet de limiter l'expertise aux seules catégories pertinentes de baignades artificielles.

L'état des connaissances relatives à la caractérisation des baignades artificielles est présenté au chapitre 4. Y sont distinguées les baignades artificielles avec ou sans traitement de l'eau et le cas spécifique des « piscines écologiques ».

Les dangers sanitaires des baignades artificielles sont présentés au chapitre 5. Ils ont été identifiés sur la base des dangers constatés pour les baignades réglementées et interprétés selon les caractéristiques décrites au chapitre 4. Ces dangers sont de nature microbiologique, biologique et chimique.

Le chapitre 6 identifie les populations exposées aux eaux de baignades et fait état des connaissances relatives aux voies d'exposition des baigneurs. Une estimation des risques sanitaires est ensuite proposée au chapitre 7 pour chaque sous catégorie de baignade artificielle.

La pertinence et l'efficacité des moyens de gestion sanitaire appliqués aux baignades artificielles sont évaluées au chapitre 8. Le cas particulier du traitement de l'eau des « piscines écologiques » et notamment le cas de la baignade de Combloux font l'objet d'une expertise spécifique.

La pertinence et la faisabilité d'appliquer à ces baignades artificielles le dispositif d'encadrement juridique des baignades réglementées sont discutées au chapitre 9.

Le rapport propose enfin des conclusions et des recommandations à destination des autorités sanitaires, des gestionnaires de baignades artificielles, des maires mais aussi des utilisateurs.

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

Conformément à la démarche qualité suivie à l'Afsset s'appuyant sur l'utilisation de la norme NF X 50-110 relative à la qualité en expertise, l'instruction de la saisine a été confiée au CES en charge de l'évaluation des risques liés aux eaux et aux agents biologiques, nommé le 12 avril 2007.

Le CES 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 temps d'instruction accordé. Une reformulation des attentes a été proposée par la Direction générale de la santé en séance du 3 juillet 2007.

Le CES a choisi de confier la tâche d'expertise à deux groupes de travail, l'un dédié aux « baignades artificielles » et l'autre dédié aux « piscines atypiques ». Le présent rapport est le fruit du travail du groupe « baignades artificielles », composé de 16 experts et installé le 18 septembre 2007.

L'avancement des travaux a été régulièrement rapporté devant le CES par Monsieur Benoît COURNOYER, président du groupe de travail. Le rapport final a été adopté lors de la séance du 2 février 2009.

Pour mener à bien sa mission, le groupe de travail s'est réuni à 16 reprises entre septembre 2007 et décembre 2008 et a travaillé sur la base d'une large revue bibliographique internationale, complétée d'informations techniques collectées lors d'auditions et fournies à l'Afsset par les principales sociétés⁵ de développement des « piscines écologiques ». Ces recherches documentaires ont été axées sur l'identification des catégories de baignades artificielles, sur l'identification de leurs dangers sanitaires, sur leurs caractéristiques et les éventuels traitements des eaux appliqués, etc. Ont également été sollicitées les autorités allemandes, autrichiennes et suisses en charge du suivi et de la gestion sanitaire des baignades artificielles dans leur pays respectif.

⁵ Les principaux concepteurs de « piscines écologiques – biologiques » ou « étangs de baignades » à usage public présents sur le marché européen ainsi que les principaux constructeurs et maîtres d'ouvrages français ont été invités à mettre à disposition de l'Afsset l'ensemble des éléments scientifiques et techniques indispensables à l'expertise. Leur niveau de participation a été très inégal.

2 Dispositif d'encadrement juridique des baignades

2.1 Principaux textes législatifs et réglementaires concernés

Le dispositif de contrôle et de gestion de la qualité sanitaire des eaux de baignade s'appuie sur les principaux textes suivants (par ordre chronologique) :

- la directive 76/160/CEE du 8 décembre 1975 concernant la qualité des eaux de baignades ;
- le décret n° 81-324 du 7 avril 1981 modifié par le décret n° 91-980 du 20 septembre 1991 fixant les normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et aux baignades aménagées ;
- les arrêtés du 7 avril 1981 relatifs aux dispositions techniques et administratives applicables aux piscines et baignades aménagées ;
- l'ordonnance n°2000-548 du 15 juin 2000 concernant le chapitre II du Code de la santé publique ;
- l'ordonnance n°2005-1087 du 1^{er} septembre 2005 concernant le chapitre II du Code de la santé publique ;
- la 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 susvisée ;
- la loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques ;
- le décret n°2008-990 du 18 septembre 2008 relatif à la gestion de la qualité des eaux de baignade et des piscines ;
- l'arrêté du 22 septembre 2008 relatif à la fréquence d'échantillonnage et aux modalités d'évaluation de la qualité et de classement des eaux de baignade ;
- l'arrêté du 23 septembre 2008 relatif aux règles de traitement des échantillons et aux méthodes de référence pour les analyses d'eau dans le cadre de la surveillance de la qualité des eaux de baignade.

2.2 Lignes directrices du Code de la santé publique

La gestion des risques sanitaires ainsi que le suivi et le contrôle sanitaire de la qualité des eaux de baignade sont définis par le CSP (articles L1332-1 à L1332-9 et D1332-1 à D1332-42). Les volets relatifs à la sécurité des baignades, à l'enseignement de la natation et à la responsabilité des gestionnaires des sites relèvent du code du sport et du code des collectivités territoriales.

Le contenu des articles L1332-1 à L1332-9 et D1332-1 à D1332-42 du CSP résulte d'un empilement chronologique et complexe de textes législatifs et réglementaires, principalement applicables aux eaux de baignades, pouvant être aménagées, et aux piscines. L'encadrement juridique actuel des baignades aménagées est caractérisé par une situation de transition liée à l'entrée en vigueur progressive (entre 2008 et 2013) des nouvelles dispositions de la directive 2006/7/CE.

Le CSP rassemble les règles sanitaires applicables aux piscines dans une première section (articles D1332-1 à D1332-13), les nouvelles dispositions applicables aux eaux de baignade dans une deuxième section (articles D1332-14 à D1332-38) et les dispositions applicables aux baignades aménagées dans une troisième section (articles D1332-39 à D1332-42). Il n'offre toutefois pas d'ancrage juridique véritable pour les catégories de baignades artificielles concernées par la saisine.

2.3 Définitions du Code de la santé publique

L'article L1332-2 définit une eau de baignade comme « toute partie des eaux de surface dans laquelle la commune s'attend à ce qu'un grand nombre de personnes se baignent et dans laquelle l'autorité compétente n'a pas interdit la baignade de façon permanente ».

L'article D1332-1 du CSP propose les définitions suivantes :

- une « piscine » est un « établissement ou une partie d'établissement qui comporte un ou plusieurs bassins artificiels utilisés pour les activités de bain ou de natation » ;
- une « baignade aménagée » comprend « d'une part une ou plusieurs zones d'eau douce ou d'eau de mer dans lesquelles les activités de bain ou de natation sont expressément autorisées, d'autre part, une portion de terrain contigüe à cette zone sur laquelle des travaux ont été réalisés afin de développer ces activités ».

Le CSP introduit également dans sa partie législative (article L1332-1) la notion de « baignades artificielles » mais sans en préciser de définition ni de disposition de gestion sanitaire.

Seules les « piscines » et les « baignades aménagées » font donc l'objet d'un dispositif d'encadrement réglementaire à ce jour.

2.4 Dispositions appliquées aux baignades réglementées

2.4.1 Procédures, règles techniques et contrôle sanitaire

Les procédures administratives et règles techniques appliquées aux baignades réglementées sont détaillées dans l'annexe 4. Elles concernent d'une part l'ouverture d'une baignade aménagée ou d'une piscine, d'autre part le suivi sanitaire de la qualité des eaux. On distingue principalement :

- la procédure de déclaration auprès de la mairie avant ouverture, accompagnée d'un dossier justificatif technique ;
- la procédure d'autorisation d'ouverture d'une piscine relative à l'utilisation d'une eau différente de celle de la distribution publique ;

- la procédure d'interdiction de baignade en cas de risque sanitaire avéré ou de non-conformité de l'installation ;
- la procédure de dérogation au respect des seuils de qualité des eaux en situation exceptionnelle.

Le CSP fixe des règles techniques particulières pour assurer aux baigneurs des conditions satisfaisantes d'hygiène et de sécurité. Ces exigences sont nombreuses et contraignantes pour les piscines (fréquentation maximale autorisée, dispositions techniques de traitement de l'eau et d'hydraulique, modalités de conception des installations d'hygiène et d'accès aux bassins, etc.). Elles sont par contre très limitées pour les baignades et ne concernent que les installations d'hygiène (deux cabinets d'aisance au minimum, installés à proximité de la baignade).

La surveillance sanitaire des baignades est organisée à l'échelon départemental par les services du ministère de la santé – DDASS (Article L1332-5 du CSP) sur toute la durée de la saison balnéaire et selon un protocole spécifique (conditions d'échantillonnage des eaux, méthodes d'analyse des échantillons, analyses et interprétation des résultats, etc.).

Enfin le CSP prévoit une obligation d'information des baigneurs pour les piscines et les baignades aménagées, portant notamment sur les résultats du contrôle sanitaire dont la qualité des eaux. Ce dispositif d'information et de sensibilisation du public a été complété par la transcription de la directive 2006/7/CE du 15 février 2006.

2.4.2 Exigences de qualité sanitaire des eaux de baignade

2.4.2.1 Exigences relatives aux eaux de baignade à l'exclusion des eaux de piscine

En application de l'article L1332-7 et de l'article D1332-24 du CSP, les eaux des baignades doivent respecter des exigences de qualité pour les paramètres microbiologiques indicateurs de la contamination fécale (germes indicateurs de la contamination fécale – GICF) et pour les paramètres physico chimiques (cf. annexe 5). Les seuils de gestion (valeur guide / valeur impérative) sont précisés au tableau 1. Ces dispositions sont applicables jusqu'au 31 décembre 2012. Le paramètre « coliformes totaux » ne sera plus applicable à partir du 1^{er} janvier 2010.

Tableau 1 : Paramètres microbiologiques indicateurs de la contamination fécale des eaux de baignade et seuils de gestion (décret n°2008-990 du 18 septembre 2008)

Paramètres GICF	Valeur guide (UFC/100 ml)	Valeur impérative (UFC/100 ml)
Coliformes totaux	500	10.000
Coliformes thermotolérants (fécaux)	100	2000
Streptocoques fécaux ⁶	100 l	pas de valeur impérative

Dans certaines circonstances, par exemple en cas de dépassement de ces valeurs limites, la recherche de pathogènes complémentaires peut être réalisée (cf. tableau 2).

Tableau 2 : Paramètres microbiologiques complémentaires aux GICF des eaux de baignade et seuils de gestion (décret n°2008-990 du 18 septembre 2008)

Paramètres GICF	Valeur guide	Valeur impérative
Salmonelles	pas de valeur guide	absence dans 1 L
Entérovirus	pas de valeur guide	absence de PFU dans 10 L

La grande diversité des germes susceptibles d'être présents dans les eaux de baignades (cf. chapitre 5) ne permet pas leur recherche exhaustive et systématique. Ainsi, seuls les GICF sont recherchés car ils renseignent sur une éventuelle contamination fécale de l'eau et traduisent la probabilité de présence d'autres germes d'origine fécale, pathogènes ou non pour l'homme. Les GICF sont en effet détectables par des méthodes simples, éprouvées et peu coûteuses.

Les paramètres physicochimiques à renseigner sont le pH, la coloration, les huiles minérales, les substances tensio-actives, les phénols, la transparence, l'oxygène dissous, les résidus goudronneux et matières flottantes, l'ammoniaque, l'azote, les autres substances considérées comme indices de pollutions (pesticides, métaux lourds, cyanures, nitrates et phosphates). La surveillance de la qualité de l'eau comporte également un aspect plus descriptif de la baignade et de ses alentours (caractéristiques physiques, origine de l'eau, présence de rejets en amont, etc.). Les informations collectées permettent également de déterminer le point de prélèvement le plus représentatif de la zone de baignade, pour exprimer au mieux la qualité de l'eau et les risques sanitaires auxquels sont exposés les baigneurs.

Le décret n°2008-990 du 18 septembre 2008 et les arrêtés du 22 et 23 septembre 2008 pris en application de la directive européenne 2006/7/CE prévoient une évolution des modalités de contrôle de la qualité des eaux de baignade. Ainsi à partir du 1^{er} janvier 2013, une eau de baignade sera classée « excellente », « bonne », « suffisante » ou « insuffisante » sur la base d'un

⁶ A noter que le groupe de travail utilise dans ce rapport le terme « entérocoques intestinaux » en remplacement du terme « streptocoques fécaux »

suivi sanitaire réduit aux deux paramètres microbiologiques suivants : entérocoques intestinaux⁹ et *Escherichia coli* (cf. annexe 6). Le suivi physicochimique de la qualité des eaux sera limité au contrôle visuel de résidus goudronneux, de verre ou de plastique et à la surveillance des cyanobactéries, des macroalgues, du phytoplancton et prévoit des mesures de gestion en cas de prolifération.

Ces nouvelles dispositions doivent en effet être pleinement compatibles avec la directive européenne cadre sur l'eau 2000/60/CE qui prévoit d'atteindre en 2015 le « bon état écologique » de l'ensemble des masses d'eau et qui prévoit des objectifs spécifiques pour les « zones protégées » telles que les eaux de baignade, lesquelles devront impérativement respecter au minimum la qualité « suffisante ». A cette fin, la directive 2006/7/CE introduit la notion de « profils d'eaux » applicable au plus tard en 2011 qui permet d'identifier les sources de pollution de la zone de baignade et de cibler les actions à mettre en œuvre en priorité pour respecter cette obligation européenne.

2.4.2.2 Exigences relatives aux eaux de piscines

Le CSP spécifie à l'article D1332-2 les exigences de qualité sanitaire des eaux des piscines désinfectées par un traitement de chloration. S'agissant de la qualité microbiologique spécifiquement, les obligations de résultats sont les suivantes :

- nombre de bactéries aérobies revivifiables à 37°C inférieur à 100 UFC pour 1 mL,
- nombre de coliformes totaux inférieur à 10 UFC dans 100 mL et absence de coliformes fécaux dans 100 mL,
- absence de germe pathogène, notamment de staphylocoque pathogène dans 100 mL pour 90% des échantillons.

Les principales dispositions applicables aux piscines sont décrites à l'annexe 8.

2.5 Dispositions appliquées aux baignades non réglementées

Entre les piscines⁷ et les baignades⁸ se sont développées des installations ou zones de baignade très souvent artificielles et aux caractéristiques très diverses. On distingue par exemple les bassins artificiels alimentés par des eaux naturelles ou par de l'eau potable, des retenues d'eau pour stockage, des gravières ou sablières, des petits plans d'eau, des étangs, des bassins d'eau de mer renouvelée par pompage ou par marée, des bassins artificiels où l'eau est traitée « biologiquement », etc.

Ces baignades artificielles, parfois appelées « baignades atypiques », ne correspondent ni à la définition d'une eau de baignade selon la directive européenne 2006/7/CE puisque l'eau peut y être traitée à celle des piscines, l'eau n'étant ni désinfectée ni désinfectante. Ces baignades ne sont donc soumises à aucune règle sanitaire ou de conception.

⁷ Installations artificielles avec traitement des eaux et fortes contraintes d'aménagement

⁸ Baignades en milieu naturel, sans traitement des eaux et avec contraintes d'aménagement légères

Le CSP n'offrant pas d'ancrage juridique pour l'encadrement de ces baignades artificielles, les DDASS leur appliquent au cas par cas les dispositions juridiques qui relèvent soit des baignades soit des piscines.

En appui aux autorités sanitaires, le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) a rendu plusieurs avis sur des projets de baignades artificielles (cf. chapitre 4.2.3). Dans la plupart des cas, le CSHPF a émis un avis défavorable lorsque le projet ne pouvait être assimilé ni à une baignade aménagée ni à une piscine ou a estimé que le projet devait être considéré et géré comme une piscine. Le traitement mis en place sur la baignade du Plan Perret de la commune de Combloux a également fait l'objet d'une expertise du CSHPF : ce traitement a ainsi été autorisé par les autorités sanitaires en 2002, sur avis favorable du CSHPF et sous réserve d'un suivi sanitaire renforcé (protocole de suivi spécifique), à titre expérimental et en tant que site pilote.

Dans l'attente d'une réglementation dédiée, de récentes dispositions de gestion sanitaire des baignades artificielles ont été apportées par la circulaire du 2 juin 2008 (cf. annexe 7), qui

- distingue, en matière de gestion des risques sanitaires, le cas des baignades artificielles nouvellement créées et le cas des baignades existantes faisant l'objet d'un traitement, de fait considérées comme artificielles,
- souligne que l'ouverture d'une « piscine biologique » ne peut faire l'objet d'un avis préalable des DDASS et que celle-ci est exploitée sous la seule responsabilité du maître d'ouvrage et du gestionnaire,
- précise que les baignades artificielles font l'objet d'un suivi sanitaire de la qualité des eaux par les DDASS et qu'elles sont assujetties à fermeture administrative en cas de risque sanitaire,
- précise que les modalités de ce suivi sont celles appliquées aux baignades aménagées mais à une fréquence bimensuelle, auxquelles sont ajoutés les indicateurs « staphylocoques pathogènes » et « tout autre paramètre physico-chimique jugé pertinent au regard du type de traitement mis en œuvre ».

3 Typologie des baignades

Une première étape de classification de l'ensemble des baignades existantes, réglementées ou non, a permis d'identifier les catégories pertinentes de baignades concernées par la saisine et d'en proposer une sémantique et une définition. Ce travail a été réalisé sur la base des résultats d'une étude réalisée en 2003 par la DGS (DGS, 2003).

Partant de cette réflexion, il est proposé un premier outil d'appui à l'identification et à la distinction des différentes catégories de baignades existantes (piscines, baignades aménagées, baignades artificielles, etc.).

3.1 Paramètres de classification et proposition de typologie

Le terme « baignade » désigne une zone ou un lieu de baignade au sens d'une entité structurelle. Les principaux paramètres de classification des baignades, choisis pour les besoins de l'expertise, sont les suivants :

- la nature de la masse d'eau de la baignade : « eau libre » ou au contraire « eau captée et captive » ;
- la présence ou l'absence d'un traitement de l'eau et la nature du traitement concerné ;
- la gestion hydraulique de la masse d'eau : renouvellement, recirculation, recyclage et autres paramètres d'hydraulicité.

3.1.1 Nature de la masse d'eau

La nature de la masse d'eau est conditionnée par l'aménagement du lieu de bain. Le terme « eau libre » désigne les masses d'eau de surface (eau de surface, eau intérieure, eau de transition, eau côtière). Le terme « eau captée et captive » désigne les masses d'eau artificielles, de taille plus restreinte (surface et volume) et artificiellement séparées des masses d'eau de surface ; l'eau est en effet artificiellement captée depuis une masse d'eau de surface ou souterraine et maintenue captive. Les définitions correspondantes sont présentées au glossaire.

3.1.2 Traitement de l'eau (présence / absence)

Il est important de distinguer :

- les baignades dont les eaux ne sont pas traitées mais qui peuvent être naturellement épurées via l'écosystème en place ;

- les baignades dont les eaux sont traitées par des procédés biologiques et/ou physico-chimiques mais qui ne permettent pas d'obtenir une eau de qualité « désinfectée et désinfectante » ; on distingue par exemple l'aération, la filtration sur sable ou autre média filtrant, la filtration biologique, le rayonnement ultraviolet, etc.
- les baignades dont les eaux, traitées par des procédés de nature chimique, sont de qualité « désinfectée et désinfectante » c'est-à-dire dotée d'un pouvoir rémanent de désinfection.

Le groupe d'experts distingue donc :

- les baignades en eau « désinfectée et désinfectante » nommées « piscines »,
- les baignades en eau non « désinfectée et désinfectante » nommées « baignades ».

Il estime en effet que seul ce critère « eau de qualité désinfectée et désinfectante » permet, au plan sanitaire de la qualité des eaux, de distinguer les « piscines » des « baignades ».

Il est considéré que le critère « eau désinfectée et désinfectante » ne peut s'appliquer qu'aux eaux captées et captives, jugeant incompatible⁹ tout traitement chimique de désinfection de l'eau avec la préservation de l'écosystème aquatique.

3.1.3 Gestion hydraulique de la baignade

L'hydraulique désigne l'écoulement et la circulation de l'eau au sein de l'ensemble de la baignade et de ses différents compartiments que peuvent être la zone d'accès, la pataugeoire, la zone de natation, la zone de traitement éventuel, etc. Elle peut être appréhendée à travers les critères d'hydraulicité, d'hydrodynamique, de recirculation de l'eau, etc.

Il est considéré que la gestion hydraulique est le principal facteur qui conditionne l'expression et la maîtrise des risques sanitaires de la baignade. Il est fait à ce titre la distinction entre la « bonne » et la « mauvaise » gestion hydraulique ; l'un des paramètres clé de la gestion hydraulique est le temps de renouvellement complet de la totalité du volume d'eau de la baignade (ce point est étudié au chapitre 8.2). Ce paramètre est proposé en recommandation comme indicateur de la qualité de la gestion hydraulique d'une baignade artificielle (cf. chapitre 11).

3.1.4 Proposition de typologie des baignades

Le tableau 3 propose une typologie de l'ensemble des baignades existantes (types 1 à 10), classées selon les 3 paramètres précités, où l'on retrouve :

- Les baignades réglementées :
 - les baignades en eau libre, non traitée et présentant une gestion hydraulique estimée bonne (type 1) ou mauvaise (type 2),

⁹ Cet avis recoupe celui de la Commission de la sécurité des consommateurs du 30 janvier 2002 (BOCCRF du 26 avril 2002) selon lequel « l'attention des consommateurs de produits de traitement de l'eau des piscines doit être attirée sur l'interdiction de déverser de tels produits dans les conduits habituels d'écoulement des eaux ou dans le milieu naturel ».

- les baignades en eau libre, traitée mais de qualité non « désinfectée et désinfectante » et présentant une gestion hydraulique estimée bonne (type 5) ou mauvaise (type 6),
- Les baignades artificielles non réglementées :
 - les baignades artificielles en eau captée et captive, non traitée, présentant une gestion hydraulique estimée bonne (type 3) ou mauvaise (type 4),
 - les baignades artificielles en eau captée et captive, traitée par des procédés biologiques ou physico-chimiques mais de qualité non « désinfectée et désinfectante » et présentant une gestion hydraulique estimée bonne (type 7) ou mauvaise (type 8).
- Les piscines réglementées, dont l'eau est de qualité « désinfectée et désinfectante » :
 - les piscines classiques, thermales, ludiques et bassins de natation de rééducation et de cure (type 9),
- Les piscines non réglementées ou atypiques :
 - les bassins à remous, piscines à vagues à jets ou à bulles par exemple (type 10).

Tableau 3 : Typologie des baignades

PARAMETRES DE GESTION	Eau non traitée		Eau traitée par des procédés biologiques ou physico-chimiques mais non « désinfectée et désinfectante »		Eau traitée et « désinfectée et désinfectante »	
	Eau libre	Eau captée et captive	Eau libre	Eau captée et captive	Eau libre	Eau captée et captive
Bonne gestion « hydraulique » de la baignade	(1) Rivière, littoral, lac, etc.	(3) Plan d'eau, bassin d'eau de mer, gravière, dérivation de rivière, etc.	(5) Rivière, lac, etc.	(7) Plan d'eau, bassin d'eau de mer, etc.	à proscrire 	(9) Piscines classiques et thermales, bassins ludiques, de rééducation et de cure, etc.
Mauvaise gestion « hydraulique » de la baignade	(2) Lac, bras mort, étang, etc.	(4) Plan d'eau, bassin à marée, trou d'eau, étang artificiel, gravière, etc.	(6) Lac, bras mort, étang, etc.	(8) Plan d'eau, bassin à marée, trou d'eau, étang artificiel, gravière, etc.	à proscrire 	(10) Bains à remous, etc.

En **bleu** : baignades concernées par cette expertise car non réglementées

En **noir** : baignades non concernées par cette saisine car réglementées

En **vert** : baignades faisant l'objet d'une expertise par le groupe de travail « piscines » de l'Afsset

3.2 Identification des catégories pertinentes de baignades artificielles

De cette typologie, il est conclut que le champ de l'expertise se limite aux types n°3, 4, 7 et 8 du tableau 3, c'est-à-dire les baignades en eau captée et captive, traitée ou non (par des procédés biologiques ou physico-chimiques) mais de qualité non « désinfectée et désinfectante ».

Elles correspondent en effet aux baignades exclues du champ d'application des directives 76/160/CE et 2006/7/CE (« eaux captives soumises à un traitement [...] » et « eaux captives artificielles séparées des eaux de surface et des eaux souterraines »), nommées ci-après « baignades artificielles ».

Il est en effet considéré que les autres catégories correspondent aux baignades réglementées et donc non concernées par la saisine, à savoir :

- les baignades en eau libre (types n°1-2-5-6 du tableau 3), traitée ou non et quelle que soit la gestion hydraulique, qui relèvent de la réglementation des eaux de baignade ;
- les baignades en eau de qualité « désinfectée et désinfectante » (types n°9 et 10 du tableau 3) dont la majorité relève de la réglementation des piscines.

Les baignades en eau captée et captive et de nature « désinfectée et désinfectante » (types n°9 et 10 du tableau 3) mais exclues de la réglementation en vigueur (piscines atypiques - spa, saunas, jacuzzi, etc.) font l'objet d'une expertise complémentaire de l'Afsset.

3.3 Outil d'aide à la distinction des baignades

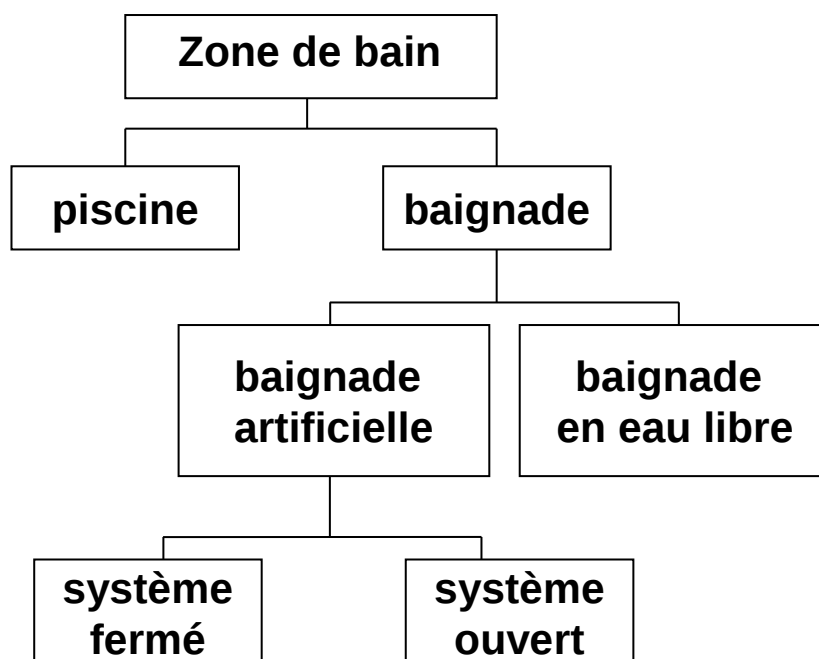


Figure 1 : Catégories de baignades

3.3.1 Différencier une piscine d'une baignade ; définitions proposées

Le critère « eau désinfectée et désinfectante » est considéré comme le seul paramètre pertinent permettant de distinguer au plan sanitaire une piscine d'une baignade. Ainsi,

- tout lieu de bain qui satisfait au critère de qualité « eau désinfectée et désinfectante » est considéré comme une piscine ;
- tout lieu de bain qui ne satisfait pas à ce critère de qualité est considéré comme une baignade.

Les définitions suivantes sont alors proposées :

- une piscine¹⁰ est un « bassin artificiel couvert ou de plein air dans lequel se pratiquent des activités aquatiques et dans lequel l'eau est désinfectée et désinfectante, renouvelée et recyclée ».
- une baignade artificielle est une « baignade en eau captée et captive, traitée ou non, mais de qualité non désinfectée et désinfectante ».

Compte tenu de ces définitions, il est considéré que la dénomination « piscine écologique ou biologique » des baignades commercialisées est inappropriée puisque l'eau n'est pas « désinfectée et désinfectante ». Cette catégorie de baignade est associée aux « baignades artificielles » (types n°7 et 8 du tableau 3) et nommée dans ce rapport « baignades artificielles à traitement par filtration biologique » en référence à la nature du traitement qui leur est appliqué (cf. chapitre 8.4).

3.3.2 Différencier une « baignade artificielle » d'une « baignade en eau libre »

Il est considéré dans ce rapport :

- que toute baignade en eau libre et non artificialisée est identifiée comme une baignade couverte par le dispositif d'encadrement réglementaire des eaux de baignade (cas n°1, 2, 5 et 6 du tableau 3) ;
- que toute baignade dont l'eau, traitée ou non, est captée et maintenue captive par une artificialisation du milieu naturel ou par l'utilisation d'un dispositif artificiel est identifiée comme une baignade artificielle (cas n°3, 4, 7 et 8 du tableau 3).

3.3.3 Différencier les baignades artificielles en système ouvert des baignades artificielles en système fermé

La masse d'eau délimitée dans laquelle se déplacent les baigneurs est une entité en système ouvert ou en système fermé.

¹⁰ Cette définition proposée par le groupe de travail « piscines atypiques » de l'Afsset complète la définition réglementaire précisée par le CSP (cf. glossaire).

En système ouvert (cf. figure 2), l'eau alimente la zone de baignade en amont et s'évacue en aval. La circulation et l'évacuation est fonction des aménagements de la zone de bain. Les forces hydrauliques doivent être cohérentes avec les objectifs de renouvellement de l'eau et d'absence de zones mortes. Le renouvellement peut être continu (rivière par exemple) ou discontinu (bassin à marée par exemple, où l'eau est renouvelée à intervalle régulier par la marée). Il n'existe généralement pas de recirculation artificielle de l'eau au sein de la zone de baignade.

En système fermé (cf. figure 3), le renouvellement et l'évacuation de l'eau depuis ou vers le milieu extérieur sont limités. L'eau est captée depuis une masse d'eau et maintenue captive grâce à l'artificialisation du milieu. Elle est généralement recirculée au sein de la zone de baignade, de manière artificielle. Le débit d'apport d'eau « neuve » pour le renouvellement est généralement très inférieur à celui de la recirculation de l'eau.

Il est donc distingué dans ce rapport les baignades artificielles en système ouvert des baignades artificielles en système fermé. La présence d'un système de recirculation de l'eau de la zone de la baignade paraît être, à ce stade de l'expertise, un élément clé de distinction entre ces deux systèmes.

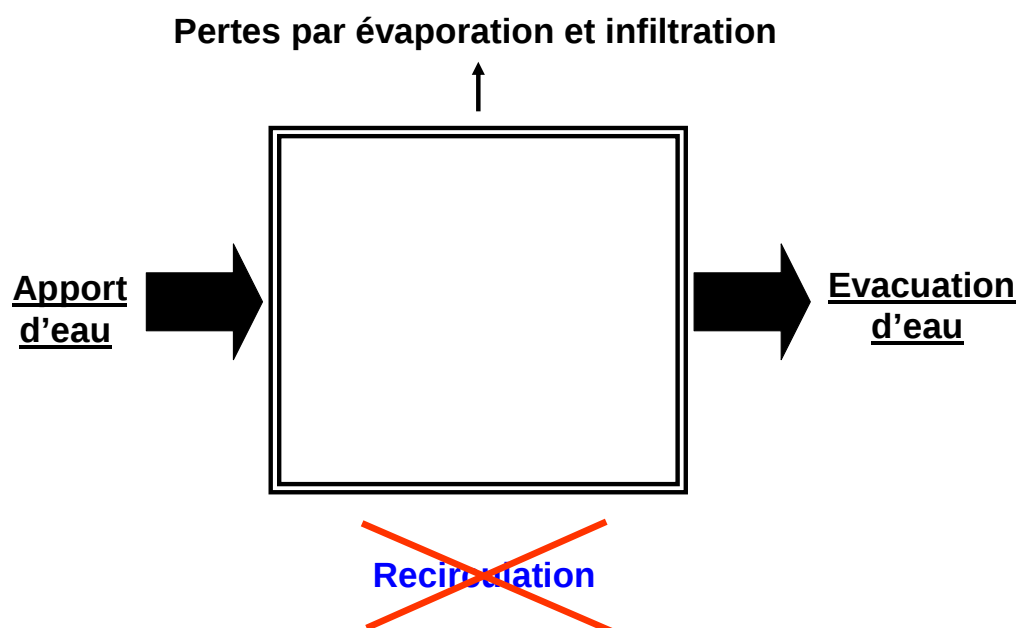


Figure 2 : Schéma d'une baignade en système ouvert

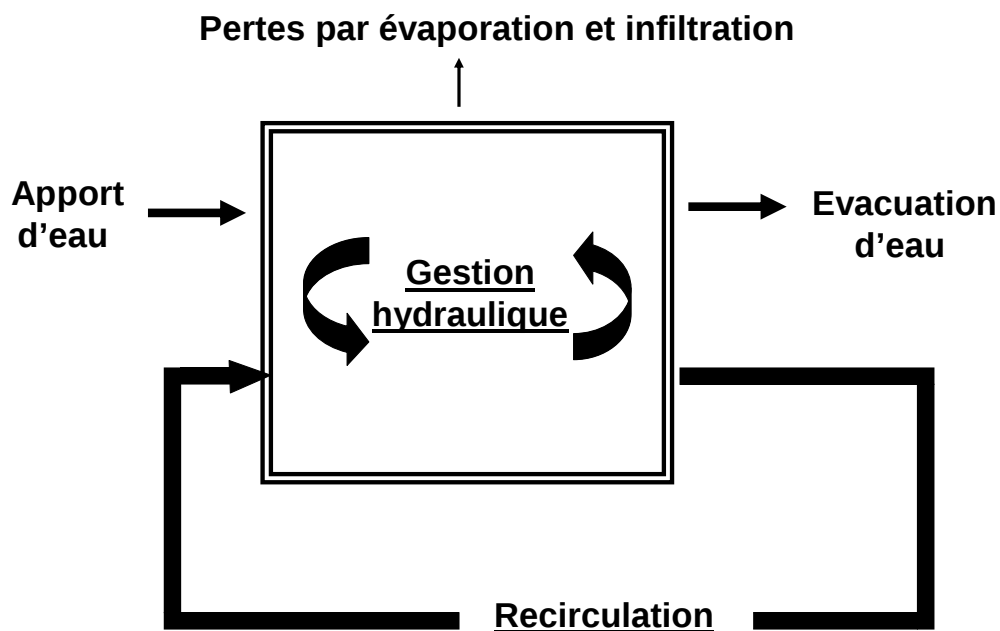


Figure 3 : Schéma d'une baignade en système fermé

4 Caractérisation des baignades artificielles

Ce chapitre dresse un état des lieux des connaissances scientifiques et techniques disponibles sur les baignades artificielles.

4.1 Caractéristiques communes aux baignades artificielles

Il n'existe pas à ce jour de recensement exhaustif ni caractérisation détaillée des baignades sur le territoire national. De ce fait, le nombre de données disponibles pour l'expertise est très limité et les délais requis pour l'instruction de la saisine n'ont pas permis de réaliser un tel recensement.

L'expertise s'appuie donc en grande partie sur une enquête réalisée en 2003 par un groupe de travail de la DGS (DGS, 2003) qui recense les caractéristiques techniques de 52 baignades artificielles¹¹ et qui permet d'en dresser un premier portrait.

Les baignades artificielles à traitement par filtration biologique font l'objet d'une étude beaucoup plus détaillée, les données disponibles étant plus nombreuses et fournies par les concepteurs en charge de leur développement et de leur commercialisation.

4.1.1 Principaux types recensés en 2003

Les résultats de l'enquête réalisée par la DGS témoignent d'une grande diversité de types et de caractéristiques de baignades artificielles. Celles-ci peuvent néanmoins être regroupées en trois catégories principales, que sont (DGS, 2003) :

- les bassins artificiels alimentés par l'eau d'un puits ou d'une source subissant un traitement de désinfection par chloration, mais dont les caractéristiques, notamment de recirculation des eaux, ne répondent pas aux dispositions préconisées pour une piscine ;
- les bassins artificiels alimentés soit par une eau superficielle (par dérivation ou pompage), soit par une eau souterraine non traitée ;
- sur le littoral, les bassins artificiels alimentés en eau de mer par la marée (bassins à marée) ou par pompage (bassins d'eau de mer), comme en mer méditerranée.

4.1.2 Caractéristiques techniques

¹¹ Les réponses à cette enquête, non exhaustives (58 réponses sur 100 départements contactés), ont permis de recenser 52 baignades considérées artificielles sur 27 départements.

Les principales caractéristiques techniques recensées par cette enquête sont présentées en annexe 9.

Près de la moitié des baignades artificielles sont de faible surface ($< 500 \text{ m}^2$). L'étanchéité des bassins, non systématique, est assurée par béton, membrane ou lit d'argile. La majorité propose douches et sanitaires ; les autres installations d'hygiène (pédiluve, séparation bassin-aire de détente et pieds nus – pieds chaussés) n'ont pas été identifiées. La moitié des sites sont d'accès payant et sont aménagés à des fins de baignade. Leur fréquentation journalière est très variable, de moins d'une dizaine à plusieurs milliers de baigneurs.

L'alimentation en eau est réalisée en majorité à partir de sources, de puits ou de dérivations de cours d'eau soit par pompage soit de façon passive. Rares sont les baignades équipées de systèmes de recirculation de l'eau. La gestion hydraulique de certains bassins est jugée faible ou très faible par les agents des DDASS en charge de leur contrôle sanitaire. La présence de zones mortes est mentionnée. Les débits d'apport d'eau neuve et le temps de renouvellement complet du volume d'eau de la baignade ne sont généralement pas connus. Certaines sont équipées de systèmes de traitement, ponctuels ou permanents.

Il ressort de cette expertise les principales caractéristiques suivantes :

- une gestion hydraulique généralement insuffisante ;
- une artificialisation du milieu ;
- une vulnérabilité aux intrants de l'environnement (bassin versant, etc.) ;
- une vulnérabilité aux intrants apportés par les baigneurs.

A souligner la particularité des baignades artificielles à traitement par filtration biologique dont les caractéristiques, très différentes de celles des baignades précédemment recensées, justifient une expertise à part. Il s'agit en effet d'installations commercialisées, complètement artificialisées, construites sur le modèle des bassins de piscines et dont l'eau est épurée par un traitement de nature physique et biologique (cf. chapitre 8.4).

4.1.3 Surveillance et contrôle sanitaire

Près de deux baignades artificielles recensées sur trois sont déclarées en mairie et la plupart font l'objet d'un suivi sanitaire de la qualité des eaux et des installations par les services des DDASS.

Treize des 52 baignades recensées ont fait l'objet d'un avis préalable du Conseil départemental de l'environnement, des risques sanitaires et technologiques (CODERST) ou du CSHPF. A la lecture des avis rendus, le CSHPF considère comme une « piscine » tout bassin artificiel alimenté par de l'eau du réseau public recyclée, filtrée et désinfectée, tout bassin fermé alimenté par de l'eau de puits non traitée et tout bassin artificiel alimenté par de l'eau de nappe non traitée. Le CSHPF a estimé qu'en l'absence d'apport constant d'eau neuve, un traitement de l'eau par chloration est nécessaire pour assurer une gestion sanitaire suffisante. La surveillance de la qualité sanitaire des eaux de ces bassins est dans ces cas réalisée conformément aux exigences réglementaires applicables aux piscines.

Il est souligné la difficulté et l'hétérogénéité de la gestion sanitaire des baignades artificielles ne faisant pas l'objet d'un tel avis préalable. En l'absence de réglementation dédiée, les exigences de qualité des eaux qui leur sont appliquées correspondent généralement à celles des eaux de baignade (cf. chapitre 2.4.2), quel que soit l'éventuel traitement appliqué, hors traitement de chloration. Dans le cas des baignades chlorées, le contrôle sanitaire des eaux est adapté à partir des exigences préconisées pour les piscines.

4.1.4 Traitements de l'eau des baignades artificielles

Certaines baignades artificielles font l'objet d'un traitement destiné à limiter les risques sanitaires et à répondre à certains critères de sécurité (transparence de l'eau par exemple). On distingue les traitements de nature physico-chimique et le traitement par filtration biologique (cf. chapitre 4.2).

Les traitements permanents ou d'appoint de nature physique ou chimique de l'eau des baignades artificielles ne sont pas recensés et sont peu documentés. Ces traitements semblent être mis en œuvre au cas par cas pour répondre à des problématiques locales, ce qui témoigne de la grande diversité des traitements applicables parmi les procédés commercialisés. On distingue notamment les traitements :

- par filtration physique,
- par utilisation de divers produits chimiques,
- par ultra-violets,
- par ultrasons.

Les systèmes de recirculation de l'eau, d'oxygénation et de floculation ont été considérés comme des procédés d'appoint. A noter que certaines baignades font également l'objet d'un traitement mécanique (curage par exemple).

L'efficacité de ces traitements sur la qualité sanitaire des eaux est étudiée au chapitre 8.3.

4.2 Baignades à traitement par filtration biologique

Le fonctionnement des baignades à traitement par filtration biologique est illustré à la figure 4. L'eau du bassin de natation est collectée en surface et/ou en profondeur et envoyée par un réseau de pompes et de canalisations dans un bassin de traitement où elle est épurée par l'action de microorganismes et éventuellement par l'action de végétaux plantés à la surface d'un média filtrant.

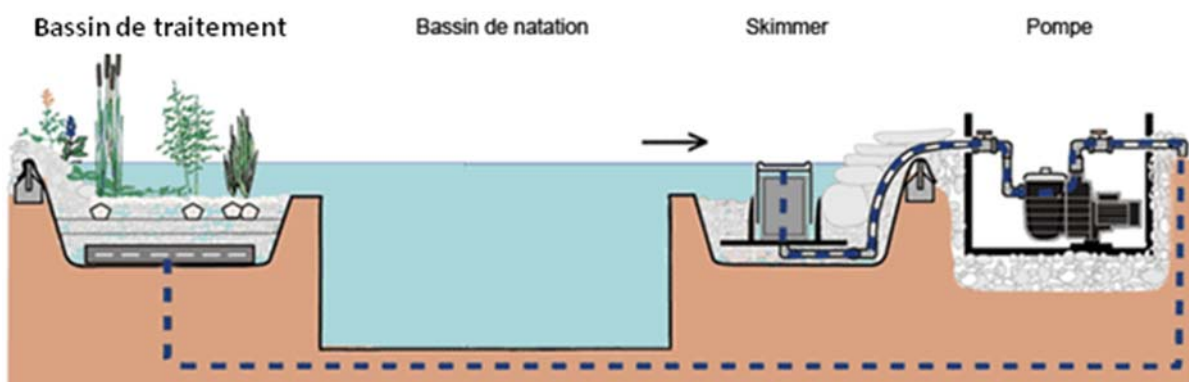


Figure 4 : Coupe schématique d'un exemple de baignade à traitement par filtration biologique

(source : www.bassinsdebaignades.com)

Ces installations sont commercialisées en France sous les appellations variées « baignade naturelle », « piscine paysagée ou paysagère », « piscine biologique ou écologique », « piscine naturelle » ou encore « bassin de baignade naturelle ». En Allemagne, « Kleinebadeteiche » signifie « petit étang de baignade », « baignade semi-naturelle » ou encore « installation artificielle de baignade et de natation en étang » (Office fédéral pour l'environnement, 2003). En Suisse, ces baignades sont appelées « étangs de baignade publique aménagés artificiellement ».

Ces installations peuvent être adaptées à des piscines existantes de plein air, par la construction d'un bassin dédié au traitement par filtration biologique en remplacement de la chloration. A l'inverse, ces installations peuvent être transformées en piscine chlorée par abandon du traitement par filtration biologique et ajout d'un système de chloration.

4.2.1 Caractéristiques communes

Les installations à usage public comportent deux bassins étanches, dont un dédié à la baignade (bassin de natation) et l'autre, moins profond, dédié au traitement de l'eau. La séparation physique entre ces deux bassins est totale ou bien partielle lorsque l'eau circule librement en surface d'un bassin à l'autre. Les systèmes en monobassin sont généralement réservés aux baignades à usage familial.

Une circulation de l'eau au sein des bassins est assurée par un système de pompes, de skimmers, de buses de refoulement, voire de bonde de fond, comme pour les piscines. Schématiquement, l'eau est pompée du bassin de natation vers le bassin de traitement, puis retournée dans le bassin de natation par une circulation à l'air libre (cascade par exemple). La figure 3 illustre cette circulation, mais dans la plupart des cas étudiés et contrairement à cet exemple, la séparation entre les deux bassins est totale.

4.2.2 Procédés de traitement utilisés

La filière de traitement met en œuvre la capacité d'autoépuration d'un écosystème créé artificiellement. L'autoépuration est l'ensemble des processus biologiques (dégradation, consommation de la matière organique, photosynthèse, respiration animale et végétale, etc.), chimiques (oxydoréduction, etc.), physiques (dilution, dispersion, adsorption, etc.) permettant à cet écosystème aquatique équilibré de transformer ou d'éliminer les substances essentiellement organiques qui lui sont apportées. Les organismes vivants (bactéries, champignons, algues, etc.) jouent un rôle essentiel dans ce processus.

La filière de traitement associe deux supports (matériaux inertes et organismes vivants) permettant la mise en place de deux procédés de traitement que sont d'une part la filtration physique à travers un ou des matériaux filtrants et d'autre part l'activité biologique de dégradation-assimilation par des organismes vivants que sont principalement les microorganismes et éventuellement des plantes en complément. Ce procédé est ici nommé « **traitement par filtration biologique avec ou sans végétaux** », abrégé en « traitement par filtration biologique ». Il est développé sur la base des

technologies d'épuration des eaux usées et notamment du « réacteur à culture fixée », définie par la norme¹² européenne CEN/TC 165.

De par sa composition minérale (graviers, sable graduels, roches volcaniques, etc.) et de ses caractéristiques (granulométrie, géométrie, etc.), le substrat (média filtrant) assure une filtration physique de l'eau et permet la rétention des éléments qui sont ensuite dégradés par l'action des communautés microbiennes qui s'y développent en biofilms. Cette dégradation/assimilation peut dans certains cas être complétée par l'action biologique de végétaux plantés à la surface du substrat. Cette dégradation-assimilation complémentaire fait appel aux vertus épuratrices de plantes que sont les plantes de marais (hélophytes, hydrophytes émergées) et les plantes immergées (hydrophytes immergées). Leurs parties aériennes sont fauchées en fin de saison estivale pour exporter hors du système les nutriments assimilés et éviter le retour de matière organique.

L'association de l'activité biologique microbienne et de l'activité biologique végétale varie d'un concepteur à l'autre. Des traitements physiques peuvent également être associés en option comme la filtration physique classique (filtration sur sable, etc.), la désinfection par UV, les ultrasons, etc. Diverses pratiques complémentaires tiennent également une place importante dans la gestion du système, par exemple l'ensemencement bactérien, l'ajout d'engrais, etc.

Ainsi, même si la conception d'une baignade à traitement par filtration biologique et son fonctionnement théorique global paraissent être similaires d'un concepteur à l'autre, les systèmes commercialisés mettent en œuvre ces technologies de manière différente. Chaque concepteur met en œuvre sa propre stratégie de développement, de conception et de dimensionnement des procédés (choix des procédés et matériaux, sens de circulation de l'eau, densité des espèces végétales choisies, etc.) qui conditionne donc l'efficacité finale de la filière complète de traitement. L'installation de ces baignades est réalisée soit par les sociétés conceptrices ou par des maîtres d'œuvre qui appliquent un concept prédéfini, soit par des constructeurs autodidactes et donc avec un niveau de maîtrise a priori différent.

Les contextes d'application sont également variés. Certains concepteurs développent par exemple ces baignades en locaux fermés, où l'eau est chauffée et où le traitement fait intervenir des végétaux d'origine tropicale.

Une expertise de la pertinence et de l'efficacité au plan sanitaire de ces procédés est proposée au chapitre 8.

4.2.3 Recensement

En France, un fort développement de ces baignades est constaté en statut privé soit à titre familial, soit recevant du public (cas des campings, gîtes et chambres d'hôtes) mais sans que ces installations soient systématiquement déclarées ni recensées par les autorités sanitaires.

Concernant leur développement en statut public à usage collectif, seule la baignade du Plan Perret de la commune de Combloux a reçu en 2001 un avis favorable du CSHPF (« avis favorable à la création d'une baignade avec système d'étang biologique ») sous réserve d'un protocole d'expérimentation et de suivi de la qualité de l'eau. Il s'agit d'un site pilote, expérimental et

¹² Norme TC 165 du comité européen de normalisation (CEN) relative à l'assainissement des eaux usées (prEN 1085 – vocabulaire du traitement des eaux usées). Un réacteur à culture fixée est un réacteur dans lequel la majorité du traitement biologique est effectué par un biofilm fixé à un matériau support.

dérrogatoire à la réglementation en vigueur. Une expertise de cette baignade est proposée au chapitre 8.

Une dizaine de projets de baignades publiques à usage collectif a été recensé sur le territoire national. Certaines baignades publiques sont à ce jour réalisées et ouvertes au public.

4.2.4 Surveillance et contrôle sanitaire

Les baignades en fonctionnement et recevant du public font l'objet d'une surveillance au cas par cas par les autorités sanitaires. Les résultats du suivi sanitaire sont généralement interprétés au regard des exigences de qualité des eaux imposées pour les baignades réglementées, à l'exception de la baignade de Combloux pour laquelle un protocole spécifique de suivi a été défini (cf. annexe 14).

4.2.5 Encadrement juridique à l'étranger

L'expertise s'est intéressée aux modalités d'encadrement juridique proposées par l'Allemagne, l'Autriche et la Suisse où sont largement développées ces baignades en statut public et à usage collectif.

4.2.5.1 Allemagne¹³

L'article 2 de la Loi fédérale du 13 décembre 2007 stipule que la qualité des eaux des baignades naturelles et « semi-naturelles » est surveillée par les Offices communaux pour la santé de chaque Länd, sur la base des exigences et des conditions de surveillance fixées exclusivement par le ministère fédéral de la santé. La seule base juridique disponible pour leur encadrement est la Loi sur la protection contre les infections (« Infektionsschutzgesetz » - IfSG) du 20 juillet 2000, mais dont l'article 37 ne fait référence qu'aux eaux de piscines et de bassins et qui ne couvre donc pas les baignades semi-naturelles. Les quelques propositions de gestion élaborées par les principaux Länder¹⁴ concernés n'ont pas de portée juridique. Le projet de règlement du Bundesrat n°748/2002 relatif aux eaux de piscines et de bassins, qui prévoyait d'intégrer les baignades semi-naturelles au dispositif juridique existant, n'a pas été adopté.

Les recommandations de l'Office fédéral de l'environnement (« exigences en matière d'hygiène concernant les Kleinebadeteiche » - cf. annexe 10) constituent la seule référence applicable pour les Offices communaux de santé. Elles ont été développées sur la base des propositions des

¹³ La législation allemande a été identifiée grâce à l'appui de l'ambassade de France à Berlin, sur la base des informations apportées par les Länder de Hambourg, Basse Saxe, Sarre, Bavière et Brême où sont implantées ces baignades.

¹⁴ Recommandations du Land de Basse Saxe, repris par d'autres Länder : « exigences applicables aux étangs de baignade utilisant des méthodes d'épuration biologiques et mécaniques, et aux piscines conventionnelles converties en baignades naturelles », qui définissent des normes de qualité de l'eau et leur surveillance, mais aussi la configuration technique des installations, l'environnement de la baignade (douches, locaux de déshabillage, etc.).

Länder. Mais elles ne fournissent pas de prescriptions en matière de construction en raison d'un manque de données scientifiques.

Cet outil de gestion des risques sanitaires est complété par les recommandations de conception, construction, maintenance et exploitation des baignades semi-naturelles ouvertes au public, élaborées par la Société de recherche sur le développement et l'aménagement des paysages (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung, Landschaftsbau e.V. - FLL – www.fll.de). Elles sont considérées comme les règles techniques généralement reconnues par l'ensemble des concepteurs et par les offices fédéraux (cf. annexe 11). N'ayant pas suivi le processus de normalisation de l'Institut allemand des normes (Deutsches Institut für Normung – DIN), elles ne sont pas reconnues comme des normes. La FLL travaille à l'élaboration de recommandations destinées aux baignades semi-naturelles à usage familial.

4.2.5.2 Autriche¹⁵

Les baignades semi-naturelles destinées à l'accueil du public sont encadrées en Autriche par la Loi « Bäderhygienegesetz » et l'ordonnance « Bäder hygieneverordnung » de 1999, relatives aux conditions d'hygiène sanitaire de ces bassins. Cette ordonnance fixe notamment les exigences techniques qui doivent être respectées lors de la construction d'un étang de baignade.

Par ailleurs, la norme autrichienne « Ö-Norm » applicable aux bassins de taille plus petite est actuellement en cours de révision par la commission M6235 de l'institut autrichien de normalisation (Österreichisches Normungsinstitut), qui associe représentants du gouvernement, scientifiques et associations professionnelles. Ces normes n'ont pas de portée juridique mais paraissent être appliquées et respectées par l'ensemble des professionnels autrichiens.

4.2.5.3 Suisse

En Suisse, l'évaluation de la qualité sanitaire de l'eau des « étangs de baignades » n'est fondée sur aucune base légale. Elle fait référence aux recommandations pour « l'évaluation hygiénique des étangs de baignade publique aménagés artificiellement » élaborées en 2004 par l'Office fédéral de la santé publique (OFSP) (cf. annexe 12) et inspirées des recommandations allemandes et autrichiennes précitées. Ces recommandations proposent aux exploitants de baignades et aux autorités de surveillance une aide à l'évaluation de la salubrité de ces étangs et permettent également d'uniformiser l'évaluation au niveau fédéral.

¹⁵ La législation autrichienne a été identifiée grâce à l'appui de l'Ambassade de France à Vienne.

5 Identification des dangers liés aux baignades artificielles et des pathologies associées

Parmi les dangers associés à l'utilisation des eaux récréatives en général, on distingue les dangers physiques (noyade, blessure, etc.), les dangers liés au soleil et à la température de l'air et de l'eau (insolations, coups de soleil, hydrocutions, etc.), les dangers liés à la qualité des eaux (agents microbiologiques et agents chimiques) et les dangers liés aux organismes aquatiques potentiellement dangereux (organismes vecteurs, insectes piqueurs ou non piqueurs, organismes venimeux) (OMS, 2003).

Seuls les dangers sanitaires de nature microbiologique et chimique liés à la qualité de l'eau de baignade sont abordés dans le présent rapport. Cependant ces dangers sont décrits dans la bibliographie uniquement dans le contexte des baignades en eau libre (rivière, littoral, etc.). Ainsi, les dangers sanitaires des baignades artificielles ont été estimés en extrapolant les données recueillies par cette revue bibliographique et dans le contexte particulier des eaux captées et captives, traitées ou non mais de nature non « désinfectée et désinfectante ». En effet, de telles caractéristiques peuvent influencer la présence, la dynamique et l'expression des contaminants microbiologiques (virulence) et chimiques (toxicité).

Ces dangers estimés sont décrits selon leurs sources que sont l'eau de remplissage de la baignade, les autres intrants de l'environnement et les apports par les baigneurs. Les dangers liés aux végétaux et aux produits divers utilisés pour les traitements ou l'entretien des baignades sont également étudiés. Une synthèse des connaissances sur les principaux dangers à considérer pour l'expertise des baignades artificielles est proposée en fin de chapitre.

5.1 Principales causes de pollution des eaux de baignades en eaux récréatives

Quatre catégories de pollution des eaux peuvent être identifiées selon leur nature ponctuelle ou diffuse et accidentelle ou chronique :

- pollution diffuse et chronique,
- pollution diffuse et accidentelle,
- pollution ponctuelle et chronique,
- pollution ponctuelle et accidentelle.

Ces pollutions sont sources de dangers de nature microbiologique et chimique.

Les causes principales de pollution diffuse et chronique des eaux des baignades réglementées répertoriées en 1997 (Ministère de l'environnement, 1997) sont les suivantes :

- qualité des rejets d'assainissement des communes situées à l'amont immédiat de la baignade (vétusté, mauvais fonctionnement chronique, absence ou insuffisance de l'assainissement, notamment pour traiter la pollution générée par les fortes précipitations),

- incidents sur les réseaux d'assainissement ou sur les stations d'épuration,
- pollutions diverses issues du bassin versant, comprenant notamment les pollutions diffuses dues aux rejets agricoles,
- pollutions liées à la fréquentation de la baignade ou des équipements touristiques installés dans la zone, notamment les campings.

De l'expérience acquise de la production d'eau potable, il ressort que les principales causes de la pollution chimique accidentelle et ponctuelle de la ressource en eau sont :

- les accidents liés au transport de produits chimiques (véhicules et engins de transport terrestres, fluviaux et maritimes, conduites de transport),
- les rejets ponctuels de résidus chimiques dans l'environnement (vidanges sauvages, rejets de contaminants chimiques),
- les eaux non confinées issues des incendies de sites industriels.

En règle générale, toutes ces pollutions accidentelles concernent également, mais dans une moindre mesure, les eaux souterraines en raison du rôle protecteur joué par le sol (sauf cas particulier des zones karstiques).

5.2 Les dangers de nature microbiologique

Les données publiées sur les dangers hydriques d'origine microbiologique des baignades proviennent principalement des USA et du Canada, où ont été recensées des épidémies liées aux eaux récréatives et dont le nombre dépasse celui des épidémies liées aux eaux de boisson¹⁶.

Les dangers de nature microbiologique des baignades sont le plus souvent identifiés sur la base de ces résultats épidémiologiques. Un bilan américain non-exhaustif a référencé plus de 259 épidémies liées aux activités de baignade entre 1971 et 2000, avec 37,5% d'agents étiologiques d'origine parasitaire, 37,5% d'origine bactérienne et 7% d'origine virale (Craun et al. 2005). De plus en plus d'épidémies d'origine parasitaire et virologique sont rapportées (Karanis et al., 2007 ; OMS 2006). Les profils étiologiques diffèrent selon la nature de l'eau, traitée ou non, mais le nombre d'épidémies dans des eaux non traitées (principalement lacs et étangs) semble en augmentation. Shuval (2003) estime que chaque année, plus de 120 millions de cas de pathologies gastro-intestinales et plus de 50 millions de cas de maladies respiratoires sévères et cutanées seraient causées dans le monde par la baignade dans des eaux récréatives côtières.

5.2.1 Les agents pathogènes identifiés

Ces agents pathogènes se répartissent en 4 grands groupes représentés par les bactéries, les parasites, les champignons microscopiques et les virus, parmi lesquels certains sont plus fréquemment responsables d'infections liées aux activités de baignades. Il s'agit principalement de *Shigella spp*, *Pseudomonas aeruginosa* pour les bactéries (Van Asperen et al., 1995), de

¹⁶ Selon le CDC (Centers for disease control and prevention des USA) : <http://www.cdc.gov/healthyswimming/what.htm>

Cryptosporidium et *Giardia* pour les parasites (Karanis et al., 2007) et des adénovirus, calicivirus et entérovirus (OMS, 2006 ; Fong and Lipp, 2005 ; Koopmans, 2004). D'autres germes, moins fréquents, peuvent néanmoins engendrer des infections majeures (leptospirose, méningo-encéphalites amibiennes par exemple) nécessitant des interventions d'urgence.

Le tableau 4 regroupe les microorganismes pathogènes recensés d'origine aquatique et précise les principales voies de contamination et pathologies humaines qu'ils sont susceptibles de provoquer, ainsi que leur niveau d'association avec des eaux récréatives.

Tableau 4 : Principaux micro-organismes pathogènes susceptibles d'être retrouvés dans les eaux de baignades sur le territoire français, y compris en outre mer

<u>Micro-organisme</u>	<u>Origine</u> (H : homme ; A : Animal)	<u>Modes de contamination</u>	<u>Pathologies associées</u>	<u>Groupes de population à risque</u>	<u>Association avec les eaux de baignades</u>
Bactéries					
<i>Aeromonas hydrophila</i> ^a	environnement aquatique	fécale-orale, blessure	gastro-entérite, infection cutanée, septicémie, infection oculaire, infection des voies respiratoires ou des voies urinaires	Tous. Risque majoré si lésions cutanées	Probable (Elwitigala et al., 2005).
<i>Burkholderia</i> du <i>cepacia</i> complexe	sol, plantes, environnement aquatique	contact, voie respiratoire	Otite, infection pulmonaire Quelques cas d'infection des voies urinaires et septicémies	Immunodéprimés, personnes atteintes de mucoviscidose	Probable (Chiarini et al., 2006)
<i>Campylobacter</i> spp.	fécale (H, A) ^b	fécale-orale	gastro-entérite, syndrome de Guillain-Barré	enfants, personnes âgées ou immunodéprimées,	Probable (OMS, 2006)
<i>Escherichia coli</i> pathogènes (dont O121:H19 et O157:H7)	fécale (H, A)	fécale-orale	gastro-entérite	enfants, personnes âgées, immunodéprimés	Forte (OMS, 2006)
<i>Helicobacter</i> spp	fécale (H, A)	fécale-orale	ulcère gastrique, gastrite, cancer de l'estomac		Probable (Brown, 2000)
<i>Legionella</i> spp	hydro-tellurique (biofilms, eaux douces chaudes)	voie respiratoire (via l'inhalation d'aérosols)	infections respiratoires	personnes immunodéprimées, fumeurs insuffisants respiratoires, cardiopathies, personnes âgées	Forte (OMS, 2006) ; le risque concerne uniquement les dispositifs produisant des aérosols (douches, aérateurs, jets d'eau...)
<i>Leptospira interrogans</i>	urinaire (A), eaux, sols souillés par les urines des animaux infectés.	contact avec urine ou eau contaminée (peau et muqueuses saines ou non)	leptospirose	maladie associée aux loisirs nautiques risque majoré si lésions cutanées	Forte (OMS, 2006). Circonstances favorisantes : chaleur estivale associée à de fortes pluies d'orage
<i>Mycobacterium avium</i> Complex	hydro-tellurique	contact respiratoire	infection cutané- muqueuse infection respiratoire	personnes immunodéprimés enfants, personnes âgées,	Forte (OMS, 2006)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	hydro-tellurique (biofilms) végétale, fécale (H, A) cutané-muqueuse (H, A)	contact respiratoire	otite, folliculite, infection urinaire ou respiratoire, conjonctivite	enfants, personnes âgées ou immunodéprimés, personnes atteintes de mucoviscidose	Forte (OMS, 2006)
<i>Salmonella</i> sp.	fécale (A, H)	fécale-orale	gastro-entérite	jeunes enfants	Forte (OMS, 2006)

<u>Micro-organisme</u>	<u>Origine</u> (H : homme ; A : Animal)	<u>Modes de contamination</u>	<u>Pathologies associées</u>	<u>Groupes de population à risque</u>	<u>Association avec les eaux de baignades</u>
<i>Shigella sp.</i>	fécale (H)	fécale-orale	gastro-entérite	jeunes enfants	Forte (OMS, 2006)
<i>Staphylococcus aureus</i>	cutané-muqueuse (H), fécale (H), hydro-tellurique (biofilms)		infection cutanée et urinaire, otite, impétigo		Forte (OMS, 2006)
<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	Sol, plante, environnement aquatique, portage rectal	contact respiratoire	infection cutanée, oculaire, pulmonaire et gastro-intestinale,	personnes immunodéprimées ou atteintes de mucoviscidose	Probable (avis d'experts)
<i>Vibrio cholerae non-O1/nonO139</i> , <i>V. vulnificus</i> , <i>V. parahaemolyticus</i>	aquatique (mer et estuaires), fécale (H, A)	fécale-orale, contact plaie avec eau contaminée	gastro-entérite, septicémie, infection cutanée, otite	personnes immunodéprimées, malades du foie	Forte (OMS, 2006 ; Farama et al, 2008)
<i>Yersinia enterocolitica</i>	fécale (H, A)	fécale-orale	gastro-entérite fébrile	personnes immunodéprimées	Probable (Arnone et Walling, 2007)
Protozoaires					
<i>Acanthamoeba spp.</i>	hydro-tellurique	contact	kératite chez porteurs lentilles, encéphalite amibienne granulomateuse	porteurs de lentilles, personnes immunodéprimées	Forte (OMS, 2006) (piscines, spas...) mais pathologie très rare
<i>Cryptosporidium spp</i>	fécale (H, A) hydro-tellurique (oocystes)	contact, fécale-orale	gastro-entérite aiguë, chronique chez les personnes immunodéprimées, potentiellement mortelle dans certaines populations à risque	enfants, personnes âgées ou immunodéprimées	Forte (OMS, 2006) (Coupé et al, 2006) (Karanis et al., 2007) (Graczyk et al., 2007a)
<i>Cyclospora</i>	fécale (H)	fécale-orale	gastro-entérite	tous	Forte (Karanis et al., 2007)
<i>Entamoeba histolytica</i>	fécale (H)	fécale-orale	dysenterie amibienne, amibiase viscérale	tous	Forte (Karanis et al., 2007)
<i>Giardia duodenalis</i>	fécale (H, A)	fécale-orale	gastro-entérite	tous	Forte (OMS, 2006) (Coupé et al., 2006) (Karanis et al., 2007) (Graczyk et al., 2007a)
Microsporidies	fécale (H, A)	fécale-orale, contact	gastro-entérite aiguë, chronique chez les personnes immunodéprimées, potentiellement mortelle dans certaines populations à risque	personnes immunodéprimées	Forte (OMS, 2006) (Coupé et al., 2006) (Graczyk et al., 2007a et b)
<i>Naegleria fowleri</i>	fécale (A), aquatique (eaux chaudes)	respiratoire contact avec la muqueuse nasale	méningo-encéphalite amibienne primitive	enfants, jeunes adultes	Forte (piscines, spas...) (OMS, 2006) mais pathologie très rare
<i>Toxoplasma gondii</i>	fécale (oocystes émis par félidés)	orale	toxoplasmose	personnes immunodéprimées et femmes enceintes	(Karanis et al., 2007) (Dubey et al, 2003)
Métazoaires					
<i>Schistosoma mansoni</i>	fécale (H)	pénétration transcutanée	bilharziose intestinale (diarrhée, atteinte hépatique)	absence en Europe, présence aux Antilles	Possible en eaux stagnantes (avis d'experts)
<i>Schistosoma spp.</i>	parasites d'oiseaux	pénétration transcutanée	dermatite cercarienne	tous	Possible dans les lacs, étangs (risque accru si température >20°C) (Fraun et al., 2005 ; Caumes et al, 2003)
Champignons					

<u>Micro-organisme</u>	<u>Origine</u> (H : homme ; A : Animal)	<u>Modes de contamination</u>	<u>Pathologies associées</u>	<u>Groupes de population à risque</u>	<u>Association avec les eaux de baignades</u>
<i>Champignons filamenteux (Aspergillus, Penicillium, Fusarium, Cladosporium...</i>	environnement (sol, eau)	cutanée et muqueuse	possibilité de mycoses invasives	nageurs sportifs, surveillants de baignades	Identifiée en piscine (Brandi, 2007)
<i>Chrysosporium merdarium, Ch. tropicum, Ch. eratinophilum</i>	environnement (sol, eau), animaux	cutanée et muqueuse	rares mycoses invasives		Identifiée en piscine (Ali-Shtayeh et al, 2002)
<i>Candida</i>	environnement (eau, aliments) et espèces épi-ou endosaprophytes	orale, cutanée, muqueuse	infection cutanée (intertrigo), otomycose	sujets fragilisés, personnes immunodéprimées	Identifiée en piscine (Dorko et al, 2004 ; Brinkman et al, 2003)
<i>Trichophyton spp.</i> <i>Microsporium gypseum</i>	environnement (sol, eau), animaux	cutanée, muqueuse	teigne, intertrigo, herpès circiné	nageurs sportifs, surveillants de baignades	Forte (OMS, 2006 ; Attye, 1990)
<i>Epidermophyton floccosum</i>	environnement (sol, eau), animaux	cutanée, muqueuse	teigne, intertrigo, herpès circiné	nageurs sportifs, surveillants de baignades	Forte (OMS, 2006, Attye, 1990)
<i>Scedosporium apiospermum</i>	environnement (sol, eau), animaux	respiratoire ou par aspiration nasale d'eau contaminée (tropisme neurologique) ; voie transcutanée	abcès cérébral (complication de noyade chez sujets immunocompétents), lésion cutanée, respiratoire et atteinte neurologique (immunodépression)	personnels travaillant dans piscines	(Tekavec, 1997 ; Gilgado et al, 2008)
<i>Paecilomyces lilacinus, P. variotii</i>	environnement (sol, eau)	respiratoire	<i>P. lilacinus</i> : mycose pulmonaire, cutanée, oculaire et systémique <i>P. variotii</i> : mycose invasive rare	tous	risque incertain (avis d'expert)
Virus					
Adenovirus	fécale (H) et via les muqueuses	fécale-orale, muqueuse, respiratoire	gastro-entérite, conjonctivite maladie respiratoire aiguë	personnes immunodéprimées	Forte (OMS, 2006)
<i>Astrovirus</i>	fécale (H, A)	fécale-orale	gastro-entérite	tous	
Calicivirus (dont les norovirus)	fécale (H, A)	fécale-orale	gastro-entérite	tous	Forte (OMS, 2006)
Enterovirus	fécale (H)	fécale-orale respiratoire	maladie respiratoire, infection cutanée, cardiopathie, méningite, etc.	enfants	Forte (OMS, 2006)
<i>Hépatite A</i>	fécale (H)	fécale-orale	hépatite infectieuse	adulte (infection plus sévère chez les adultes de plus de 40 ans)	Forte (OMS, 2006)
<i>Hépatite E</i>	fécale (H, A)	fécale-orale	hépatite infectieuse	femme enceinte (infection plus grave)	
<i>Molluscipoxvirus</i>	cutanée	contact interhumain	infection cutanée	personnes immunodéprimées	Probable (OMS, 2006)
<i>Papillomavirus</i>	cutanée et via les muqueuses	contact interhumain	infection cutanée et muqueuse	tous	Probable (OMS, 2006)
<i>Rotavirus</i>	fécale (H)	fécale-orale	gastro-entérite	tous (infection plus grave chez les nourrissons)	Probable (avis d'experts)

<u>Micro-organisme</u>	<u>Origine</u> (H : homme ; A : Animal)	<u>Modes de contamination</u>	<u>Pathologies associées</u>	<u>Groupes de population à risque</u>	<u>Association avec les eaux de baignades</u>
Virus <i>influenza</i> (grippal)	aérienne (H, A)	respiratoire	infection des voies aériennes supérieures et inférieures	personnes âgées, malades chroniques	

^a **en gras**: agents pathogènes les plus fréquemment impliqués dans des cas sporadiques ou foyers épidémiques

^b H= origine humaine ; A = origine animale

Il est constaté un manque de données pour certains agents pathogènes (parasites, virus notamment) par comparaison aux nombreuses informations disponibles pour les germes bactériens. Ce manque de données s'explique soit parce que ces agents ne sont pas recherchés, soit par les difficultés de leur identification à partir d'échantillons d'eau, en raison de problèmes méthodologiques ou en raison d'une classification tenant peu compte de la diversité des milieux aquatiques.

L'intérêt porté à la recherche de virus dans les eaux de baignade n'est que très récente et a été facilité par le développement de techniques moléculaires de détection rapides, plus accessibles et moins coûteuses (c'est le cas des norovirus et de sapovirus, de la famille des calicivirus, responsables d'environ 80% de l'ensemble des gastroentérites épidémiques, notamment via l'eau de boisson). Aussi, de récentes publications tendent à montrer une présence plus fréquente de virus (entérovirus, adénovirus et calicivirus) dans les eaux de baignade (eaux littorales par exemple) qu'on ne le pensait jusqu'à présent (Schvoerer et al., 2001 ; Fong and Lipp, 2005 ; Pianetti et al., 2004).

5.2.2 Les dangers liés à la contamination microbienne interbaigneurs

Plusieurs études montrent une corrélation entre le niveau de contamination des eaux de baignade et le nombre de baigneurs (Craun et al. 2005 ; Gerba, 2000). Certaines montrent une corrélation entre les pics d'incidence d'infections virales d'origine entérique avec une période de forte fréquentation des baignades (de mai à août) et avec l'excrétion d'agents pathogènes dans les eaux par les baigneurs (Rose et al., 1987 ; Fong et Lipp, 2005).

Les germes pathogènes apportés par les baigneurs et identifiés dans le contexte des baignades sont décrits au tableau 4.

5.2.2.1 Le baigneur, principale source d'agents pathogènes

La contamination interbaigneurs représente la principale cause des infections et épidémies déclarées dans le contexte des eaux récréatives, 90% selon Craun et al. (2005). Elle a pour origine les agents pathogènes rejetés naturellement ou accidentellement avec les déchets fécaux ou non-fécaux des baigneurs sains ou malades (vomissements, salive, mucus, desquamation de la peau, poils, cheveux) dont la fréquence d'émission est plus importante pour les enfants en bas âges.

La contamination interbaigneurs intervient soit :

- directement lors du rejet des agents pathogènes par les baigneurs et via la colonne d'eau,
- indirectement suite à leur transfert de la colonne d'eau vers le sable ou le sédiment du fond de baignade auquel le baigneur est exposé.

D'autres sources comme les végétaux, le sable des plages et les revêtements peuvent également être à l'origine d'une contamination interbaigneurs indirecte, en raison de contacts fréquents avec les pieds et la peau.

5.2.2.2 Quantités de particules infectieuses émises

Le niveau de rejet de selles par les baigneurs a été estimé en utilisant les dénombrements de coliformes fécaux (Gerba, 2000 ; Feachem et al., 1983). Ces organismes se retrouvent à des densités suffisamment stables chez l'homme pour permettre une estimation de leur nombre par gramme de selles, et utiliser par la suite cette valeur pour déduire la quantité de selles rejetée dans une eau de baignade. La quantité moyenne de rejets de selle par baigneur a ainsi été estimée à 140 mg (Gerba, 2000), les enfants rejetant entre 10 mg et 10 g, les adultes entre 0,1 et 100 mg.

Certaines études montrent un rejet de quantités importantes d'agents pathogènes et bactéries indicatrices de la contamination fécale pendant les 15 premières minutes d'immersion dans les eaux de baignade (Hanes et Fossa, 1970 ; Breittmayer et Gauthier, 1978 ; Elmir et al., 2007). Pour illustration, les baigneurs peuvent rejeter environ 10^5 UFC d'entérocoques intestinaux et 10^6 UFC de *Staphylococcus aureus* en 15 min d'immersion. Cependant, il est à noter que les dénombrements d'agents pathogènes et leur hiérarchie en termes d'abondance d'espèces peuvent varier chez le baigneur en fonction de son hygiène, de son état de santé, etc.

Il est reconnu qu'environ 10 à 35% des baigneurs sont susceptibles de rejeter des agents pathogènes entériques, à raison de 10^5 à 10^{12} cellules par gramme de selles (Gerba, 2000). Ces baigneurs contaminés peuvent donc être à l'origine d'une forte contamination des eaux de baignade (Bell et al., 1993) et être responsables d'épidémies de grande ampleur selon la fréquentation de la baignade (Craun et al., 2005).

5.2.3 Devenir des agents pathogènes dans les eaux de baignade

Il existe peu de données sur le devenir des germes pathogènes émis par les baigneurs prenant en compte leur survie et/ou leur dépérissement. La survie de ces microorganismes pathogènes a été étudiée en microcosmes (dispositifs expérimentaux) mais très peu en milieux aquatiques « naturels » (rivières, ruisseaux, lacs, étangs, milieux marins) ou dans des contextes de baignades.

Toutefois, cette survie a été documentée pour certains microorganismes pathogènes à la fois dans les eaux de surface et les sédiments. Elle dépend alors des caractéristiques intrinsèques des microorganismes, c'est-à-dire leur capacité d'acclimatation ou d'adaptation aux facteurs environnementaux des milieux hydriques colonisés. Ces facteurs peuvent être de nature abiotique tels que la température, le pH, les éléments chimiques présents, l'existence de supports inertes ou de matières en suspension, les rayonnements UV ou de nature biotique telle que la prédation. Plusieurs protozoaires et virus résistent aux conditions de vie des milieux hydriques sur des périodes de plusieurs mois, en conservant leur pouvoir pathogène mais sans se multiplier (Fong et

Lipp, 2005). Les travaux d'Avery et al. (2008) montrent une survie sur plusieurs mois de germes tels que les *Pseudomonas aeruginosa*, *E. coli* O157 :H7, etc. A noter que la capacité de survie d'un germe dépend de son métabolisme propre et que deux souches proches d'une même espèce peuvent réagir différemment, notamment vis-à-vis de la température. Certains microorganismes, par exemple *Aeromonas* spp, *Pseudomonas aeruginosa*, *Burkholderia* du complexe *cepacia*, *Legionella* et certaines amibes, trouvent dans les milieux hydriques les conditions favorables pour leur croissance, et peuvent ainsi atteindre la dose infectante pour l'homme (OMS, 2006). Il est à noter que les bactéries pathogènes émises par l'homme semblent avoir une capacité de survie moindre en eau de mer qu'en eau douce (Afssa, 2008a).

Cette capacité de survie rend nécessaire une bonne gestion hydraulique des zones de baignade ; Saunier (1993) a démontré le rôle prépondérant du courant et du renouvellement de l'eau dans la gestion de la concentration des indicateurs de contamination fécale et donc, par déduction, de l'ensemble des agents pathogènes. Certaines espèces (*Escherichia coli*, *Salmonella*, *Shigella*, *Pseudomonas aeruginosa*, et *Campylobacter* spp.) peuvent ainsi présenter un risque sanitaire plus élevé en raison d'une exposition plus importante du baigneur en espace confiné et à moindre renouvellement d'eau, comme pour certaines baignades artificielles.

En ce qui concerne le transfert des agents pathogènes dans les sédiments, quelques travaux suggèrent une meilleure survie de certaines bactéries pathogènes émises par les baigneurs lorsqu'il y a présence de sable (John et Rose, 2005). Toutefois, ces études restent très partielles et prennent rarement en considération la complexité des sédiments naturels. Des études sur le devenir de bactéries indicatrices de contamination fécale dans les sédiments naturels ont cependant permis d'observer une persistance d'*E. coli* (Ishii et al., 2006) et d'*Enterobacter agglomerans* (Halda-Alija et al. 2001) sur plusieurs mois. Ces travaux suggèrent donc une probable persistance sur plusieurs mois de certains germes pathogènes dans les sédiments des milieux aquatiques voire des zones de baignades aménagées ou artificielles.

5.2.4 Extrapolation au contexte des baignades artificielles

Les dangers sanitaires microbiologiques des baignades artificielles ne sont pratiquement pas documentés dans la littérature scientifique internationale. Les seules données identifiées concernent :

- une épidémie de Shigellose ayant affecté en 1994 une cinquantaine de baigneurs du plan d'eau de Cormoranche en France, gravière d'environ 24 ha alimentée par nappe (Dubois et Tracol, 1996) ;
- des épidémies de Shigellose et *E. coli* O157 sont également rapportées par l'OMS pour des baignades artificielles (OMS, 2006).

En Autriche, Suisse et Allemagne, le dénombrement de certains germes indicateurs pour le cas particulier des baignades artificielles à traitement par filtration biologique a néanmoins été réalisé grâce au suivi de la qualité sanitaire des eaux.

Les causes de contamination microbienne des baignades artificielles sont multiples et peuvent être liées :

- à une source extérieure dépendante de l'environnement de la baignade : eau de remplissage (eau libre, dont les dangers ont précédemment été identifiés), eaux de ruissellement, eaux de pluie, intrants divers (intrusions d'animaux, etc.) ;
- aux baigneurs malades ou porteurs sains de germes potentiellement pathogènes pour l'homme, ces sources paraissant majeures en milieux confinés.

Dans ce contexte, il est estimé que les dangers de nature microbiologique relatifs aux baignades artificielles sont au minimum identiques à ceux des baignades en eau libre. Il est toutefois souligné que les caractéristiques des baignades artificielles décrites au chapitre 4 (gestion hydraulique insuffisante, artificialisation du milieu, confinement des eaux, etc.) sont de nature à modifier le comportement et le devenir des germes pathogènes dans les baignades artificielles, voire à favoriser de nouveaux dangers non identifiés en eau libre.

5.2.4.1 Les baignades artificielles sans traitement

En absence de traitement, le faible renouvellement des eaux peut faciliter l'installation d'un écosystème propice à la survie des principaux microorganismes pathogènes précités (cf. chapitre 5.2.3) mais également au développement d'agents bactériens adaptés aux milieux hydriques. Il est néanmoins souligné que le développement de tels microorganismes, dont certains sont pathogènes pour l'homme, a fait l'objet de peu d'enquêtes de terrain et de travaux de recherche.

5.2.4.2 Les baignades artificielles avec traitement

Les baignades avec traitement par filtration biologique, du fait de leur conception, peuvent être le lieu d'émergence de nouveaux dangers, propres à leur mode de fonctionnement intrinsèque. Il apparaît clairement que des espèces pathogènes adaptées aux milieux hydriques, émises ou non par les baigneurs, tels que *Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas hydrophila* et *A. caviae*, *Burkholderia* du *cepacia* complexe, *Stenotrophomonas maltophilia*, certains champignons filamenteux etc., pourraient se développer au sein des zones confinées propres aux baignades avec faible renouvellement d'eau. Ainsi, l'Internationale Gesellschaft für naturnahe Badegewässer (IGB) a confirmé la présence *P. aeruginosa*, parfois à un niveau élevé, dans l'eau de ces baignades. Les autres agents pathogènes adaptés aux milieux hydriques n'ont cependant pas fait l'objet de suivi à ce jour en Allemagne, Suisse et Autriche au plan réglementaire.

Il est important de noter que certains agents pathogènes peuvent être sélectionnés par la rhizosphère de certaines plantes et bénéficier pour leur développement des substances que ces plantes exsudent (Berg et al., 2005). De telles données sur les microorganismes de la rhizosphère des plantes utilisées dans les procédés d'épuration des baignades artificielles sont absentes de la littérature scientifique. Cependant, il faut souligner que *P. aeruginosa*, *Burkholderia* du *cepacia* complexe et *Stenotrophomonas maltophilia* sont des espèces fréquemment retrouvées dans les rhizosphères de plantes monocotylédones (Poacées) et dicotylédones (Berg et al., 2005). L'usage de plantes favorables au développement de bactéries pathogènes pourrait ainsi augmenter les risques d'infection. A l'inverse, d'autres espèces ou variétés végétales pourraient prévenir la multiplication de germes pathogènes, mais ces aspects demeurent peu documentés.

5.2.5 Les dangers liés à l'utilisation de produits d'entretien de nature biologique

Afin d'améliorer l'efficacité du traitement biologique, un additif de nature biologique propre à stimuler l'écosystème de baignades à traitement par filtration biologique peut être ajouté. Celui-ci peut également être utilisé en cas de dysfonctionnement du système, par exemple lors d'une prolifération algale.

Cet additif est composé de bactéries du genre *Bacillus*, dont le pouvoir pathogène pour l'homme n'est que peu documenté dans la littérature scientifique. Ces bactéries peuvent néanmoins se comporter en pathogènes opportunistes et engendrer des maladies chez des hôtes dont les défenses immunitaires seraient affaiblies. Des cas d'infection (oculaires par exemple), d'allergie de contact et d'intoxication alimentaire ont été rapportés dans la littérature, mais pour une exposition autre que celle de la baignade. Considérant que ces bactéries entrent en contact direct avec les baigneurs, un dénombrement de leurs populations effectives dans les zones de baignade devrait être réalisé et l'innocuité de cet additif devrait être confirmée.

Par ailleurs, notons que l'efficacité de ce produit à stimuler l'écosystème de la zone de traitement en dynamisant les populations microbiennes reste hypothétique car non vérifiée. La méconnaissance de la flore bactérienne mise en place et de sa dynamique est un frein à une telle étude d'efficacité. L'utilisation d'un tel additif pour l'entretien des baignades n'est donc pas justifiée.

5.3 Dangers liés aux toxines

Les microalgues et les cyanobactéries pélagiques et benthiques qui prolifèrent dans l'eau des baignades artificielles peuvent être une source de toxines et constituer un danger sanitaire potentiel. De même, les végétaux épurateurs et décoratifs utilisés dans les baignades à traitement par filtration biologique peuvent être à une source de toxines.

5.3.1 Toxines produites par les microalgues

Les données relatives au danger sanitaire lié aux toxines produites par les microalgues et les cyanobactéries en rapport avec les baignades artificielles, avec ou sans traitement, sont inexistantes dans la littérature scientifique. En revanche, celles-ci sont disponibles concernant les eaux récréatives et les baignades en eau libre. Le groupe de travail propose donc une extrapolation de ces données au contexte des baignades artificielles au regard de leurs caractéristiques qui peuvent influencer leur présence, leur dynamique et leur toxicité.

5.3.1.1 Organismes en cause

Par commodité d'usage, le vocable « algue » regroupe plusieurs familles d'organismes photosynthétiques eucaryotes ou procaryotes unicellulaires, coloniaux ou filamenteux parmi lesquels on trouve notamment :

- les chlorophycées ou algues vertes,
- les diatomées,
- les dinoflagellés.

Ces organismes, d'une très grande diversité (plus de 150 genres et 2000 espèces parmi les cyanobactéries par exemple), font partie intégrante de l'environnement et colonisent tous les milieux aquatiques d'eau douce, d'eau saumâtre ou d'eau de mer. Leur cycle de vie montre que ces organismes peuvent subsister durant l'année entière et sont capables de proliférations massives lorsque les conditions climatiques sont favorables. Lorsqu'il s'agit d'espèces

planctoniques, ces proliférations sont facilement identifiables puisqu'elles forment à la surface des eaux un épais tapis verdâtre, brunâtre ou rougeâtre appelés « blooms » ou « efflorescences ». Ces efflorescences, caractérisées par une écume colorée en surface ou une fine pellicule d'aspect huileux ou poudreux, génèrent une forte production de matière organique. En revanche, lorsqu'il s'agit d'espèces benthiques, elles peuvent rester inaperçues et former des biomasses importantes sur les fonds, recouvrant les sédiments, roches, graviers ou macrophytes (Sabater et al., 2003 ; Mez et al. 1998).

Les microalgues et les cyanobactéries ont besoin de lumière et de nutriments azotés et phosphorés pour se développer, conditions qu'elles trouvent facilement dans les eaux superficielles (eaux douces et littorales). De fait il est généralement admis que le facteur de maîtrise de la prolifération algale en eau douce est le phosphore et en eau salée, l'azote. Dans la colonne d'eau, la biomasse microalgale est principalement contrôlée par la chaîne trophique, via sa consommation par des organismes herbivores (zooplancton, mollusques, etc.) et via la sédimentation, par l'exportation de la matière.

Les microalgues et les cyanobactéries constituent un danger avéré dès lors que des espèces toxiques prolifèrent et supplantent les espèces indigènes.

Parmi l'ensemble des cyanobactéries connues, on compte une douzaine de genres comprenant des espèces toxiques, par exemple *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis*, *Worochinia*. Cependant, au sein d'un même genre et d'une même espèce, deux souches de cyanobactéries ayant le même habitat, des morphologies semblables et des caractères génétiques communs peuvent s'avérer l'une toxique et l'autre non. Il faut noter que certaines espèces sont capables de produire plusieurs types de toxines.

5.3.1.2 Types de toxines produites et pathologies associées

Les organismes producteurs et les toxines produites sont présentés au tableau 5. Les toxines identifiées en eau douce sont majoritairement produites par des cyanobactéries (AFSSA/AFSSET, 2006 ; Van Apeldoorn et al, 2007 ; Sivonen et Jones, 1999 ; Metcalf et Codd, 2004), tandis que les toxines retrouvées en milieu marin sont majoritairement produites par les dinoflagellés et les diatomées (Daranas et al, 2001). Aucune toxine n'a été signalée à ce jour pour les chlorophycées (algues vertes) ou les diatomées en eau douce, bien que ces organismes puissent proliférer abondamment dans les milieux aquatiques.

La structure chimique des toxines de microalgues et de cyanobactéries est extrêmement variée, de même que leur masse moléculaire. Leur toxicité (neurotoxicité, hépatotoxicité, cytotoxicité, dermatotoxicité) et leurs effets sont multiples (neurologique et hépatique par exemple) (Amzil et al, 2001 ; Sivonen et Jones, 1999 ; Metcalf et Codd, 2004 ; Watson, 2003). Les gastroentérites et les affections hépatiques constituent les pathologies les plus fréquemment rencontrées parmi les cas d'intoxications humaines par les cyanotoxines. Parmi les microcystines, la microcystine-LR est l'hépatotoxine la plus fréquemment détectée dans les écosystèmes d'eaux douces et de ce fait la plus étudiée et la mieux connue. Ces dangers sont détaillés en annexe 13.

La libération des toxines dans la colonne d'eau est généralement massive et a lieu majoritairement au moment de la lyse cellulaire. Il existe peu d'informations sur la durée de vie des toxines dans l'eau : le temps de demi-vie de la microcystine a été mesuré en eau libre et peut varier de 3 à 21 jours selon les conditions de lumière et de température (Cousins et al., 1996 ; Van Apeldoorn et al., 2007). De manière générale, les toxines ont des structures chimiques relativement stables dans les conditions de température et de pH de l'environnement hydrique et sont peu métabolisées. Certains microorganismes pourraient participer à leur dégradation (Kirivanta et al., 1991 ; Rapala et al., 1994).

Tableau 5 : Les toxines des microalgues et des cyanobactéries

Toxine	Organisme producteur	Toxicité
Anatoxine-a homoanatoxine-a	Cyanobactéries : <i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Pseudanabaena</i> <i>Phormidium</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Aphanizomenon</i>	Neurotoxicité
Anatoxine-a (S)	Cyanobactéries : <i>Anabaena</i>	Neurotoxicité
Saxitoxine	Cyanobactéries : <i>Anabaena</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Lyngbya</i> Dinoflagellés : <i>Alexandrium sp.</i> <i>Gymnodinium</i> <i>Pyrodinium</i>	Neurotoxicité
BMAA	Cyanobactéries	Neurotoxicité
Microcystine	Cyanobactéries : <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Nodularia</i> <i>Planktothrix</i>	Hépatotoxicité
Nodularine	Cyanobactéries : <i>Nodularia</i>	Hépatotoxicité
Cylindrospermopsine	Cyanobactéries : <i>Anabaena</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Cylindrospermopsis</i> <i>Umezakia</i> <i>Rhaphidiopsis</i>	Cytotoxicité
Lyngbyatoxine	Cyanobactéries : <i>Oscillatoria</i> <i>Lyngbya</i>	Dermatotoxicité
Brévéttoxine	Dinoflagellés : <i>Gymnodinium</i>	Neurotoxicité
Ciguatoxine Palytoxine	Dinoflagellés : <i>Gambierdiscus</i>	Neurotoxicité
Acide domoïque	Diatomées : <i>Pseudo-nitzschia</i>	Neurotoxicité

5.3.1.3 Cas d'intoxication rapportés

Des intoxications animales sont rapportées depuis le 19^{ème} siècle. Francis (1878) rapporte l'intoxication mortelle d'animaux domestiques en Australie par ingestion d'écume contenant *Nodularia spumigena*. En Suisse, en Ecosse, en Nouvelle Zélande et en France, des cas de mortalité de bétail (Mez et al. 1997) d'animaux sauvages (Krienitz et al., 2003) et de chiens d'agrément (Edwards et al., 1992 ; Cadel-Six et al., 2007 ; Gugger et al., 2005 ; Gunn et al., 1992 ; Wood et al., 2007) ont été formellement liés à la présence dans l'eau de cyanobactéries toxiques.

Les cas d'intoxication humaine liée aux activités aquatiques sont peu documentés car la mise en relation de la présence de toxines algales et les signes cliniques observés chez un patient est la plupart du temps fortuite, ceux-ci passant probablement inaperçus dans l'ensemble des gastroentérites idiopathiques.

Les toxines impliquées de façon certaine dans ces intoxications sont la nodularine, les microcystines et la cylindrospermopsine. Des épisodes de toxicité aiguë ont été rapportés en Australie (Falconer et al., 1983), aux USA (Bourke et al., 1983) et au Brésil (Jochimsen et al., 1998 ; Pouria et al., 1998). Elles coïncident toutes soit avec la sénescence naturelle d'une efflorescence, soit avec la destruction d'une efflorescence par application d'un traitement algicide (Falconer et al., 1983). Mais aucun cas de mortalité humaine n'a été rapporté à ce jour.

Des intoxications graves de type neurologique (palytoxicoses et syndromes ciguatériques) ont été rapportées en zone intertropicale. Le dinoflagellé *Ostreopsis ovata*, producteur de palytoxines, a été reconnu responsable de plusieurs cas d'intoxications lors d'activités récréatives en zone méditerranéenne (InVS, 2007) et un cas d'intoxication en France a été suspecté pendant l'été 2005 chez des plongeurs (île de Frioul, calanque du Mogiret, Marseille) (InVS, 2007).

5.3.1.4 Modes de détection et de surveillance

La prolifération d'organismes planctoniques est facilement détectable puisque qu'elle se traduit par une diminution de la transparence de l'eau, et une coloration verte de celle-ci. Si le phénomène s'amplifie, il peut se former rapidement un tapis verdâtre à la surface mais qui ne suffit pas à préjuger d'une quelconque toxicité. Dans ce cas, un prélèvement d'eau s'impose afin d'identifier et de dénombrer les organismes présents par examen microscopique. Le plus souvent, il s'agit de cyanobactéries en eaux douces. Le genre des organismes identifiés permet ensuite de suspecter la présence de souches potentiellement toxiques.

Si l'identification microscopique révèle la présence d'une souche potentiellement toxique, des moyens analytiques sont alors déployés pour identifier les toxines, mais qui se révèlent souvent difficiles à mettre en œuvre (limites de détection proches des très faibles concentrations en toxine, multiples produits de dégradation, etc.). La difficulté et les coûts d'un suivi régulier et généralisé sont expliqués par le faible nombre de laboratoires capables de mettre en œuvre ces technologies. La solution alternative consiste en l'identification des organismes potentiellement producteurs de la toxine via l'un des gènes impliqués dans sa biosynthèse¹⁷. Le développement de kits de détection in situ des cyanobactéries toxiques constitue une piste intéressante en cours de développement

¹⁷ Des outils moléculaires de détection des cyanobactéries productrices de microcystine, cylindrospermopsine et saxitoxine ont été proposés très récemment (Mihali et al., 2008 ; Kellmann et al., 2008, Pearson, 2008).

qui permettrait une détection plus généralisée.

5.3.1.5 Gestion sanitaire des toxines

Les toxines de cyanobactéries sont suivies depuis 1998 pour la production d'eau potable. La France a retenu la valeur réglementaire de 1 µg/L de microcystines totales dans l'eau de consommation humaine, « *seulement nécessaire lorsque les observations visuelles et/ou analytiques mettent en évidence un risque de prolifération de cyanobactéries* »¹⁸. Cette valeur guide est appliquée de façon réglementaire ou sous forme de recommandation par de nombreux pays. L'Australie, le Brésil et la Nouvelle-Zélande ont recommandé des concentrations seuils pour d'autres cyanotoxines dans l'eau d'alimentation.

Par référence à l'avis du 6 mai 2003 du CSHPF, la circulaire¹⁹ DGS/SD7a n°2003-270 du 4 juin 2003 décrit les modalités d'évaluation des risques sanitaires liés à des situations de prolifération de microalgues dans des eaux de baignades et de loisirs nautiques. Un schéma décisionnel y est proposé ainsi que des recommandations de surveillance et de gestion. Ces recommandations ont été affinées quant à la concentration maximale autorisée de microcystine-LR (AFSSA/AFSSET, 2006). Elles fixent un seuil d'alerte à 20 000 +/- 20% cellules par mL d'eau et un seuil d'interdiction de la baignade à une abondance de 100 000 +/- 20% cellules par mL :

- l'atteinte du seuil de 20 000 cellules par mL déclenche une surveillance hebdomadaire et la recherche et le dosage des toxines présentes dans le cas où une espèce d'un genre potentiellement toxique est identifiée et fortement représentée dans le prélèvement ;
- l'interdiction temporaire de baignade pour l'ensemble de la population, hors pratique de sports nautiques, est déclarée lorsqu'une abondance de 100 000 +/- 20% cellules par mL est atteinte ainsi qu'en présence d'écumes ;
- l'interdiction de la baignade et de la pratique des sports nautiques est déclarée lorsque la concentration de microcystine-LR dépasse 13 +/- 5 % µg par litre.

A noter que l'impératif réglementaire de transparence de l'eau de baignade (profondeur de disparition du disque de Secchi supérieur à 1 m) est de nature à garantir une densité du phytoplancton et donc d'algues potentiellement toxiques inférieure au seuil de 20 000 +/- 20% cellules par mL.

Contrairement aux organismes planctoniques, la prolifération d'organismes benthiques ne fait l'objet d'aucun protocole standardisé de surveillance et leur simple prélèvement soulève des interrogations quant à la représentativité de l'échantillonnage par exemple.

5.3.1.6 Extrapolation au contexte des baignades artificielles

¹⁸ Arrêtés du 11 janvier 2007 relatifs aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine et relatifs au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle pour les eaux fournies par un réseau de distribution ; Circulaire NDGS/SD7A n°2007-39 du 23 janvier 2007 relative à la mise en œuvre de ces arrêtés.

¹⁹ Cette circulaire a été réactualisée les 28 juillet 2004, 5 juillet 2005 et 10 avril 2007.

Les proliférations algales constituent l'un des principaux dangers sanitaires endogènes des baignades artificielles aussi bien en eau douce qu'en eau salée. Ces microorganismes photosynthétiques peuvent en effet y trouver des conditions particulièrement favorables à leur développement : faible profondeur et forte luminosité, confinement et stagnation des eaux, accumulation de l'azote et du phosphore et rapide montée en température en période estivale permettent un fort potentiel d'eutrophisation. Contrairement au milieu naturel, l'artificialisation des baignades, incluant d'éventuels traitements comme la filtration, interdisent très probablement l'établissement d'une chaîne trophique capable de réguler la biomasse microalgale. Lors des phénomènes de prolifération, seule une gestion par l'homme est alors envisageable. Mais la vitesse d'apparition de ces organismes est telle qu'en l'absence d'un suivi régulier et fréquent il est difficile de détecter les prémisses d'une prolifération d'organismes planctoniques et benthiques.

Les baignades à traitement par filtration biologique comprennent des zones particulièrement propices au développement d'organismes benthiques : zones végétalisées de faible profondeur, zones d'eau courante (cascades, radiers...) visant à l'aération de l'eau, espaces d'accès à la baignade (pentes douces exposées à la lumière), etc. Certaines pratiques d'entretien de ces baignades augmentent le risque de libération des toxines par la lyse mécanique de ces organismes, particulièrement les organismes benthiques, lors du nettoyage des surfaces immergées. Néanmoins, ces baignades cherchent à reconstituer un écosystème naturel en équilibre qui serait de nature à recréer une chaîne trophique permettant la régulation du développement des microalgues, les autres végétaux assurant une compétition pour le phosphore et l'azote. Cette hypothèse est étudiée au chapitre 8.4.

Le groupe de travail considère que l'occurrence d'un tel danger paraît être beaucoup plus forte en baignades artificielles en système fermé qu'en baignades en système ouvert. Mais l'absence de données relative au suivi de ces baignades ne permet pas de valider cette hypothèse en l'état actuel des connaissances.

5.3.2 Toxicité des plantes utilisées en filtration biologique

Les espèces végétales utilisées ont été identifiées, de façon non exhaustive, au travers de la documentation fournie par les concepteurs et la documentation grand public²⁰. On distingue des hélophytes (végétaux enracinés vivants dans les zones humides dont les parties aériennes émergent de l'eau - ex. *Phragmites*, *Typha*) et des hydrophytes (végétaux enracinés ou flottants dont la majorité de l'appareil végétatif est immergée – par exemple *Nuphar*, *Potamogeton*, etc.).

Les principaux dangers identifiés sont la toxicité et le potentiel allergique²¹ de ces plantes, liés au contact dermique et à l'ingestion. Ces dangers doivent cependant être estimés au regard du contexte particulier d'une exposition aux eaux de baignades.

5.3.2.1 Toxicité et potentiel allergique par contact cutané

Des cas de photodermatites sont documentés pour l'angélique *Angelica archangelica*, pour *Alisma plantago-asiatICA* et dans une moindre mesure pour d'autres plantes de la famille *apiaceae* (*Apium* par exemple). Le soleil et l'humidité sont les facteurs associés à l'expression des photodermatites

²⁰ Ouvrages d'aide à la construction autonome de baignades - Mahabadi et Rohlfing, 2005 ; Von Berger, 2006

²¹ Bruneton (2005) ; Medline ; <http://ead.univ-angers.fr/~pharma/bruneton/index.php>.

érythémateuses et bulleuses et l'environnement d'une baignade s'y prête parfaitement.

Les renoncules terrestres (*Ranunculus*) peuvent être irritantes pour la peau : ces « boutons d'or » ont une capacité à provoquer érythème et démangeaisons, même si les cas signalés restent rares et encore mal décrits. Une toxicité identique est envisagée pour les espèces aquatiques de renoncules, mais uniquement lors d'un contact largement supérieur²² à celui envisageable dans le contexte d'une baignade.

Euphorbia palustris est suspectée d'induire une irritation cutanée par contact mais sa toxicité est mal documentée. Toutefois, comme toutes les euphorbes, elle contient un latex riche en substances particulièrement agressives pour la peau, les yeux, les muqueuses de la bouche et du pharynx. Par référence aux cas publiés pour d'autres espèces d'euphorbe et par analogie avec les cas connus de pathologies liées aux activités de jardinage, le danger paraît être limité à un contact avec le latex issus de fragments de plante.

L'effet irritant d'autres plantes (*Ceratophyllum*, *Myosotis*, etc.) a été rapporté mais dans un contexte d'exposition différent de celui d'une baignade.

La réaction allergique par contact est difficile à estimer mais ne peut être écartée, notamment en cas de sensibilité individuelle à une plante particulière. Elle est à ce jour insuffisamment documentée.

5.3.2.2 Toxicité par ingestion

Cicuta virosa, variété de ciguë, est une plante très toxique par ingestion : ses racines peuvent être confondues avec des racines comestibles et provoquer une intoxication mortelle. Le contact dermique avec des résidus de parties aériennes ne présente par contre aucun danger particulier.

La consommation de racines d'*Acorus calamus* peut induire des vomissements.

Solanum dulcamara produit des fruits rouges qui peuvent attirer les enfants. Leur consommation entraîne des troubles de nature et d'intensité variable ; des cas graves ont été rapportés, mais ils sont difficiles à interpréter.

Petasites fragrans, comme d'autres *Petasites*, est susceptible de renfermer, des substances hépatotoxiques.

Symphytum officinale peut induire une hépatotoxicité mais uniquement lors d'une ingestion sur une longue durée, exposition incompatible avec l'activité de baignade ; aucun danger n'est donc à attendre de cette variété.

5.4 Dangers de nature chimique

Les dangers de nature chimique ne sont pas documentés pour les baignades artificielles. Pour les baignades en eau libre, la réglementation impose de manière systématique une surveillance de la

²² Un cas a été décrit en 1934, la plante [*R. flammula*] étant appliquée en emplâtre ; un cas analogue est connu avec *Caltha palustris*

qualité des eaux sur la base des paramètres suivants : pH, coloration de l'eau, présence de matières flottantes, résidus goudronneux, huile ou graisse, odeur pour la recherche de phénols. La recherche d'autres indicateurs de contamination chimique n'est prévue qu'en cas de suspicion de pollution ou d'eutrophisation des eaux.

Ces paramètres étant jugés trop limités pour caractériser les dangers de nature chimique, le groupe de travail a identifié, parmi les polluants les plus couramment recensés dans les masses d'eau naturelles douces et salées, ceux susceptibles d'être présents dans les zones de baignade et qui constituent de par leur nature un danger sanitaire pour le baigneur. Les apports par les baigneurs ont également été étudiés.

Ces dangers sont ensuite interprétés dans le contexte des baignades artificielles, dont les caractéristiques peuvent en modifier la présence, la dynamique voire la toxicité.

5.4.1 Dangers chimiques relatifs aux masses d'eau naturelles

La qualité sanitaire des masses d'eau naturelles, qui alimentent les baignades en eau libre et les baignades artificielles, dépend principalement de leur vulnérabilité aux pollutions issues du bassin versant et du type de contaminants mis en jeu. Les pollutions sont soit diffuses et régulières, soit ponctuelles et le plus souvent accidentelles.

Les principales causes de pollution des masses d'eau naturelles sont les rejets de stations d'épuration des eaux usées dont le fonctionnement n'est pas satisfaisant, les déversoirs d'orage, les défaillances ou insuffisances des réseaux d'assainissement collectifs et autonomes, les rejets d'origine agricole (cultures et élevages), les déversements de produits et vidanges sauvages ou accidentels, etc.

Dans la plus part des cas de pollution, la masse d'eau joue un important rôle tampon avec un fort effet de dilution des polluants, sauf cas particuliers de pollutions de grande ampleur et de dynamique atypique des polluants (stockages préférentiels, substances hydrophobes non solubles dans l'eau, etc.).

Tous les polluants chimiques ne peuvent être raisonnablement abordés. Le groupe de travail souligne que la diversité des situations de terrain ne permet pas de dresser un portrait exhaustif de la contamination chimique des eaux de baignade. Il est donc rappelé les quatre familles de polluants qui affectent le plus souvent les masses d'eau naturelles superficielles et donc des zones de baignades.

Les polluants azotés et phosphorés (pollution essentiellement diffuse) :

Les composés azotés ont essentiellement pour origine les activités agricoles et les eaux usées urbaines et industrielles. Ils affectent aussi bien les eaux superficielles douces et salées (par ruissellement ou rejets ponctuels) que les eaux souterraines (par infiltration). Le cycle de l'azote transforme l'ammoniaque et les nitrites en nitrates. Les nitrites sont reconnus toxiques par ingestion mais leur durée de vie est très courte dans l'environnement. La toxicité des nitrates est sujette à controverse scientifique. Les polluants azotés peuvent favoriser la croissance microbienne dont les bactéries pathogènes. Les nitrates et les phosphates contribuent à l'eutrophisation des eaux douces et salées et donc aux proliférations potentielles de microalgues et de cyanobactéries.

Les produits phytosanitaires et biocides (pollution essentiellement diffuse) :

Ces produits sont très largement utilisés par les agriculteurs, les communes, les industries, les sociétés d'entretien et les particuliers. Ils correspondent à plusieurs centaines de molécules actives et produits dérivés commercialisés, plus ou moins biodégradables, dont la toxicité pour

l'homme et l'environnement est évaluée avant leur mise en marché. Ils affectent aussi bien les eaux superficielles douces et salées (par ruissellement ou rejets accidentels) que les eaux souterraines (par infiltration).

Les hydrocarbures (pollution ponctuelle) :

Les hydrocarbures représentent les plus forts tonnages de produits chimiques transportés et utilisés par l'ensemble des activités humaines. Cette vaste famille de mélanges complexes est mise en cause à plus de 80% dans les cas de pollution accidentelle des eaux douces (essence, fuel, gasoil, kérosène, etc.) et des eaux salées (dégazages). Ils sont peu biodégradables, surtout dans les eaux souterraines. Leur toxicité varie selon la composition et les molécules considérées.

Les solvants (pollution ponctuelle) :

Ces produits sont très largement utilisés par l'industrie, l'artisanat (peinture, teinturerie) et les particuliers (bricolage). Contrairement aux eaux souterraines, ils sont assez bien éliminés des eaux de surface par volatilisation. Leur toxicité varie selon la composition et les molécules considérées.

Les autres polluants :

Le code de la santé publique cite également comme indicateur dans le cadre d'un suivi sanitaire de la qualité des eaux de baignades les phénols, les cyanures et les éléments traces métalliques (arsenic, cadmium, chrome VI, plomb et mercure) dont la toxicité est reconnue. D'autres polluants suscitent un intérêt croissant tels que les polychlorobiphényles – PCB et les résidus médicamenteux.

5.4.2 Charge polluante apportée par les baigneurs

Les baigneurs apportent divers éléments chimiques constitutifs des sécrétions ou excréctions libérées lors de la baignade (sueur, urine, matière fécale, etc.), notamment de l'azote, du phosphore et du carbone organique. Les apports de crème ou huile solaire et autres substances (cosmétiques, résidus médicamenteux, etc.) n'ont pas été considérés dans ce chapitre, bien qu'ils puissent constituer des polluants émergents. La charge de pollution chimique émise par les baigneurs en piscines et en baignades n'est que très peu documentée.

Le phosphore, l'azote et le carbone organique enrichissent le milieu en éléments nutritifs et contribuent au développement de microalgues, de cyanobactéries ainsi que des microorganismes. Ils sont ici étudiés comme des promoteurs de ces organismes vivants et non comme des dangers sanitaires directs. Le groupe de travail a cherché à quantifier la pollution organique apportée par les baigneurs, à ce jour très peu documentée dans la littérature scientifique, en cumulant les apports par la peau, par les urines et par les fèces.

Schulz (1981) estime que la peau d'un baigneur rejette à chaque bain une quantité de 0,55 mg de phosphore total et de 860 mg d'azote total, via les squames, la sueur, etc. Seux (1998) estime qu'un baigneur apporte 850 mg d'azote total par bain, par la sueur et l'urine.

En complément, les apports en azote et phosphore ont été calculés sur la base de la composition moyenne de l'urine et de la quantité d'urine émise par baigneur. Fistchen et Hahn (1998) et Larsen & Gujer (1996) précisent qu'un volume de 1,37 litre d'urine (quantité quotidienne moyenne émise par une personne) contient 1,03 g de phosphore total, 10,7 g d'azote total et 2,7 g de potassium. Un baigneur émet entre 25 et 60 ml d'urine par bain en piscine selon Seux (1998) et 60 ml en piscine extérieure selon Erdinger et al. (1997). Un baigneur apporte donc par bain 20 à 46 mg de phosphore total (dont 0,55 mg par la sueur et 19 à 45 mg par les urines) et de 1075 mg d'azote total (dont 860 mg par la sueur et 215 mg par les urines).

La même méthode a été suivie pour estimer les apports induits par les fèces. Fistchen et Hahn (1998) et Larsen et Gujer (1996) précisent qu'une masse de 50 kg de fèces (quantité annuelle moyenne émise par une personne) contient 300 g de phosphore total, 400 à 500 g d'azote total, 220 g de potassium et 14 kg de DCO (demande chimique en oxygène). Selon Gerba (2000), un baigneur émet 140 mg de fèces par bain. Sur la base de ces hypothèses, la quantité d'azote et de phosphore apportée par les fèces est estimée négligeable par les experts. La quantité de matières organiques, évaluée à partir de la DCO est estimée à 40 mg par bain et constitue une source non négligeable de carbone organique pour le développement de microorganismes.

Considérant l'ensemble de ces données, il est estimé qu'un baigneur apporte à chaque bain 0,8 à 1 g d'azote total et 20 à 46 mg de phosphore total. Cette première estimation des apports par les baigneurs est indispensable à l'expertise relative à l'efficacité des traitements appliqués à certaines baignades pour éliminer la charge en azote et phosphore (cf. chapitre 8.4).

Cette estimation reste fragile en raison du manque de données convergentes et de multiples variables, aujourd'hui inconnues, qu'il serait nécessaire de considérer comme la proportion de baigneurs qui prennent une douche avant le bain, la durée et l'efficacité de cette douche, la proportion des baigneurs et notamment des enfants susceptibles d'uriner dans l'eau, le nombre moyen de bains quotidien, etc.

5.4.3 Extrapolation au contexte des baignades artificielles

Les eaux des baignades artificielles étant captées et artificiellement séparées des masses d'eau naturelles, les deux principales sources de contamination chimique sont l'eau de remplissage de la baignade et les autres intrants qui pénètrent directement dans la zone de baignade (eau de ruissellement par exemple).

Concernant l'eau de remplissage, la problématique est différente selon que l'eau provient du réseau de distribution publique ou de l'environnement (eau souterraine ou superficielle, eau de mer).

Lorsqu'une baignade est alimentée exclusivement par une eau de distribution publique, qui répond donc aux critères de potabilité, les dangers chimiques liés à l'eau de remplissage sont le plus souvent négligeables. Ces critères d'aptitude à la consommation humaine rendent de fait l'eau apte aux autres usages domestiques. Les dangers chimiques potentiels des baignades sont alors conditionnés aux autres intrants.

Pour une baignade alimentée par une eau de surface, souterraine ou de mer, le danger dépend de la qualité chimique de la masse d'eau mais paraît être limitée par l'important effet de dilution, sauf cas de pollution ponctuelle localisée au niveau de la zone de prélèvement de l'eau qui alimente la baignade. Les dangers peuvent alors être identifiés et estimés via les résultats de suivi de la qualité des masses d'eau et centralisés notamment par les agences de l'eau, par un suivi analytique de la qualité de la masse d'eau ou par la réalisation d'un profil de baignade tel que défini par le CSP (articles D1332-20 et L 1332-3).

L'ingestion étant considérée comme la voie principale d'exposition des baigneurs aux polluants chimiques, il est considéré que les risques sont faibles en première approximation, du fait des faibles volumes ingérés et de la dilution des polluants dans la masse d'eau. Pour les eaux de surface, les concentrations mesurées en polluants sont en effet souvent en dessous des valeurs guide établies pour l'eau de consommation humaine, calculées pour une consommation de 2 litres d'eau par jour.

Concernant les intrants directs au sein de la zone de baignade, les dangers sont jugés plus préoccupants du fait de l'absence de dilution en amont et donc d'une concentration attendue en

polluants plus élevée. Ils représentent par contre des volumes plus faibles que pour les eaux de remplissage, mais ne peuvent être estimés qu'au cas par cas.

Contrairement à l'effet de dilution observé pour les baignades en eau libre, le confinement des eaux et le faible renouvellement contribuent à l'accumulation, à la concentration des contaminants dans la colonne d'eau, les sédiments et les bords de plage et donc à l'augmentation de l'exposition du baigneur.

Dans le cas particulier des baignades artificielles à traitement par filtration biologique, il est souligné que les données fournies par les concepteurs sur les procédés de traitement et la conception des baignades (matériaux, etc.) sont insuffisantes pour appréhender l'identification des dangers chimiques qui peuvent leur être associés.

5.5 Synthèse des principaux dangers à considérer pour l'expertise

A l'issue de cette réflexion, les experts soulignent que les principaux dangers à prendre en considération pour le cas des baignades artificielles en eau douce et salée sont les suivants, par ordre décroissant d'importance sanitaire :

- l'apport de germes pathogènes par les baigneurs, à l'origine de la contamination interbaigneurs,
- l'apport de phosphore, d'azote et de matière organique par les baigneurs et leur effet sur la prolifération des algues, des cyanobactéries et des microorganismes potentiellement pathogènes,
- la prolifération des microalgues et des cyanobactéries planctoniques et benthiques potentiellement toxiques,
- la qualité microbiologique de l'eau de remplissage de la baignade (eau de surface ou eau souterraine, vulnérable aux pollutions du bassin versant),
- dans une moindre mesure et au cas par cas, la qualité chimique de l'eau de remplissage de la baignade (eau de surface ou eau souterraine, vulnérable aux pollutions du bassin versant).

Pour le cas particulier des baignades à traitement par filtration biologique, il convient également de souligner l'utilisation d'espèces végétales potentiellement toxiques et d'inoculum bactériens, les mauvaises pratiques d'entretien ou les défaillances de conception susceptibles d'affaiblir l'efficacité du traitement et de perturber l'équilibre de l'écosystème à l'origine d'une éventuelle prolifération algale et microbienne.

Le groupe d'experts considère que les principales caractéristiques des baignades artificielles retenues au chapitre 4.1.2 (gestion hydraulique insuffisante, artificialisation du milieu, vulnérabilité aux intrants...) constituent des facteurs aggravants des dangers précités. En effet, ils sont susceptibles de contribuer à :

- l'accumulation des contaminants microbiologiques et chimiques dans la colonne d'eau, les sédiments et les plages,
- la prolifération de germes,
- la sélection de certains germes peu habituels des baignades aménagées,
- la prolifération algale et la libération des toxines.

L'efficacité et la pertinence des traitements des baignades artificielles quant à la maîtrise ces dangers sont discutées au chapitre 8.

5.6 Pathologies liées à l'exposition aux eaux de baignades artificielles

L'incidence des pathologies liées à la baignade dépend à la fois de la concentration en contaminants dans l'eau, de leur pathogénicité ou toxicité, de l'exposition et de la sensibilité individuelle du baigneur. Ces données ne sont pas disponibles aujourd'hui s'agissant des baignades artificielles.

Concernant le suivi médical des populations professionnelles concernées (surveillance des baignades, contrôle de la qualité des eaux et entretien des plans d'eau), les bases de données des réseaux de vigilance ne recensent pas les pathologies professionnelles liées à une exposition aux eaux de baignade et aux eaux récréatives.

5.6.1 Pathologies liées à une exposition à des microorganismes

Le tableau 4 spécifie les pathologies associées à chaque germe identifié pour les baignades et milieux hydriques de façon générale. Les pathologies d'origine microbienne référencées dans ce tableau peuvent avoir d'autres origines que les eaux de baignade (contamination par l'air, par les aliments, par manutention, etc.). Cependant de nombreuses infections et épidémies associées aux eaux de baignade sont référencées chaque année, provoquant des troubles de santé pouvant dans les cas les plus sévères aller jusqu'au décès du baigneur (Leptospirose par exemple). Plusieurs études épidémiologiques suggèrent que la baignade en eau contaminée augmente le risque de gastroentérites, d'infections des voies oto-rhino-laryngologiques (ORL), pulmonaires, oculaires, dermiques, etc. (Fleisher et al, 1998 ; Seyfried et al, 1985 ; Arnone et Walling., 2007). Ces pathologies induisent des coûts sanitaires importants mais qui n'ont pas fait l'objet d'estimation à ce jour.

Concernant le cas spécifique des baignades artificielles, les relations de cause à effet ne peuvent être rapportées que par des études statistiques ou bases de données de recensement des cas de maladies d'origine hydrique, par les surveillances cliniques de l'incidence de pathologies ou d'épidémies ou par des études épidémiologiques moléculaires des agents étiologiques. Les études épidémiologiques existantes pour les baignades en eau libre ne s'appliquent pas aux baignades artificielles car elles font référence à une contamination microbiologique extérieure à la baignade (masse d'eau en amont).

Les pathologies les plus significatives n'ont donc pu être identifiées, mais des épidémies de gastroentérites liées à des *Shigella* et *E. Coli* ont été rapportées en baignades artificielles par l'OMS (OMS, 2006).

5.6.2 Pathologies liées à une exposition aux toxines

Les pathologies liées à l'exposition aux toxines de microalgues et de cyanobactéries sont des dermatites aiguës (dermatotoxines), des troubles du système nerveux central ou périphérique (paralysie des muscles respiratoires pour les neurotoxines) et des affections hépatiques (les hépatotoxines sont tumorigènes chez le rat).

L'exposition du baigneur à des toxines végétales produites par les plantes utilisées pour les traitements des eaux de baignades peut provoquer des vomissements ou une hépatotoxicité en cas d'ingestion ou des irritations cutanées et des phytophotodermatites lors de contacts dermiques.

5.6.3 Pathologies liées à l'exposition à des agents chimiques

Les pathologies liées à une exposition aux dangers chimiques des eaux de baignade ne sont pas non plus référencées à ce jour. Celles liées aux dangers chimiques recensés sont très variables selon la nature du contaminant.

6 Populations exposées et voies d'exposition.

Le groupe de travail souligne le manque de données scientifiques et techniques relatives aux voies d'exposition aux dangers identifiés au chapitre 5 et à leur quantification. Il estime que ces paramètres d'exposition paraissent être identiques entre les baignades artificielles et les baignades en eau libre, puisque l'activité de baignade semble être la même.

6.1 Identification des populations exposées aux eaux de baignades artificielles

Les populations en contact avec les eaux de baignades incluent le public représenté par les populations locales et les touristes, adultes et enfants, ainsi que les professionnels en charge de sa surveillance (maîtres nageurs sauveteurs) et de son entretien.

Les nageurs sportifs et de compétition ne semblent pas concernés en raison d'un dimensionnement des baignades artificielles le plus souvent inadapté à ces pratiques. Cependant, certaines baignades artificielles à traitement par filtration biologique, du fait de leur conception proche de celle d'une piscine traditionnelle, peuvent concerner les nageurs sportifs et compétiteurs.

Sont considérées comme « populations à risque » les personnes plus sensibles aux dangers identifiés, notamment aux bactéries et aux parasites pathogènes opportunistes, ainsi que les populations exposées plus fréquemment que les autres.

Les populations les plus sensibles aux dangers ou les plus prédisposées aux infections sont :

- les enfants,
- les individus immunodéprimés (personnes infectées par le VIH, autres déficits immunitaires), atteints de pathologies fragilisantes comme la mucoviscidose ou fragilisés (blessure...),
- les femmes enceintes,
- les personnes âgées.

Les populations fréquemment exposées aux eaux de baignade et donc aux dangers identifiés sont :

- les enfants du fait de leurs bains prolongés, d'une fréquence d'exposition plus importante et de l'ingestion accidentelle ou intentionnelle de quantité d'eau plus importante que les adultes,
- les personnels en charge de l'entretien des baignades, du fait de leur exposition prolongée et répétée aux dangers estimés, notamment dans le contexte des baignades à traitement par filtration biologique qui nécessitent un entretien manuel quotidien de plusieurs heures.

A titre d'exemple et en retour d'expérience, le temps constaté pour l'entretien quotidien des baignades à traitement par filtration biologique est évalué en moyenne à 3-4 heures, notamment en raison du développement des algues et des biofilms. Les robots de nettoyage des piscines étant

inadaptés à ces baignades et à cette tâche, cet entretien est nécessairement manuel et concerne le plus souvent le même personnel en charge de l'entretien. Leur niveau d'exposition est donc potentiellement important.

6.2 Identification des voies d'exposition

Sont à considérer pour l'identification des voies d'exposition les activités de bain ludique et dans une moindre mesure la natation sportive, la plongée (par exemple en gravières profondes). Les autres activités sportives se pratiquent généralement dans les baignades en eau libre. Cependant, un recensement des baignades artificielles et des activités qui y sont pratiquées serait nécessaire pour affiner cette connaissance.

Les voies d'exposition du baigneur aux contaminants microbiologiques et chimiques sont selon l'OMS (2006) l'ingestion, l'inhalation et le contact dermique et muqueux (peau, yeux, muqueuses et blessures). Le corps entier est en contact avec l'eau lors de la baignade. L'exposition de la peau et des muqueuses est la plus fréquente par comparaison avec l'ingestion d'eau.

Les voies d'exposition sont les mêmes pour les populations professionnelles concernées, mais les voies par contact dermique et par inhalation paraissent être majoritaires, l'ingestion étant accidentelle.

Les voies d'exposition ont été estimées pour chaque danger microbiologique recensé au chapitre 5. Est décrit ci-dessous l'état des connaissances pour les 3 principales voies d'exposition que sont l'ingestion, l'inhalation et le contact dermique.

6.2.1 L'ingestion

La quantité d'eau ingérée par des baigneurs dépend très largement de divers facteurs tels que l'âge du sujet, son expérience, son habileté, sa dextérité et l'activité à laquelle il se livre (pratique sportive par exemple, plongée, etc.). Mais les données de référence sont aujourd'hui presque inexistantes et non consensuelles. L'ingestion constitue la voie majoritaire de pénétration des germes.

Quelques rares études indiquent que les quantités d'eau ingérées au cours d'une baignade prolongée ne dépassent pas 100 mL pour un enfant (tranche d'âge de 1 à 2 ans), 250 mL pour un enfant âgé de 2 à 17 ans et 25 mL pour un adulte (Afssa-Afsset, 2006). La quantité maximale ingérée au regard du rapport au poids corporel est plus faible pour un adulte que pour un enfant. Mais il est souligné la variabilité des données de la littérature sur ce point et donc la difficulté à estimer l'exposition des baigneurs aux contaminants des eaux de baignades.

6.2.2 L'inhalation

Les baigneurs peuvent inhaler, soit accidentellement un volume d'eau estimé à environ 10 mL, soit l'air présent à la surface de l'eau en quantité variable selon le temps et l'intensité de leur effort. Cette voie est majoritaire pour les germes dont la cible est la sphère ORL et pour les toxines. L'inhalation d'aérosols (microgouttelettes d'eau) n'est à ce jour que partiellement documentée mais elle est considérée comme une voie majeure de la contamination des voies aériennes profondes.

Les techniques utilisées pour l'oxygénation de l'eau de baignades peuvent dans certaines conditions de pression, générer des aérosols qui constituent un facteur aggravant le risque de contamination du baigneur par des germes pathogènes dont la cible est la sphère ORL, via leur inhalation. Les dispositifs concernés sont les nombreux jeux d'eau et jets d'ornement, qu'il est conseillé d'éviter compte tenu des risques microbiologiques identifiés pour les baignades artificielles.

6.2.3 Le contact avec la peau et les muqueuses

La peau et les muqueuses sont exposées aux contaminants aussi bien microbiologiques que chimiques. Les effets de ce contact et les modalités de transport à travers la couche externe de la peau varient selon le caractère lipophile ou hydrophile des polluants chimiques, selon la température de l'eau et la concentration des produits chimiques.

La pénétration des contaminants chimiques et microbiologiques (notamment pour les champignons et certaines substances liposolubles) est favorisée en cas de macération de la peau (par exemple lors du port de vêtements, de combinaisons ou de protections) ou de blessures.

Le groupe de travail n'a pas jugé utile de développer dans ce rapport l'état de l'art bibliographique relatif aux données quantitatives d'exposition des baigneurs compte tenu de l'impossibilité par ailleurs de mener une évaluation quantitative des risques sanitaires (cf. chapitre 8). Le rapport Afssa-Afsset relatif à l'évaluation des risques relatifs à la présence de cyanobactéries et à leurs toxines apporte un état de l'art actualisé de ces données (Afssa-Afsset, 2006).

7 Estimation des risques sanitaires

7.1 Pertinence d'une évaluation des risques sanitaires

La méthode d'évaluation d'un risque sanitaire nécessite, pour un danger identifié, de disposer de données suffisantes quantitatives ou qualitatives relatives à son occurrence (mesure d'une concentration par exemple), à sa toxicité (pour un agent chimique ou une toxine) ou à sa dose infectante (pour un germe pathogène) et à l'exposition.

Or l'insuffisance des données disponibles sur les baignades artificielles ne permet pas à ce jour une identification précise et exhaustive ni une quantification des dangers associés. Les caractéristiques des baignades artificielles qui conditionnent la nature et l'expression de ces dangers, les caractéristiques des activités de bain qui y sont pratiquées et des populations qui les fréquentent ne sont pas connues. S'agissant des quelques baignades artificielles recensées en 2003 et examinées dans le présent rapport, le suivi sanitaire de la qualité des eaux est limité aux germes indicateurs habituels de la contamination fécale (*Escherichia coli* ou coliformes, entérocoques, staphylocoques). A l'inverse, aucune donnée ne réfère aux autres germes pathogènes susceptibles de s'y développer, aux contaminants chimiques susceptibles de s'y accumuler et aux toxines susceptibles d'y être présentes.

Par ailleurs, le chapitre 6 montre que l'exposition des populations est à ce jour très peu documentée (modalités, fréquences) pour l'ensemble des baignades et insuffisamment modélisée. Les données épidémiologiques relatives aux baignades aménagées sont insuffisantes et non applicables aux baignades artificielles. De même, l'exposition des populations professionnelles en charge de l'entretien des baignades ou de leur surveillance est inconnue.

Compte-tenu de ces insuffisances, une estimation quantitative ou qualitative des risques sanitaires liés aux eaux de baignades artificielles n'apparaît pas pertinente.

Néanmoins, le niveau de risques a cependant pu être apprécié dans certains cas au regard des données collectées, ceci, afin d'orienter la réflexion quant aux mesures de gestion des risques à engager.

7.2 Eléments d'appréciation des risques sanitaires liés aux eaux de baignades artificielles

7.2.1 Hydraulicité

Dans les zones de baignade artificielles dotées d'une gestion hydraulique médiocre ou peu efficace avec un faible renouvellement d'eau, les risques d'infection liés à la présence d'agents

pathogènes sont vraisemblablement supérieurs à ceux des baignades en eau libre, sauf potentiellement pour celles bénéficiant d'un traitement efficace, ce qui reste à démontrer.

De même, un faible renouvellement de l'eau favorise le développement algal, et le risque d'accumulation de toxines dans l'eau, pouvant conduire à des effets délétères pour la santé.

Une gestion des eaux de baignades artificielles par un renouvellement suffisant et/ou un traitement efficace vis-à-vis des germes pourraient potentiellement réduire la concentration en agents pathogènes et donc les risques d'exposition et d'infection. Par contre, nous ne possédons pas aujourd'hui de données fiables et robustes sur l'efficacité des traitements d'épuration utilisés pour réduire la présence de germes pathogènes dans le cadre des eaux de baignade.

Aussi, sans une bonne hydraulicité et/ou des procédés d'épuration ou renouvellement des eaux, ces zones de baignade font apparaître un risque sanitaire élevé.

7.2.2 Toxicité des plantes

Il est décrit au chapitre 5.3.2 que, certaines plantes présentent une toxicité de contact cutané ou oculaire pour l'homme (euphorbes, angélique, etc.) qui n'est toutefois documentée que dans un contexte très différent de celui d'une baignade (contact prolongé, manutention, jardinage, etc.). Le risque associé est donc fonction de l'exposition du baigneur à ces plantes ou à leurs résidus flottants. Considérant que l'eau est régulièrement filtrée via les skimmers et nettoyée par l'entretien manuel quotidien et compte tenu que l'accès des baigneurs aux zones plantées est généralement interdit, ce risque est estimé négligeable. Il souligne à ce titre l'intérêt de l'interdiction d'accès du baigneur aux zones plantées. Le risque pourrait être plus important pour la population professionnelle en charge de l'entretien de la baignade et de sa maintenance, du fait d'une exposition prononcée.

Certaines plantes sont également toxiques par ingestion mais cette voie d'exposition n'est que peu envisageable dans le contexte de l'activité de baignade, sauf ingestion de résidus végétaux ou de fruits lors de la nage. Dans ces conditions, les variétés utilisées ne représentent pas de danger particulier sauf *Cicuta virosa* en raison de sa forte toxicité et *Solanum dulcamara* dont les fruits rouges appétissants peuvent attirer les enfants.

Aussi, pour un même danger chimique, une baignade en eau captée et captive pourra donc présenter un risque sanitaire plus élevée qu'une baignade en eau libre.

8 Expertise des actions visant à maîtriser les risques sanitaires et appliquées aux baignades artificielles

Ce chapitre recense et évalue la pertinence et l'efficacité des actions, outils et pratiques appliqués aux baignades artificielles dans un but de maîtrise des risques sanitaires. A noter que leur étude n'en constitue pas une validation « de fait ».

Les procédés utilisés pour la maîtrise des risques sont principalement d'ordre préventif ou curatif. Il s'agit (cf. figure 5):

- soit d'éviter sinon limiter les dangers, par une bonne gestion des intrants, par la suppression ou le contrôle des sources de contaminants,
- soit de contrôler « l'occurrence » et l'expression des dangers lorsqu'ils ne peuvent être évités, par une bonne gestion hydraulique de la zone de baignade et/ou par l'application d'un ou plusieurs procédés de traitement).

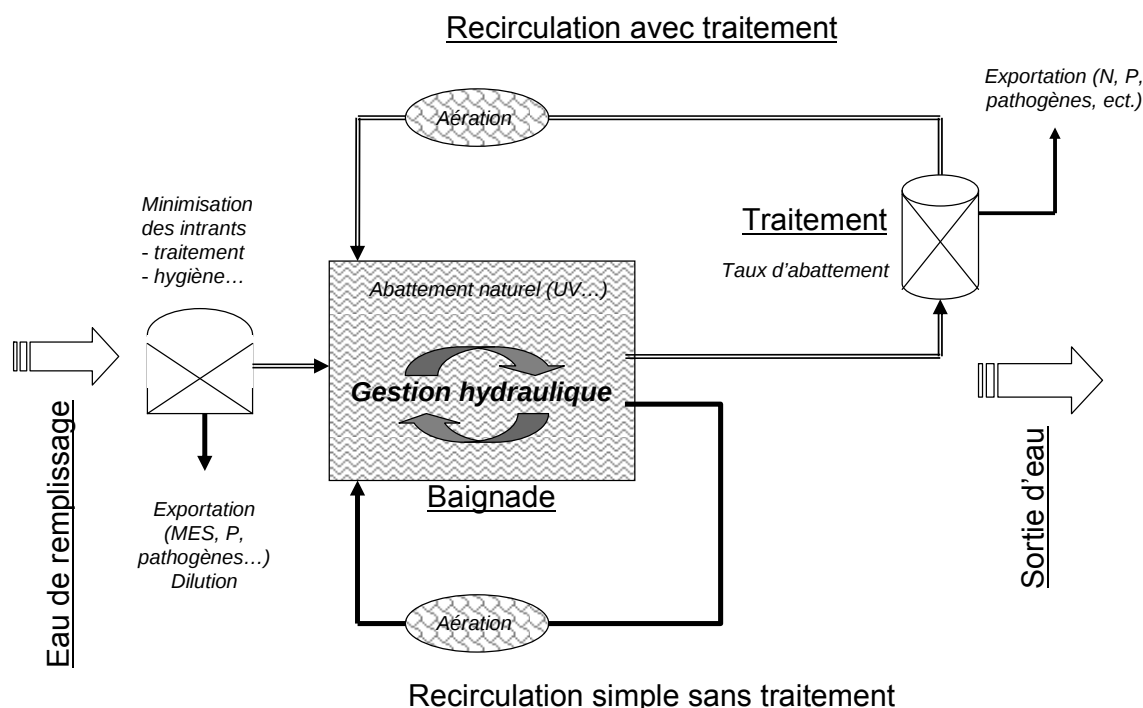


Figure 5 : Illustration des différents moyens de maîtrise des risques sanitaires appliqués aux baignades artificielles

Considérant que la conception et l'usage des baignades à traitement par filtration biologique sont similaires à ceux des piscines et que la problématique de gestion sanitaire des eaux est identique, leurs modalités de gestion des risques ont été comparées à celles appliquées pour les piscines.

8.1 Maîtrise des intrants

Il est distingué les intrants de l'environnement (eau de remplissage et intrants directs tels que les ruissellements) des intrants apportés par les baigneurs. Quelles que soient leurs origines, ces intrants doivent être efficacement gérés par des moyens appropriés compte tenu des dangers et des facteurs aggravants qui caractérisent les baignades artificielles (cf. chapitre 5).

8.1.1 Intrants de l'environnement

L'identification et la gestion des intrants liés à l'eau de remplissage et des intrants directs ne sont pas documentées dans le cadre des baignades artificielles. Mais il est estimé que les moyens éventuellement mis en œuvre sur le terrain se limitent à ceux utilisés pour les baignades en eau libre, à savoir l'observation visuelle couplée à un suivi de la qualité des eaux.

Concernant les intrants liés à l'eau de remplissage, aucune surveillance de la qualité chimique et microbiologique de l'eau ne paraît être réalisée, à l'exception des baignades à traitement par filtration biologique qui utilisent une eau de qualité potable, dont la conformité est ainsi vérifiée.

Concernant les intrants directs, aucun aménagement spécifique destiné à les limiter n'a été identifié parmi les baignades recensées en 2003 ni ne paraît être prévu.

Il est donc estimé que la gestion des intrants de l'environnement paraît être insuffisante compte tenu des dangers et des facteurs aggravants identifiés au chapitre 5.

8.1.2 Intrants apportés par les baigneurs

8.1.2.1 Hygiène des baigneurs

Les installations d'hygiène identifiées pour les baignades artificielles recensées sont généralement conformes aux exigences des baignades aménagées, à savoir au minimum deux cabinets d'aisance installés à proximité de la zone de baignade. Une majorité d'entre elles est également équipée de douches et une petite minorité de pédiluves et d'une zone de déchaussage (zone pieds nus / pieds chaussés).

Concernant les baignades à traitement par filtration biologique, les installations d'hygiène identifiées respectent généralement les recommandations de la FLL à savoir une zone de déshabillage, des douches et des cabinets d'aisance mais dont le nombre ne paraît pas adapté à certaines fréquentations maximales instantanées.

Il est donc considéré pour l'ensemble des baignades artificielles que les installations d'hygiène sont largement insuffisantes et généralement mal adaptées au regard des niveaux de fréquentation jugés importants pour certaines baignades et compte tenu des

dangers et des facteurs aggravants identifiés. Il est également estimé que leur utilisation par les baigneurs paraît également être très insuffisante, certainement en raison d'un manque de sensibilisation et d'éducation à l'hygiène.

8.1.2.2 Contrôle de la fréquentation

La fréquentation maximale est généralement exprimée en nombre de baigneurs par volume d'eau (m³) ou par surface de bassin (m²) ou inversement. Seules les piscines sont concernées par une exigence réglementaire de fréquentation maximale fixée à 1,5 baigneur par m² pour les piscines de plein air (soit 1 baigneur pour 0,7 m²) et à 1 baigneur par m² pour les piscines couvertes.

- *Cas général des baignades artificielles*

Concernant les baignades artificielles recensées en 2003, la fréquentation ne paraît ni limitée ni régulièrement renseignée par les gestionnaires de la baignade, sauf exception. Dans ces conditions, le groupe de travail estime que la charge en intrants apportés par les baigneurs ne peut être ni estimée ni contrôlée.

- *Cas général des baignades artificielles à traitement par filtration biologique*

Une fréquentation « nominale » journalière est proposée par la FLL selon la méthode suivante (FLL, 2003) :

$$N = \frac{1}{k} (V_t + V_f + A q) \text{ [personnes / d]}$$

N = fréquentation nominale exprimée en personnes par jour

k = facteur de dilution en fonction de la fréquentation, exprimé en m³/personne

V_t = volume d'eau de la zone de baignade apte à la régénération, en m³ par jour

V_f = appoint quotidien en eau de remplissage, en m³ par jour

A = superficie de la zone de baignade, en m²

q = alimentation de la zone d'épuration en eau brute, en m³/m² x d

d = jour

Cette méthode paraît manquer de pertinence scientifique et souffrir d'incertitude puisque :

- le facteur de dilution, paramètre clé de l'équation, est défini par la FLL de manière empirique à une valeur de 10 m³ d'eau par baigneur, selon l'hypothèse non vérifiée que l'ensemble du volume d'eau de la baignade est régénéré quotidiennement par le traitement,
- que cette valeur n'est corrélée ni à une estimation de la charge polluante apportée par les baigneurs ni à l'efficacité du traitement.

Pour les besoins de l'expertise, cette fréquentation nominale journalière a été comparée à celle des piscines. Le volume d'eau par baigneur et par jour (indicateur de fréquentation) a été calculé pour les piscines (sur la base des paramètres imposés par la réglementation) et pour le cas de 3

baignades artificielles recevant du public recensées en France, en appliquant la méthode de calcul précitée (cf. tableau 6). A noter que pour les piscines, le volume d'eau par baigneur et par jour et les temps de recirculation varient en fonction de la nature et de la profondeur du bassin.

Tableau 6 : Indicateur de fréquentation (volume d'eau par baigneur et par jour) calculé selon la méthode de la FLL pour les piscines et pour 3 baignades recevant du public

Type d'installation	Volume d'eau par baigneur et par jour
Piscines (paramètres réglementaires)	De 8 à 17 m ³ pour les petits bassins (profondeur de 0,8 à 1,5 m) De 7 à 19 m ³ pour les grands bassins (profondeur de 1,5 à 4 m)
Baignade n°1 (baignade de Combloux)	10 m ³
Baignade n°2	6 m ³
Baignade n°3	11 m ³

L'identité des baignades 2 et 3 ne peut être rendue publique

Il est souligné qu'à profondeur équivalente (1,5 mètre environ) le volume d'eau par baigneur et par jour est inférieur en baignades artificielles qu'en piscine et donc que la fréquentation maximale admissible y est plus élevée. Il est également souligné que ce volume d'eau par baigneur et par jour se rapproche des recommandations²³ autrichiennes (ordonnance relative à l'hygiène des eaux de baignades) qui fixe un nombre de visiteurs journalier maximal en fonction de la dimension du bassin de baignade. Considérant en outre que l'eau des baignades n'est ni désinfectée ni désinfectante et considérant l'insuffisance précitée des règles d'hygiène, le risque de contamination interbaigneurs est donc jugé plus élevé pour ces baignades artificielles qu'en piscine publique.

Il est également souligné que cette méthode de calcul, quelles que soient ses limites et ses difficultés d'interprétation, n'est pas systématiquement appliquée sur le terrain lors de la construction d'une baignade. Par exemple, les fréquentations maximales définies pour les baignades n°2 et n°3 n'ont pas été calculées selon cette équation mais sur la base du ratio « m² de baignade / personne » appliqué pour la baignade de Combloux et considéré comme seule référence nationale de calcul. Or l'occupation maximale du bassin de Combloux a été fixée sans justification à 3 m² par baigneur avec un nombre d'entrée maximal journalier établi à 500, puis rehaussé à 700 après avis favorable de l'autorité sanitaire compte tenu d'une qualité sanitaire de l'eau jugée satisfaisante. Il est donc constaté que la pratique du terrain diffère de la méthode FLL et qu'elle n'apporte pas de justification supplémentaire.

Il est donc conclu que le contrôle de la fréquentation des baignades artificielles à traitement par filtration biologique ne permet pas de gérer de manière suffisante le risque sanitaire lié aux intrants apportés par les baigneurs et donc le risque de contamination interbaigneurs.

²³ Le volume d'eau minimum à garantir par baigneur est de 10m³ pour les bassins inférieurs à 1500 m², 15 m³ pour les bassins inférieurs à 5000 m² et 20 m³ au-delà

Il est rappelé cependant que l'élaboration, sur des bases scientifiques, d'une méthode de calcul de la fréquentation doit prendre en compte la complexité des paramètres en jeu, la connaissance de la problématique sanitaire des baignades et le système de traitement. A ce titre, les moyens de recherche et de développement mis en œuvre pour l'amélioration des connaissances et de ces concepts en règle générale sont jugés insuffisants.

8.2 Gestion hydraulique de la zone de baignade

La gestion hydraulique désigne la maîtrise de la circulation de l'eau au sein de l'ensemble de la baignade et de ses différents compartiments ; elle peut être appréhendée à travers les notions d'hydraulicité, d'hydrodynamique, de recirculation, etc.

8.2.1 Objectifs attendus

L'expertise de la gestion hydraulique est réalisée sur la base des considérants et des attendus suivants, dont le respect paraît être essentiel dans l'objectif de la maîtrise des dangers et des risques sanitaires.

L'hydraulique de la zone de baignade et celle de la zone de traitement sont intimement liées puisque interdépendantes mais doivent être appréhendées séparément.

La conception hydraulique d'une zone de baignade est essentielle car elle conditionne la maîtrise de la qualité sanitaire de l'eau en limitant la contamination interbaigneurs, en diluant et en évacuant les contaminants. L'approche est différente selon que la baignade est en système ouvert (entrée-sortie d'eau sans recirculation) ou en système fermé (recirculation avec un apport d'eau neuve limité) :

- en système ouvert, le renouvellement d'eau doit être suffisant pour permettre l'évacuation de l'ensemble des contaminants vers l'extérieur en un minimum de temps ; **le paramètre pertinent à prendre en compte est le temps de renouvellement complet du volume de la baignade ;**
- en système fermé, le renouvellement de l'eau étant trop faible pour assurer une évacuation suffisante, un système de traitement doit permettre un abattement significatif des contaminants ; **les paramètres pertinents à prendre en compte sont les temps de renouvellement complet du volume d'eau de la baignade via le traitement et l'efficacité du traitement vis-à-vis des contaminants.**

Quel que soit le système, la gestion hydraulique doit être suffisante pour une élimination performante du film de surface où se concentre la plus grande partie des microorganismes et pour une reprise efficace des contaminants de l'ensemble de la masse d'eau.

La configuration de la zone de baignade ne doit pas engendrer de zone « morte » où se développent préférentiellement les biofilms, microalgues et cyanobactéries.

8.2.2 Gestion hydraulique des baignades artificielles

D'une manière générale pour les baignades recensées, le renouvellement de l'eau, sa circulation et l'efficacité du traitement ne sont pas documentés pour les baignades artificielles recensées et paraissent être propres à chaque baignade. Dans ce contexte, aucune expertise générale ne peut être réalisée et seule une étude au cas par cas serait en mesure d'estimer l'efficacité de la gestion hydraulique de chaque baignade.

Néanmoins, compte tenu des informations collectées pour les baignades recensées, il semble que l'objectif de gestion hydraulique des baignades est peu ou pas pris en compte lors de leur conception et que l'élimination des contaminants ne peut ainsi être efficacement maîtrisée dans ces conditions.

La nature aléatoire et non prévisible de l'apport de contaminants par les baigneurs et/ou l'eau de remplissage et l'absence de données sur leurs dynamiques en milieu hydrique (survie et croissance des germes par exemple) rendent difficile le calcul d'un volume minimum de renouvellement d'eau permettant une maîtrise suffisante des dangers sanitaires.

8.2.3 Gestion hydraulique des baignades à traitement par filtration biologique

L'expertise de la gestion hydraulique de ces baignades a été réalisée sur la base des données mises à disposition par certains concepteurs, des recommandations de la FLL et des données relatives aux 3 baignades publiques citées au tableau 6.

A titre de comparaison, il est rappelé que les exigences réglementaires d'hydraulique appliquées aux piscines prévoient :

- un schéma hydraulique²⁴ en système inversé ou en système mixte, le système classique étant interdit,
- une reprise en continu de la couche d'eau superficielle pour au moins 50% du débit, au moyen d'un skimmer au minimum pour 25 m² de surface,
- un temps de recirculation du volume complet du bassin fonction de la profondeur (0,5 h pour les pataugeoires, 1,5 h pour les petits bassins, 4 h pour les grands bassins et 8 h pour les bassins à plongeur), associé à la désinfection des eaux par chloration (pouvoir rémanent de désinfection),
- un apport d'eau neuve de 0,03 m³ par baigneur et par jour,
- une vidange complète du bassin à une fréquence semestrielle.

Les recommandations de la FLL pour les baignades artificielles sont les suivantes :

- une circulation régulière et homogène au sein de la zone de baignade jusqu'à 2 m de profondeur minimum et au travers des revêtements en sable ou en gravier,
- une récupération du film de surface soit par un déversoir fixe de type rigoles, soit par un déversoir mobile tel que des skimmers, leur nombre et disposition étant adaptés au débit de recirculation de l'eau et à une récupération régulière,

²⁴ Système classique = arrivée d'eau dans la zone de faible profondeur + évacuation par la grille de fond. Système inversé = arrivée par le fond du bassin et les parois latérales + évacuation par la surface. Système mixte = arrivée en plusieurs points du bassin + évacuation par le fond et par la surface.

- une bonde de fond installée au point le plus bas de la zone de baignade pour la vidange partielle ou totale du bassin.

Or l'apport d'eau neuve pour les baignades artificielles n'est prévu que pour compenser les pertes par évaporation. **Ce renouvellement d'eau étant insuffisant pour permettre une dilution des contaminants, la maîtrise des risques dépend donc uniquement de l'efficacité du traitement mis en œuvre.**

Contrairement aux piscines, ni la FLL ni les concepteurs ne formulent d'exigence relative au système d'hydraulique à adopter en priorité (système classique, mixte ou inversé), au rendement minimum d'écumage du film de surface, au temps de recirculation du volume total de la baignade, etc.

Le système d'hydraulique des baignades artificielles se limite le plus souvent à une circulation en surface de l'eau permettant uniquement une élimination du film de surface, mais sans qu'un rendement d'écumage ne soit précisé. Dans ces conditions, le brassage de l'eau est insuffisant pour une reprise efficace des contaminants de l'ensemble de la masse d'eau vers la zone de traitement. Seul un concepteur y ajoute une évacuation de l'eau par une bonde de fond. La géométrie aléatoire de conception des baignades, qui rompt volontairement avec la rectangularité des piscines, et la présence de plantes créent des zones de moindre hydraulicité qui compliquent la gestion de l'hydraulique (positionnement des buses et des skimmers) et limitent donc son efficacité.

Les temps annoncés par les concepteurs pour la recirculation du volume total de la baignade sont de 16 à 24 heures, donc largement supérieurs à ceux des piscines (1,5 à 4 heures selon la profondeur des bassins de natation). La durée de l'exposition des baigneurs aux contaminants est donc susceptible d'être plus élevée qu'en piscines, alors que l'eau n'est pas « désinfectée et désinfectante ».

Concernant l'efficacité de la circulation de l'eau au sein de la baignade, seule une étude préalable sur plan paraît être réalisée par les concepteurs mais sans qu'un raisonnement ou qu'un objectif d'efficacité n'aient été avancés, outre l'objectif de simple passage de l'eau de la zone de bain vers la zone de traitement. L'efficacité de l'hydraulique n'est pas vérifiée à réception de la baignade afin d'identifier d'éventuels dysfonctionnements et défauts de construction.

Il est donc souligné que la gestion hydraulique de ces baignades n'est pas optimale et d'un niveau d'efficacité inférieur à celle des piscines, pour une problématique sanitaire pourtant similaire. Cette gestion hydraulique ne permet pas une circulation suffisante de l'eau au sein de la zone de baignade pour limiter la contamination interbaigneurs et pour évacuer efficacement les contaminants vers la zone de traitement.

8.3 Traitements des eaux des baignades artificielles

Des traitements de l'eau des baignades artificielles et éventuellement de l'eau de remplissage peuvent être mis en œuvre par les exploitants du site lorsque la qualité sanitaire de l'eau et/ou lorsque les conditions de sécurité sont insuffisantes (transparence par exemple). Ils concernent plus particulièrement les baignades en système fermé, pour lesquelles le faible renouvellement de l'eau ne permet pas une évacuation suffisante des contaminants vers l'extérieur.

Il est abordé séparément le cas des traitements susceptibles d'être appliqués aux baignades artificielles recensées en 2003 et le cas particulier du traitement par filtration biologique appliqué spécifiquement aux baignades commercialisées.

Il est considéré que les traitements destinés à assurer la qualité sanitaire des eaux de baignade doivent permettre d'éliminer efficacement les éléments suivants :

- les microorganismes et en particulier les agents pathogènes ;
- les nutriments (carbone organique, azote et phosphore total) voire les algues, les microalgues et les cyanobactéries directement ; le maintien du phosphore dissous à un taux le plus bas possible est essentiel pour contrôler la croissance des microorganismes, algues et cyanobactéries ;
- les matières organiques dissoutes et matières en suspension (MES) particulières ou colloïdales qui engendrent une turbidité de l'eau, représentent un réservoir important de contaminants qui y sont adsorbés (dont les germes) et qui entraînent une chute de la concentration en oxygène dissout, néfaste à l'équilibre de la baignade ;
- les contaminants chimiques éventuellement.

La nature physique (soluble, colloïdale ou particulaire) de ces éléments à éliminer a un impact majeur sur l'efficacité du traitement mais n'est que peu connue pour les eaux des baignades artificielles.

Eu égard à la diversité des contaminants, plusieurs procédés de traitement peuvent être utilisés individuellement ou associés en « filière » ou en « système d'épuration ». On distingue :

- les procédés chimiques,
- les procédés physiques,
- les procédés biologiques.

Les traitements appliqués aux baignades artificielles ne sont pas suffisamment documentés pour qu'une expertise de leur efficacité et de leur innocuité sanitaire puisse être menée. Un recensement préalable des traitements et processus utilisés est donc nécessaire. Toutefois seule une expertise au cas par cas paraît envisageable compte tenu des choix de la technologie, du dimensionnement, de la fréquence d'utilisation (etc.) qui dépendent de la problématique sanitaire à traiter, spécifique de chaque installation (identification des contaminants, concentration, spéciation, etc.) et des objectifs à atteindre.

Néanmoins, il est proposé une expertise a priori de la pertinence des traitements susceptibles d'être utilisés à des fins de gestion de la qualité sanitaire des eaux et/ou commercialisés à ce titre. Il s'agit des traitements physiques, chimiques et biologiques tels les ultraviolets (UV), l'ajout de produits chimiques, la filtration physique et les ultrasons. L'oxygénation et la floculation-coagulation sont considérées comme des procédés d'appoint.

Il est souligné que l'efficacité du traitement dépend non seulement du procédé mais aussi de l'ensemble des processus qui conduisent à limiter les charges polluantes en amont et de la gestion hydraulique appliquée.

8.3.1 Traitement par ultraviolets

La désinfection des eaux par les rayonnements ultra-violets (UV) est une technologie employée pour la production d'eau potable ou d'eau de process industriel et pour la désinfection des eaux usées réutilisées. Son utilisation pour le traitement des eaux récréatives est récente, mais concerne principalement les eaux de piscines privées. L'utilisation du traitement UV pour la désinfection des eaux de piscines publiques est interdite. Quelques sociétés proposent un traitement UV pour les eaux de baignades, d'étangs, etc.

Les rayonnements UV ont soit une action bactériostatique soit une action bactéricide, selon la nature du microorganisme. Les microorganismes sont particulièrement sensibles aux rayons UV à faible dose, contrairement aux végétaux inférieurs (algues, moisissures et leurs spores) qui nécessitent des doses d'irradiation plus élevées.

Le traitement UV présente néanmoins les inconvénients suivants :

- les indicateurs de la contamination fécale sont plus sensibles aux effets des UV que certains microorganismes pathogènes (virus par exemple) ; aussi le suivi sanitaire de la qualité microbiologique des eaux basé sur l'énumération des GICF n'est pas pertinent pour une eau traitée aux UV ;
- les matières en suspension des eaux de baignades limitent la portée du rayonnement et en diminuent donc l'efficacité ;
- en présence de microalgues et de cyanobactéries, les UV à dose élevée provoquent une lyse cellulaire et donc potentiellement un relargage massif des toxines ;
- dans le cas de l'utilisation de lampes UV basse pression (rayonnement monochromatique à 254 nm), certains microorganismes peuvent réparer leur ADN endommagé et donc restaurer leur capacité à se multiplier ;
- les conséquences environnementales ne sont pas maîtrisées : les UV peuvent induire la phase lytique des bactériophages et favoriser les transferts d'ADN chez les bactéries de l'environnement (Frost et al., 2005).

Dans ces conditions, et particulièrement en raison du risque de lyse des microalgues et cyanobactéries présentes et de la charge en MES, le groupe de travail ne recommande pas la technologie UV pour le traitement des eaux de baignades artificielles.

8.3.2 Traitement par produits chimiques

Parmi les produits chimiques utilisés en traitement des eaux récréatives, les baignades artificielles paraissent être plutôt concernées par l'utilisation de désinfectants et d'algicides.

Considérant leur utilisation incompatible avec la préservation de l'écosystème naturel aquatique, le groupe de travail estime que les traitements de désinfection des eaux (chloration par exemple) sont inadaptés au contexte des baignades et qu'ils ne peuvent être utilisés qu'en système exclusivement fermé sans rejet dans le milieu environnant. La baignade serait alors considérée comme une piscine réglementée.

L'ajout d'algicides à une baignade concernée par un fort développement algal est fortement déconseillé par le groupe de travail. En effet en présence de microalgues et de cyanobactéries potentiellement toxiques, la lyse cellulaire s'accompagne d'un relargage massif de toxines dans la masse d'eau, susceptible d'exposer le baigneur à un risque sanitaire élevé, et d'une libération rapide de matière organique et d'éléments nutritifs. Ceux-ci sont utilisés pour la croissance des microorganismes et génèrent une surcharge brutale du système de traitement, peu compatible avec son fonctionnement optimal. Compte tenu du faible renouvellement de l'eau des baignades artificielles et de la stabilité des toxines dans le temps, le groupe de travail considère qu'un traitement après la saison balnéaire, est susceptible de représenter un risque sanitaire pour la saison suivante. Parallèlement, la sélection d'organismes résistants à un algicide a été démontrée expérimentalement (cas du cuivre et d'herbicides) et ne peut donc être exclue dans un contexte comme celui-ci (Lopez-Rodas et al 2007 ; Garcia-Villada et al, 2004).

8.3.3 Traitement par ultrasons

Les ultrasons sont généralement utilisés pour le traitement physique des eaux résiduaires mais sans objectif de désinfection. Néanmoins, certaines sociétés proposent l'utilisation des ultrasons pour le traitement des microalgues et des cyanobactéries, mais également le traitement des germes pathogènes dans les eaux de bassins, d'étangs, de baignades, etc.

Les ultrasons peuvent induire, selon l'intensité, la lyse cellulaire des microalgues et des cyanobactéries potentiellement toxiques et donc conduire aux conséquences précitées. L'efficacité du traitement des germes par ultrasons n'est pas démontrée à ce jour et jugée certainement très limitée.

L'utilisation d'ultrasons est donc considérée inadaptée au contexte des eaux baignades artificielles.

8.3.4 Filtration physique

La filtration physique consiste à faire traverser une eau dans un ou des matériaux inertes (milieu granulaire de type sable, membranes, etc.) afin d'en piéger les contaminants solubles ou en suspension.

L'ensemble des procédés de filtration peuvent être employés dans le contexte des eaux de baignade (filtration de surface sur grille, tissus ou encore sur membranes pour la micro-, ultra- ou nano filtration, filtration en profondeur, etc.). Seule la filtration en profondeur sur sable ou autres matériaux granulaires, qui paraît être la plus adaptée aux baignades artificielles, est expertisée dans ce chapitre.

Le filtre en profondeur sont composés d'un milieu gravitaire traversé par le liquide à traiter dont la nature des matériaux granulaires et la charge hydraulique de surface conditionnent l'efficacité de piégeage : les paramètres du milieu granulaire à prendre en compte sont la taille des matériaux, leurs propriétés de surface, les macro- ou microporosités. Ceux à prendre en compte pour le dimensionnement et la conduite du procédé sont la charge hydraulique de surface, la qualité des particules à retenir et la perte de charge. Le colmatage progressif du filtre nécessite un nettoyage ou une régénération physique.

La connaissance sur l'efficacité d'élimination des germes par filtration en profondeur est essentiellement issue de traitement tertiaire d'eaux usées en vue de leur réutilisation. Tchobanoglous et al. (2002) montrent qu'une élimination poussée des germes (abattement de plus de 2 NTU – normalized turbidity unit) n'est possible que pour une eau faiblement chargée (< 5-7 NTU).

La filtration en profondeur est principalement utilisée en traitement d'eau potable et en traitement tertiaire des eaux usées chargées avant rejet dans le milieu environnant ou irrigation, mais sans objectif de désinfection, ou en traitement avant réutilisation des eaux notamment pour l'irrigation où la maîtrise du risque sanitaire est par contre recherchée (Tchobanoglous et al., 2002 ; Williams et al., 2007), mais pas toujours bien contrôlée.

Le phosphore ne présentant pas de forme gazeuse contrairement à l'azote, il est souligné que seule l'élimination des matières solides permet un abattement net du phosphore par filtration. Cet abattement n'est efficace qu'à condition de minimiser les intrants en amont, notamment en maintenant un niveau en phosphore dissous très bas (10-30 µg/L). Aussi, l'utilisation d'une eau de remplissage chargée en phosphore (supérieure à 30 µg/L a priori) devrait conduire à mettre en place un traitement spécifique à son élimination comme une floculation ou coagulation en amont

de la filtration. Le taux d'abattement du phosphore par filtration dépend de l'aptitude du matériau utilisé à adsorber ou précipiter sa fraction dissoute et de la fraction de phosphore particulaire fixé aux MES.

Considérant que les eaux de baignades sont faiblement chargées, un traitement correctement dimensionné et opéré par filtration physique peut donc en théorie assurer une élimination suffisante des germes qu'elle contient. Le traitement d'eaux de baignades par filtration physique peut donc être efficace sous réserve d'un dimensionnement suffisant et d'une maîtrise de son fonctionnement et de son entretien (nettoyage, régénération, etc.) et sous réserve d'une forte minimisation de la charge polluante en amont, notamment du phosphore.

A noter que les filtres à sable utilisés en piscine (eau désinfectée et désinfectante) ne répondent pas à ces exigences et ne peuvent donc être appliqués en l'état au contexte des baignades artificielles.

8.4 Traitement des baignades artificielles par filtration biologique

Cette filière de traitement par filtration biologique et substrats reconstitués ne concerne que le cas particulier des concepts de baignades commercialisées. L'expertise proposée dans ce chapitre concerne uniquement le principe de base du traitement par filtration biologique, commun à chaque concept. La prise en compte des particularités de chaque concept nécessiterait de les expertiser individuellement.

Les principaux concepteurs contactés n'ont fourni que peu de résultats scientifiques et techniques en appui à la caractérisation et à l'évaluation de leurs procédés. L'épuration des eaux de baignades par filtration biologique n'étant pas documentée dans la littérature scientifique, l'expertise s'appuie principalement sur l'expérience acquise du traitement des eaux usées par les réacteurs à cultures fixées et par filtres végétalisés.

A l'exception de quelques éléments confidentiels non fournis (éléments de composition, calculs de dimensionnement, etc.), il est estimé, sur la base des connaissances scientifiques acquises dans ce domaine, que l'ensemble des informations scientifiques dont disposent les concepteurs a été considéré pour l'expertise.

L'expertise a concerné :

- la conception et l'organisation de la filière de traitement (circuit d'eau, charge hydraulique, association des procédés, etc.) ;
- l'aptitude de la filière à abattre la charge en azote, phosphore, matière organique, matières en suspension, en germes ainsi que sa capacité à s'auto-régénérer ;
- le dimensionnement vis-à-vis de la charge à traiter ;
- la stabilité écologique de la filière vis-à-vis des perturbations externes et des dérives du système.

Il a été considéré pour l'expertise que chacun des procédés mis en œuvre au sein de cette filière de traitement devait être maîtrisé afin de garantir une efficacité stable et permanente au regard d'objectifs attendus et notamment celui de la qualité sanitaire des eaux. L'efficacité de la filière est conditionnée non seulement par celle des procédés mais également par la limitation des charges polluantes en amont.

8.4.1 Principes de fonctionnement

Le principe de fonctionnement est inspiré de celui des filtres végétalisés utilisés pour l'épuration des eaux usées (cf. annexe 16). Cette filière de traitement conjugue le procédé de filtration physique décrit au chapitre 8.3.4, qui opère un transfert de charges des éléments à éliminer entre la colonne d'eau et un support minéral granulaire, à un procédé d'extraction durable des éléments fixés. Les connaissances et l'expertise de la filtration physique décrites au chapitre 8.3.4 s'appliquent donc entièrement à cette filière de traitement. Le procédé d'extraction peut être mécanique (lavage physique du filtre) et/ou biologique lorsque les éléments piégés sont utilisés, exportés et dégradés par des microorganismes développés en biofilms au sein du massif filtrant et par des végétaux aquatiques appelés macrophytes. En l'absence d'extraction durable et maîtrisée, le colmatage et le perçage du filtre sont inévitables.

Le terme « biofiltre » utilisé pour nommer ce réacteur hybride illustre cette conjugaison entre les procédés physiques de filtration et d'extraction et un procédé biologique d'épuration. On distingue ainsi :

- les filières considérées comme intensives, privilégiant les procédés physiques, utilisant des filtres bactériens optimisés et par conséquent à faible dimensionnement,
- les filières considérées comme plus extensives, privilégiant les procédés biologiques, utilisant des filtres bactériens et plantés de végétaux et par conséquent à plus grand dimensionnement.

La filière de traitement vise à abattre la charge en azote, en phosphore, en matière organique dissoute et particulaire par filtration, métabolisation microbienne et exportation végétale (complexe substrat-microorganismes-plantes). Cette filière vise également à réguler les populations de microorganismes, notamment pathogènes, par des stratégies naturelles de prédation et de concurrence trophique, en essayant de mettre en œuvre de façon artificielle un écosystème naturel complexe.

Les processus biologiques mis en jeu par les microorganismes sont la prédation par des protozoaires (principalement des flagellés et ciliés) (Wand et al. 2007), l'activité des bactériophages, la compétition avec les flores autochtones et la réponse cellulaire des microorganismes à des conditions stressantes de l'environnement (irradiation par les UV solaires, carence en nutriments, température de l'eau, pH, salinité). Dans ces conditions de stress, les microorganismes peuvent lyser, modifier leur composition, leur taille (etc.) et perdre leur capacité à se multiplier, tout en restant viables. Ces processus biotiques et physiologiques qui régissent la survie des microorganismes dans l'eau sont complexes, interactifs et sensibles à de multiples facteurs extérieurs. Ils sont donc très difficiles à appréhender pour être maîtrisés par l'homme.

Outre leur rôle esthétique, les végétaux participent également au traitement des eaux en régulant le flux d'eau, en activant le métabolisme microbien développé au sein de sa rhizosphère et en assimilant et en exportant les nutriments dans leur biomasse aérienne (Brix, 1994 ; Brix, 1997 ; Karathanasis et al., 2003 ; Wang et al., 2008-in press).

8.4.2 Conception, dimensionnement et rendement de la filière

8.4.2.1 Conception et organisation de la filière

L'organisation générale de la filière de traitement (apport d'eau depuis la zone de baignade – filtration / épuration – reprise d'eau – oxygénation – retour vers la zone de baignade) pourrait être

cohérente avec l'objectif du traitement, en l'absence de zone morte dans le bassin de baignade et le bassin de traitement, et si l'ensemble du volume d'eau recirculée passait par le système de traitement, ce qui n'est pas toujours le cas lorsqu'une recirculation simple est installée en parallèle du circuit de traitement.

Les insuffisances de gestion hydraulique (cf. chapitre 8.2.3) ne permettent pas un traitement efficace de l'ensemble de la masse d'eau de baignade, les flux de reprise et d'acheminement des contaminants vers la zone de traitement étant jugés insuffisants. Le développement de biofilms au sein de la zone de baignade constitue un réservoir important de polluants et de germes qui échappent au traitement.

La totalité du volume d'eau de la baignade paraît être traitée en 16 à 24 heures selon les cas, sans que cette donnée ne soit argumentée ni justifiée. Considérant que cette durée de traitement n'est corrélée ni au rendement ou à la capacité du traitement ni à une estimation de la charge polluante moyenne apportée par les baigneurs en situation de fréquentation maximale, la gestion du système de traitement est estimée insuffisante et non maîtrisée.

La vitesse de circulation de l'eau au sein du filtre étant lente et incompatible avec une hydraulicité suffisante au sein de la zone de baignade, certains concepteurs proposent une recirculation de l'eau en parallèle du circuit de traitement. Il est souligné que cette recirculation facilite la dispersion des germes et donc la contamination interbaigneurs. En tout état de cause, une hydraulique suffisante au sein de la zone de baignade ne paraît pas compatible avec la cinétique du traitement proposée.

Il est conclu que l'organisation de la filière paraît être cohérente avec les objectifs recherchés mais que sa gestion hydraulique n'est pas aboutie et peut conduire dans ces conditions à une efficacité aléatoire, non contrôlée et insuffisante en l'état actuel de sa mise en œuvre.

8.4.2.2 Dimensionnement et rendement de la baignade

La superficie de la zone d'épuration est fonction de nombreux paramètres : intensité d'utilisation, type de construction, composition du filtre, circulation de l'eau (hydraulique), durée de séjour, taille et structure des installations de filtration, etc.

Or la surface de la zone de traitement est calculée par les concepteurs proportionnellement à celle de la surface de la zone de baignade selon un ratio subjectif qui ne repose pas sur une justification scientifique. Aucune information n'a été apportée sur la profondeur du filtre, toute aussi importante que la superficie, ni sur le temps de passage de l'eau nécessaire à une élimination suffisante des nutriments, MES et germes, ni sur les considérants cités au chapitre 8.3.

Le dimensionnement de la filière semble donc être basé sur des critères empiriques et non sur l'application de modèles mathématiques. Il n'est pas non plus défini au regard de l'estimation de la charge polluante à traiter (par baigneur par exemple) ni du rendement d'abattement de la filière, ces deux éléments n'étant pas étudiés. Dans ces conditions, le groupe de travail souligne que le dimensionnement ne s'appuie pas sur un raisonnement logique et qu'il paraît donc aléatoire.

8.4.3 Aptitude de la filière à abattre les charges en MO, MES, N et P

La nature et la taille des matériaux minéraux utilisés pour la construction du biofiltre sont en théorie capables de fixer les germes, la MO, les MES et le P, mais les données mises à disposition par les concepteurs quant à la composition exacte des matériaux sont insuffisantes pour l'affirmer.

Aucune information n'a été apportée sur l'adéquation entre le choix des matériaux granulaires et la nature des éléments à éliminer, et notamment le phosphore. De plus, il n'est pas possible d'affirmer une efficacité sans expérimentation et bilan de type entrée-sortie. La rétention des matières en suspension et du phosphore dépend en effet des caractéristiques des particules, de leur charge surfacique, de la granulométrie du média filtrant et de la vitesse de passage de l'eau, ces données n'étant pas fournies.

L'élimination des éléments fixés par le biofiltre est assurée par l'action des microorganismes qui s'y développent en biofilms (biofiltration bactérienne : digestion et métabolisation des éléments fixés) et par l'action des macrophytes, qui les utilisent pour leur croissance.

La colonisation du filtre par le biofilm microbien ne peut être vérifiée et son efficacité d'abattement ne peut être appréhendée qu'indirectement par un suivi de type entrée-sortie. Le développement microbien est favorisé par les racines des végétaux plantés qui constituent une surface supplémentaire à celle du filtre minéral et libèrent de l'oxygène et des acides organiques (source de carbone) favorisant les activités aérobies des microorganismes (Valé et al. 2005).

Certains végétaux comme les phragmites exsudent également des composés antibiotiques (ex. *Schoenoplectus*) qui favorisent l'élimination des microorganismes et limitent le développement des cyanobactéries (Nakai et al. 1996 et 2000). L'exportation du phosphore et dans une moindre mesure de l'azote dans les parties aériennes fauchées des végétaux pourrait être suffisante au regard des intrants apportés par chaque baigneur sous réserve d'un entretien (enlèvement régulier des débris et végétaux morts et fauchage annuel) et d'un dimensionnement suffisant de la zone de traitement. L'élimination de l'azote serait majoritairement le résultat du métabolisme microbien, par nitrification puis dénitrification ; les conditions anaérobies nécessaires à la dénitrification n'ont cependant pas été démontrées. La part métabolisée par les microorganismes et donc fixée ou sédimentée, n'est pas connue. Sauf élimination par lavage forcé du filtre ou par pompage-évacuation des dépôts sédimentés, cette fraction organique et minérale s'accumule dans le système et peut dans certaines conditions (anoxie par exemple) être relarguée dans la masse d'eau et réutilisée.

Considérant la complexité et le manque de connaissances scientifiques relatifs aux mécanismes biologiques mis en jeu par les microorganismes et les végétaux et considérant les nombreux facteurs qui influencent leur activité, le rendement d'abattement de la filière ne peut être appréhendé que par un bilan entrée-sortie. Aucune expérimentation ni suivi de ce type n'ayant été avancé par les concepteurs, **il est conclu que l'efficacité du traitement ne peut être considérée comme maîtrisée et que les moyens de recherche et développement mis en œuvre pour la mise au point du procédé sont insuffisants.**

8.4.4 Capacité de régénération du système de traitement

En raison de la sédimentation et/ou fixation de l'azote et du phosphore au sein du système et en l'absence d'un lavage forcé du filtre, les systèmes extensifs paraissent être voués à un chargement progressif jusqu'à saturation. Mais la durée de vie d'un filtre ne peut être calculée compte tenu des méconnaissances précitées. Les cinétiques d'élimination doivent être cohérentes avec les cinétiques d'apport des charges polluantes mais ces informations ne sont pas connues. Aussi, sans expérimentation complémentaire, le groupe de travail considère que les systèmes extensifs ne peuvent convenir qu'aux baignades concernées par un apport d'intrants modéré (eau de remplissage très peu chargée et fréquentation réduite).

Les systèmes dits intensifs sont sujets à une saturation plus rapide du biofiltre en raison de leur dimensionnement plus faible et que la moindre densité constatée de macrophytes ne peut prétendre à une exportation significative de l'azote et du phosphore. Le groupe de travail considère

qu'ils doivent donc être artificiellement régénérés par lavage forcé (backwash et exportation). Dans ces conditions, le rôle principal de la végétalisation d'un système intensif n'est qu'esthétique.

8.4.5 Aptitude de la filière à abattre les charges en microorganismes

Aucune expérimentation ni estimation de l'abattement des germes par un bilan de type entrée-sortie n'a été avancée par les concepteurs. Les seules données existantes sur l'efficacité de ces procédés concernent le traitement des eaux usées. Or, ces données ne sont pas extrapolables au contexte des eaux de baignades, leur charge en germes étant largement inférieure.

De plus l'hypothèse selon laquelle les germes potentiellement pathogènes seraient naturellement neutralisés par des stratégies de prédation par les protozoaires, de lyse cellulaire et de concurrence trophique développées par un écosystème microbien en équilibre n'est pas scientifiquement démontrée à ce jour. Ces mécanismes naturels d'autorégulation des populations microbiennes ne sont en effet pas ou peu documentés (Price et Probert, 1997) et leur efficacité n'est pas connue, particulièrement dans le contexte des eaux de baignade.

Dans ces conditions, le groupe de travail conclut que l'efficacité du procédé pour l'abattement de la charge microbienne ne peut être considérée comme maîtrisée et souligne que les moyens de recherche et développement mis en œuvre pour le développement du procédé sont insuffisants.

8.4.6 Stabilité de la filière

La stabilité dans le temps de la performance de la filière de traitement, via le maintien de son régime d'équilibre, est un critère jugé essentiel.

Après conception, une période d'équilibre d'une année du système est généralement respectée avant l'ouverture de la baignade. Aucune méthode ni indicateur n'est avancé par les concepteurs pour juger de l'atteinte de cet équilibre et de son maintien, mais le groupe de travail considère qu'il est impossible à ce jour de contrôler cet état d'équilibre compte tenu de la complexité du système.

La sensibilité de cet écosystème aux multiples facteurs extérieurs est de nature à facilement perturber son équilibre. Sa réponse à diverses perturbations (apport massif de germes ou de phosphore en cas de surfréquentation ou de pollution ponctuelle, augmentation de la température, prolifération algale, etc.) n'a a priori pas été étudiée et sa capacité à tolérer ces dérives tout en maintenant ou retrouvant son équilibre n'est donc pas garantie.

La température est un facteur majeur de la dynamique des populations des microorganismes mis en jeu, qui peut donc aussi bien favoriser ou altérer la performance d'épuration du système et induire ou limiter la prolifération de pathogènes. Aussi, la réponse d'un même système sera-t-elle différente selon le contexte climatique et la situation géographique, ce qui complique considérablement l'évaluation et la maîtrise des risques sanitaires. La localisation d'une telle baignade en zone à température douce (climat méditerranéen par exemple) paraît cumuler les inconvénients quant à la maîtrise de l'efficacité du système et du risque sanitaire. En effet la forte montée en température de l'eau est favorable à la prolifération préférentielle des pathogènes et nécessiterait la mise en place d'un système de refroidissement de l'eau ; et son effet sur les performances du système n'est pas connu. De bonnes conditions climatiques sont également favorables à une fréquentation régulière et prolongée de la baignade et à une augmentation de la durée des bains, synonymes d'intrants plus importants et donc d'un maintien de l'équilibre et d'une régénération difficile du système, etc.

En situation de déséquilibre, la perte d'efficacité du système se traduit par l'accumulation de germes, de phosphore et donc une prolifération d'algues. Or le retour naturel à l'équilibre est lent et paraît être peu compatible avec les exigences de qualité sanitaire des eaux de baignade. Enfin, en l'absence d'indicateurs de suivi de l'efficacité du système, un déséquilibre ne peut être diagnostiqué qu'au vu d'indicateurs visuels jugés trop tardifs (prolifération algale ou turbidité de l'eau, par exemple).

La pérennité et l'efficacité du système nécessite donc entre autres un entretien et une surveillance réguliers et très réactifs tout au long de la saison balnéaire par un personnel formé à sa gestion sur la base d'un cahier des charges à ce jour inexistant. Il est souligné que la formation actuelle des exploitants des sites de baignades paraît être insuffisante (notamment en ce qui concerne le diagnostic) mais que la complexité du système et sa fragilité incitent paradoxalement les concepteurs à limiter par précaution le champ d'interventions de l'exploitant.

8.4.7 Conclusion

La filière de traitement par filtration biologique est en théorie capable d'abattre la charge en azote, en matières organiques et en phosphore et donc de contrôler la prolifération algale, mais les concepteurs ne sont pas en mesure d'en apporter une preuve scientifique à ce jour. Par contre l'abattement des microorganismes pathogènes n'est qu'une hypothèse non vérifiée qui nécessite des études spécifiques. Les multiples facteurs qui régissent l'équilibre de cet écosystème reconstitué ne sont pas suffisamment connus à ce jour pour qu'il puisse être maîtrisé en milieu artificiel et que l'on puisse en connaître l'efficacité, à des fins de dimensionnement notamment.

Il ne semble pas exister de la part des concepteurs d'approche rationnelle et intégrée de la conception de ces baignades. On note particulièrement :

- une méconnaissance du fonctionnement intrinsèque du système de traitement, de ses performances et de ses effets en termes d'impact sanitaire et d'épuration des eaux,
- une faible prise en compte de l'hydraulique des bassins en cohérence avec le système de traitement et avec la gestion de la contamination interbaigneurs,
- une minimisation de l'importance capitale de limiter au maximum les intrants et en particulier le phosphore,
- une méconnaissance de la dynamique de réponse de l'écosystème au cours des années de fonctionnement notamment vis-à-vis de l'accumulation de matières nutritives,
- l'inexistence ou l'insuffisance de cahiers des charges, dont certaines données restent rudimentaires pour l'appui à la réalisation de ces installations sur le terrain,
- un excès de confiance quant à la capacité de la filière de traitement à maîtriser les risques sanitaires.

Dans ces conditions et en l'absence de programme d'étude ou d'expérimentation (suivi analytique de l'efficacité des baignades en fonctionnement par exemple), il est considéré que la mise en œuvre de cette filière de traitement (conceptualisation, construction, dimensionnement...) reste incertaine et peu maîtrisée. Seuls l'expérimentation et un suivi structuré pluridisciplinaire des installations existantes paraissent en mesure d'apporter les connaissances nécessaires et préalables au développement et à l'amélioration de ces systèmes.

Il est particulièrement souligné qu'aucun des concepteurs n'est à ce jour en mesure de garantir et de démontrer une maîtrise suffisante de la qualité sanitaire des eaux de baignades, notamment en cas de dysfonctionnement ou de contamination ponctuelle, microbienne par exemple. La

problématique du risque sanitaire ne paraît ni suffisamment prise en compte ni suffisamment maîtrisée par les concepteurs

Il est également souligné la réelle difficulté à comprendre et à démontrer l'efficacité de ces traitements par des procédés biologiques en raison de la complexité des mécanismes mis en jeu et de leur méconnaissance. Cet objectif nécessite la mise en œuvre de véritables programmes de recherche et d'expérimentation solides. La maîtrise du système et son contrôle paraissent être plus facilement envisageables à court terme pour ceux qui favorisent les procédés physiques de filtration (systèmes intensifs notamment).

L'absence de problème sanitaire majeur constaté pour ces types de baignade en fonctionnement en France et à l'étranger (Allemagne, Autriche, etc.) ne permet pas pour autant de conclure à une absence de risque sanitaire compte tenu du manque de suivi épidémiologique des populations de baigneurs concernés. Les paramètres du suivi sanitaire de ces baignades en France et à l'étranger et les seuils de qualité associés sont insuffisants pour permettre de préjuger de l'absence de risque sanitaire en raison de leur insuffisance (cf. chapitre 9).

Le risque sanitaire lié à ces baignades est considéré plus élevé que pour les piscines publiques chlorées et pour les baignades en eau libre à bonne gestion hydraulique. Par contre, sous réserve d'une maîtrise suffisante du système, les baignades à traitement par filtration biologique pourraient constituer une bonne alternative aux baignades en eau libre ou artificielles pour lesquelles la gestion hydraulique est insuffisante, générant des risques sanitaires significatifs.

Malgré les problèmes observés, le groupe de travail estime néanmoins que les objectifs de traitement attendus peuvent être atteints à condition d'adopter une approche transversale, rigoureuse et cohérente de l'ensemble des problématiques, de maîtriser les aspects écologiques et technologiques correspondants et d'appliquer des moyens de précaution renforcés. Des progrès dans la connaissance et dans la technologie, par exemple par des plateformes d'expérimentation, devraient permettre une amélioration significative des connaissances et donc des performances de réduction des risques sanitaires

Certains concepteurs, en Allemagne notamment, proposent une approche intégrée qui paraît embrasser plus efficacement la globalité du système avec un véritable objectif d'efficacité technique et sanitaire. Il est donc souligné une différence sensible de maîtrise du procédé entre les concepteurs ainsi que l'importance de la mutualisation des connaissances. Ce constat valide la nécessité d'une évaluation au cas par cas de chacun des systèmes et souligne à nouveau la nécessité d'une recherche et développement plus appuyés.

8.5 Etude de cas : baignade de Combloux²⁵.

L'expertise de la baignade de Combloux ne concerne que la partie baignade publique artificielle et non les installations indépendantes que sont le sauna, hammam et jacuzzi. Elle étudie l'efficacité de la gestion des intrants, l'efficacité de la gestion hydraulique et l'efficacité du traitement de l'eau.

La réflexion s'est appuyée sur l'analyse des avis du CSHPF, du protocole d'expérimentation, des rapports annuels d'exploitation rédigés par la DDASS de Haute Savoie et notamment des résultats du suivi sanitaire de la qualité des eaux, des données techniques de construction, de

²⁵ <http://www.combloux.com/baignade-plan-eau-4.html>

fonctionnement et des travaux réalisés, de divers rapports d'expertise commandés par l'exploitant, de deux auditions (exploitant, bureau d'étude, concepteur, DDASS) et d'une visite sur site.

8.5.1 Description générale de la baignade et de son environnement

La baignade est composée de deux bassins distincts dont le volume total est de 3700 m³:

- le bassin principal (2900 m²) comporte une zone dédiée à la natation (1000 m²), une zone d'accès en pente douce (550 m²) et une zone plantée de végétaux (1350 m²) appelée zone de « régénération » et inaccessible au baigneur ;
- le bassin dédié au traitement (800 m²) est physiquement séparé du précédent et inaccessible au baigneur.

La baignade a été conçue sur la base d'un concept breveté et inspirée de la baignade de Gaschürn en Autriche. La circulation de l'eau est schématisée à la figure 6. L'eau du bassin de natation, collectée en profondeur par la bonde de fond et en surface par un réseau de 6 skimmers, est acheminée par un système de pompes vers la zone de traitement. Elle y est épurée par un procédé de traitement par filtration biologique (cf. chapitre 8.4) ici considéré comme « extensif » par les experts. L'eau traitée est ensuite envoyée vers la cascade permettant son oxygénation et vers la zone de régénération qui alimente toutes deux le bassin principal. L'eau est recirculée en permanence, y compris en période hivernale.

La baignade est soumise à un protocole d'expérimentation approuvé par le CSHPF qui décrit notamment les modalités du suivi sanitaire de la qualité des eaux de baignade ainsi que les seuils de gestion, inspirés de ceux appliqués en Autriche pour la baignade de Gaschürn.

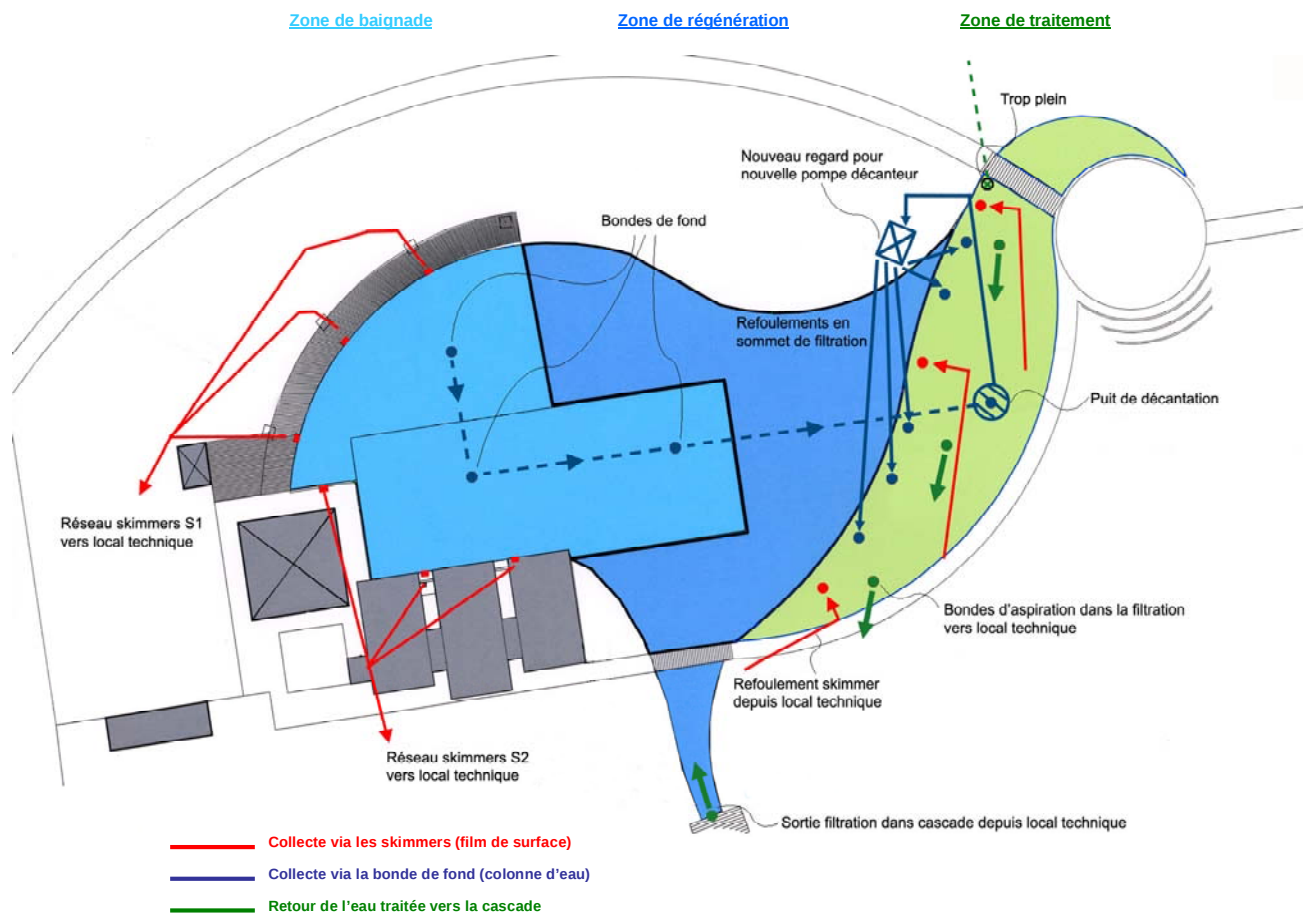


Figure 6 : Schéma du circuit hydraulique de la baignade de Combloux

8.5.2 Historique et évolution de la baignade

Après deux années d'exploitation (saisons 2002 et 2003) et sur la base des rapports de suivi sanitaires, le CSHPF a souligné dans son avis du 4 mai 2004 les difficultés de fonctionnement et le manque de maîtrise générale du système. Il s'est ainsi opposé à toute nouvelle implantation d'un tel système sur le territoire national « tant que les modalités de gestion ne sont pas mieux établies ». L'ouverture de la baignade à titre expérimental a néanmoins été maintenue.

Les anomalies de fonctionnement tant techniques, économiques que sanitaires ont perduré les années suivantes et ont été particulièrement marquées au cours de la saison 2006 par

- des dénombrements élevés de Staphylocoques dorés,
- un développement massif d'algues et de cyanobactéries dans l'ensemble des bassins et au pied de la cascade,
- un dépôt organique et minéral important sur le fond de tous les bassins (galets et liner),
- une mauvaise étanchéité à l'origine d'une consommation importante d'eau de remplissage.

Le groupe de travail attribue l'origine de ces dysfonctionnements récurrents à une conception et réalisation insuffisantes. Ils témoignent de la difficulté d'adaptation de ces concepts à des territoires très différents tant au niveau géomorphologique que climatique, et des difficultés de mise en œuvre du concept sur le terrain lors de la construction et de la gestion des eaux de baignade, notamment en l'absence de cahier des charges suffisant.

L'exploitant de la baignade a ainsi entrepris divers aménagements entre 2002 et 2006 suivis d'une profonde restructuration de la gestion hydraulique de l'ensemble des bassins et de la zone de traitement à l'intersaison 2006-2007. La baignade a été totalement vidangée, la zone de traitement restructurée et les eaux renouvelées.

8.5.3 Efficacité de la gestion des intrants

8.5.3.1 Efficacité de la gestion des intrants de l'environnement

La baignade est protégée des intrants par ruissellement en raison de la configuration de son lieu d'implantation et de l'aménagement de ses berges. L'eau de remplissage de la baignade étant celle du réseau d'alimentation en eau potable de la commune (eau de glacier), elle ne présente pas de danger sanitaire pour les baigneurs et n'apporte que peu d'intrants (phosphore notamment).

8.5.3.2 Efficacité de la gestion des intrants apportés par les baigneurs

Lors de sa visite sur site le 5 juin 2008, le groupe de travail a expertisé la pertinence des installations d'hygiène offertes aux baigneurs.

Le nombre de sanitaires et de douches est inférieur à celui préconisé par le protocole expérimental. Les sanitaires sont jugés trop éloignés et isolés de la zone de baignade et de l'aire de détente. Les douches sont en configuration ouverte de plein air et alimentée par une eau froide : leurs conditions d'utilisation ne sont pas propices à une douche de durée suffisante pour l'élimination des germes portés par les baigneurs. Le passage à la douche peut facilement être évité et n'est pas surveillé. Les douches ne permettent tout au plus qu'un rapide rinçage lors du passage de l'aire de repos à la zone de baignade. L'installation n'est pas équipée de pédiluve, ni de zone de déchaussage ni d'un parcours du baigneur comme pour les piscines.

Le groupe de travail conclut que ces installations d'hygiène mises à disposition des baigneurs sont insuffisantes pour considérer que les risques liés aux apports par les baigneurs (germes notamment) sont maîtrisés.

La fréquentation maximale de la baignade a été fixée arbitrairement sans justification à 3 m² par baigneur. Le nombre d'entrée maximal journalier a été établi à 500. Ce seuil a été rehaussé à 700 en 2005 conformément au protocole expérimental après avis favorable de l'autorité sanitaire, compte tenu d'une qualité sanitaire satisfaisante de l'eau. Il est constaté que cette fréquentation

maximale n'a pas été calculée sur la base de la méthode recommandée par la FLL. L'application de cette méthode limiterait la fréquentation journalière à 200 baigneurs²⁶.

Compte tenu de sa localisation géographique en altitude et des conditions climatiques associées, la fréquentation observée de la baignade est en grande partie concentrée entre le 15 juillet et le 15 août. La période de sollicitation du système de traitement par un apport significatif d'intrants (pics de fréquentation) paraît donc être limitée dans le temps, ce qui peut faciliter le maintien de son équilibre, optimiser le temps de régénération et donc contribuer à maintenir des conditions sanitaires favorables.

8.5.4 Efficacité de la gestion hydraulique et du traitement

Le groupe de travail estime que les réserves formulées au chapitre 8.2.3 et 8.4 au sujet du procédé général du traitement s'appliquent également à la baignade de Combloux : les enjeux du traitement ne sont pas correctement identifiés, son efficacité n'est ni connue, ni maîtrisée, ni suivie par des bilans entrée-sortie, la problématique sanitaire ne paraît pas bien comprise, les règles de maintenance et d'opération du site restent floues, le point de fonctionnement stabilisé du système n'est pas connu, le schéma de circulation hydraulique de la zone de natation n'est pas optimal, les débits et temps de recirculation paraissent insuffisants, l'hydraulicité et l'absence de zones mortes ne sont pas vérifiées, la faible lame d'eau de la zone dite « de régénération » est dans ces conditions propice à la prolifération algale, etc.

Les réajustements du site entrepris entre 2002 et 2006 semblent avoir été réalisés en méconnaissance des problématiques techniques et sans cohérence avec le concept de base et la fragilité du système. Selon un rapport technique d'audit du fonctionnement hydraulique de la baignade datant de 2007 dont les conclusions sont partagées par le groupe de travail, ces aménagements paraissent avoir amplifié les dysfonctionnements hydrauliques du système (circuits préférentiels de l'eau au sein du bassin de baignade, présence de zones mortes, circulation hydraulique quasi nulle entre la zone de baignade et la zone de traitement ainsi qu'au sein du filtre, débit d'eau insuffisant dans l'ensemble du système, etc.).

Le groupe de travail considère toutefois que les importants travaux de restructuration entrepris à l'intersaison 2006-2007 sont de nature à améliorer significativement son fonctionnement hydraulique et donc l'efficacité du traitement, mais que cette efficacité doit être confirmée au regard des résultats de fonctionnement des prochaines années et d'un suivi plus approfondi.

Il souligne cependant quelques points faibles relatifs à la zone de traitement :

- la répartition des buses de refoulement de l'eau (en provenance des skimmers et de la bonde de fond) et des bondes d'aspiration n'est pas optimale : leur rapprochement crée en effet un écoulement préférentiel de l'eau entre le point d'entrée et le point de sortie qui limite ainsi la traversée du filtre et donc son épuration ; cette distribution de l'eau à traiter ne sollicite qu'une partie du filtre et réduit son temps de rétention et donc son traitement ; le positionnement à la verticale des bondes d'aspiration à travers la hauteur du filtre accentue cette problématique ;
- les sur-profondeurs constatées ne permettent pas une végétalisation homogène de la surface du biofiltre et constituent des zones mortes de stockage de l'eau, susceptibles d'affecter sa qualité microbiologique.

²⁶ Valeur calculée en considérant uniquement la zone de natation et la zone d'accès ; la fréquentation maximale journalière serait portée à 400 baigneurs en considérant également la zone de régénération dans le calcul, car en contact direct avec la zone de natation et la zone d'accès.

Le groupe de travail considère que le fort apport d'eau neuve estimé à environ 500 litres par baigneur²⁷ contribue à améliorer la qualité sanitaire satisfaisante de l'eau de baignade par un effet dilution. Ainsi, une modification des apports d'eau neuve ne semble pas souhaitable au regard des dysfonctionnements observés en termes de fonctionnement hydraulique, et l'absence d'une démonstration de l'efficacité de l'épuration du système.

8.5.5 Pertinence du protocole d'expérimentation et de suivi sanitaire

Le protocole d'expérimentation, élaboré en 2002, mériterait d'être révisé au regard de l'expérience acquise et des dysfonctionnements constatés et sur la base de la présente expertise.

Sont relevées les insuffisances suivantes :

- inadéquation des recommandations pour les installations d'hygiène au regard de la fréquentation autorisée,
- absence de mise en relation des résultats du suivi de la qualité sanitaire des eaux avec les performances du traitement, absence de contrôle de la performance du système de traitement sur la base d'indicateurs pertinents (mesure d'abattement entrée-sortie de la charge en phosphore et de microorganismes par exemple),
- insuffisance de la méthode de suivi de la qualité sanitaire de l'eau de baignade (choix des indicateurs et fréquence des analyses) au regard des dangers identifiés au chapitre 5.

L'autorité sanitaire précise que les limites de qualité sanitaire des eaux définies par le protocole d'expérimentation sont respectées depuis l'ouverture de la baignade à l'exception d'une transparence insuffisante de l'eau en 2003 et d'une double contamination successive par des staphylocoques pathogènes au lendemain d'un pic de fréquentation, qui ont occasionné la fermeture de la baignade. Elle souligne cependant que la satisfaction des objectifs de qualité de l'eau ne peut être atteinte qu'en respectant des contraintes d'exploitation strictes et suppose une qualification spécifique du personnel, notamment pour l'entretien des zones végétalisées et le suivi des développements algaux.

L'étude du phytoplancton est jugée pertinente et nécessaire, mais son principal défaut est le délai d'obtention des résultats d'analyses, peu compatible avec l'objectif d'une gestion réactive des risques sanitaires, compte tenu du caractère explosif de la prolifération des algues et cyanobactéries. Elle mériterait donc d'être complétée par des indicateurs à lecture immédiate permettant de détecter l'apparition d'un problème :

- la transparence de l'eau est l'indicateur indispensable de base, sa mesure étant simple et rapide ;
- la formation de l'exploitant de la baignade à reconnaître une efflorescence à cyanobactéries est jugée pertinente car accessible à un large public professionnel ;
- l'utilisation des outils de mesure directe (fluorimètres spécifiques des pigments de cyanobactéries par exemple) est par contre estimée prématurée compte tenu de leur statut expérimental et non standardisé ;

²⁷ le protocole expérimental prévoyait un renouvellement de 50 litres d'eau par baigneur et par jour ; cet apport conséquent permet de compenser une fuite d'eau non identifiée au sein du système.

L'analyse du zooplancton prévu par le suivi sanitaire de la qualité des eaux est en revanche inutile, d'autant qu'aucune interprétation et exploitation des résultats n'a été faite à ce jour depuis l'ouverture de la baignade. Un tel suivi trouverait une utilité dans le cadre d'une étude écosystémique du fonctionnement de la baignade qui relève plus de la recherche et développement à mener par les concepteurs que du suivi sanitaire incombant à l'exploitant.

8.5.6 Conclusions

Considérant les insuffisances de maîtrise du procédé de traitement, le groupe de travail considère que la baignade de Combloux, au même titre que les autres baignades à traitement par filtration biologique, ne peut être développée qu'en statut expérimental tant que les concepteurs n'auront pas apporté de justification suffisante d'un contrôle efficace du système et d'une absence de risques sanitaires ou de leur gestion satisfaisante.

Considérant que la baignade fonctionne depuis 2007 avec une hydraulique nouvelle et une zone de traitement entièrement reconstruite, le groupe de travail estime que le plan de suivi sanitaire doit être intégralement reconduit sur la base d'un protocole révisé et renforcé, commun à l'ensemble des baignades de ce type. L'efficacité de son traitement et son innocuité sanitaire ne pourront être estimées que sur la base des données collectées à partir de la saison 2007 au minimum.

Compte tenu des profonds travaux réalisés, le groupe de travail estime que la baignade ne répond plus au cahier des charges du concept initial et la considère donc comme un cas particulier peu représentatif des concepts actuellement développés. Il ajoute que sa situation particulière en zone montagneuse d'altitude et que son profil de fréquentation particulier contribuent également à la singularité de cette baignade : ces paramètres limitent en effet l'occurrence d'un éventuel risque sanitaire microbiologique et ne sont pas représentatifs du territoire national.

Enfin, il est souligné que le fort apport d'eau de remplissage est favorable au maintien d'une bonne qualité microbiologique de l'eau de la baignade, par un effet de dilution.

9 Pertinence du suivi réglementaire de la qualité microbiologique des eaux de baignade

Au regard de cette expertise, il a été étudié la pertinence d'appliquer au contexte des baignades artificielles les paramètres microbiologiques de suivi sanitaire de la qualité des eaux prévus par le dispositif d'encadrement juridique relatif aux eaux de baignade et celui relatif aux piscines (cf. chapitre 2.4). Les autres exigences de ce dispositif d'encadrement des baignades n'ont pas été abordées dans ce chapitre.

9.1 Dispositif d'encadrement juridique des eaux de baignade

9.1.1 Fondements de l'utilisation des GICF

Les GICF (coliformes fécaux, entérocoques intestinaux et *E coli*) utilisés comme paramètres de suivi de la qualité sanitaire des eaux de baignades sont reconnus pour renseigner sur une éventuelle contamination fécale de l'eau et traduire la probabilité de présence d'autres germes d'origine fécale, pathogènes ou non pour l'homme.

La sélection par l'OMS de ces GICF est expliquée par leur concordance avec les pathologies des baigneurs, sur la base des études épidémiologiques de référence, qui ont recherché une corrélation entre ces indicateurs et le nombre de gastroentérites décelées, symptôme le plus courant associé à l'exposition à une eau de baignade.

Selon l'OMS (2003), nombre d'études ont établi une corrélation entre la concentration en entérocoques et le nombre de cas de gastroentérites et de maladies respiratoires aiguës décelées dans la population des baigneurs²⁸. L'OFSP précise que ces risques sont évidemment plus élevés pour les enfants qui ingèrent plus d'eau que les adultes ou pour les personnes immunodéprimées (2004). Les recommandations de l'OMS indiquent également que le comportement des entérocoques est sensiblement différent en eau salée qu'en eau douce : le risque de gastroentérite est estimé à 5 fois plus élevé en eau salée en raison de la disparition plus rapide de cet indicateur que celle des autres germes pathogènes, notamment les virus. Sur la base de ces études, l'OMS recommande essentiellement la détection des entérocoques pour l'évaluation des risques sanitaires des eaux de baignades, ce germe étant l'indicateur le plus résistant dans les différentes qualités d'eau de baignade.

Plusieurs études épidémiologiques montrent également une corrélation entre la concentration

²⁸ En moyenne, 1 baigneur sur 100 est sujet à une gastroentérite pour une valeur en entérocoques intestinaux de 40 UFC/100 ml, contre 1 sur 20 pour une valeur d'environ 200 UFC/100 ml. Environ 2 baigneurs sur 100 souffrent de troubles respiratoires aiguës à cette concentration. En dessous de 40 UFC/ml, les études rapportent que le risque estimé n'est pas significatif (OMS, 2003 ; OFSP, 2004).

d'*Escherichia coli* et une augmentation des gastroentérites en eau douce, mais cette relation n'a pas été observée pour les affections respiratoires. Selon Pruss (1998) et Zmirou et al (1990), le meilleur indicateur de la survenue de troubles gastro-intestinaux est *E. coli* en eaux douces et entérocoques en eaux douces et salées. Les staphylocoques, dont la concentration dépend directement de la densité des baigneurs, sont plutôt associés à l'apparition de symptômes cutanés, ORL et respiratoires (Pena et al, 2001), liés aux contaminations croisées (interbaigneurs).

9.1.2 Pertinence de l'utilisation des GICF dans le contexte des eaux de baignades artificielles

Les études actuelles ne permettent pas d'établir une corrélation entre les concentrations en GICF et de nombreux pathogènes humains dont plusieurs virus (Schvoerer et al, 2000 ; Jjiang et al, 2007) et certains parasites protozoaires (Leclerc et al, 2002). Il n'y a pas de corrélation entre ces GICF et les cyanobactéries et autres microalgues potentiellement toxiques.

Les corrélations entre les GICF et les pathologies des baigneurs ont été établies dans le contexte des baignades en eau libre (baignade en rivière, milieu marin) pour lesquelles la contamination microbienne est essentiellement issue d'une pollution fécale d'origine externe à la baignade (rejets d'eaux usées en amont par exemple). Or l'expertise souligne que le contexte sanitaire (source des contaminations, types, comportements et dynamique des germes...) est différent pour les baignades artificielles, notamment celles en système fermé (cf. chapitres 4 et 5).

Pour les baignades en système fermé, la contamination microbienne²⁹ est essentiellement issue des baigneurs (déchets fécaux, manque d'hygiène, baigneurs malades ou porteurs sains, etc.). Ainsi, les GICF, qui ne caractérisent que la pollution fécale, ne sont pas des marqueurs suffisants. Pour les baignades artificielles en système ouvert, la contamination microbienne peut être issue de l'eau de remplissage (bras de rivière par exemple) et donc être issue de contaminations fécales similaires à celles rencontrées dans le contexte des baignades en eau libre. Si les GICF restent pertinents pour indiquer une éventuelle pollution fécale d'origine externe à la baignade, ils apparaissent certainement insuffisants pour refléter l'ensemble des germes présents dans les baignades artificielles. En outre, n'ayant pas été définies pour ce contexte particulier, les valeurs seuils de gestion sanitaire prévues par la réglementation pour chacun de ces indicateurs pourraient ne pas refléter correctement le risque sanitaire. Plus précisément, le comportement et la dynamique des germes sont très certainement influencés par les principales caractéristiques des baignades artificielles (eau confinée, forte densité de fréquentation et gestion hydraulique insuffisante). Ces caractéristiques sont propices à leur développement (en biofilms par exemple), à leur sélection (*Pseudomonas aeruginosa* par exemple) et à une exposition plus importante des baigneurs (contacts interbaigneurs et contacts germes-baigneurs). Un indicateur de la probabilité de contamination interhumaine paraît donc nécessaire.

Pour l'ensemble de ces raisons, les paramètres de suivi de la qualité sanitaire des eaux de baignades en eau libre, sur lesquels est appuyé le dispositif d'encadrement juridique, ne sont pas suffisants pour caractériser la contamination microbienne et les dangers sanitaires des eaux de baignades artificielles. Ils méritent d'être assortis d'indicateurs complémentaires (possiblement les staphylocoques pathogènes, *P. aeruginosa*) qui reflètent mieux le risque de contamination interbaigneurs et surtout la survie et persistance de certains agents pathogènes en milieu

²⁹ sans considérer les intrants directs, surtout lorsque des dispositions (aménagements par exemple) sont adoptées pour les éviter

artificialisés. Il est cependant souligné que l'absence de données sur le comportement des agents pathogènes dans ces baignades rend difficile le choix des indicateurs les plus pertinents. Des analyses de la congruence des relations entre le comportement des GICF et ces indicateurs complémentaires et les principaux agents pathogènes susceptibles de constituer un danger sanitaire seraient nécessaires pour affiner un outil de gestion des risques sanitaires.

Il est par contre souligné que le dispositif de gestion sanitaire des toxines microalgales et cyanobactériennes mentionné au chapitre 5.3.1.5 est transposable au contexte des baignades artificielles.

9.2 Dispositif d'encadrement des piscines

Le dispositif d'encadrement juridique des piscines précisé au CSP fixe des critères de qualité physico-chimiques et bactériologiques exigibles pour les eaux de piscines. Les paramètres bactériologiques retenus sont le nombre de bactéries aérobies revivifiables à 37°C, les coliformes fécaux, les coliformes totaux et les staphylocoques pathogènes. Ils ont pour objectif de vérifier l'absence de contamination fécale mais principalement de vérifier l'efficacité de la désinfection de l'eau, puisque l'eau des piscines est de qualité « désinfectée et désinfectante ». Comme pour les baignades, ces marqueurs ne reflètent pas la présence éventuelle de virus et parasites, pour lesquels aucun indicateur spécifique n'est proposé.

Le paramètre « staphylocoque pathogène » est l'unique indicateur du risque de contamination interhumaine, ce germe étant corrélé à la fréquentation du bassin (Favéro et al, 1964) et apporté uniquement par les baigneurs (Prüss, 1998). Mesurés en grand nombre, les staphylocoques indiquent une mauvaise élimination et un mauvais traitement du film de surface, signe d'un dysfonctionnement technique.

Il est conclu donc que les paramètres de suivi de la qualité sanitaire des eaux des piscines ne sont pas suffisants pour caractériser la contamination microbienne et les autres dangers sanitaires des eaux de baignades artificielles. Le paramètre « staphylocoques pathogènes » est retenu comme un indicateur pertinent du risque de contamination interbaigneurs.

10 Conclusions

10.1 Inventaire des catégories pertinentes de baignades concernées par la saisine

L'expertise a permis la définition d'un outil de classification de l'ensemble des baignades selon le type de masse d'eau (« eau libre » versus « eau captée et captive »), la qualité de la gestion hydraulique de la zone de baignade (« bonne gestion » versus « mauvaise gestion ») et le traitement (présence ou absence) (cf. tableau 3). Le critère de qualité « eau désinfectée et désinfectante » a été considéré comme le seul élément déterminant de distinction, au plan de la gestion sanitaire, entre une piscine et une baignade.

Sur la base de cette typologie, seules les « baignades en eau captée et captive, traitées ou non, mais de nature non désinfectée et non désinfectante » ne sont pas couvertes par le dispositif actuel d'encadrement juridique des baignades et des piscines. Elles correspondent aux « eaux captives soumises ou non à traitement et artificiellement séparées des eaux de surface et souterraines » exclues du champ de cette réglementation et objet de la saisine. Ces catégories « pertinentes » (au sens de la saisine) de baignades sont nommées « baignades artificielles ». N'étant pas réglementées contrairement aux baignades en eau libre et aux piscines, leur surveillance et leur contrôle sanitaires sont réalisés dans le cadre d'une situation transitoire de grande complexité qui nécessite l'établissement d'un cadre réglementaire adapté. Il est rappelé que ces baignades artificielles se sont développées dans un contexte où nombre d'entre elles faisait l'objet d'un avis négatif du CSHPF, suggérant le plus souvent d'y appliquer par principe de précaution le dispositif d'encadrement juridique des piscines.

Sont par exemple concernés les plans d'eau et bassins artificiels, les étangs, les trous d'eau, les dérivations de rivières, les bassins à marées, etc. Il est souligné le cas particulier des baignades à traitement par filtration biologique dont la spécificité et le caractère commercial ont nécessité une expertise à part entière. Leur traitement ne permettant pas de répondre au critère « eau désinfectée et désinfectante », ces baignades ne peuvent en aucun cas être appelées « piscines » ni y être assimilées ; cette appellation est en effet de nature à induire le baigneur en erreur sur la qualité sanitaire attendue de l'eau de baignade.

10.2 Caractéristiques et problématiques sanitaires des catégories pertinentes de baignades artificielles

La connaissance acquise sur les baignades artificielles est aujourd'hui très limitée, aussi bien en ce qui concerne leur recensement (identification, localisation, nombre, etc.) que leur caractérisation (type d'eau, forme, gestion hydraulique, traitement, fréquentation, etc.). Aussi, les résultats de l'expertise méritent-ils d'être validés par des analyses de terrain.

Les dangers sanitaires des baignades artificielles sont par ordre décroissant d'importance sanitaire : les germes apportés par les baigneurs et associés à une contamination interbaigneurs, les toxines de microalgues et de cyanobactéries, les germes d'origine externe à la baignade et dans une moindre mesure les contaminants chimiques également d'origine externe.

Par opposition aux baignades en eau libre, les modes d'artificialisation et de gestion hydraulique des baignades artificielles sont des facteurs susceptibles de modifier la nature de ces dangers et d'en exacerber l'expression : concentration des contaminants microbiologiques et chimiques, prolifération des germes, sélection de certains germes peu habituels des baignades en eau libre, prolifération de microalgues et de cyanobactéries et libération de toxines. A noter que la survie des germes en eau de mer est plus faible qu'en eau douce.

La « gestion hydraulique de la baignade » constitue un paramètre majeur de la gestion du risque ; aussi selon l'origine des contaminants (apportés par les baigneurs ou d'origine externe), le type de danger sanitaire et le niveau de risque associé paraissent être différents entre les baignades en système fermé et celles en système ouvert.

1. Le danger lié aux germes apportés par les baigneurs (porteurs sains, malades, enfants), à l'origine de la contamination interbaigneurs est estimé majeur pour l'ensemble des catégories pertinentes de baignades artificielles. Son occurrence sera directement corrélée au nombre de baigneurs et à leur hygiène mais également à l'hydraulique de la zone de baignade. Les déchets fécaux et autres pollutions émis lors de l'activité de baignade sont en effet source d'une contamination microbienne responsable de la plupart des épidémies déclarées en eaux récréatives. Les principaux dangers microbiens connus pour les baignades en eau libre et pouvant être également représentatifs des baignades artificielles sont *Pseudomonas aeruginosa*, *Shigella sp*, *Cryptosporidium spp*, *Giardia duodenalis*, *adenovirus*, *calicivirus* et *entérovirus*. A noter que les caractéristiques propres des baignades artificielles (eau captée et captive voire confinée pour les systèmes fermés, forte densité de fréquentation, gestion hydraulique insuffisante, traitement spécifique...) et notamment de certaines d'entre elles (par exemple celles à traitement par filtration biologique) font apparaître la possibilité de nouveaux dangers spécifiques³⁰ et non recensés pour les baignades aménagées : *Aeromonas hydrophila*, *A. caviae*, *Burkholderia du cepacia* complexe, *Stenotrophomonas maltophilia*.
2. Le danger lié à la présence de toxines dans les eaux a pour origine la prolifération des microalgues et des cyanobactéries, productrices potentielles de toxine. Il est considéré par les experts comme majeur, bien qu'aucun cas d'intoxication humaine n'ait été rapporté en France ni en baignades en eau libre ni en baignades artificielles. L'accumulation du phosphore, la faible profondeur, la rapide montée en température (etc.) qui caractérisent certaines baignades artificielles créent des conditions particulièrement propices au développement régulier, quelquefois permanent, de ces organismes. De plus les baigneurs apportent une charge en azote, en phosphore et en carbone organique, susceptible de contribuer au développement des microalgues, des cyanobactéries et des autres microorganismes présents.
3. Outre les apports par les baigneurs, les contaminants issus de la masse d'eau servant au remplissage, vulnérable aux pollutions du bassin versant, affectent principalement les baignades en système artificialisé ouvert. Les intrants directs (via les ruissellements, les petits animaux...) concernent cependant toutes les baignades sauf lorsque des aménagements ont été adoptés pour les éviter. Ce danger est considéré important mais peut toutefois être évité par des dispositions adaptées, notamment au regard de l'étude de l'environnement immédiat des baignades artificielles.
4. Le danger lié aux contaminants de nature chimique de l'eau de baignade est estimé négligeable pour les baignades artificielles, même s'il est peu documenté. Ces

³⁰ Se référer au tableau 4 du chapitre 5.2.2 pour la liste exhaustive

contaminants ont également une origine externe, identique à celle précitée. La forte dilution des contaminants dans la masse d'eau, sauf situation particulière de pollution ponctuelle est en effet de nature à réduire l'exposition du baigneur. Ce danger peut également être facilement prévenu par ces mêmes dispositions.

Par ailleurs, il convient de souligner certains dangers liés spécifiquement aux baignades à traitement par filtration biologique ou à certaines techniques d'entretien estimées par ailleurs non pertinentes au regard de l'objectif attendu. Parmi les espèces de végétaux utilisés dans le cadre de ce traitement, *Cicuta virosa* et *Solanum dulcamara* sont susceptibles de constituer un danger sanitaire dans certaines conditions d'exposition du baigneur. L'utilisation d'inoculum bactériens, en raison de leur composition (bactéries pathogènes opportunistes), peut représenter un danger sanitaire supplémentaire pour les populations de baigneurs les plus sensibles. L'utilisation d'engrais azotés ajoutés à l'eau de baignade est susceptible d'exacerber l'expression des dangers identifiés et constitue donc un facteur aggravant.

Certaines catégories de population paraissent être plus vulnérables aux dangers précités, en particulier les enfants, les personnes immunodéprimées, les femmes enceintes, les personnes âgées et les populations professionnelles intervenant régulièrement dans le contexte des baignades (personnel d'entretien, maître nageur sauveteur). Les enfants en bas âge présentent la double caractéristique d'être à la fois les principaux émetteurs de germes (via les accidents fécaux) et d'être également les plus sensibles aux dangers microbiens.

10.3 Evaluation des risques sanitaires liés aux catégories pertinentes de baignades artificielles

Au terme de l'étude, il apparaît clairement que les baignades artificielles sont insuffisamment connues, décrites et caractérisées, et que les dangers sanitaires qui leur sont associés ne sont ni vérifiés ni quantifiés à ce jour. A l'instar des baignades en eau libre, l'exposition des baigneurs et des populations professionnelles aux dangers associés aux eaux récréatives n'est que très peu documentée et les pathologies qui y sont liées ne sont pas étayées par des relations de cause à effets. Dans ces conditions, il n'apparaît pas pertinent de mener une évaluation des risques sanitaires, même qualitative.

Néanmoins, cette étude constitue une première approche dans l'expertise sanitaire des baignades artificielles qui est de nature à guider la poursuite de l'évaluation des risques et à conduire à une première réflexion pour la gestion sanitaire de ces baignades. Des recommandations relatives aux mesures et paramètres de gestion sont proposées en ce sens, dans la limite de ce niveau de connaissance.

10.4 Efficacité des stratégies de gestion des dangers sanitaires des baignades artificielles

En complément de l'identification des dangers, l'efficacité des stratégies et des mesures recensées de gestion sanitaire et appliquées aux baignades artificielles a été évaluée. Il a en effet été posé comme hypothèse que les dangers peuvent être évités sinon limités par des mesures préventives (gestion des intrants via une fréquentation contrôlée et des mesures d'hygiène,

gestion hydraulique adaptée pour évacuer les contaminants vers l'extérieur ou vers un système de traitement) ou par des mesures curatives (traitement des contaminants). Pour le cas spécifique des baignades à traitement par filtration biologique, leur efficacité a été comparée à celles des mesures réglementaires appliquées aux baignades aménagées (système ouvert) et aux piscines (système fermé).

10.4.1 Mesures préventives de gestion des contaminants

En l'absence de prise en compte de l'environnement immédiat des baignades artificielles, la gestion des intrants de l'environnement (eau de remplissage et intrants directs) est estimée insuffisante. La gestion des intrants apportés par les baigneurs est également jugée insuffisante en raison d'une absence de suivi de la fréquentation et de mesures d'hygiène largement insuffisantes. L'amélioration du comportement des baigneurs en matière d'hygiène pré-baignade paraît être une priorité essentielle. Pour les baignades à traitement par filtration biologique, la méthode de calcul du seuil de fréquentation proposée est jugée insuffisante car bâtie de manière empirique et sans corrélation avec les paramètres pertinents d'intérêt sanitaire (charge apportée par les baigneurs, efficacité du traitement...). Il est toutefois souligné la difficulté d'établir une méthode de calcul fiable au regard des lacunes de connaissances concernant ces paramètres.

La gestion hydraulique des baignades artificielles est peu prise en considération lors de leur création et qu'elle ne peut être suffisante dans ces conditions. Ce paramètre, corrélé à celui du renouvellement d'eau, est crucial pour la gestion des dangers sanitaires. En système ouvert, son efficacité dépend du flux d'eau entrée-sortie et d'une éventuelle recirculation ; s'il est suffisant, le renouvellement de l'eau peut assurer une bonne voire une excellente qualité sanitaire. En système fermé, son efficacité dépend uniquement du système de recirculation interne. Le faible renouvellement d'eau ne permettant pas l'évacuation des contaminants et favorisant le développement non contrôlé des organismes vivants, la qualité sanitaire de l'eau dépend donc uniquement de l'efficacité du traitement (abattement de la charge en contaminants, etc.).

Bien que construites sur le modèle des bassins de piscines, les baignades à traitement par filtration biologique présentent une gestion hydraulique moins performante et jugée insuffisante et mal maîtrisée au regard des objectifs attendus (reprise, circulation et évacuation des contaminants).

10.4.2 Mesures curatives de gestion des contaminants

Il est considéré qu'un traitement des eaux de baignades artificielles doit permettre au minimum d'abattre la charge en microorganismes, en nutriments (carbone organique, azote et phosphore) ainsi qu'en matières organiques dissoutes et en suspension, sans apporter ou induire de danger sanitaire supplémentaire. Dans ces conditions, la désinfection par UV ne paraît pas adaptée au contexte des eaux de baignades artificielles et l'utilisation de produits chimiques, d'algicides et d'ultrasons n'est pas jugée pertinente. Seule la filtration physique en profondeur est à ce jour estimée efficace sous réserve d'un procédé correctement dimensionné et opéré, et à condition d'une forte minimisation des intrants en amont, en particulier du phosphore.

10.5 Efficacité du traitement par filtration biologique de l'eau des baignades publiques commercialisées (dont la baignade de Combloux)

Le traitement par filtration biologique appliquées aux eaux des baignades commercialisées met en œuvre de façon artificielle un écosystème naturel complexe, dont le fonctionnement n'est pas suffisamment connu à ce jour pour être maîtrisé et dont le contrôle de l'équilibre, sensible aux multiples facteurs de l'environnement, est trop incertain pour en garantir l'efficacité. S'il est en théorie capable d'abattre la charge en azote, phosphore, carbone organique (etc.) et donc de contrôler la prolifération algale, aucun des concepteurs n'est à ce jour en mesure d'en apporter une preuve d'efficacité. La prolifération de microalgues et de cyanobactéries, facilement identifiable contrairement à la prolifération microbienne, est un problème récurrent des baignades en fonctionnement à ce jour en France et à l'étranger, et témoigne de l'équilibre fragile de ce système et de sa délicate gestion. L'abattement de la charge en microorganismes pathogènes des eaux, telle qu'il est avancé par les concepteurs, est par contre une hypothèse non vérifiée et remise en question par les experts : en effet, l'abattement significatif de la charge en germes des eaux résiduaires urbaines ne prévaut pas de son efficacité pour une eau de baignade peu chargée et nécessitant un traitement plus poussé. Il est également souligné le manque d'approche rationnelle et intégrée dans la conception globale de cette filière de traitement au regard de multiples insuffisances constatées et d'une problématique sanitaire peu prise en compte et mal maîtrisée.

Au regard de ces constats et de l'insuffisance marquée d'investissement en recherche et développement, cette filière de traitement par filtration biologique ne permet pas aujourd'hui, compte tenu des connaissances disponibles, de garantir une gestion efficace des dangers sanitaires identifiés pour les baignades artificielles, notamment en situation de dysfonctionnement ou de contamination microbienne. Néanmoins, il est souligné que les objectifs de traitement attendus pourraient être atteints sous réserve d'une approche transversale, rigoureuse et cohérente de l'ensemble des problématiques et d'une expérimentation suffisante en appui au développement des connaissances.

Ces conclusions s'appliquent également à la baignade publique expérimentale de Combloux en Haute Savoie. Compte tenu de son contexte climatique particulier qui limite l'occurrence d'un éventuel risque sanitaire par comparaison à d'autres baignades de ce type et compte tenu des profonds aménagements récemment réalisés, cette baignade n'est pas représentative des concepts commercialisés à ce jour. Son statut expérimental est donc justifié, mais son suivi sanitaire et son protocole expérimental apparaissent insuffisants au regard des dangers sanitaires identifiés par cette expertise.

Au terme de l'expertise, il apparaît que les baignades artificielles à traitement par filtration biologique présentent un niveau de risque sanitaire estimé plus élevé que pour les baignades en eau libre (système ouvert) à bonne gestion hydraulique et qu'en piscines du fait d'une eau non « désinfectée et désinfectante ». Malgré les interrogations qu'elles suscitent, elles peuvent néanmoins constituer une alternative intéressante à certaines baignades artificielles à gestion hydraulique insuffisante.

10.6 Pertinence de l'application du dispositif réglementaire de suivi de la qualité des eaux aux baignades artificielles

Les paramètres de suivi de la qualité sanitaire des eaux de baignades aménagées (coliformes fécaux, entérocoques et *E coli*), sur lesquels est appuyé leur dispositif d'encadrement juridique, ne

sont pas suffisants pour caractériser la contamination microbienne et les autres dangers sanitaires des eaux de baignades artificielles. En effet, le fondement scientifique de ce dispositif ne correspond pas au contexte et aux caractéristiques de ces baignades, à savoir les sources de contamination, le type dominant de contaminants microbiens, leur comportement et leur dynamique en système artificialisé voire même confiné, etc. La nécessité de fixer des indicateurs complémentaires est donc soulignée, notamment des indicateurs de la probabilité de contamination interhumaine.

Compte tenu de la nature non « désinfectée et désinfectante » de l'eau des baignades et donc du contexte de contamination microbienne très différent, le dispositif d'encadrement juridique des piscines est estimé inadapté au contexte des baignades artificielles.

Le dispositif de gestion sanitaire des toxines de microalgues et de cyanobactéries en eaux récréatives est par contre applicable en l'état au contexte des baignades artificielles.

11 Recommandations

Considérant que les problématiques sanitaires des baignades en eau libre et des piscines sont différentes de celles des baignades artificielles et que l'application de la réglementation en vigueur n'est pas suffisante, il est suggéré aux autorités sanitaires d'élaborer un dispositif d'encadrement juridique propre aux baignades artificielles sur la base de ces recommandations.

Les recommandations proposées dans ce chapitre s'adressent aux autorités sanitaires, aux exploitants et aux constructeurs de baignades artificielles ainsi qu'au public qui les fréquente. Elles concernent :

- l'identification des catégories de baignades existantes et des catégories pertinentes de baignades artificielles,
- les dispositions de gestion sanitaire par catégorie pertinente de baignade artificielle,
- l'amélioration des connaissances relatives aux baignades artificielles et à leurs dangers.

L'arbre de décision proposé à la figure 7 permet d'identifier la pertinence sanitaire de chaque catégorie de baignade ainsi que les recommandations qui leur sont ici associées.

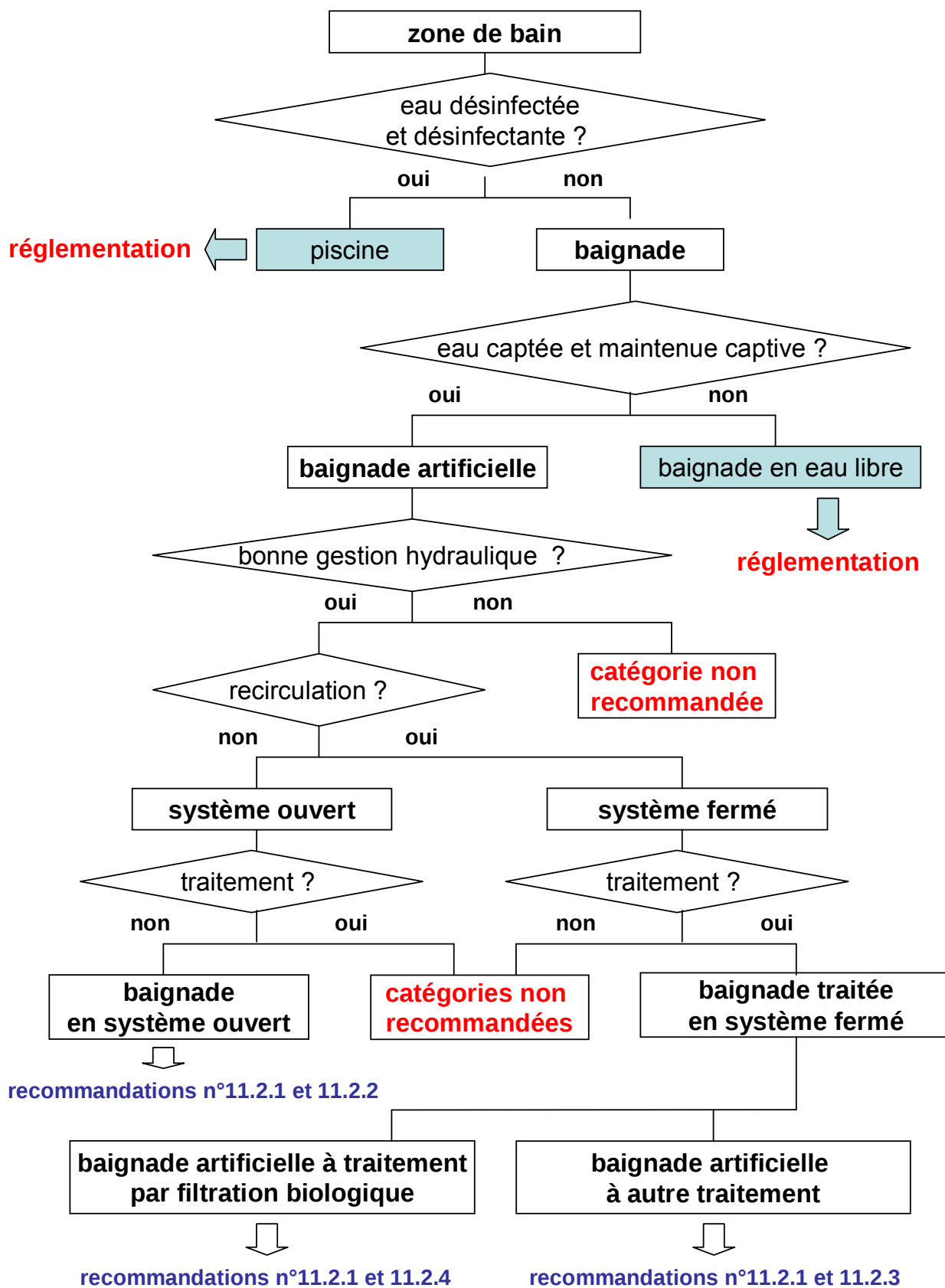


Figure 7 : Arbre de décision pour l'identification de la pertinence et des recommandations associées à chaque catégorie de baignade

11.1 Identifier les catégories pertinentes de baignades

Au terme de l'expertise, considérant que seules les baignades artificielles à bonne gestion hydraulique sont à même, en condition optimale d'exploitation et de fonctionnement, de satisfaire un niveau d'hygiène suffisant pour le baigneur, il est recommandé (cf. figure 6) :

- de ne pas autoriser les baignades artificielles dont la gestion hydraulique est insuffisante ou de leur imposer la mise en place d'une gestion hydraulique efficace et si besoin associée à un traitement ;
- de ne pas utiliser de traitement des eaux pour les baignades en système ouvert ;
- d'imposer un traitement et une recirculation aux baignades en système fermé.

La distinction entre une « bonne » et une « mauvaise » gestion hydraulique ne peut pas, en l'état actuel des connaissances, être établie sur la base d'un unique paramètre et doit prendre en compte différents indicateurs que sont le temps de renouvellement du volume total de la baignade, l'efficacité d'élimination du film de surface, l'efficacité de reprise des contaminants, la présence d'un flux d'eau continu, l'absence de zones mortes, l'efficacité du traitement, etc. L'estimation de l'efficacité de la gestion hydraulique d'une baignade reste donc à ce jour une notion subjective qu'il convient d'examiner au cas par cas, tant que ces indicateurs ne seront pas mieux décrits.

Considérant la désinfection des eaux de baignade incompatible avec la préservation de l'écosystème naturel, il convient de ne pas autoriser les traitements chimiques de désinfection des eaux (chloration par exemple).

En l'état actuel des connaissances et compte tenu des dangers sanitaires identifiés par l'expertise, l'ensemble des baignades artificielles en système fermé devraient être soumises à un statut expérimental.

11.2 Recommandations pour la gestion des risques sanitaires

Sont proposées ci-dessous des dispositions communes à l'ensemble des catégories de baignades artificielles ainsi que des dispositions complémentaires pour certaines sous-catégories.

Ces recommandations ont pour objectif d'améliorer la qualité sanitaire des eaux de baignades et/ou de limiter l'exposition des populations concernées aux dangers identifiés. Elles concernent :

- la gestion des intrants de l'environnement (eau de remplissage et autres intrants),
- l'hygiène des baigneurs et leur sensibilisation,
- le contrôle de la fréquentation,
- la gestion hydraulique,
- la qualité sanitaire de l'eau de la baignade.

Les indicateurs et valeurs seuils sont proposés à titre expérimental. Ces valeurs correspondent à des seuils d'action et non à des seuils de gestion. Il s'agit en effet de valeurs limites à partir

desquelles un risque sanitaire peut apparaître et qui nécessite donc d'intervenir par des moyens appropriés pour maîtriser le niveau des intrants.

11.2.1 Dispositions communes à l'ensemble des catégories de baignades artificielles

Surveiller la qualité et la disponibilité de l'eau de remplissage et limiter les intrants de l'environnement

Considérant que les risques de contamination par les intrants de l'environnement sont insuffisamment pris en compte dans la gestion des baignades artificielles, il est recommandé :

- de soumettre les baignades artificielles à la réalisation d'un « profil d'eau de baignade » au même titre que les baignades réglementées (article D1332-20 du code de la santé publique),
- de procéder à une expertise de la qualité sanitaire de l'eau de remplissage et de sa stabilité avant la création de la baignade et avant chaque saison balnéaire, et de la surveiller au cours de la saison balnéaire s'il a été identifié un risque de contamination (pollution à court terme, prolifération algale ou de cyanobactéries, etc.),
- de réaliser les aménagements nécessaires pour éviter tout intrant direct de l'environnement dans la zone de baignade (ruissellements, animaux sauvages, etc.).

A titre d'information, l'évaluation de la qualité de l'eau de remplissage peut s'appuyer sur :

- les résultats de qualité de la masse d'eau source, issus des programmes nationaux et régionaux de surveillance de la qualité des eaux et des milieux naturels,
- les résultats d'un « profil d'eau de baignade » (article D1332-20 du code de la santé publique) appliqué à la zone de prélèvement de l'eau de remplissage de la baignade (profil d'eau de remplissage).

L'eau de remplissage ne devrait pas être sujette à un développement de microalgues et cyanobactéries et doit satisfaire les exigences de qualité microbiologique des tableaux n°7 et 8. Ces valeurs correspondent :

- pour les baignades en système ouvert, au niveau de qualité « excellent » du classement des eaux des baignades aménagées (cf. annexe 6) mais sans y appliquer l'évaluation au 95^{ème} percentile,
- pour les baignades en système fermé, aux concentrations en germes à partir desquelles l'apparition de symptômes d'infection est reconnue³¹ (OMS 2003).

³¹ En moyenne, 1 baigneur sur 100 est sujet à une gastroentérite pour une valeur en entérocoques intestinaux de 40 UFC/100 ml, contre 1 sur 20 pour une valeur d'environ 200 UFC/100 ml. En dessous de 40 UFC/ml, les études rapportent que le risque estimé n'est pas significatif (OMS, 2003 ; OFSP, 2004).

Tableau 7 : Limites de qualité microbiologique (valeurs impératives) de l'eau de remplissage des baignades artificielles en eau douce (eaux intérieures)

	système ouvert	système fermé
Escherichia coli (UFC/100 ml)	500	100
Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	200	40

Tableau 8 : Limites de qualité microbiologique (valeurs impératives) de l'eau de remplissage des baignades artificielles en eau salée (eaux côtières et eaux de transition)

	système ouvert	système fermé
Escherichia coli (UFC/100 ml)	250	100
Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	100	40

Il est également nécessaire de s'assurer de la disponibilité de la ressource en eau de remplissage afin de garantir tout au long de la saison balnéaire un volume disponible suffisant pour satisfaire les exigences de gestion hydraulique (cf. infra).

Surveiller la qualité sanitaire de l'eau de la baignade

Il est souligné qu'il est difficile de définir et de justifier des seuils de gestion de la qualité des eaux en l'absence de données épidémiologiques suffisantes.

Paramètres microbiologiques indicateurs de la contamination fécale et seuils d'action

Les limites de qualité pour les GICF (cf. tableaux n°9 et 10) sont proposées à titre expérimental par analogie aux dispositions réglementaires des baignades (cf. annexe 6) et aux recommandations de l'OMS (OMS, 2003). La fréquence d'analyse proposée est hebdomadaire. Ces valeurs ne prennent pas en compte le comportement des GICF en eau captée et captive, à ce jour inconnu.

Deux scénarios de gestion sont proposés pour les baignades en système ouvert, selon le niveau de risque toléré par le gestionnaire du risque et par comparaison avec celui des baignades réglementées :

- scénario 1 : le gestionnaire du risque attend un niveau d'exigence sanitaire similaire à celui des baignades réglementées ;

- scénario 2 : le gestionnaire du risque attend un niveau d'exigence sanitaire plus élevé que celui appliqué aux baignades réglementées (cf. recommandations de l'Office fédéral de l'environnement Allemand et de l'Office fédéral de santé publique de Suisse, annexes 10 et 12).

Cette distinction n'est pas applicable aux baignades artificielles en système fermé en raison du niveau de risque estimé plus élevé, lié notamment au confinement des eaux.

Tableau 9 : Valeurs impératives de qualité microbiologique de l'eau des baignades artificielles pour les GICF (eau douce - eaux intérieures)

	système ouvert (scénario 1) ³²	système ouvert (scénario 2)	système fermé
Escherichia coli (UFC/100 ml)	500	100	100
Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	200	40	40

Tableau 10 : Valeurs impératives de qualité microbiologique de l'eau des baignades artificielles pour les GICF (eau salée - eaux côtières et eaux de transition)

	système ouvert (scénario 1)	système ouvert (scénario 2)	système fermé
Escherichia coli (UFC/100 ml)	250	100	100
Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	100	40	40

Paramètres microbiologiques complémentaires et indicateurs des autres dangers sanitaires

Considérant que la contamination fécale des eaux n'est pas le seul danger sanitaire identifié en baignades artificielles, le suivi des indicateurs complémentaires suivants est recommandé à une fréquence également hebdomadaire :

- *Pseudomonas aeruginosa* (indicateur de la survie des agents pathogènes adaptés aux milieux hydriques)

³² En système ouvert, les seuils proposés correspondent à une probabilité d'un cas de gastroentérite pour 100 baigneurs.

- *Staphylococcus aureus* (indicateur de la contamination interbaigneurs),

Les seuils d'action pour ces deux indicateurs sont proposés au tableau 11 et correspondent à ceux des recommandations des autorités sanitaires allemande, suisse et autrichienne, validées par le groupe d'experts.

Tableau 11 : Valeurs impératives de qualité microbiologique de l'eau des baignades artificielles en eau douce et en eau salée³³ (eaux côtières et eaux de transition) pour les paramètres *Pseudomonas* et *Staphylocoques*

	système ouvert	système fermé
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (UFC/100 ml)	10	10
<i>Staphylococcus aureus</i> (UFC/100 ml)	20	20

Il apparaît également important de suivre l'évolution de la concentration de ces deux indicateurs sur la durée (sur l'ensemble de la période estivale) afin de pouvoir identifier une éventuelle dérive du système, illustrée par une augmentation régulière sinon une stabilisation des valeurs mesurées. Dans un tel cas, il est recommandé la vidange complète et le nettoyage de la zone de baignade.

Considérant que les seuls GICF ne reflètent pas la présence d'autres microorganismes pathogènes comme les protozoaires, le suivi de *Cryptosporidium spp* et de *Giardia duodenalis* est également recommandé³⁴ lorsque

- le profil d'eau de baignade ou le profil d'eau de remplissage fait apparaître un risque de contamination fécale externe de la baignade artificielle (présence d'une zone d'élevage ou d'une zone de pâturage en amont de la baignade par exemple),
- l'analyse des GICF montre une pollution fécale de l'eau de baignade : il existe en effet une corrélation entre la présence de *Giardia* et l'augmentation de la concentration en *E coli* ou en entérocoques (Coupé et al., 2006) ; par contre il n'existe pas de corrélation entre la présence de *Cryptosporidium* et celle de *Giardia*, mais l'analyse de *Cryptosporidium* et celle de *Giardia* dans les eaux étant associées (selon la norme NF 90T), le suivi de ces deux indicateurs apparaît donc pertinent.

Suivi des microalgues et des cyanobactéries

Considérant le risque d'un fort développement des microalgues et cyanobactéries pélagiques et benthiques en baignades artificielles, il est recommandé de compléter le protocole de surveillance

³³ Par analogie avec les valeurs proposées pour les eaux douces, en raison du manque de données pour les eaux salées

³⁴ Cette recommandation ne s'applique pas aux baignades dont l'eau de remplissage satisfait la qualité potable

de ces organismes et leur dispositif de gestion sanitaire en baignades réglementées par les dispositions suivantes :

- vérifier quotidiennement que la transparence de l'eau est en permanence supérieure à 1 mètre (indice de Secchi), cette transparence étant un témoin du développement de microalgues et de cyanobactéries planctoniques,
- porter une attention quotidienne au développement de biofilms susceptibles de contenir des cyanobactéries benthiques pour l'ensemble des zones de la baignade,
- réaliser une analyse complète (numération des cellules et identification des genres majoritaires) au minimum à fréquence mensuelle sinon à chaque épisode avéré de développement algal.

Modalités d'échantillonnage

Les modalités d'échantillonnage appliquées pour le suivi de la qualité des eaux de baignade devraient être complétées par les dispositions suivantes :

- le prélèvement est effectué en période d'affluence maximale des baigneurs (jour le plus fréquenté et lors du pic de fréquentation journalier), cette période étant identifiée grâce à un suivi détaillé³⁵ de la fréquentation,
- le prélèvement est réalisé au sein de la zone la plus fréquentée de la baignade,
- pour le suivi des microalgues et cyanobactéries spécifiquement, si l'étape initiale d'observation montre une diminution de la transparence ou un début de prolifération avec formation de biofilm, deux prélèvements sont recommandés : le premier dans la colonne d'eau de la zone de baignade et le second sur le biofilm s'il est présent ou en surface de l'eau en bordure de la baignade, dans l'une des zones de plus faible profondeur.

Prise en compte du paramètre « température de l'eau »

Une température supérieure à 23-25°C³⁶ facilite le développement des germes pathogènes, des microalgues et des cyanobactéries en milieu confiné. Il est donc recommandé une surveillance attentive sinon plus fréquente des critères de qualité sanitaire de l'eau des baignades artificielles concernées par des conditions climatiques favorables (fort ensoleillement régulier, température de l'air élevée, etc.). En situation de dépassement de cette température de l'eau (mesurée à une profondeur de 30 cm), il serait nécessaire d'augmenter le taux de renouvellement et/ou de traitement de l'eau baignade sinon d'installer un système de refroidissement.

³⁵ Un relevé de fréquentation pourrait être renseigné au minimum au début de chaque saison balnéaire afin de refléter les habitudes de fréquentation pour chaque baignade

³⁶ La FLL recommande de ne pas dépasser une température de l'eau de 23°C

Faire respecter un niveau suffisant d'hygiène et sensibiliser les baigneurs

Considérant l'insuffisance des installations d'hygiène des baignades artificielles et l'importance de la maîtrise des intrants apportés par les baigneurs, il est proposé

- que soient mises à disposition des baigneurs les installations sanitaires minimales suivantes : douches équipées de savon désinfectant, cabinets d'aisance et lavabos,
- que leur nombre satisfasse les dispositions réglementaires des piscines de plein air (annexe 13-6 du code de la santé publique) aussi bien celles réservées aux baigneurs que celles réservées au public accompagnant,
- que ces installations sanitaires soient intégrées à un circuit du baigneur afin d'inciter celui-ci à respecter les règles d'hygiène avant l'accès à l'eau,
- que ces installations sanitaires soient régulièrement entretenues par l'exploitant de la baignade, plusieurs fois par jour.

Considérant la nécessité d'améliorer l'hygiène et le comportement des baigneurs, leur sensibilisation à l'intérêt sanitaire du respect des règles d'hygiène corporelle avant l'accès à l'eau paraît indispensable. Ces règles d'hygiène devraient être précisées par un règlement intérieur, qu'il conviendrait de compléter par des panneaux d'information situés à l'entrée du site ainsi qu'à proximité immédiate de la zone de baignade ; ces panneaux mentionneraient au minimum les informations suivantes :

- l'eau de la baignade n'est pas désinfectée,
- la qualité de l'eau dépend du respect des règles d'hygiène par les baigneurs : douche savonnée et usage des cabinets d'aisance,
- l'eau fait l'objet d'une surveillance sanitaire périodique dont les résultats sont affichés (sur ces panneaux) par l'exploitant de la baignade,
- la baignade est fortement déconseillée aux personnes vulnérables aux infections (personnes immunodéprimées, femmes enceintes, personnes âgées, enfants en bas âges, etc.) ainsi qu'aux personnes manifestant des symptômes tels que diarrhées, vomissements, infections cutanées, etc.,
- l'accès de la zone de bain et des plages alentours est interdit aux animaux domestiques.

Il serait également utile de sensibiliser le milieu médical (médecins, pharmaciens...) aux dangers sanitaires des baignades artificielles et à la nécessité d'informer les autorités sanitaires des pathologies diagnostiquées chez des baigneurs qui les fréquentent.

Définir une fréquentation maximale instantanée et fréquentation maximale journalière

Considérant que la fréquentation des baignades artificielles n'est pas maîtrisée et qu'elle conditionne le risque de contamination interbaigneurs, il paraît essentiel d'établir une fréquentation maximale instantanée (FMI) selon la formule suivante :

$$FMI = \frac{V_{total}}{10}$$

où V_{total} représente le volume total (exprimé en m^3) de la zone réservée aux baigneurs (zone de baignade) et où le dénominateur correspond à l'estimation³⁷ du volume d'eau minimum par baigneur, à savoir $10 m^3$;

Considérant que l'élimination des contaminants est plus difficile en système fermé par comparaison avec le système ouvert (effet chasse d'eau) et avec les piscines (eau désinfectante), il paraît également essentiel d'établir une fréquentation maximale journalière (FMJ) pour les baignades en système fermé, selon la formule suivante :

$$FMJ = \frac{FMI \times (V_{total} + V_{recirculé} + V_{renouvelé})}{V_{total}} = \frac{V_{total} + V_{recirculé} + V_{renouvelé}}{10}$$

où $V_{recirculé}$ représente le volume d'eau recirculé et traité pendant la durée d'ouverture quotidienne de la baignade et $V_{renouvelé}$ représente le volume d'eau « neuve » (eau de remplissage) apporté à la baignade pour cette même durée.

Ces formules sont proposées à titre expérimental. L'acquisition de connaissances relatives aux baignades artificielles (notamment les types de contaminants en présence, les quantités moyennes de germes apportées par les baigneurs, leur dynamique et leur survie, l'efficacité de leur abattement par le traitement, etc.) devrait permettre d'affiner ces méthodes de calcul et notamment le volume d'eau minimum par baigneur, fixé à $10 m^3$ par avis d'experts.

Améliorer la gestion hydraulique

Considérant que la gestion hydraulique de la baignade est un paramètre essentiel de contrôle des dangers sanitaires et de l'exposition des baigneurs, les baignades artificielles devraient être en mesure de satisfaire les exigences minimales suivantes :

- absence de zone morte pour l'ensemble de la baignade (exigence à suivre dès la conception de la baignade et à vérifier à la réception des travaux par un outil adapté, traçage par exemple),
- évacuation d'au minimum 50% du film de surface,
- renouvellement de la totalité du volume de la baignade en moins de 12 heures³⁸.

Le renouvellement correspond en système ouvert à l'apport d'eau de remplissage ($V_{renouvellement} = V_{remplissage}$), auquel s'ajoute en système fermé l'eau recirculée et traitée ($V_{renouvellement} = V_{remplissage} + V_{recirculé}$).

Il est rappelé que le respect de ces exigences est conditionné par la disponibilité de la ressource en eau de remplissage tout au long de la saison balnéaire.

³⁷ Cette valeur recommandée par le groupe de travail est issue des recommandations de la FLL et des autorités sanitaires autrichiennes.

³⁸ Cette valeur adoptée par avis d'experts est proposée à titre expérimental ; l'acquisition de connaissances relatives aux baignades artificielles (efficacité des traitements notamment) devrait permettre d'affiner cette valeur.

11.2.2 Dispositions complémentaires pour les baignades artificielles en système ouvert

Le traitement³⁹ de l'eau n'étant pas recommandé en système ouvert, la maîtrise des dangers sanitaires ne peut être assurée que par le renouvellement suffisant de l'eau de la baignade afin de diluer et d'évacuer les contaminants par effet « chasse d'eau ». La disponibilité de la masse d'eau de remplissage tout au long de la saison balnéaire, notamment en période d'étiage, est donc essentielle en système ouvert.

Améliorer la gestion hydraulique

Il est recommandé :

- l'interdiction d'un système de recirculation puisque l'eau de ces baignades ne peut être traitée,
- le renouvellement continu de l'eau, au minimum pendant toute la durée de la saison balnéaire.

L'installation de moyens appropriés (pompages par exemple) pourrait être nécessaire pour satisfaire cette exigence de renouvellement continu de l'eau, notamment pour certains bassins à marée en période de basse mer. En cas d'impossibilité technique (éloignement de la ressource en eau par exemple à basse mer) il conviendrait au minimum de s'assurer du renouvellement complet de la totalité du volume d'eau à chaque pleine mer.

11.2.3 Dispositions complémentaires pour les baignades en système fermé et à traitement

La maîtrise des dangers sanitaires ne peut être assurée en système fermé que par un traitement efficace des contaminants.

Surveiller la concentration en phosphore total de l'eau de remplissage

L'eau de remplissage doit satisfaire une concentration en phosphore total inférieure ou égale à 10 µg/l en valeur guide et inférieure ou égale à 30 µg/l en valeur impérative. L'utilisation d'une eau non conforme à ces limites de qualité nécessiterait un traitement d'élimination du phosphore de l'eau de remplissage.

Améliorer la gestion hydraulique

³⁹ Le traitement de l'eau de remplissage ne doit pas être assimilé au traitement de l'eau de baignade

En système fermé, la gestion hydraulique ne peut être assurée que par un dispositif de recirculation de l'eau au sein de la zone de baignade.

Considérant que la recirculation de l'eau induit une augmentation de l'exposition du baigneur aux contaminants, il est recommandé que le dispositif de recirculation soit obligatoirement couplé à un système traitement. Tout système de recirculation simple ne devrait donc pas être autorisé.

Choix et efficacité du traitement des eaux de baignade

En raison des risques sanitaires que peuvent présenter certains produits et procédés de traitement, il est recommandé

- d'interdire le traitement par algicides,
- d'éviter les traitements par ultrasons et par rayonnement UV monochromatique à 254 nm (basse pression),
- que les procédés et produits de traitement des eaux des baignades artificielles fassent l'objet d'une autorisation préalable à leur mise en marché, sur la base d'une expertise scientifique approfondie,
- que l'installation d'un traitement soit systématiquement suivie d'une phase d'observation de son fonctionnement et de son efficacité.

Une telle expertise scientifique et technique des traitements proposés devrait prendre en compte au minimum l'efficacité de l'abattement des nutriments et de l'abattement des microorganismes revivifiables (dénombrement à réaliser selon la norme NF EN 6222 relative à la qualité de l'eau, au dénombrement des micro-organismes revivifiables et au comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé).

11.2.4 Dispositions complémentaires pour les baignades en système fermé et à traitement par filtration biologique

Ces dispositions complètent celles proposées en 11.2.3 pour les systèmes fermés.

Dispositions générales

Considérant la définition d'une piscine, les baignades⁴⁰ à traitement par filtration biologique ne peuvent être assimilées à des « piscines », l'eau n'étant pas de qualité « désinfectée et désinfectante ». Il est donc recommandé aux concepteurs de ne pas employer le terme « piscine » dans la dénomination et la promotion marketing de ces baignades.

⁴⁰ commercialisées sous les appellations marketing « piscine paysagée », « piscine paysagère », « piscine biologique ou écologique », « piscine naturelle » (etc.)

Considérant les lacunes du procédé de traitement par filtration biologique identifiées au chapitre 8, il est recommandé aux concepteurs de mettre en œuvre des moyens suffisants de recherche, de développement et d'expérimentation en appui à l'acquisition de connaissances, notamment en matière de maîtrise du fonctionnement du système et de maîtrise des dangers sanitaires. Il est souligné à ce titre l'intérêt de développer des projets structurés, mutualisés, internationaux et pluridisciplinaires par l'implication d'équipes de recherche.

Considérant que le niveau actuel de développement de ces systèmes de baignade est insuffisant notamment pour garantir une innocuité sanitaire, il est recommandé aux autorités sanitaires de ne pas autoriser pour le moment le libre développement de ces baignades pour un usage public, par principe de précaution.

Considérant toutefois l'intérêt du caractère innovant et écologique et l'efficacité théorique de ce traitement par filtration biologique sous réserve d'une maîtrise suffisante, et afin d'accompagner cette innovation, il est suggéré aux autorités sanitaires d'autoriser à titre dérogatoire l'ouverture au public d'un nombre limité d'installations expérimentales. Cette autorisation au cas par cas, conditionnée à une expertise préalable, serait accordée aux seuls dossiers apportant la preuve d'un niveau de développement technique suffisant et justifiant le passage à ce statut expérimental de terrain. Il est cependant recommandé que les investissements liés à cette expérimentation soient supportés par les concepteurs et non par les exploitants des baignades, comme c'est aujourd'hui le cas pour les baignades en fonctionnement en France.

Il est également recommandé aux autorités sanitaires de maintenir en statut expérimental les installations publiques existantes et de procéder à un suivi sanitaire renforcé de la qualité des eaux.

Considérant les caractéristiques propres à la baignade de Combloux et des modifications apportées au système initial, il est recommandé

- de reconduire son statut expérimental, au même titre que les autres installations existantes,
- de la considérer comme un cas expérimental isolé et non représentatif des systèmes actuellement développés,
- de réviser son protocole d'expérimentation sur la base de l'ensemble de ces recommandations.

Conception des installations

Sont recommandés les éléments suivants comme dispositions essentielles mais non exhaustives⁴¹ en appui à l'amélioration des baignades à traitement par filtration biologique :

- la circulation hydraulique au sein de la zone de baignade devrait satisfaire les critères d'un « système mixte » appliqué aux piscines, à savoir une arrivée d'eau en plusieurs points du bassin et une évacuation par le fond et par la surface,
- la zone de traitement devrait être physiquement séparée de la zone de baignade (les systèmes en monobassin devraient être interdits), afin de pouvoir contrôler le bon fonctionnement hydraulique du système et d'en suivre l'efficacité, notamment par des bilans entrée-sortie,
- la recirculation simple de l'eau de la baignade sans traitement associé devrait être interdite,

⁴¹ L'amélioration des systèmes devrait s'appuyer sur l'ensemble des conclusions de l'expertise (cf. chapitre 6.3.5.8)

- une zone de baignade dédiée aux jeunes enfants (moins de 6 ans) devrait être construite séparément et devrait proposer une eau de qualité désinfectée et désinfectante,
- les jets d'ornements, dont la pression est susceptible de générer des aérosols, devraient être évités,
- il est de la responsabilité des concepteurs de s'assurer de l'absence de dangers liés à l'utilisation de plantes pour le système de traitement et d'en apporter la preuve ; les variétés *Cicuta virosa* et *Solanum dulcamara* devraient être interdites en raison de leur toxicité et par principe de précaution.

Gestion et entretien de la baignade

Il est recommandé aux autorités sanitaires de conditionner l'utilisation de produits d'entretien des baignades artificielles à une autorisation préalable de mise en marché, afin de garantir leur innocuité sanitaire et leur efficacité au regard des problématiques concernées.

Il est recommandé à ce titre de ne pas autoriser l'utilisation de produits nutritifs azotés et d'inoculum bactériens pour l'entretien des baignades à traitement par filtration biologique, en raison des interrogations quant à leur innocuité sanitaire directe ou indirecte et à leur efficacité. Cette recommandation s'adresse aussi bien aux concepteurs des baignades qu'aux exploitants.

Afin de limiter la prolifération des microalgues et des cyanobactéries, il est recommandé de retirer mécaniquement et régulièrement le biofilm se développant en bordure et dans le fond du bassin ainsi que les algues dans l'ensemble de la baignade.

Afin de protéger la santé des populations professionnelles en charge de l'entretien quotidien de ces baignades, il est recommandé une sensibilisation au port d'éléments de protection élémentaires (cuissardes, gants et manches longues au minimum) leur permettant de limiter une exposition prolongée et répétée (notamment cutanée) aux dangers identifiés. Le développement de robots de nettoyage adaptés à ces baignades et capables de gérer les problématiques de développement algal et de biofilms serait également pertinent.

Il est enfin recommandé que les concepteurs

- forment le gestionnaire et son personnel à la gestion et à l'entretien quotidien de la baignade (« ce qu'il convient de faire et de ne pas faire ») ainsi qu'aux dangers sanitaires susceptibles d'affecter les baigneurs et le personnel d'entretien et aux moyens de les éviter ;
- fournissent un cahier des charges détaillé reprenant l'ensemble de cette formation.

11.3 Axes de recherche et recommandations pour une amélioration des connaissances relatives aux baignades artificielles et à leurs dangers sanitaires

L'expertise ayant révélé une connaissance insuffisante des baignades artificielles existantes en métropole et en outre mer, il serait utile de recenser les baignades pertinentes au moyen de la méthode proposée à la figure 7 et d'en décrire les principales caractéristiques (description et plan,

fréquentation, dispositions de gestion des intrants, dispositions de gestion hydraulique, description du traitement, dispositions de gestion sanitaire, etc.).

Il est recommandé la mise en œuvre de programmes de recherche visant à recenser les agents pathogènes des baignades artificielles et en priorité les agents suivants :

- les entérovirus, calicivirus et adénovirus, leur suivi étant facilité par de récentes méthodes moléculaires de détection et accessibles à la majorité des laboratoires d'analyses ;
- *Shigella flexneri* et *Shigella sonnei*, *E. coli* 0157:H7, *Pseudomonas aeruginosa* et *Staphylococcus aureus*, *Leptospira interrogans*, mais également *Vibrio* pour les baignades artificielles en eau salée ;
- *Cryptosporidium spp.* et *Giardia duodenalis* lorsque les résultats du profil d'eau de baignade ou du profil d'eau de remplissage soulignent un risque de pollution fécale et en cas d'augmentation importante de la contamination en GICF ;
- les cyanobactéries, les genres présents et leur toxicité éventuelle ;
- et les dangers microbiologiques émergents (cf. chapitre 5).

Considérant le manque historique de connaissances relatives à la problématique de la contamination interbaigneurs et au comportement des germes pathogènes émis par les baigneurs dans les milieux hydriques, il est proposé que des programmes de recherche dédiés à ces questions soient mis en place (modélisation de la dynamique des germes dans les eaux, estimation de la charge microbienne apportée par les baigneurs, effet de l'hydraulique sur la dispersion des germes, etc.).

Considérant l'insuffisance des données pour qu'une évaluation quantitative des risques sanitaires soit réalisée, il est recommandé

- d'améliorer la connaissance de l'exposition des baigneurs et des populations professionnelles aux eaux de baignades et aux eaux récréatives en règle générale (documenter les voies et les scénarios d'exposition, etc.),
- de mettre en œuvre des études épidémiologiques et des études cas-témoins dédiées aux eaux récréatives et aux baignades artificielles particulièrement.

Il est enfin recommandé que les conclusions et recommandations de ce rapport soient révisées sur la base des informations qui pourront être collectées par l'ensemble de ces travaux.

12 Bibliographie

12.1 Publications

- Ali-Shtayeh M.S., Khaleel T.Kh et Jamous R.M. (2002). Ecology of dermatophytes and other keratinophilic fungi in swimming pools and polluted and unpolluted streams. *Mycopathologia*, 156(3):193-205.
- Arias C.A., Cabello A., Brix H. *et al.* (2003). Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. *Water Sci. Technol.*, 45(5):35-41.
- Arnone R.D., Walling J.P. (2007). Waterborne pathogens in urban watersheds. *J. Water Health*, 5(1):149-162.
- Attie A., Auger P., Joly J. (1990). Incidence of occult athlete's foot in swimmers. *Eur. J. Epidemiol.*, 6(3):244-247.
- Ausland G., Stevikb, T.K., Hanssenc J.F. *et al.* (2002). Intermittent filtration of wastewater-removal of fecal coliforms and fecal streptococci. *Water Res.*, 36(14):3507-3516.
- Avery L.M., Williams A.P., Killham K. *et al.* (2008). Survival of *Escherichia coli* O157: H7 in waters from lakes, rivers, puddles and animal-drinking troughs. *Sci. Total Environ.*, 389(2-3): 378-385.
- Bell A., Guasparini R., Meeds D. *et al.* (1993). A swimming pool-associated outbreak of cryptosporidiosis in British Columbia. *Can. J. Public Health*, 84(5):334-337.
- Berg G., Eberl L., Hartmann A. (2005). The rhizosphere as a reservoir for opportunistic human pathogenic bacteria. *Environ. Microbiol.*, 7(11):1673-1685.
- Bourke A.T.C., Hawes R.B., Neilson A. *et al.* (1983). An outbreak of hepato-enteritis (the Palm Island mystery disease) possibly caused by algal intoxication. *Toxicon Suppl.*, 21:45-48.
- Brandi G., Sisti M., Paparini A. *et al.* (2007). Swimming pools and fungi: an environmental epidemiology survey in Italian indoor swimming facilities. *Int. J. Environ. Health Res.*, 17(3): 197-206.
- Breittmayer J.P., Gauthier M.J. (1978). Contamination bacterienne d'une zone balneaire liee à sa frequentation. *Water Res.*, 12(3) :193-197.
- Brinkman N.E., Haugland R.A., Wymer L.J. *et al.* (2003). Evaluation of a rapid, quantitative real-time PCR method for enumeration of pathogenic *Candida* cells in water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(3):1775-1782.
- Brix H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Techn*, 29,71-78.
- Brix H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.*, 35(5):11-17.
- Brown L.M. (2000). *Helicobacter pylori*: epidemiology and routes of transmission. *Epidemiol. Rev.*, 22(2):283-297.

- Cadel-Six S., Peyraud-Thomas C., Brient L. *et al.* (2007). Different genotypes of anatoxin-producing cyanobacteria coexist in the Tarn river, France. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(23): 7605-7614.
- Caumes E, Felder-Moinet S, Couzigou C. *et al.* (2003). Failure of an ointment based on IR3535 (ethyl butylacetylaminopropionate) to prevent an outbreak of cercarial dermatitis during swimming races across Lake Annecy, France. *Ann. Trop. Med. Parasitol.*, 97(2):157-163.
- Chiarini L., Bevivino A., Dalmastrì C. *et al.* (2006). *Burkholderia cepacia* complex species: health hazards and biotechnological potential. *Trends Microbiol.*, 14(6):277-286.
- Coupé S., Delabre K., Pouillot R. *et al.* (2006). Detection of *Cryptosporidium*, *Giardia*, and *Enterocytozoon bieneusi* in surface water, including recreational areas: a one-year prospective study. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.*, 47(3):351-359.
- Cox P.A., Banack S.A., Murch S.J. *et al.* (2005). Diverse taxa of cyanobacteria produce b-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 102(14):5074-5078.
- Cousins I.T., Bealing D.J., James H.A. *et al.* (1996). Biodegradation of microcystin-LR by indigenous mixed bacterial population. *Water Res.*, 30(2):481-485.
- Craun G.F., Calderon R.L., Craun M.F. (2005). Outbreaks associated with recreational water in the United States. *Int. J. Environ. Health Res.*, 15(4):243-262.
- Daranas A.H., Norte M., Fernandez J.J. (2001). Toxic marine microalga. *Toxicon*, 39(8): 1101-1132.
- Dorko E., Jenca A., Orencák M. *et al.* (2004). Otomycoses of candidal origin in eastern Slovakia. *Folia Microbiol. (Praha)*, 49(5):601-604.
- Dubois M.C., Tracol R. (1996). Une épidémie de shigellose liée à la baignade dans un lac. *Bull. Epidémiol. Hebdo.*, 19:1-3.
- Dubey J.P., Zarnke R., Thomas N.J. *et al.* (2003). *Toxoplasma gondii*, *Neospora caninum*, *Sarcocystis neurona*, and *Sarcocystis* canis-like infections in marine mammals. *Vet. Parasitol.*, 116(4):275-296.
- Edwards C., Beattie K.A., Scrimgeour C.M. *et al.* (1992). Identification of anatoxin-a in benthic cyanobacteria (blue-green-algae) and in associated dog poisoning at Loch Insh, Scotland. *Toxicon*, 30(10):1165-1175.
- 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.
- Elwitigala J.P., Higgs D.S., Namnyak S. *et al.* (2005). Septic arthritis due to *Aeromonas hydrophila* : case report and review of the literature. *Int. J. Clin. Pract.*, 59(147):121-124.
- Erdinger L, Kirsch F, Sonntag HG. (1997). Potassium as an indicator of anthropogenic contamination of swimming pool water. *Zentralbl Hyg Umweltmed.* 200(4): 297-308.
- Falconer I.R., Beresford A.M., Runnegar M.T.C. (1983). Evidence of liver damage by toxin from a bloom of blue-green algae, *Microcystis aeruginosa*. *Med. J. Aust.*, 1(11):511-514.
- Famara E., Lesne J., Tournon A. *et al.* (2008). Vibrions non cholériques dans les eaux littorales et les produits de la mer: caractérisation des expositions humaines. *ERS*, 7(3):191-201.
- Favero M.S., Drake C.H., Randall, G.B. (1964). Use of staphylococci as indicators of swimming pool pollution. *Public Health Rep.*, 79:61-70.
- Feachem R., Bradley D., Garelick H. *et al.* (1983). Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management. New-York: John Wiley and Sons Ed.

- Fitschen I., Hahn H. (1998) Characterisation of the municipal wastewater part human urine and a preliminary comparison with liquid cattle excretion, *Water Sci. Technol.*, 38(6):9-16.
- Fleisher J.M., Kay D., Wyer M.D. (1998). Estimates of the severity of illness associated with bathing in marine recreational waters contaminated with domestic sewage. *Int. J. Epidemiol.*, 27(4):722-726.
- Fong T.T., Lipp E.K. (2005). Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 69(2):357-371.
- Francis G. (1878). Poisonous australian lake. *Nature*, 18:11-12
- Frost L.S., Leplae R., Summers A.O. et al. (2005) Mobile genetic elements: the agents of open source evolution. *Nat. Rev. Microbiol.*, 3(9) :722-732.
- Garcia-Villada L., Rico M., Altamirano M. et al. (2004) Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*: characterization and future implications in the use of copper as algicide. *Water Res.*, 38(8):2207-2213.
- Gerba C.P. (2000). Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impact on water quality. *Quant. Microbiol.*, 2(1):55-68.
- Gilgado F., Cano J., Gene J. et al. (2008). Molecular and phenotypic data supporting distinct species statuses for *scenedosporium apiospermum* and *pseudallescheria boydii* and the proposed new species *scenedosporium dehoogii*. *J. Clin. Microbiol.*, 46(2):766-771
- Graczyk T.K., Sunderland D., Tamang L. et al. (2007a). Bather density and levels of *Cryptosporidium*, *Giardia*, and pathogenic microsporidian spores in recreational bathing water. *Parasitol Res.*, 101(6):1729-1731.
- Graczyk T.K., Sunderland D., Tamang L. et al. (2007b). Quantitative evaluation of the impact of bather density on levels of human-virulent microsporidian spores in recreational water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(13):4095-4099.
- Gugger M., Lenoir S., Berger C. et al. (2005). First report in a river in France of the benthic cyanobacterium *Phormidium favosum* producing anatoxin-a associated with dog neurotoxicosis. *Toxicon*, 45(7):919-928.
- Gunn G.J., Rafferty A.G., Rafferty G.C. et al. (1992). Fatal canine neurotoxicosis attributed to blue-green algae (cyanobacteria). *Vet. Rec.*, 130(14):301-302.
- Halda-Alija L., Hendricks S.P., Johnston T.C. (2001). Spatial and temporal variation of *Enterobacter* genotypes in sediments and the underlying hyporheic zone of an agricultural stream. *Microb. Ecol.*, 42(3):286-294.
- Hanes N.B., Fossa A.J. (1970). A quantitative analysis of the effects of bathers in recreational water quality. *Adv. Water Pollut. Res.*, 5:1-9.
- Ishii S., Ksoll W.B., Hicks R.E. et al. (2006). Presence and growth of naturalized *Escherichia coli* in temperate soils from lake superior watersheds. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(1):612-621.
- Jiang S.C., Chu W., He J.W. (2007). Seasonal detection of human viruses and coliphage in Newport Bay, California. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(20):6468-6474.
- Jochimsen E.M., Carmichael W.W., An J. et al. (1998). Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *N.Engl. J. Med.* 338(13):873-878.
- John D., Rose J. (2005). Review of Factors Affecting Microbial Survival in Groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 39(19):7345-7356.

- Karanis P., Kourenti C., Smith H. https://webmail.afsse.fr/exchweb/bin/redirect.asp?URL=http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17402277?ordinalpos=8%26amp;itool=EntrezSystem2.PEntrez.Pubmed.Pubmed_ResultsPanel.Pubmed_DefaultReportPanel.Pubmed_RVDocSum (2007). Waterborne transmission of protozoan parasites: a worldwide review of outbreaks and lessons learnt. *J. Water Health*, 5(1):1-38.
- Karathanasis A.D., Potter C.L., Coyne M.S. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 20, 157-169.
- Kellmann, R., Mihali, T. K., Jeon, Y. J., Pickfor, R., Pomati, F. et Neilan, B. A. (2008). Biosynthetic intermediate analysis and functional homology reveal a saxitoxin gene cluster in cyanobacteria. *Appl. Envir. Micro.* (sous presse).
- Kern J., Idler C. (1999). Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. *Ecol. Eng.*, 12(1):13-25.
- Kiviranta J., Sivonen K., Luukkainen R. et al. (1991). Production and biodegradation of cyanobacterial toxins - a laboratory study. *Arch. Hydrobiol.*, 121(3):281-294.
- Koopmans M., Duizer E. (2004). Foodborne viruses: an emerging problem. *Int. J. Food Microbiol.*, 90(1):23-41.
- Krienitz, L., Ballot, A., Kotut, K., Wiegand, C., Pütz, S., Metcalf, J.S., Codd, G.A. Pflugmacher, S. (2003). Contribution of hot spring cyanobacteria to the mysterious deaths of Lesser Flamingos at Lake Bogoria, Kenya. *FEMS Microbiology Ecology* 43, 141-148
- Larsen T.A., Gujer W. (1996). Separate Management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). *Water Sci. Technol.*, 34(3-4):87-94.
- Leclerc H., Schwartzbrod L., Dei-Cas E. (2002). Microbial agents associated with waterborne diseases. *Crit. Rev. Microbiol.*, 28(4):371-409.
- Lopez-Rodas V., Flores-Moya A., Maneiro E. et al. (2007) Resistance to glyphosate in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* as a result of pre-selective mutations. *Evol. Ecol.*, 21(4):535-547.
- Mandi L., Houhoum B., Asmana S. et al. (1996). Wastewater treatment by reed beds an experimental approach. *Water Res.*, 30(9):2005-2016.
- Metcalf J.S., Codd G.A. (2004). Cyanobacterial toxins in the water environment. A Review of current knowledge. pp. 1-36 (FR/R0009)
- Mez K., Beattie K.A., Codd G.A. et al. (1997). Identification of a microcystin in a benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *Eur. J. Phycol.*, 32(2):111-117.
- Mez K., Hanselmann K., Preisig H.R. (1998). Environmental conditions in high mountain lakes containing toxic benthic cyanobacteria. *Hydrobiologica*, 368(1-3):1-15.
- Mihali T.K., Kellmann R., Muenchhoff J. et al. (2008). Characterization of the gene cluster responsible for cylindrospermopsin biosynthesis. *Appl. Environ. Microbiol.*, 74(3):716-722.
- Münch C., Kusch P., Röske I. (2004). La stimulation racinaire de l'élimination de l'azote concerne-t-elle des zones limitées ou l'ensemble d'un marais artificiel? *Ingénieries EAT*, 5-11.
- Nakai S., Hosomi M., Okada M. et al. (1996). Control of algal growth by macrophytes and macrophyte-extracted bioactive compounds. *Water Sci. Technol.*, 34(7-8):227-235.
- Nakai S., Inoue Y., Hosomi M. et al. (2000). Growth inhibition of blue-green algae (*Microcystis aeruginosa*) by *Myriophyllum spicatum*-releasing four polyphenols. *Water Res.*, 34(11):3026-3032.

- Pearson L.A., Neilan B.A. (2008). The molecular genetics of cyanobacterial toxicity as a basis for monitoring water quality and public health risk. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 19(3):281-288.
- Pianetti A., Bruscolini F., Sabatini L. *et al.* (2004). Microbial characteristics of marine sediments in bathing area along Pesaro-Gabicce coast (Italy): a preliminary study. *J. Appl. Microbiol.*, 97(4):682-689.
- Pouria S., de Andrade A. Barbosa J. *et al.* (1998). Fatal microcystin intoxication hemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet*, 352(9121):21-26.
- Price T., Probert D. (1997). Role of constructed wetlands in environmentally-sustainable developments. *Appl. Energy*, 57(2):129-174.
- Prüss A. (1998). A review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water. *Int. J. Epidemiol.*, 27(1):1-9.
- Rapala J., Lahti K., Sivonen K. *et al.* (1994). Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a. *Lett. Appl. Microbiol.*, 19(6) :423-428.
- Rose R.M., Pinkston P., O'Donnell C. *et al.* (1987). Viral infection of the lower respiratory tract. *Clin. Chest. Med.*, 8(3):405-418.
- Runnegar M.T.C., Jackson A.R., Falconer I.R. (1988). Toxicity of the cyanobacterium *Nodularia spumigena* Mertens. *Toxicon*, 26(2):143-151.
- Sabater S., Vilalta E., Gaudes A. *et al.* (2003). Ecological implications of mass growth benthic cianobacteria in rivers. *Aquat. Microb. Ecol.*, 32(2):175-184.
- Saunier B. (1993). Measurement of the impact and hierarchical organization of sources of microbial contamination in coastal waters. *TSM*, 3:121-139.
- Schulz L. (1981). Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste. *Zentralbl Bakteriol. Hyg. B*, 173: 521-548.
- Schvoerer E., Bonnet F., Dubois V. *et al.* (2000). PCR detection of human enteric viruses in bathing areas, waste waters, and human stools in South-Western France. *Res. Microbiol.*, 151(8):693-701.
- Schvoerer E., Ventura M., Dubos O. *et al.* (2001). Qualitative and quantitative molecular detection of enteroviruses in water from bathing areas and from a sewage treatment plant. *Res. Microbiol.*, 152(2):179-186.
- Seux, R. (1988). Evolution de la pollution apportée par les baigneurs dans les eaux de piscines sous l'action du chlore, *Journal Français d'Hydrologie*, 2 : 151-168
- Seyfreid P.L., Tobin R.S., Brown N.E. (1985). A prospective study of swimming-related illnessII. Morbidity and the microbiological quality of water. *Am. J. Public Health*, 75(9):1068-1070.
- Shuval H. (2003). Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment. *J. Water Health*, 1(2): 53-64.
- Tekavec J., Mlinaric-Missoni E., Babic-Vazic V. (1997). Pulmonary tuberculosis associated with invasive pseudallescheriasis. *Chest*, 111(2):508-511.
- Valé M., Nguyen C., Dambrine E. *et al.* (2005). Microbial activity and abundance in the rhizosphere of seven herbaceous species cultivated under controlled conditions: relationships with plant growth and root C concentration. *Soil Biol. Biochem.*, 37(12):2329-2333.
- Van Asperen I.A., de Rover C.M., Schijven J.F. *et al.* (1995). Risk of otitis externa after swimming in recreational fresh water lakes containing *Pseudomonas aeruginosa*. *BMJ*, 311(7017):1407-1410.

- Van Apeldoorn M.E., Egmond H.P., Speijers G.J.A. *et al.* (2007). Toxins of cyanobacteria. *Mol. Nutr. Food Res.*, 51(1):7-60.
- Wand, H., G. Vacca, G., Kusch, P., Krüger, M. et Kästner, M. (2007). Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns. *Water Research*, 41, 159 – 167.
- Wang R., Korboulewsky N., Prudent P. *et al.* (2008). Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge? – A mesocosm experiment testing three plant species under Mediterranean climate. *Ecol. Eng.*, 35(2):230-237.
- Watson S.B. (2003). Cyanobacterial and eukaryotic algal odour compounds : signals or by-products ? A review of their biological activity. *Phycologia*, 42(4):332-350.
- Williams G.J., Sheikh A.B., Holdenc R.B. *et al.* (2007). The impact of increased loading rate on granular media rapid depth filtration of wastewater. *Water Res.*, 41(19):4535-4545.
- Wood S.A., Selwood A.I., Rueckert A. *et al.* (2007). First report of homo-anatoxin-a and associated dig neurotoxicosis in New Zeland. *Toxicon*, 50(2) :292-301.
- Zmirou D., Ferley J.P., Balducci F. *et al.* (1990). Evaluation des indicateurs du risque sanitaire lié aux baignades en rivière. *Rev. Epidemiol. Sante Publique*, 38(2):101–110.

12.2 Ouvrages, rapports, avis, bulletins

- Amzil Z., Vernoux J.P., Pottier I. (2001). Les principales classes de phycotoxines. In : Frémy J.-M., Lassus P. (coord.). *Toxines d'algues dans l'alimentation*. Editions Ifremer. pp. 159-188.
- AFSSA. (2008a). Évaluation du dispositif de surveillance microbiologique des zones de production conchylicole et du risque lié à la consommation des coquillages, notamment dans la situation du bassin d'Arcachon. 82 p.
- AFSSA. (2008b). Évaluation du dispositif de surveillance chimique des zones de production conchylicole et du risque lié à la consommation des coquillages, notamment dans la situation du bassin d'Arcachon. 71 p.
- AFSSA, AFSSET. (2006). Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux. 227 p.
- Brix H. (1993). Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: Moshiri G.A. (Ed.). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC press Inc. pp 2-9.
- Direction Générale de la Santé (2003). Réflexion sur les baignades atypiques. 38 p.
- FLL (2003). Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau. Normes FLL. Traduction des normes allemandes en termes de baignades biologiques. 54 p.
- InVS. (2007). Risques sanitaires liés à la présence d'Ostreopsis ovata dans les eaux de baignades ou d'activités nautiques. Note. 13 p.
- Kuipper-Goodman T., Falconer I.R., Fitzgerald D.J. (1999). Human health aspects. In : Chorus I., Bartram, J. (Ed.). *Toxic cyanobacteria water : a guide to public health significance, monitoring and management*. E & FN Spon. pp. 113-153.
- Mahabadi M., Rohlfing I.M. (2005). Schwim und Badeteichanlagen; planungs und baugrundsätze (Gebundene Ausgabe). Ulmer (Eugen) Ed. 304 p.

Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D. (2002). Wastewater Engineering: Treatment and reuse. McGraw-Hill Science, 4th ed. 1848 p.

Ministère de l'environnement. (1998). Eaux de baignades : causes de pollution et actions engagées pour les baignades non conformes en 1997. 223 p.

Office fédéral pour l'environnement en Allemagne (2003). Exigences en matière d'hygiène concernant les Kleinbadeteiche (petits étangs de baignade – baignades semi-naturelles – installations artificielles de baignade et de natation en étangs). [Hygienische Anforderungen an Kleinbadeteiche (künstliche Schwimm-und Badeteichanlagen)]. Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz, 46(6):527-529⁴².

Office fédéral de la santé publique Suisse. (2004). Considérants retenus en vue de l'élaboration d'une recommandation pour l'évaluation hygiénique des étangs de baignade publique aménagés artificiellement. Office fédéral de la santé publique de Suisse. 12 p.

OMS. (2003). Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: coastal and freshwater. Genève: OMS. 219 p.

OMS. (2006). Guidelines for safe recreational water environments. Volume 2: swimming pools and similar environments. Genève: OMS. 118 p.

Pena L., Zmirou D., Le Tertre A. et al. (2001). Critères microbiologiques de qualité des eaux de baignades : évaluation des risques en vue de la révision des normes européennes. Saint-Maurice : InVS. 44 p.

Sivonen K., Jones G. (1999). Cyanobacterial Toxins. In: Chorus I., Bartram J. (Ed.). *Toxic Cyanobacteria in Water - A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon. pp. 235-274.

Von Berger F. (2006). Les plus belles piscines écologiques. Traduit de l'ouvrage allemand « Schwimmenteiche ». Georg D.W. Callwey Ed. 160 p.

12.3 Normes

NF X 50-110 (mai 2003) Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise. AFNOR (indice de classement X 50-110).

Norme TC 165 du comité européen de normalisation (CEN) relative à l'assainissement des eaux usées (PR EN 1085 – vocabulaire du traitement des eaux usées).

12.4 Législation et réglementation

Code de la santé publique, articles L1332-1 à L1332-9 et D1332-1 à D1332-42.

⁴² www.umweltdaten.de/gesundheits/kleinbadeteiche-UBA-Empfehlung.pdf

Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

Directive 2000/54/EC du 18 septembre 2000 sur la protection des travailleurs vis-à-vis des risques d'exposition aux agents biologiques au travail.

Directive 76/160/CEE du 8 décembre 1975 concernant la qualité des eaux de baignades.

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 susvisée.

Décret n° 81-324 du 7 avril 1981 modifié par le décret n° 91-980 du 20 septembre 1991 fixant les normes d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et aux baignades aménagées.

Décret n°2008-990 du 18 septembre 2008 relatif à la gestion de la qualité des eaux de baignade et des piscines.

Arrêtés du 7 avril 1981 relatifs aux dispositions techniques et administratives applicables aux piscines et baignades aménagées.

Arrêtés du 11 janvier 2007 relatifs aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine et relatifs au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle pour les eaux fournies par un réseau de distribution.

Arrêté du 22 septembre 2008 relatif à la fréquence d'échantillonnage et aux modalités d'évaluation de la qualité et de classement des eaux de baignade.

Arrêté du 23 septembre 2008 relatif aux règles de traitement des échantillons et aux méthodes de référence pour les analyses d'eau dans le cadre de la surveillance de la qualité des eaux de baignade.

Ordonnances n°2000-548 du 15 juin 2000 et n°2005-1087 du 1^{er} septembre 2005 concernant le chapitre II du Code de la santé publique.

Circulaire⁴³ DGS/SD7A n°2003-270 du 4 juin 2003 relative aux modalités d'évaluation des risques sanitaires liés à des situations de prolifération de microalgues dans des eaux de baignades et de loisirs nautiques.

Circulaire DGS/SD7A n°2007-39 du 23 janvier 2007 relative à la mise en œuvre des arrêtés du 11 janvier 2007.

⁴³ Cette circulaire a été réactualisée les 28 juillet 2004, 5 juillet 2005 et 10 avril 2007.

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine

1



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.

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'avèreraient nécessaires ou des informations contenues dans les profils d'eaux 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'hydraulicité 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,



Pr Didier HOUSSIN

Le Directeur de l'eau



Le Directeur de la prévention
des pollutions et des risques

*Président du Comité d'expertise
la qualité de l'eau et la prévention
des pollutions et des risques.*



Ogile GAUTHIER

Copie à Monsieur le Directeur Général de l'InVS

Annexe 2 : Suivi des mises à jour du rapport

[illegible]

Annexe 3 : Synthèse des déclarations publiques d'intérêts des experts par rapport au champ de la saisine

RAPPEL DES RUBRIQUES DE LA DECLARATION PUBLIQUE D'INTERETS

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 ...)
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

SYNTHESE DES DECLARATIONS PUBLIQUES D'INTERETS DES MEMBRES DU CES PAR RAPPORT AU CHAMP DE LA SAISINE

NOM	Prénom	Date de déclaration des intérêts
Analyse Afsset :	Rubrique de la DPI	
	Description de l'intérêt <i>en cas de lien déclaré</i>	

Analyse Afsset :	ABSI Rafik	19 janvier 2007
		04 mai 2007
		21 juin 2007
		09 juillet 2008
		Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine

BALLET Jean-Jacques	22 janvier 2007 04 mai 2007 20 juin 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine Analyse Afsset : /	
BERJEAUD Jean-Marc	07 novembre 2006 04 mai 2007 20 juin 2007 09 juin 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine Analyse Afsset : /	
BOUDENNE Jean-Luc	27 octobre 2006 04 mai 2007 16 juin 2007 05 juillet 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine Analyse Afsset : /	
BRUGÈRE-PICOUX Jeanne	27 novembre 2005 14 décembre 2006 03 juillet 2007 04 juillet 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine Analyse Afsset : /	
CABILLIC Pierre-Jean	09 novembre 2006 04 mai 2007 25 juin 2007
Aucun lien déclaré Analyse Afsset : /	
CAMUS Patrick	15 décembre 2006 04 mai 2007 20 juin 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine Analyse Afsset : /	
CREPPY Edmond E.	18 janvier 2007 04 mai 2007 21 juin 2007 10 juin 2008

Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
CUDENNEC	Christophe	12 décembre 2006 04 mai 2007 25 mai 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
DAGOT	Christophe	09 novembre 2006 03 mai 2007 14 juin 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
DUKAN	Sam	30 octobre 2006 29 juin 2007 03 juillet 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
GEHANNO	Jean-François	22 novembre 2005 21 novembre 2006 04 mai 2007 16 juin 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
GILLI	Éric	13 décembre 2006 20 juin 2007 02 juillet 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
GUT	Jean-Pierre	24 novembre 2005 28 novembre 2006 04 mai 2007 06 juin 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
HILAIRE	Didier	20 avril 2005 15 décembre 2006

		04 mai 2007
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset :	/	
HUMBERT	Jean-François	10 juillet 2006 27 octobre 2006 04 mai 2007 10 juillet 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
LAKEL	Abdel	22 janvier 2007 04 mai 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
LE BÂCLE	Colette	16 janvier 2007 04 mai 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
LEDRU	Éric	08 janvier 2007 04 mai 2007 16 mai 2007
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset :	/	
MARCHANDISE	Patrick	11 juin 2003 22 novembre 2005 16 mai 2006 27 novembre 2006 04 mai 2007 03 juillet 2007 08 juillet 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset :	/	
MATHIEU	Laurence	03 juillet 2003 10 janvier 2005 21 octobre 2005 16 juin 2006

		11 décembre 2006 03 juillet 2007 08 juillet 2008
	Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine	
Analyse Afsset :	/	
MOGUEDET	Gérard	17 janvier 2007 1 ^{er} octobre 2007
	Aucun lien déclaré	
Analyse Afsset :	/	
MORIN	Anne	17 janvier 2007 04 mai 2007
	Aucun lien déclaré	
Analyse Afsset :	/	
MOUNEYRAC	Catherine	03 janvier 2007 04 mai 2007 13 juin 2008
	Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine	
Analyse Afsset :	/	
OCCHIALINI-CANTET	Alessandra	08 décembre 2006 04 mai 2007 19 juillet 2007
	Aucun lien déclaré	
Analyse Afsset :	/	
POURCHER	Anne-Marie	28 novembre 2006 27 juin 2007 03 juillet 2007 18 juin 2008
	Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine	
Analyse Afsset :	/	
RAUZY	Sylvie	19 janvier 2007 04 mai 2007 02 juillet 2007 10 juin 2008
	Aucun lien déclaré	
Analyse Afsset :	/	
RUNIGO-MAGIS	Renée	16 janvier 2007

		03 juillet 2007 13 juin 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset : /		
SAUVANT-ROCHAT	Marie-Pierre	30 novembre 2006 04 mai 2007 05 juillet 2007 11 juin 2008
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset : /		
TANDEAU DE MARSAC	Nicole	14 novembre 2006 03 juillet 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset : /		
TREMBLAY	Michèle	16 novembre 2006 30 juin 2007 04 juillet 2007 16 juillet 2008
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset : /		
TRIBOLLET	Bernard	03 janvier 2005 17 mars 2005 15 novembre 2006 04 mai 2007
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset : /		
VILLENA	Isabelle	08 novembre 2006 04 mai 2007 19 juillet 2007 16 juin 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset : /		

SYNTHESE DES DECLARATIONS PUBLIQUES D'INTERETS 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 :		
BOUTIN	Catherine IP-SC Contrat de transfert et de savoir faire pour la Société d'Ingénierie Nature et Technique – SINT, relatif au traitement d'épuration des eaux usées, de 1991 à 2002 (financement de l'organisme d'appartenance – Cemagref) Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine /	19 juillet 2007 11 juillet 2008
COURNOYER	Benoit Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine /	23 juillet 2007 06 octobre 2008
DEVAUCHELLE	Nicole <i>Démission le 5 juin 2008</i> Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine /	05 juillet 2007
KORBOULEWSKY	Nathalie VB Contrat de recherche relatif à la phytoépuration des boues industrielles à fortes charges organiques par trois espèces d'hélophytes Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine	19 juillet 2007 08 septembre 2008
Analyse Afsset :		

/		
LEBOULANGER	Christophe	23 juillet 2007 06 octobre 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset : /		
MEJEAN	Annick	09 juillet 2007 18 juillet 2008
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset : /		
OCCHIALINI-CANTET	Alessandra	08 décembre 2006
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset : /		
PAUL	Etienne	19 juin 2008 17 juillet 2008
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset : /		
PENA	Laurent	03 juillet 2007 18 septembre 2007
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset : /		
POURCHER	Anne-Marie	28 novembre 2006
Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine		
Analyse Afsset : /		
RAUZY	Sylvie	19 janvier 2007 04 mai 2007 02 juillet 2007 10 juin 2008
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset : /		
SCHOERER	Evelyne	20 juillet 2007 11 juillet 2008
Aucun lien déclaré		
Analyse Afsset : /		

SERVAIS	Pierre	27 juin 2007 18 juillet 2008
Analyse Afsset :	VB : Contrat de recherche Anjou Recherche relatif aux méthodes rapides de détection de microorganismes (Escherichia coli) dans les eaux de surface. Pas de risque de conflit d'intérêt par rapport à la thématique de la saisine /	
TRACOL	Raphael	25 juin 2007 06 octobre 2008
Analyse Afsset :	Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine /	
VILLENA	Isabelle	08 novembre 2006
Analyse Afsset :	Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine /	
WALLET	France	05 juillet 2007 11 juillet 2008
Analyse Afsset :	Aucun lien déclaré sur la thématique de la saisine /	

Annexe 4 : Exigences réglementaires applicables aux baignades

Les procédures administratives

Les procédures administratives en vigueur concernent l'ouverture de l'installation de bain et son suivi. On distingue quatre principales procédures administratives :

La procédure de déclaration :

L'installation d'une piscine, d'une baignade artificielle ou l'aménagement d'une baignade sont soumises à déclaration, avant ouverture auprès de la mairie de son lieu. Cette déclaration d'ouverture est accompagnée d'un dossier justificatif qui précise notamment les périodes d'ouverture, la fréquentation prévue, les plans techniques, l'origine de l'eau d'alimentation, la circulation de l'eau, les traitements éventuels, etc.

La procédure d'interdiction :

Une procédure d'interdiction de l'utilisation d'une piscine ou d'une baignade est prévue lorsque les conditions d'aménagement ou de fonctionnement portent atteinte à la sécurité ou la santé des baigneurs ; une interdiction d'utilisation peut être aussi prononcée si l'installation n'est pas conforme aux normes prévues ;

La procédure de dérogation :

Pour les baignades autres que les baignades « aménagées », il existe une procédure de dérogation aux normes fixées pour les eaux de baignade lors de circonstances météorologiques singulières ou lorsque les eaux de baignade subissent un enrichissement naturel.

Les règles techniques

Pour les baignades, le code de la santé fixe des règles techniques particulières pour assurer aux baigneurs des conditions satisfaisantes d'hygiène et de sécurité. Les seuls dispositifs d'hygiène exigés sont au moins au nombre deux cabinets d'aisance installés à proximité de la baignade et dont l'emplacement est signalé.

Ces exigences techniques sont beaucoup plus nombreuses et contraignantes pour les piscines (cf. annexe 8) et concernent notamment :

- des règles de fréquentation des bassins ;
- des dispositions techniques relatives au traitement de l'eau (filtration et désinfection) et à l'hydraulique générale du système (élimination de la couche d'eau superficielle, recirculation de l'eau, apport d'eau neuve, vidange des bassins, etc.) ;
- des modalités de conception des installations concernant les équipements d'hygiène (douches, toilettes, lavabos,...) et les dispositifs d'accès aux bassins (douches, pédiluve, etc.).

La surveillance et le contrôle sanitaires

Le contrôle sanitaire des piscines et des baignades aménagées relève de l'autorité sanitaire (Article L1332.-5 du Code de la santé Publique). En l'absence de précision réglementaire, les DDASS appliquent le principe qu'une zone de baignade doit être soumise à un contrôle sanitaire lorsque sa fréquentation est répétitive et non occasionnelle, avec présence instantanée supérieure à 10 baigneurs pendant la période estivale.

Les prélèvements sont effectués à la diligence de la DDASS. L'analyse des échantillons prélevés doit être réalisée par des laboratoires agréés par le ministère chargé de la santé (article D1332-24). Le programme de contrôle sanitaire doit respecter un cadre fixé par arrêté préfectoral (nature et la fréquence des paramètres à rechercher, etc.). Le coût des analyses est à la charge de l'exploitant de l'installation (article L1332-6).

Les modalités de surveillance et de l'enseignement des activités de natation sont spécifiées par les articles L. 332-1 et L. 322-2 du Code du sport.

L'article D 1332-23 et l'annexe 13-5 du code de la santé fixent les règles de traitement des échantillons en vue d'analyses microbiologiques. Les dispositions d'échantillonnage (point de prélèvement, stérilisation des bouteilles, prélèvement, stockage) ne sont pas traduites dans le droit français à ce jour. Des éléments concernant le choix des points de prélèvement sont spécifiés par circulaire annuelle et les dispositions de prélèvement et de stockage relèvent des règles de l'art. A l'image du guide technique pour le suivi sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine, un guide technique de prélèvement pour le suivi sanitaire des eaux de piscines et baignades en application du code de la santé publique est en préparation.

L'encadrement, la surveillance et la gestion des baignades et des piscines artificielles relèvent du responsable de l'installation (article L1332-8). Les règles techniques applicables feront l'objet d'une réglementation à venir qui s'appuiera notamment sur les résultats des présents travaux.

Les obligations d'information

Les obligations d'information incluent aussi bien pour les piscines que pour les baignades aménagées et autres baignades :

- la fourniture d'informations au public sur la qualité des eaux de baignade et régulièrement mises à jour (article L1332-3),
- l'affichage par le déclarant des résultats du contrôle sanitaire de manière visible pour les usagers (article D1332-32).

La directive 2006/7/CE du 15 février 2006 apporte de nouvelles dispositions d'information du public pour améliorer sa sensibilisation aux risques sanitaires encourus lors de la baignade et principalement :

- une description générale des eaux fondée sur un profil des eaux de baignade ;
- une information lorsque les eaux de baignade sont exposées à des pollutions à court terme, au cours de situations anormales ou lorsque la baignade est interdite ou déconseillée.

Annexe 5 : Normes, modalités d'échantillonnage et conditions de conformité des eaux de baignades.

(Décret n°2008-990 du 18 septembre 2008 relatif à la gestion de la qualité des eaux de baignade et des piscines ; annexe 13-5 du code de la santé publique)

	PARAMÈTRES	GUIDE (G)	IMPÉRATIVE (I)	FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE minimale
Microbiologiques	Coliformes totaux (/100 ml).	500	10 000	Bimensuelle (1)
	Coliformes thermotolérants (/100 ml).	100	2 000	Bimensuelle (1)
	Streptocoques fécaux (/100 ml).	100		(2)
	Salmonelles (/1 l).		0	(2)
	Entérovirus PFU (/10 l).		0	(2)
Physico- chimiques	pH.		6-9 (0)	(2)
	Coloration.		Pas de changement anormal	Bimensuelle (1)

			de la couleur (0)	
			—	(2)
	Huiles minérales (mg/l).	—	Pas de film visible à la surface de l'eau et absence d'odeur (0)	Bimensuelle (1)
		0,3	—	(2)
	Substances tensio-actives réagissant au bleu de méthylène (mg/l) (laurylsulfate).	— 0,3	Pas de mousse persistante —	Bimensuelle (1) (2)
	Phénols (indices phénols) (mg/l) (C ₆ H ₅ OH).	— 0,005	Aucune odeur spécifique 0,05	Bimensuelle (1) (2)
	Transparence (m)	2	1 (0)	Bimensuelle (1)
	Oxygène dissous (% saturation O ₂).	80-120	1 (0)	(2)
	Résidus goudronneux et matières flottantes telles que : bois, plastiques, bouteilles, récipients en toute matière. Débris ou éclats.	Absence	—	Bimensuelle (1)
	Ammoniaque (mg/l) (NH ₄).			(3)
	Azote Kjeldhal (mg/l) (N).			(3)

	Autres substances considérées comme indices de pollutions : pesticides (mg/l) (parathion, HCH, dieldrine).			(2)
	Métaux lourds tels que : arsenic (mg/l) (As), cadmium (Cd), chrome VI (Cr VI), plomb (Pb), mercure (Hg).			(2)
	Cyanures (mg/l) (Cn).			(2)
	Nitrates et phosphates (mg/l) (No3, PO4).			(3)
(0) Dépassement des limites prévues en cas de conditions géographiques ou météorologiques exceptionnelles. (1) (2) (3) Voir II ci-dessous.				

• FRÉQUENCE ET MODALITÉS D'ÉCHANTILLONNAGE

La fréquence d'échantillonnage sur les eaux des baignades aménagées et les autres baignades doit au moins respecter celle fixée dans la colonne intitulée « Fréquence d'échantillonnage minimale » figurant dans le tableau I de la présente annexe.

Le prélèvement des échantillons doit commencer quinze jours avant le début de la saison balnéaire ; la saison balnéaire est la période pendant laquelle une affluence importante de baigneurs peut être envisagée, compte tenu des usages locaux, y compris les éventuelles dispositions locales concernant la pratique de la baignade, ainsi que des conditions météorologiques.

Si l'inspection effectuée des conditions prévalant en amont dans le cas des eaux douces courantes et des conditions environnantes dans le cas des eaux douces stagnantes et de l'eau de mer ou si le prélèvement et l'analyse d'échantillons révèlent l'existence ou la probabilité de rejets de substances susceptibles d'abaisser la qualité de l'eau de baignade, des prélèvements supplémentaires doivent être effectués. Il en est de même lorsqu'une diminution de la qualité de l'eau peut être soupçonnée.

La fréquence d'analyse peut être augmentée lorsque les caractéristiques de l'eau s'écartent des valeurs fixées dans la colonne intitulée « G » du tableau I de la présente annexe.

Pour les paramètres pour lesquels est indiqué le chiffre (1) dans la 5e colonne du tableau figurant au I, lorsqu'un échantillonnage effectué au cours des années précédentes a donné des résultats sensiblement plus favorables que ceux prévus à la 4e colonne du tableau ci-dessus et lorsqu'aucune condition susceptible d'avoir diminué la qualité des eaux n'est intervenue, la fréquence d'échantillonnage peut être réduite d'un facteur 2.

Pour les paramètres pour lesquels est indiqué le chiffre (2) dans la 5e colonne du tableau figurant au I, la teneur est à vérifier lorsqu'une

enquête effectuée dans la zone de baignade en révèle la présence possible ou une détérioration possible de la qualité des eaux. Les paramètres pour lesquels est indiqué le chiffre (3) dans la 5e colonne du tableau figurant au I sont à vérifier lorsqu'il y a tendance à l'eutrophisation des eaux. Les échantillons sont prélevés dans les endroits où la densité moyenne journalière des baigneurs est la plus élevée. Ils sont prélevés de préférence à 30 centimètres sous la surface de l'eau, à l'exception des échantillons d'huiles minérales qui sont prélevés à la surface.

CONFORMITÉ DES EAUX

Les eaux de baignade sont réputées conformes aux paramètres qui s'y rapportent si, après interprétation statistique, des échantillons de ces eaux, prélevés selon les fréquences prévues au tableau figurant au I en un même lieu de prélèvement, montrent qu'elles sont conformes aux valeurs des paramètres figurant dans la colonne « I » du tableau figurant au I pour 95 % des échantillons et si, pour les 5 %, 10 % ou 20 % des échantillons qui, selon le cas, ne sont pas conformes :

- l'eau ne s'écarte pas plus de 50 % de la valeur des paramètres en question, exception faite pour les paramètres microbiologiques, le pH et l'oxygène dissous ;
- les échantillons consécutifs d'eau prélevés à une fréquence statistiquement appropriée ne s'écartent pas des valeurs des paramètres qui s'y rapportent.

Les dépassements des valeurs ne sont pas pris en considération dans le décompte des pourcentages lorsqu'ils sont la conséquence d'inondations, de catastrophes naturelles ou de conditions météorologiques exceptionnelles.

Annexe 6 : Limites de qualité pour le classement des eaux de baignades.

(Arrêté du 22 septembre 2008 relatif à la fréquence d'échantillonnage et aux modalités d'évaluation de la qualité et de classement des eaux de baignade)

ANNEXE I

Pour les eaux intérieures

	A	B	C	D	E
	Paramètre	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Méthodes de référence pour l'analyse
1	Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	200 (*)	400 (*)	3 30 (**)	ISO 7899-1 ou ISO 7899-2
2	Escherichia coli (UFC/100 ml)	500 (*)	1 000 (*)	900 (**)	ISO 9308-3 ou ISO 9308-1

(*) Évaluation au 95^e percentile. Voir l'annexe II.

(**) Évaluation au 90^e percentile. Voir l'annexe II.

Pour les eaux côtières et les eaux de transition

	A	B	C	D	E
	Paramètre	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Méthodes de référence pour l'analyse
1	Entérocoques intestinaux (UFC/100 ml)	100 (*)	200 (*)	185 (**)	ISO 7899-1 ou ISO 7899-2
2	Escherichia coli (UFC/100 ml)	250 (*)	500 (*)	500 (**)	ISO 9308-3 ou ISO 9308-1

(*) Évaluation au 95^e percentile. Voir l'annexe II.

(**) Évaluation au 90^e percentile. Voir l'annexe II.

Annexe 7 : Circulaire du 2 juin 2008 relative aux baignades atypiques, artificielles ou piscines biologiques.



Ministère de la Santé, de la Jeunesse,
des Sports et de la Vie Associative

Direction générale de la santé
Sous-direction de la prévention des risques
liés à l'environnement et à l'alimentation
Bureau de la qualité des eaux
DGS/EA4 – N° 4 1 6
Personne chargée du dossier :
Anne PILLEBOUT
Tél. : 01 40 56 57 35
Fax : 01 40 56 50 56

Paris, le 02 JUIN 2008

Le Directeur Général de la Santé

à

Mesdames et messieurs les préfets de Région
Directions régionales des affaires sanitaires et
sociales
Mesdames et messieurs les préfets de
département
Directions départementales des affaires
sanitaires et sociales

Objet : Gestion des baignades artificielles (ou atypiques ou piscines biologiques)

Les baignades artificielles, également appelées baignades atypiques ou piscines biologiques, recevant du public ne correspondent ni à la définition d'une eau de baignade prévue par les directives européennes 76/160/CE et 2006/7/CE¹ puisque l'eau est traitée, ni à celle fixée pour une piscine par les articles D. 1332-1 et suivants du code de la santé publique, l'eau n'étant ni désinfectée, ni désinfectante. Les règles techniques relatives aux baignades et celles relatives aux piscines ne s'appliquent donc pas à ce type d'installations.

Les ministères chargés de la santé et de l'écologie ont saisi l'AFSSET fin 2006 pour que les risques sanitaires associés à ce type de baignades soient évalués et que des prescriptions techniques adaptées soient intégrées dans la réglementation, le cas échéant. La réponse est prévue pour l'été 2008.

Le retour d'expérience d'une telle zone créée à titre expérimental, sous le contrôle à l'époque du Conseil supérieur d'hygiène publique, semble faire état de conditions de gestion et d'exploitation très strictes et contraignantes, afin de maintenir une qualité d'eau satisfaisante pour garantir la sécurité sanitaire du public, en raison notamment du confinement partiel ou total de l'eau et de l'absence d'un traitement de désinfection. C'est pourquoi, dans l'attente des conclusions de l'AFSSET, je vous recommande d'adopter les consignes suivantes selon le cas de figure que vous rencontrerez.

Cas n°1 : vous recevez la déclaration d'une baignade artificielle recevant du public

La procédure de déclaration prévue à l'article L.1332-1² du code de la santé publique n'est actuellement pas applicable aux baignades artificielles, en l'absence du décret prévu à l'article L. 1332-7 du code de la santé publique pour ce type d'installations. Ce décret sera élaboré sur la base des conclusions de l'AFSSET.

¹ Les eaux de baignade, entrant dans le champ de la directive européenne n°76-160 du 8 décembre 1975, sont supposées ne faire l'objet d'aucun traitement physique ou chimique. En outre la nouvelle directive n° 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, précise, à son article premier, qu'elle ne s'applique pas aux eaux captives qui sont soumises à un traitement.

² « Toute personne qui procède à l'installation d'une piscine, d'une baignade artificielle ou à l'aménagement d'une baignade, publique ou privée à usage collectif, doit en faire, avant l'ouverture, la déclaration à la mairie du lieu de son implantation. Cette déclaration, accompagnée d'un dossier justificatif, doit comporter l'engagement que l'installation de la piscine ou l'aménagement de la baignade satisfait aux normes d'hygiène et de sécurité fixées par les décrets mentionnés aux articles L. 1332-7 et L. 1332-8. ».

14, avenue Duquesne – 75350 PARIS 07 SP – Tél : 01 40 56 60 00 – Télécopie : 01 40 56 50 56

Cas n°2 : vous êtes saisis d'une demande d'autorisation de créer une baignade artificielle recevant du public

Ces baignades artificielles ne sont soumises à aucune procédure d'autorisation préalable à l'ouverture au public. Vous n'êtes donc pas tenus d'émettre un avis (favorable ou défavorable) sur les demandes qui vous sont adressées. Elles sont donc ouvertes sous la seule responsabilité du maître d'ouvrage et du gestionnaire.

Cas n°3 : vous êtes informés qu'une baignade artificielle est ouverte au public

Devant un risque sanitaire que vous ne pouvez plus ignorer, je vous recommande de suivre selon une fréquence au minimum bimensuelle les paramètres figurant à l'annexe 13-5-I (baignades) du code de la santé publique, en y ajoutant le suivi des staphylocoques pathogènes et tout paramètre physico-chimique pertinent à sélectionner selon le type de traitement mis en œuvre. Vous veillerez à transmettre au gestionnaire les résultats d'analyses en précisant que « *Ce type d'installation n'est pas conforme aux dispositions du code de la santé publique. N'ayant fait l'objet d'aucune évaluation de risque, ce type d'installation peut présenter un risque sanitaire pour les baigneurs* ».

Lorsque le risque sanitaire le justifie, vous rappellerez au maire de la commune concernée qu'il peut procéder à sa fermeture, en application de son pouvoir de police, en application des dispositions des articles L. 2212-1 et L. 2212-2 ou L. 2213-29 du code général des collectivités territoriales (CGCT). En cas de carence du maire, vous appliquerez les dispositions de l'article L. 2215-1 du CGCT.

Cas n°4 : vous apprenez qu'une baignade existante va faire l'objet d'un traitement pour en améliorer la qualité

Tout d'abord, je vous rappelle que la mise en œuvre d'un traitement de l'eau d'une baignade existante, c'est-à-dire suivie au titre de la directive européenne 76/160/CE, exclut cette baignade du champ d'application de la directive précitée. Or la Commission européenne demande des justifications pour toute exclusion d'une eau de baignade du champ d'application de la directive 76/160 depuis l'arrêt en date du 25 mai 2000 de la Cour de justice des Communautés européennes Commission contre Royaume de Belgique (affaire C-307-98). En effet, il apparaît que le traitement des eaux de baignade n'est pas compatible avec les objectifs des directives européennes qui sont notamment la préservation, la protection et l'amélioration de la qualité de l'environnement (cf. considérant (3) de la directive 2006/7/CE et premier considérant de la directive 76/160/CE). En outre, la qualité de l'eau pourrait vraisemblablement être améliorée par d'autres moyens qu'un traitement et notamment par des actions intervenant en amont en réduisant les sources de pollution. Je vous demande donc d'intervenir auprès du gestionnaire de la baignade concernée, afin que vous étudiez ensemble les solutions alternatives à la mise en œuvre de ce traitement, ceci afin d'éviter les risques de contentieux communautaires, et que vous envisagiez le traitement en dernier recours.

Ces consignes valent également vis-à-vis des traitements algicides destinés à lutter contre la prolifération des cyanobactéries³.

Vous voudrez bien me faire part, sous le présent timbre, des difficultés que vous rencontrerez dans l'application des présentes instructions.

Charles SAOÛT
Adjoint à la sous-directrice
de la prévention des risques liés
à l'environnement et à l'alimentation

³ Le rapport de l'AFSSA et de l'AFSSET de juillet 2006 relatif à l'évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et aux autres activités nautiques mentionne que « les traitements préventifs efficaces sont ceux qui permettent de réduire les apports en minéraux nutritifs » et que « une fois la prolifération installée, il est déconseillé d'utiliser des agents biocides au risque de libérer les toxines ou les substances odorantes dans l'eau ».

14, avenue Duquesne – 75350 PARIS 07 SP – Tél : 01 40 56 60 00 – Télécopie : 01 40 56 50 56

Annexe 8 : Principales règles techniques d'hygiène, de sécurité et d'hydraulique applicables aux piscines.

Filtration

Chaque filtre est muni d'un dispositif de contrôle de l'encrassement. Dans le cas de décolmatage non automatique, une alarme doit avertir que la perte de charge limite est atteinte. Le débit du filtre encrassé doit être au minimum égal à 70% de celui du filtre propre.

Désinfection

L'eau des bassins, traitée sans acide isocyanurique, doit présenter :

- une teneur en chlore libre actif supérieure ou égale à 0,4 et inférieure ou égale à 1,4 milligramme par litre,
- une teneur en chlore total n'excédant pas de plus de 0,6 milligramme par litre la teneur en chlore libre,
- un pH supérieur ou égal à 6,9 et inférieur ou égal à 7,7 ;

L'eau des bassins, traitée au chlore en présence d'acide isocyanurique, doit présenter :

- une teneur en chlore disponible au moins égale à 2 milligrammes par litre mesurée avec le diéthylparaphénylènediamine (DPD),
- une teneur en chlore total n'excédant pas de plus de 0,6 milligramme par litre la teneur en chlore disponible,
- un pH supérieur ou égal à 6,9 et inférieur ou égal à 7,7
- une teneur en acide isocyanurique inférieure ou égale à 75 milligrammes par litre.

Hydraulicité

Les règles techniques d'hydraulicité exigées pour les piscines sont les suivantes :

- élimination de la couche d'eau superficielle (article D 1332-6 du code de la santé) : reprise et élimination en continu pour au moins 50% du débit de recyclage, sauf pour les pataugeoires ;
- recyclage de l'eau des bassins (article D 1332-7 du code de la santé) : pour les plans d'eau dont la surface est supérieure à 240 m², le recyclage doit être inférieur à 8 heures pour les bassins de plongeon, 30 minutes pour les pataugeoires, 1h30 pour les bassins dont la profondeur est inférieure à 1,5 m et 4 heures pour les bassins dont la profondeur est supérieure à 1,5 m ; les eaux de ruissellement sur les plages ne doivent pas pénétrer le bassin ;
- apport d'eau neuve (arrêté du 7 avril 1981) : le renouvellement de l'eau des bassins est réalisé à chaque jour d'ouverture à raison d'au moins 0,03 m³ par baigneur ;
- vidange des bassins (arrêté du 7 avril 1981) : une vidange complète des bassins est assurée au moins deux fois par an.

Elimination de la couche superficielle (article D 1332.6)

Sauf pour les pataugeoires la couche superficielle est reprise ou éliminée en continu pour au moins 50% du débit de recyclage.

Apport d'eau neuve (Arrêté du 7 avril 1981)

Un renouvellement de l'eau des bassins à raison d'au moins 0,03 m³ par baigneur ayant fréquenté l'installation doit être effectué chaque jour d'ouverture.

Vidange des bassins (Arrêté du 7 avril 1981)

Une vidange complète des bassins est assurée au moins deux fois par an.

Fréquentation (Article D 1332.10)

La fréquentation maximale instantanée en baigneurs présents dans l'établissement ne doit pas dépasser trois personnes pour 2 m² de plan d'eau en plein air et une personne par mètre carré de plan d'eau couvert.

Les personnes autres que les baigneurs, notamment les spectateurs, visiteurs ou accompagnateurs, ne peuvent être admises dans l'établissement que si des espaces distincts des zones de bain et comportant un équipement sanitaire spécifique ont été prévus à cette fin.

Equipements d'hygiène*Accès par pédiluve* (Article D 1332.11)

Dans les établissements où la superficie des bassins est supérieure ou égale à 240 m², les accès aux plages comportent un ensemble sanitaire comprenant des cabinets d'aisance, des douches corporelles et des pédiluves ou des rampes d'aspersion pour pieds alimentées en eau désinfectante.

Douches

En piscine couverte, le nombre de douches est d'au moins une douche pour 20 baigneurs pour une fréquentation maximale instantanée inférieure ou égale à 200 personnes

$$- 6 + \frac{F}{50} \text{ au-delà ; } F \text{ étant la fréquentation maximale instantanée.}$$

En piscine de plein air, le nombre de douches est d'au moins une douche pour 50 baigneurs pour une fréquentation maximale instantanée inférieure ou égale à 1 500 personnes ;

$$- 15 + \frac{F}{100} \text{ au-delà ; } F \text{ étant la fréquentation maximale instantanée.}$$

Cabinets d'aisance

Le nombre de cabinets d'aisance est au moins égal à F/80 en piscine couverte et F/100 en piscine de plein air pour une fréquentation maximale instantanée inférieure ou égale à 1500 personnes avec un minimum de deux du côté hommes et de deux du côté femmes.

Lavabo

Un lavabo au moins doit être installé par groupe de cabinets d'aisance.

Annexe 9 : Principales caractéristiques des baignades artificielles recensées par le groupe de travail de la DGS en 2003

Caractéristiques générales		Mesures d'hygiène					Type d'eau	Hydraulique		Traitement de l'eau			Suivi sanitaire				
n°	Declaration Eclaircie en mairie	Fréquentation (nb baigneurs /jour)	Sanitaires	Douches	Pédiluve	Séparation bassin - aire de détente	Séparation pieds nus chaussés	Eau supér.	Avis DOASS	Rectificat°	Temps renouvellement complet (H ou J)	Présence de zones mortes	Desinfect°	Filtre°	Algicides	Autres	Baignade ou Piscine
(ou/leur)			(ou/leur)	(ou/leur)	(ou/leur)	(ou/leur)	(ou/leur)						(ou/leur)	(ou/leur)	(ou/leur)	(ou/leur)	
1	O	Béton Mem 130 200	O	O	O	N	N	AEP	Faible	O	4H 6H	O	O/N	O	N	N	B
2	O	Membrane 175 400	O	O	O	N	N	AEP	Faible	O	14H	O	O	O	N	Floculants	P
3	O	Béton 35 100	O	O	O	N	N	AEP	Bonne	O		O	O	O	N	N	B
4	O	Membrane 200 500	O	O	O	N	N	AEP	Moyenne	O		O	O/N	N	O	Microorga	B
5	O	Béton 250 250	N	N	N	N	N	AEP puis irrigation	Très faible	N		O	O	N	N	NC	P
6	N	Béton	N	N	N	N	N	Dérivation Cours d'eau	Faible	N		O	O	O	N	N	B
7	N	Béton	O	O	N	N	N	Dérivation Cours d'eau	Moyenne	N		O	N	N	N	N	B
8	O	Béton	O	O	O	N	N	Dérivation Cours d'eau	Faible	N		O	N	N	N	N	B
9	O	Argile	O	O	O	N	N	Dérivation Cours d'eau	Faible	N		O	N	N	N	N	B
10	O	Membrane	O	O	O	N	N	Lac	Faible	N		O	N	N	N	N	B
11	O	200 500	O	O	N	N	N	Mer	Faible	N		O	N	N	N	N	B
12	N	Béton	N	N	N	N	N	Mer	Faible	N		O	N	N	N	N	B
13	N	Béton	N	N	N	N	N	Mer	Faible	N		O	N	N	N	N	B
14	O	Argile	O	O	N	N	N	Mer	Faible	N		O	N	N	N	N	B
15	O	Béton	O	O	N	N	N	Mer	Faible	N		O	N	N	N	N	B
16	N	Argile	O	O	N	N	N	Mer	Faible	N		O	N	N	N	N	B
17	O	Terre Béton	O	O	O	N	N	Mer	Moyenne	N		O	N	N	N	N	B
18	N	Béton	O	O	O	N	N	Mer		N		O	N	N	N	N	B
19	N	Béton	O	O	O	N	N	Mer		N		O	N	N	N	N	B
20	N	Béton	O	O	O	N	N	Mer		N		O	N	N	N	N	B
21	N	Béton	O	O	O	N	N	Mer		N		O	N	N	N	N	B
22	N	Béton	O	O	O	N	N	Mer		N		O	N	N	N	N	B
23	N	Béton	O	O	O	N	N	Mer		N		O	N	N	N	N	B
24	N	Béton	O	O	O	N	N	Mer		N		O	N	N	N	N	B
25	N	Béton	O	O	O	N	N	Mer		N		O	N	N	N	N	B
26	O	Membrane	O	O	O	N	N	Pompage gisement	Moyenne	N	40	O	N	N	N	N	B
27	O	Argile	O	O	O	N	N	Pompage Lac	Faible	N		O	N	N	N	N	B
28	N	Argile	O	O	O	N	N	Pompage Mer	Bonne	N		O	N	N	N	N	B
29	N	Béton	O	O	O	N	N	Pompage Mer	Moyenne	N		O	N	N	N	N	B
30	O	4000 6500	O	O	O	O	O	Pompage Mer	Moyenne	N		O	N	N	N	N	B
31	O	30 100	O	O	O	O	O	Pompage Mer	Moyenne	N		O	N	N	N	N	B
32	O	200 1000	O	O	O	O	O	Pompage Mer	Moyenne	N		O	N	N	N	N	B
33	O	Béton	O	O	O	N	N	Pompage Mer	Moyenne	N		O	N	N	N	N	B
34	O	500	O	O	O	N	N	Pompage Nappe	Moyenne	N		O	N	N	N	N	B
35	O	Membrane 600 1075	N	O	O	O	N	Pompage nappe alluviale	Moyenne	N		O	O	O	O	Fh	P
36	O	Membrane	N	N	N	N	N	Pompage nappe alluviale	Faible	N		O	O	N	O	N	B
37	O	Béton	O	O	O	O	N	Pompage nappe alluviale	Moyenne	N		O	O	O	N	Floculants	P
38	O	Membrane 300 1000	O	O	O	N	N	Pompage nappe alluviale	Très faible	N		O	O	N	N	N	B
39	O	Membrane 30 50	O	O	O	N	N	Pompage rivière	Faible	N		O	O	N	N	N	B
40	O	Terre	O	O	O	N	N	Pompage rivière	Très faible	N		O	N	N	O	Chaux	B
41	N	Membrane	O	O	O	N	N	Puits privé	Très faible	O	52 J	O	N	N	N	N	B
42	N	Papiercraie	O	O	O	N	N	Puits privé	Moyenne	N		O	O	O	N	N	P
43	N	Béton	O	O	O	N	N	Puits privé	Faible	N		O	O	N	N	N	B
44	O	Argile	O	O	O	N	N	Puits privé	Moyenne	N		O	O	N	N	N	B
45	O	Membrane	O	O	O	N	N	Puits privé	Faible	N		O	N	N	N	N	B
46	N	Béton	O	O	O	N	N	Puits privé AEP	Moyenne	N		O	O	O	O	N	B
47	O	Béton	O	O	O	N	N	Réseau privé	Faible	N		O	O	O	O	N	P
48	O	Béton	O	O	O	N	N	Source privée	Très faible	N		O	O	N	N	N	P
49	O	Béton	O	O	O	N	N	Source privée	Faible	N		O	O	N	N	N	P
50	O	Béton	O	O	O	O	N	Source privée	Faible	N	3,5 H	O	O	O	N	N	P
51	O	Béton	O	O	O	O	N	Source privée AEP	Moyenne	N		O	O	O	N	N	P
52	O	Béton	O	O	O	N	N	Source privée AEP	Faible	N		O	O	O	N	N	P

Annexe 10 : Recommandations de l'Office fédéral pour l'environnement en Allemagne

« Exigences en matière d'hygiène concernant les Kleinbadeteiche » (petits étangs de baignade – baignades semi-naturelles – installations artificielles de baignade et de natation en étangs)

Publiées au bulletin officiel fédéral de la santé– Recherche en Santé – Protection de la santé - n°6/2003 (Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz 2003) www.umweltdaten.de/gesundheit/kleinbadeteiche-UBA-Empfehlung.pdf. Traduit de l'Allemand par le service scientifique et technologique de l'Ambassade de France à Berlin (Claire NICOLAS)

Les Kleinbadeteiche au sens de ces recommandations sont des installations artificielles de type étang destinées à la baignade et à la natation, situées en plein air. Ils sont conçus spécifiquement pour la baignade, sont séparés du sous sol de manière étanche et le traitement de l'eau se fait uniquement par des moyens biologiques et mécaniques et non par des procédés de désinfection.

1. Exigences microbiologiques

Eau des étangs de baignade

Dans les Kleinbadeteiche, l'altération des eaux est presque exclusivement générée par les baigneurs eux-mêmes. Des baigneurs infectés peuvent libérer des agents pathogènes en très fortes concentrations. Cela peut conduire à des situations où les agents pathogènes sont présents en concentrations plus importantes que les bactéries indicatrices. C'est pourquoi les exigences en termes de qualité hygiénique de l'eau – c'est-à-dire les concentrations en *E. coli* et en entérocoques à ne pas dépasser – sont plus sévères pour les Kleinbadeteiche que dans la directive européenne sur les eaux de baignade libres (naturelles). Les exigences microbiologiques contenues dans cette recommandation correspondent pour la plupart à celles de la circulaire du Ministère de Basse-Saxe pour les femmes, le travail et les affaires sociales concernant les Kleinbadeteiche. Les valeurs proposées pour les bactéries indicatrices (Tableau 1) suivent les seuils prescrits par le règlement autrichien sur l'hygiène des baignades.

Tableau 1 : Exigences microbiologiques concernant la qualité de l'eau dans les Kleinbadeteiche

Paramètre	Seuil maximal	Procédure à appliquer
Escherichia coli	100/100 ml	DIN EN ISO 9308-3
Entérocoques	50/100 mL	DIN EN ISO 7899-1, DIN EN ISO 7899-2
Pseudomonas aeruginosa	10/100 mL	DIN EN 12 780 DIN 38411, T.8

Nota :

- le paramètre *Staphylococcus aureus* ne va plus, contrairement à ce que prévoyait la recommandation précédente du bulletin fédéral officiel de la santé 10/98, être surveillé en contrôle de routine des Kleinbadeteiche. Ce paramètre avait été proposé comme indicateur d'une fréquentation trop forte et d'agents pathogènes qui ne sont non pas d'origine fécale mais de la zone pharyngonasale humaine. Il n'existe cependant pas de procédure normalisée pour la détermination de ce paramètre. La norme (ISO/CEN) a été suspendue, car trop peu de données de validation étaient disponibles pour les procédures déjà existantes. De plus, des études épidémiologiques ont montré que les staphylocoques ne sont pas associés à des maladies attrapées lors de la baignade et que le *Staphylococcus aureus* n'est que très rarement détectable dans les Kleinbadeteiche, y compris en cas de nombre élevé de baigneurs.
- La norme DIN EN 12 780 DIN 38411, T.8 est en cours de révision. Elle sera probablement enrichie par le remplacement du bouillon au vert de malachite par un bouillon Arginine – Vert brillant – Glucose – Peptone)

A noter que le règlement autrichien précité fixe également des objectifs de qualité plus stricts ainsi que des exigences microbiologiques complémentaires :

- coliformes fécaux : 30/100mL en valeur guide ; 100/100 mL en valeur seuil maximale ;
- entérocoques : 20/100 mL en valeur guide ; 50/100 mL en valeur seuil maximale ;
- salmonelles : non décelable dans un litre ;
- absence de parasites dangereux pour la santé.

Pseudomonas aeruginosa a été intégrée comme paramètre indicateur car l'on sait que cet agent pathogène peut être présent dans les petits lacs de baignade riches en nutriments et que sa présence n'est pas révélée par les indicateurs fécaux (*E. coli* et entérocoques). Dans les Kleinbadeteiche, l'installation de systèmes techniques, entre autres pour le traitement de l'eau, peut créer des conditions favorables supplémentaires pour *Pseudomonas aeruginosa* (formation de biofilms).

Les prélèvements pour la surveillance de la qualité des eaux de baignade doivent être effectués à des endroits représentatifs aussi bien dans les zones de natation que dans les zones où les personnes ne nagent pas (zones de faible profondeur : "zones des non-nageurs").

Au cours de la première année d'exploitation, un prélèvement par semaine devrait être réalisé. Si les valeurs relevées se situent pour 95% des prélèvements sous les valeurs biologiques maximales, alors la surveillance peut avoir lieu toutes les deux semaines lors de la deuxième année d'exploitation. Sinon, si les valeurs maximales sont dépassées, alors la surveillance au cours des deuxièmes années doit s'effectuer comme la première année.

Lors de la surveillance de l'eau des étangs de baignade, il faut également s'assurer que les prélèvements d'eau ont lieu, autant que possible, à des périodes de forte fréquentation. Ceci est particulièrement important dans la mesure où une forte fréquentation signifie que de nombreux baigneurs entrent en contact avec l'eau des étangs. C'est seulement ainsi que l'on peut s'assurer que les exigences microbiologiques peuvent être respectées aussi en cas de forte charge des étangs.

Eau de remplissage

Pour éviter qu'un apport d'agents pathogènes n'ait lieu dès le remplissage du Kleinbadeteich, l'eau de remplissage doit avoir la qualité microbiologique d'une eau potable et son origine ne doit pas être douteuse. E. coli et les entérocoques ne doivent pas être détectables dans 100 mL d'eau (cf. tableau ci-dessous). En cas de suspicion justifiée, des tests doivent être conduits sur d'autres indicateurs et sur les agents pathogènes.

Le contrôle de la qualité hygiénique de l'eau de remplissage doit avoir lieu deux fois par an, s'il n'a pas déjà été fait par ailleurs.

Exigences microbiologiques concernant la qualité de l'eau de remplissage

Paramètre	Seuil maximal	Procédure à appliquer ⁴⁴
Escherichia coli	0/100 ml	DIN EN ISO 9308-1
Entérocoques	0/100 ml	DIN EN ISO 7899-2

Eau traitée

Il faut exiger du traitement de l'eau qu'il conduise à une réduction suffisante des bactéries indicatrices et des agents pathogènes. Il faut viser que la concentration des organismes indicateurs après le traitement soit au moins divisée par 10. La capacité de réduction doit être contrôlée si les valeurs seuils d'organismes indicateurs sont dépassées.

Autres exigences du point de vue de l'hygiène

Substances chimiques

L'eau des étangs de baignade, de même que l'eau de remplissage et l'eau traitée, ne doivent pas contenir de substances chimiques dans des concentrations qui peuvent faire craindre une atteinte à la santé humaine. En cas de suspicion justifiée, des recherches doivent être effectuées sur les substances chimiques concernées.

Transparence de l'eau

La transparence de l'eau (turbidité) dans les Kleinbadeteiche, mesurée à l'aide du disque de Secchi selon les normes DIN⁴⁵ EN ISO 7027, ne doit pas être inférieure à 2 m et ne doit jamais être inférieure à 1 m. Dans la zone de faible profondeur ("zone des non-nageurs"), le fond doit être visible.

La transparence de l'eau est, au-delà du repérage et du sauvetage en cas de noyade, un indicateur important de la croissance des algues et des cyanobactéries (et ainsi de concentrations

⁴⁴ Ou procédures reconnues comme équivalentes par l'Office fédéral pour l'environnement

⁴⁵ DIN : Deutsches Institut für Normung

en phosphates trop élevées), qui, par leur production de toxines, représentent un danger pour la santé humaine. L'avantage de ce paramètre est qu'il peut être mesuré fréquemment sans trop d'effort (par exemple quotidiennement).

Phosphore total

La concentration totale en phosphore, mesurée selon la norme DIN EN 1189, doit être inférieure à 10µg/L de P dans l'eau de remplissage, l'eau de l'étang de baignade et l'eau traitée.

La limitation du phosphore doit prévenir la croissance d'algues et de cyanobactéries (et donc ainsi la réduction de la transparence de l'eau) et la production de toxines (cyanobactéries). Etant donné que des proliférations d'algues et de cyanobactéries peuvent avoir lieu lorsque la concentration en phosphore dépasse 10 µg/L, la concentration en phosphore dans l'eau de remplissage doit déjà être, autant que possible, maintenue sous ce seuil. L'apport de phosphore par les baigneurs devrait être limité par des mesures préventives, afin que la concentration dans l'eau traitée et dans l'eau de l'étang de baignade ne dépasse pas 10µg/L de phosphore total.

Température de l'eau

La température de l'eau dans les Kleinbadeteiche ne doit pas dépasser 23°C. La température de l'eau doit être mesurée à 30 cm sous la surface à un emplacement représentatif.

En cas de fortes températures, il existe un risque de développement d'agents pathogènes. Une température momentanément élevée à cause du soleil peut être tolérée, mais aucune mesure ne doit être prise pour provoquer un réchauffement actif et durable de l'eau de l'étang de baignade au-dessus de 23°C.

Désinfection de l'eau

L'eau des Kleinbadeteiche ne doit pas être traitée avec des biocides ou des rayons UV de sources techniques;

L'utilisation de chlore dans les Kleinbadeteiche est inefficace et conduit à la production de sous-produits indésirables. Une chloration des Kleinbadeteiche n'est donc en aucun cas autorisée. L'utilisation d'algicides pour lutter contre la prolifération des algues n'est elle non plus pas autorisée, quelles que soient les circonstances, car ces produits peuvent conduire à une augmentation de la concentration en toxines dans l'eau libre et avoir de plus des conséquences négatives sur la santé humaine.

De même, un traitement avec des rayons UV issus de sources techniques ne doit pas être employé pour les raisons suivantes :

- des organismes qui appartiennent à la flore naturelle et jouent un rôle dans l'élimination des agents pathogènes sont également tués,
- l'efficacité sélective du traitement aux UV simule une bonne qualité hygiénique, alors qu'il est possible que des agents pathogènes (moins sensibles aux UV) soient encore présents,
- il faut envisager une forte photoréactivation (mécanisme de réparation des bactéries sous influence de la lumière).

Traitement

Le traitement doit permettre d'éliminer les agents pathogènes qui ne sont pas inactivés par des

processus biologiques dans l'étang. De plus, il doit être en mesure de ramener la concentration en phosphore total sous le seuil de 10 µg/L.

Comme l'élimination des agents pathogènes par des processus biologiques dans l'étang de baignade est un processus qui ne se déroule que très lentement, il faut un traitement effectif permettant d'éliminer les agents pathogènes pour augmenter l'efficacité de l'épuration. La conception de l'unité de traitement fait encore l'objet de discussions et doit, entre autres, être spécifiée par un projet de l'Office fédéral de l'environnement (UBA). Il est important que tout le volume de l'étang passe dans le circuit de traitement et d'éviter les "zones mortes", dans lesquelles les agents pathogènes peuvent éventuellement survivre longtemps.

Etant donné qu'il n'existe pas pour les Kleinbadeteiche de paramètre qui permette de documenter entre les prélèvements le fonctionnement correct de l'installation (comme par exemple la teneur en chlore libre pour les piscines, qui sont exploitées selon la norme DIN 19643), les exigences vis-à-vis du traitement ont une importance particulière. L'absence d'un tel paramètre de suivi empêche aussi de détecter des problèmes liés à la sur utilisation du Kleinbadeteich si des analyses microbiologiques ne sont pas effectuées en cas de forte fréquentation.

Zones de baignade pour les enfants (pataugeoires)

Les zones de baignade pour enfants (pataugeoires) devraient être construites et exploitées selon la norme DIN 19643.

Dans les zones du Kleinbadeteich où les enfants se baignent, le risque d'infection est plus élevé (incontinence des enfants en bas âge). Par conséquent, il serait préférable de mettre à disposition un bassin spécifique, construit et exploité selon la norme DIN 19643. Tout du moins, les zones du Kleinbadeteich dans lesquelles les enfants se baignent préférentiellement devraient être des zones où l'eau circule bien et faciles à nettoyer. Le courant devrait être dirigé de manière à ce que l'eau de l'étang de baignade (où se baignent les adultes) soit évacuée en passant par la zone des enfants pour arriver ensuite directement à la zone d'épuration.

Mise en garde

Une mise en garde clairement visible doit être installée au bord de la baignade pour signaler qu'en raison de l'absence de désinfection de l'étang de baignade un risque pour la santé humaine dû à la présence d'agents pathogènes ne peut être exclu.

L'eau des Kleinbadeteiche n'est pas une eau traitée et désinfectée selon la norme DIN 19643. C'est pourquoi les baigneurs doivent être informés de façon adéquate sur le risque d'infection supérieur à celui d'une eau traitée et désinfectée.

Doit aussi être mentionné le fait que le risque d'infection augmente avec la fréquentation de la baignade.

Cette mise en garde remplace l'exigence de la mise à disposition d'un certain volume d'eau par baigneur, telle qu'elle a été établie dans la recommandation du bulletin fédéral officiel de la santé 10/98. D'autres recherches sur ce thème sont prévues.

Annexe 11 : Synthèse non exhaustive des règles techniques communes de la FLL

Association allemande pour le développement des sites et des aménagements paysagers (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau – FLL⁴⁶).

En Allemagne, et en l'absence d'une norme de l'Institut allemand de normalisation (DIN) relative à la construction d'étangs de baignades naturelles, l'association pour le développement des sites et des aménagements paysagers (Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau – FLL) a développé deux référentiels considérés comme des règles techniques reconnues.

Ils s'adressent aussi bien aux exploitants de baignades qu'aux constructeurs et concepteurs. Le premier, élaboré en 2003, concerne les baignades ouvertes au public. Le second est en cours d'élaboration⁴⁷ et concerne les baignades à usage privé. La FLL justifie cette distinction par les contraintes d'utilisations différentes (notamment la fréquentation importante des baignades publiques, aussi bien en termes d'hygiène que de sécurité) et par le fait que les baignades publiques sont en Allemagne souvent adaptées de piscines existantes contrairement aux baignades privées.

Leur objectif est de promouvoir des définitions, des principes et des exigences⁴⁸ comme standard minima pour la conception, la construction, la maintenance et l'exploitation de ces baignades artificielles. Ces règles communes n'imposent pas aux constructeurs des systèmes ou des concepts spécifiques mais définissent au contraire les objectifs à atteindre et les exigences à respecter.

Ces règles techniques ont été reprises par l'Association française pour le développement des étangs de baignades biologiques (AFDEBB), dont l'objectif est la fédération des constructeurs de baignades artificielles de ce type en France.

Les experts ne se sont intéressés qu'aux règles techniques dédiées aux « exigences relatives à la qualité des eaux » et aux exigences de conception ayant une incidence sur la qualité sanitaire des eaux de baignade. Ils considèrent en effet que le fonctionnement intrinsèque du système ne relève pas de l'expertise en cours et qu'ils n'ont pas pour mission par les résultats de leur expertise, la recherche et développement des concepteurs.

Au plan sanitaire par exemple, les règles spécifient par exemple que l'eau régénérée sortant de la zone d'épuration doit présenter une concentration en organismes indicateurs de la qualité des eaux (*E coli*, entérocoques et *Pseudomonas aeruginosa*) inférieure d'au moins 1 log aux valeurs maximales admissibles dans la zone de natation (cf. tableau ci-dessous).

⁴⁶ www.f-l-l.de

⁴⁷ Information apportée par la FFL, la version de travail n'ayant pas été transmise aux experts.

⁴⁸ Contenu des référentiels : définitions des termes, bases juridiques et normatives, exigences relatives à la qualité de l'eau, exigences de conception, exigences relatives aux techniques de construction et aux vices de construction, exigences relatives à la maintenance, à l'exploitation et au contrôle.

Valeurs maximales admissibles des paramètres sanitaires microbiologiques des baignades artificielles selon les recommandations de la FLL en 2003.

Paramètre	Eau de la zone de baignade
<i>Escherichia coli</i> , en UFC/100 ml	100
Entérocoques, en UFC/100 ml	50
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , en UFC/100 ml	10*

* la recherche analytique de *Pseudomonas aeruginosa* nécessite une attention particulière afin de ne pas la confondre avec une espèce proche non pathogène

Les points de prélèvements doivent être définis de manière à permettre la détection des sources de contamination. L'efficacité de la zone d'épuration et l'hydraulique du système doivent être vérifiées. En cas de dépassement des seuils de qualité microbiologique, des mesures doivent être immédiatement engagées par l'optimisation de l'épuration, de la circulation de l'eau ou par vidange partielle avec appoint d'eau de remplissage. Les désinfectants chimiques étant proscrits, la concentration en agents pathogènes ne peut être réduite que par dilution, processus biologique et filtration. En cas d'échec du dispositif, la baignade doit être interdite.

Pour l'eau de remplissage et l'apport d'eau neuve, la FLL préconise l'utilisation d'une eau pauvre en nutriments et en sels qui satisfasse les critères de qualité physique, chimique et microbiologique, car les facteurs biologiques précités (garants du bon fonctionnement de la baignade) se mettent en place sur la base des conditions physico-chimiques de départ.

Concernant les autres exigences ayant une incidence sur la qualité sanitaire de l'eau, notamment via l'efficacité d'épuration du système, les principales recommandations d'utilité pour l'expertise précisent que :

- les éléments déterminants du calcul du dimensionnement de la baignade sont l'infrastructure, la zone d'épuration, la zone de baignade et la fréquentation nominale envisagée ;
- la superficie de la zone d'épuration est notamment fonction de l'intensité d'utilisation, de la circulation de l'eau et de l'hydraulique, de la durée de séjour de l'eau dans la zone d'épuration, des plantations et de la combinaison des variétés, de la taille et de la structure des installations de filtration. Une formule arithmétique est proposée par la FLL pour le calcul du dimensionnement des zones de baignade et des zones d'épuration. Mais il est précisé que les taux de dégradation des agents pathogènes par le système n'étant pas connus, le calcul « considère l'hypothèse d'une régénération quotidienne de l'eau » ;
- l'hydraulique et la circulation de l'eau dans le bassin nécessitent au minimum pour l'évacuation de l'eau un déversement en surface (skimmer, déversoir fixe, etc.) et une bonde de fond pour la vidange totale ou partielle du bassin ; l'hydraulique doit être dimensionnée par rapport au procédé d'épuration biotechnique utilisé et à ses performances de biodégradation effective ;
- la zone d'épuration est physiquement séparée de la zone de baignade par la construction et elle est inaccessible aux baigneurs ; elle comporte des regards et robinets de prélèvements pour le suivi sanitaire de la qualité des eaux ; le système de filtration doit fonctionner en anaérobiose afin d'éviter la redissolution du phosphate stocké dans le filtre ;

- l'aptitude à fonctionner de l'installation est à contrôler deux fois par an, avant et après la saison balnéaire ;
- le contrôle de la qualité de l'eau, selon les critères spécifiés, concerne aussi bien l'eau régénérée à la sortie de la zone d'épuration que l'eau de la zone de baignade et l'eau de remplissage ;
- une information des baigneurs à l'entrée de l'installation explique le caractère non naturel et non désinfecté de l'eau de baignade et que le risque sanitaire est donc accru par comparaison avec une piscine traditionnelle.

Annexe 12 : Recommandations suisses pour « l'évaluation hygiénique des étangs de baignade publique aménagés artificiellement » - Office fédéral de la santé publique (OFSP)

Etangs de baignade

Recommandations pour l'évaluation hygiénique des étangs de baignade publique aménagés artificiellement

Comment garantir une eau de baignade propre sans utiliser de désinfectant? Dans les étangs aménagés pour la baignade, l'eau ne contient pas les désinfectants habituellement réservés aux piscines, mais elle est filtrée dans un bassin séparé en passant par une couche minérale et régénérée durant plusieurs heures par la microflore présente. Les conditions d'hygiène doivent cependant pouvoir garantir que les baigneurs ne mettent pas leur santé en danger. Vu qu'il n'existe pas de base légale pour évaluer la qualité hygiénique de ces eaux, des recommandations ont été élaborées avec la participation des autorités de contrôles et des concepteurs de ce genre de bassins.

1. GÉNÉRALITÉS SUR LA PROCÉDURE D'ÉVALUATION

Les lieux de baignade doivent être aménagés et exploités de manière à ne pas mettre en danger la santé des baigneurs.

Les exigences recommandées ci-après doivent permettre de réduire à un niveau acceptable le risque de contracter une maladie liée à l'eau de baignade. Si la situation laisse supposer que des contaminations, par exemple de nature chimique ou microbiologique, autres que celles mesurées ont eu lieu, des investigations supplémentaires doivent également être menées.

Le respect des exigences du présent document signifie que le système fonctionne de manière optimale. La maîtrise du procédé, telle qu'elle est pratiquée dans les piscines, n'est cependant pas possible pour ce genre d'étang de baignade, car les résultats microbiologiques ne peuvent être connus que trois jours après les prélèvements.

2. EXIGENCES

– Idéalement, l'eau de baignade devrait être pauvre en nutriments (oligotrophe ou mésotrophe). Une eau riche en nutriments (eutrophe ou polytrophe) favorise le développement de grandes quantités de phytoplancton, qui peut avoir

une influence négative sur la santé des baigneurs.

– Les plantes sortant de l'eau (végétation émergente) ainsi que les plantes aquatiques à but décoratif peuvent être tolérées. Dans l'espace réservé à la baignade, les plantes sous-marines doivent être maintenues à 1,5 mètre sous le niveau de l'eau et ne pas empêcher la mesure de la transparence.

– L'utilisation de désinfectants ou d'installations UV n'est pas autorisée pour le traitement de l'eau de ces étangs.

– Les animaux domestiques ainsi que les poissons sont exclus des bassins de baignade. Les oiseaux ne doivent pas être captifs, ni nourris dans cet environnement.

– La qualité de l'eau de renouvellement doit correspondre à la qualité de l'eau potable.

2.1 Critère visuel

Paramètre	Exigence	Commentaires
Transparence	min. 2 mètres	Méthode Secchi

2.2 Paramètres physico-chimiques

Paramètres	Exigences
Phosphore total	max. 0,01 mg/l (calculé en phosphore)
Valeur pH	6–9

2.3 Exigences microbiologiques

Le respect des valeurs maximales suivantes en période de grande affluence garantit que le risque sanitaire lié à l'eau de baignade est réduit à un niveau acceptable:

Paramètres microbiologiques	Exigences
Entérocoques	max. 40 ufc/100 ml
<i>Escherichia coli</i>	max. 100 ufc/100 ml
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	max. 10 ufc/100 ml

3. RECOMMANDATIONS AUX Baigneurs

Les informations suivantes doivent attirer l'attention des baigneurs dès leur arrivée dans le périmètre de l'étang:

INFORMATION AUX Baigneurs

L'eau de baignade subit un lent nettoyage biologique mais n'est pas désinfectée chimiquement. Pour cette raison, nous vous prions de respecter les règles suivantes:

- ne vous baignez pas si vous souffrez d'un refroidissement, de diarrhée, de plaies purulentes ou d'autres maladies contagieuses
- douchez-vous avant et après la baignade
- n'avez pas l'eau

4. PROGRAMME DE SURVEILLANCE

Une première évaluation de la qualité des eaux, basée sur les critères visuels (2.1), physico-chimiques (2.2) et microbiologiques (2.3) sera entreprise deux semaines avant l'ouverture de l'étang à la baignade. La fréquence des contrôles sera au minimum d'une fois par semaine durant la première année. Si les résultats montrent que les valeurs maximales fixées n'ont pas été dépassées durant l'ensemble de la saison, une réduction de la fréquence des contrôles pourra être envisagée.

Les échantillons doivent être prélevés si possible lors d'une fréquentation maximale, et le nombre de baigneurs au moment du prélèvement doit être documenté. L'eau des pataugeoires doit aussi être prélevée. Le prélèvement destiné aux examens microbiologiques aura lieu aux endroits où les baigneurs entrent dans les différents bassins. Ces échantillons devront être prélevés à une profondeur de 30 centimètres.

Dans le cadre de l'autocontrôle, un cahier d'exploitation sera établi. Ce dernier permettra au minimum de donner des informations sur les responsabilités, l'addition d'eau de renouvellement, les résultats d'analyses, les températures de l'eau et de l'air, les conditions météorologiques, ainsi que les travaux d'en-

tretien. De plus, la documentation portera également sur les mesures prises lors d'un dépassement des valeurs exigées.

5. EXAMENS SPÉCIAUX

Lorsqu'il existe des indices, médicaux ou épidémiologiques, que l'apparition de certaines maladies pourrait être en relation avec les baignades dans un étang, on devra éventuellement, d'entente avec les autorités cantonales, procéder, en plus du programme d'analyses bactériologiques, à des examens de dépistage d'autres agents pathogènes. Il peut s'agir, en l'occurrence, de certaines espèces de germes pathogènes (p. ex. *Campylobacter jejuni*, *Shigella* sp., *E. coli* pathogènes, *Leptospirae*), de virus, de champignons ou de parasites (p. ex. amibes, cercaires).

Si une contamination chimique est suspectée, il est nécessaire de procéder à l'analyse des paramètres correspondants.

6. MESURES À PRENDRE

Si l'eau de baignade ou les installations ne remplissent pas les exigences de cette recommandation, les mesures qui s'imposent doivent être prises. Le cas échéant, les autorités cantonales concernées interviendront afin de remédier à ces non-conformités.

7. MÉTHODES ANALYTIQUES

L'utilisation des méthodes de microbiologie décrites dans le Manuel suisse des denrées alimentaires, chapitre 56 «Microbiologie», est impérative. La teneur en phosphore sera mesurée selon la méthode DIN EN 1189. D'autres méthodes peuvent également être utilisées, s'il est prouvé qu'elles permettent une évaluation identique aux méthodes de référence. ■

Office fédéral de la santé publique
Sûreté alimentaire

Informations supplémentaires
Section Denrées alimentaires
Téléphone 031 322 95 55

(Link) Considérants retenus en vue de l'élaboration d'une recommandation pour l'évaluation hygiénique des étangs de baignade aménagés artificiellement
<http://www.bag.admin.ch/verbrau/index.htm>

Annexe 13 : Principales toxines algales et toxicité pour l'homme et l'animal.

Les neurotoxines ont pour cibles biologiques le récepteur nicotinique de l'acétylcholine, l'acétylcholinestérase et les canaux sodiques. Les toxines anatoxine-a, anatoxine-a (S) et saxitoxine provoquent une toxicité aiguë. Les DL50 en intoxication aiguë chez la souris par voie intrapéritonéale sont comprises entre 20 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ et 375 $\mu\text{g.kg}^{-1}$.

Parmi les neurotoxines, une nouvelle toxine a été identifiée en 2005 (Cox, P. A. et al, 2005) : la β -N-méthylamino-L-alanine (BMAA). Cette molécule agit comme un agoniste du récepteur du glutamate. Il existerait deux formes de BMAA : une libre, la seconde liée à des protéines.

Les hépatotoxines sont constituées par les microcystines et les nodularines. Ces composés peptidiques ne diffèrent que par le nombre de résidus acides aminés qui les composent. Il existe un grand nombre de variants de microcystine (près de 80), plus faible pour la nodularine (7). La microcystine-LR est la toxine la plus fréquemment détectée dans les écosystèmes et est de ce fait la plus étudiée et la mieux connue. La toxicité aiguë de la microcystine se manifeste par la destruction massive de l'architecture hépatique et une hémorragie massive. La DL50 par voie intrapéritonéale de la microcystine-LR est de 25 à 150 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (Kuiper-Goodman, T., et al., 1999). Les nodularines provoquent les mêmes intoxications aiguës que la microcystine. Une valeur de DL50 de 60 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ est mentionnée (Runnegar, M. T. C. et al., 1988).

Les cytotoxines sont constituées d'alkaloïdes, de lipopeptides et peptides complexes. La cytotoxine majeure est la cylindrospermopsine. Les symptômes rapportés lors d'une intoxication humaine survenue en Australie sont des malaises, des vomissements et des maux de tête. En intrapéritonéale chez la souris, les altérations majeures sont rapportées sur le foie. Par voie intrapéritonéale, la DL50 à 24h est estimée à 2100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$.

Les dermatotoxines sont généralement d'origine marine comme les lyngbyatoxines. Aucune dermatotoxine d'origine cyanobactérienne n'a été identifiée en eau douce.

Les palytoxines et ciguatoxines essentiellement produites par des dinoflagellés benthiques marins, sont parmi les composés naturels les plus toxiques connus. Les DL50 en intoxication aiguë chez la souris par voie intrapéritonéale sont très faibles entre 50 ng.kg^{-1} pour la ciguatoxine et 360 ng.kg^{-1} pour la palytoxine. L'acide domoïque est une neurotoxine marine extrêmement puissante (DL50 de 120 $\mu\text{g.kg}^{-1}$) produite des diatomées *Pseudo-nitzschia*. Par ailleurs, et contrairement à certaines toxines cyanobactériennes, elles ont la propriété de s'accumuler dans la chaîne trophique. Les palytoxicoses et les syndromes ciguatériques ont des effets multiples et variables, pouvant aboutir à des pathologies graves.

Annexe 14 : Protocole d'expérimentation et de suivi de la qualité de l'eau concernant l'étang biotope de Plan Perret à Combloux

(en date du 22 janvier 2002, DDASS de haute Savoie)

I- PRESENTATION DU PROJET

Le projet comportera un étang biotope d'environ 4500 m², d'un volume total de 4000 m³ bénéficiant de plusieurs zones assurant les fonctions de baignade, décantation, aération et régénération des eaux.

1-1 L'étang Biotope :

Il comprendra :

La zone de baignade :

Elle sera constituée d'un bassin de 1000 m² (20x50m) et d'une descente d'accès d'environ 500 m² dépourvue de toute végétation aquatique. Elle sera délimitée de la zone de recyclage dans le fond par une bordure de granit et en surface par des flotteurs.

Les baigneurs accéderont à l'eau par une plage de graviers roulés présentant une faible pente (5 %) et bordée par une terrasse en bois.

L'étanchéité sera assurée par un liner armé de 1,5 mm d'épaisseur.

La zone de décantation :

D'une profondeur moyenne de 1,5 m représentant environ 1/3 de la surface globale, elle sera remplie de graviers roulés de granulométries différentes (3/8 – 8/16 – 16/32) allant du plus gros au plus petits calibre situé à la surface.

Ce filtre d'agréats minéraux sera planté de végétaux aquatiques épurateurs, type phragmites et autres plantes aquatiques épuratrices.

La zone de régénération :

D'une surface d'environ 1500 m², elle sera plantée de végétaux aquatiques épurateurs et décoratifs assurant la transition visuelle entre la zone de baignade et la zone de décantation.

La zone d'aération : une cascade oxygénera le plan d'eau en permanence

Circulation des eaux :

La circulation se fera au travers de 9 écumateurs de surface reliés à 3 pompes de 20 m³/h qui refouleront l'eau en haut de la cascade. Parallèlement l'eau du bassin de natation s'écoulera en permanence à travers des bondes de fond vers le bassin de décantation. Cette eau sera aspirée par 2 pompes de 85 m³/h et refoulée en haut de la cascade (une troisième pompe est prévue en sécurité).

Un complément d'oxygénation sera fourni à l'aide de 2 compresseurs d'air débitant environ 300 m³/h d'air dans la zone de régénération.

Enfin un aérateur flottant (type jet d'eau) complètera et renforcera l'aération du plan d'eau.

I-2 Les bâtiments

Le projet prévoit la construction d'un bâtiment principal accueil/bar, centre de remise en forme et deux bâtiments annexe, l'un comprenant la caisse et poste de secours, l'autre les vestiaires, WC et douches.

II- EXPLOITATION DU PLAN D'EAU

2-1 Condition d'accueil

Pour la 1^{ère} saison estivale, il conviendra de s'appuyer sur une occupation maximale du bassin de 3m² par visiteur et par jour. Il faudra donc veiller par des moyens appropriés que le nombre d'entrées n'excède pas 500 par jour.

En accord avec les services de la D.D.A.S.S. la fréquentation pourra être redéfinie à la baisse en cours de saison si des résultats défavorables étaient mis en évidence.

A l'inverse, ils pourront être revus à la hausse pour la 2^{ème} saison d'exploitation en fonction du bilan de qualité des eaux.

Les installations sanitaires ont été dimensionnées avec l'objectif d'une évolution vers une Fréquentation Maximale Instantanée (F.M.I.) de 500 entrées.

Il sera prévu pour l'ouverture du plan d'eau au moins 9 douches en eau mitigée et 6 wc.

Si la (F.M.I.) venait à évoluer positivement dans les prochaines années, le nombre des installations sanitaires à mettre en place sera de F/50 pour les douches et F/100 pour les WC.

L'établissement comprendra un poste de secours situé à proximité directe des plages.

Le plan d'eau réservé au bain sera matériellement délimité et les profondeurs indiquées.

Il sera édicté un règlement de baignade visant à assurer le bon fonctionnement du plan d'eau. Il sera affiché à l'entrée de l'établissement.

2-2- Alimentation en eau neuve et remplissage du bassin

L'eau servant au remplissage et au renouvellement sera prélevée exclusivement sur le réseau public d'eau potable.

L'apport devra se faire par l'intermédiaire d'un bac de disconnexion ou d'un disconnecteur à zone de pression réduite contrôlable.

Toutes dispositions devront être prises pour éviter la contamination des réseaux de distribution par celle des circuits intérieurs du plan d'eau et celle du bassin par des eaux usées.

Un renouvellement de l'eau du bassin à raison d'au moins 50 litres par entrée devra être effectué chaque jour d'ouverture. Cette valeur pourra être augmentée par la D.D.A.S.S. si en cours de saison les résultats d'analyses font apparaître une qualité insuffisante de l'eau.

Un compteur réservé exclusivement à ces apports sera mis en place et relevé tous les jours.

2-3 Recyclage des eaux du bassin

Durant les heures d'ouverture au public l'eau devra être recyclée en continu par la surface au moyen des écumeurs à un débit de $3 \times 20 \text{ m}^3/\text{h}$ soit un débit total de $60 \text{ m}^3/\text{h}$.

Par le fond au moyen de bondes à un débit de $2 \times 85 \text{ m}^3/\text{h}$ soit un débit total de $170 \text{ m}^3/\text{h}$.

Pour chacun des modes de recyclage sera installé un débitmètre et un totalisateur de débit.

2-4- Traitement des eaux

En accord avec les services de la D.D.A.S.S., il pourra être autorisé l'ajout dans le bassin de micro-organismes destiné à assurer l'équilibre biologique du plan d'eau.

L'utilisation de désinfectant, algicide, correcteur de pH ou tout autre produit chimique sera interdite dans l'ensemble du plan d'eau.

L'utilisation de produits chimiques, phytosanitaires, insecticides, fongicides, herbicides et engrais sera interdite aux alentours du plan d'eau.

III- QUALITE DES EAUX

L'eau ne devra pas être irritante pour les yeux, la peau et les muqueuses. Elle ne devra pas contenir de substances dont la quantité serait susceptible de nuire à la santé des baigneurs.

Elle devra répondre aux normes expérimentales ainsi proposées :

PARAMETRES	NOMBRE IMPERATIF DECRET AVRIL/81	NOMBRE GUIDE	NORME EXPERIMENTALE
Microbiologiques :			
Coliformes totaux/100ml	10 000	500	500
Coliformes fécaux/100ml	2 000	100	100
Streptocoques fécaux/100ml	-	100	50
Staphylocoques pathogènes/100ml	-	-	20
Salmonelles/1 l			
Entérovirus/10l	0	-	0
	0	-	0
Physico-chimiques :			
pH	6-9	-	6-9
Coloration	pas de changement anormal de la couleur.	-	pas de changement anormal de la couleur.
Huiles minérales	pas de film visible à la surface de l'eau et absence odeur.	-	pas de film à la surface et absence d'odeur.
	Aucune odeur spécifique		idem décret 81
Phénols	1	-	1m 50
Transparence en mètre.	-	2	80-130
Oxygène dissous	Pas de mousse persistance	80-120	idem décret

Substance tensio active	absence	-	
Résidus goudronneux et matières flottantes		absence	absence
Phytoplanctonique :	-		
Organisme producteur de toxine		-	absence

Les méthodes de référence pour les analyses des eaux de baignade seront celles définies par l'arrêté du 11 septembre 1995 modifiant l'arrêté du 29 novembre 1991 pris pour l'application du décret du 7 avril 1981 fixant les règles d'hygiène et de sécurité applicables aux piscines et baignades aménagées.

En matière de sécurité, l'établissement sera conforme à l'arrêté du 17 juillet 1992 relatif aux garanties de technique et de sécurité des équipements dans les établissements de baignade d'accès payant.

IV- ORGANISATION DU CONTRÔLE

4-1- Par l'exploitant

Dans le cadre du contrôle du fonctionnement interne, il conviendra de tenir un journal d'exploitation dans lequel les données et mesures suivantes seront consignées quotidiennement :

- La fréquentation journalière ;
- La fréquentation instantanée à 15 heures ;
- La météo du jour ;
- La transparence de l'eau dans la zone de baignade à l'ouverture, en pointe de fréquentation et à la fermeture de la baignade ;
- la teneur en oxygène dans les mêmes conditions que la transparence ;
- La température de l'eau de baignade à 25 cm sous la surface en 3 points les plus éloignés possible les uns des autres dont au moins 2 devant se situer dans la zone de baignade de faible profondeur ;
- Le pH de l'eau dans les mêmes conditions que la transparence ;
- Le relevé des compteurs de recyclage ;
- Le relevé des apports d'eau neuve ;
- Les observations relatives notamment aux vérifications techniques, injection de micro-organismes, aux incidents survenus ;

4-2 Par la D.D.A.S.S.

La fréquence et le type des prélèvements d'échantillons qui seront effectués à la diligence de la D.D.A.S.S. sont ainsi définis :

4-2-1 Avant chaque ouverture du plan d'eau :

Analyse bactériologique :

- Coliformes totaux ;
- Coliformes fécaux ;
- Streptocoques fécaux ;
- Staphylocoques dorés ;
- Salmonelles.

Analyse physico-chimique :

Analyse de base :

- pH,
- T°,
- Coloration,)
- Huile)
- Phénols,) Visuelle
- Tensio actifs,)
- Matières flottantes,)
- Oxygène dissous,
- Transparence.

Analyse complémentaire :

- Phosphore total et phosphates (Po₄)
- Nitrates,
- Ammonium,
- Azote kjeldal
- Cuivre

Analyse phytoplancton :

Mesure de la biomasse en mg/l avec détermination des principaux représentant sur le plan qualitatif et quantitatif.

Analyse zooplancton :

Mesure de la biomasse en mg/l avec détermination des principales espèces ou représentants sur le plan qualitatif et quantitatif.

4-2-2 Au cours de la saison balnéaire :

Analyse hebdomadaire :

- Coliformes totaux,
- Coliformes fécaux,
- Staphylocoques dorés
- Streptocoques fécaux
- Analyses de base physico-chimique.

Analyse mensuelle :

- Recherche de Salmonelle,
- Analyse complémentaire physico-chimique,
- Analyse phytoplancton,
- Analyse zooplancton.

Des prélèvements d'eau seront effectués dans au minimum 1m d'eau et à 30cm sous la surface de l'eau en période de fréquentation du bassin.

La recherche de staphylocoques portera sur un prélèvement effectué en surface de l'eau dans la zone la moins profonde.

V- CONDITION D'OUVERTURE ET SUSPENSION EVENTUELLE DE CETTE OUVERTURE

Pour être autorisé à la baignade, chaque année, en début de saison, l'eau de baignade devra être conforme aux normes expérimentales définies au chapitre II qualité.

A la demande de la DDASS et par arrêté municipal une suspension d'ouverture pourra être décidée lorsqu'au moins une des conditions suivantes ne sera pas respectée :

- Transparence <1m
- Présence de salmonelles,
- Dépassement des normes impératives bactériologique du décret du 7 avril 1981,
- Présence d'organismes producteurs de toxines,
- Lors de 2 dépassements consécutifs des critères bactériologiques de la norme expérimentale.

VI- FINANCEMENT DU SUIVI DE QUALITÉ DES EAUX.

Les prélèvements seront effectués à la diligence de la DDASS. Les frais correspondants aux analyses bactériologiques, chimiques, phytoplancton ou zooplancton seront à la charge de la commune. Les résultats de ces analyses seront affichés de manière visible pour les usagers.

VII- DUREE DE LA PERIODE EXPERIMENTALE

En absence de modifications des conditions d'exploitation (fréquentation) et de fonctionnement du plan d'eau, la durée minimale de l'expérimentation sera de 3 ans.

Toute modification des conditions fixées par ce protocole conduira d'une période équivalente la durée d'expérimentation.

Annexe 15 : Liste (non exhaustive) des plantes aquatiques utilisées pour le traitement biologique des baignades artificielles.

- *Phragmites australis*
- *Juncus conglomeratus*
- *Carex riparia*
- *Typha latifolia*
- *Phalaris arundinacea*
- *Myriophyllum spicatum*
- *Potamogeton lucens*
- *Alisma angelica*
- *Angelica (plantago-aquatica)*
- *Angelica (archangelica ssp litoralis)*
- *Apium (repens)*
- *Bidens (tripartita)*
- *Bistorta (officinalis)*
- *Butomus (umbelatus)*
- *Calamagrostis (pseudo-phragmites)*
- *Calla (palustris)*
- *Cicuta (virosa)*
- *Cyperus (longus)*
- *Deschampsia (cespitosa)*
- *Eleocharis (palustris)*
- *Eupatorium (cannabinum)*
- *Euphorbia (palustris)*
- *Filipendula (ulmaria)*
- *Gladiolus (palustris)*
- *Gratolia (officinalis)*
- *Hippuris (vulgaris)*
- *Humulus (lupulus)*
- *Lycopus (europaeus)*
- *Lysimachia (vulgaris)*
- *Lythrum (salicaria)*
- *Menyanthes (trifolata)*
- *Mimulus (luteus)*
- *Nasturtium (officinale)*
- *Persicaria (hydropiper)*
- *Petasites (fragrans)*
- *Potentilla (palustris)*
- *Rumex (hydrolapathum)*
- *Silene (flos-cuculi)*
- *Solanum (dulcamara)*
- *Symphytum (officinale)*
- *Valeriana (officinalis)*
- *Veronica (beccabunga)*
- *Zizania (lactifolia)*
- ...

Annexe 16 : Fonctionnement des filtres plantés pour l'épuration des eaux usées.

Les systèmes de bassins végétalisés installés pour l'épuration des eaux usées en tant que traitement secondaire, et éventuellement juste après un dégrillage, ou traitement tertiaire peuvent avoir plusieurs dénominations : filtres plantés de macrophytes, filtres plantés de roseaux, marais artificiels, ou filtres végétalisés, etc. Se rajoute à ces termes généraux, une terminologie spécifique aux constructeurs faisant référence au système breveté et/ou à la marque déposée.

Dans le passé, les mares étaient souvent été utilisées pour l'épuration des eaux usées, et les premières références de marais artificiels remontent à 1904 en Australie (Brix, 1994). Plus tard, vers les années 50-60 des observations et des recherches ont permis de mettre en évidence le rôle épurateur des marais naturels vis-à-vis des nutriments et coliformes, contenus dans les effluents (Siedel, 1964 et 1966, dans Price et Probert, 1997). Ce n'est qu'à partir des années 80, que l'utilisation des marais artificiels est réellement préconisée pour le traitement des eaux usées. Depuis, les systèmes de filtres plantés de macrophytes se répandent comme procédés d'épuration des eaux usées pour des communes de taille généralement inférieure à 2000 habitants. Plusieurs espèces végétales peuvent être utilisées en culture mono spécifique ou en mélange, mais le roseau (*Phragmites sp.*) reste l'espèce la plus communément utilisée en Europe.

Il existe plusieurs types de marais artificiels en fonction de la circulation de l'eau (eau libre ou eau filtrée par un substrat) et des espèces végétales (enracinées, flottantes, immergées ou encore émergentes). Une classification de ces systèmes est proposée par Brix (1994). Le but de ces systèmes est principalement un traitement de la charge de pollution sous forme organique en incluant les nutriments. Peu utilisé pour atteindre un objectif sanitaire, les filières sont très peu étudiées et suivies en ce sens.

Les systèmes s'apparentant aux filières installées dans les baignades artificielles à traitement par filtration biologique correspondent aux marais artificiels dont l'eau est filtrée par un substrat, ces seuls systèmes sont abordés par la suite. Le principe de fonctionnement des filtres plantés de macrophytes repose sur le complexe substrat-microorganismes-plantes. Les polluants sont extraits grâce à la combinaison de phénomènes physiques, chimiques, et biologiques, tels la sédimentation, la précipitation, l'adsorption sur les particules de substrat (ou des racines), la transformation microbienne et l'assimilation les végétaux.

Bien que les microorganismes fixés soient au cœur des processus de l'épuration : dégradation, nitrification/dénitrification, etc. (Munch et al. 2004), l'importance des deux autres compartiments (substrat et végétaux) n'est pas à négliger.

En effet, le substrat au-delà du rôle physique (filtration, support de culture) a un rôle dans la rétention de certains éléments chimiques, en particulier le phosphore. Ainsi, la nature du substrat va être primordiale pour l'élimination de cet élément.

De même, les végétaux jouent un rôle bénéfique dans l'épuration des eaux usées à travers des effets directs et indirects (Brix 1997 ; Brix 1994 ; Karathanasis et al. 2003). Ainsi, on peut lister :

- des effets physiques : les végétaux diminuent la vitesse et augmentent le temps de rétention de l'effluent, maintiennent la perméabilité du substrat d'origine, diminuent le colmatage, stabilisent le substrat et limite la formation d'écoulement préférentiel de surface et de l'effet de l'érosion,

- un rôle dans le fonctionnement biologique : ils procurent une surface accrue comme support au développement bactérien favorisant ainsi le développement et les activités des microorganismes responsables de l'épuration (Valé et al. 2005). Ils exsudent de l'oxygène, en très faible quantité, favorisant les activités aérobies des microorganismes.
- un rôle direct dans l'épuration : les végétaux absorbent des nutriments : on estime à 20-250 g.m⁻² la quantité annuelle d'azote et à 3-15 g.m⁻² la quantité annuelle de phosphore exportable, soit quelques pourcents à 10% de l'azote et du phosphore à traiter. Pour bénéficier de cette exportation de nutriments, il convient de faucher la partie aérienne des végétaux avant qu'ils ne versent. Comparée à la pollution émise par un habitant, cette exportation contribue en une très faible part à l'épuration : sur la base d'une production journalière de 2 g de P et 10 g de N, une consommation totale du phosphore par les plantes nécessiterait une emprise minimale de 50 m² pouvant atteindre jusqu'à 240 m² ; pour l'azote, les surfaces requises, même si elles sont plus faibles, atteignent pourtant entre 14 m² et 180 m².
- certaines espèces végétales relargent également des composés antibiotiques (ex. *Schoenoplectus*) favorisant l'élimination des microorganismes pathogènes et limitant le développement des cyanobactéries (Nakai et al., 1996 et 2000). Pour d'autres auteurs, le rôle du végétal serait nul, les taux d'élimination des germes témoins de contamination fécale étant identiques entre filtre planté et non planté : les phénomènes de prédation par les protozoaires et de lyse seraient responsables de leur dégradation (Wand et al. 2007). De même, d'autres auteurs confirment le rôle du substrat (Ausland et al. 2002 ; Arias et al. 2003) et indiquent que l'abattement relatif aux germes témoins de contamination fécale, observé dans un filtre est majoritairement dû à un phénomène de filtration. Le paramètre majeur de l'abattement est la granulométrie du substrat et le temps de rétention (*cf.* effets physiques).

Les effluents traités par ces systèmes peuvent avoir des concentrations très différentes selon leur origine (domestique, agricole, industrielle). Par exemple, la teneur :

- en matière organique peut aller de 300 à 8000 mg/LDCO ;
- en azote total de 200 à 1500 mg/l,
- en phosphore total de 0,5 à 30 mg/l, et
- en coliformes fécaux de 1500 à 840 000 UFC/100ml (Kern et Idler, 1999)

L'efficacité des filtres plantés permet généralement de répondre aux critères fixés pour le traitement des eaux usées et les objectifs de qualité en vigueur. L'efficacité épuratoire d'un système de traitement de l'eau dépend de nombreux paramètres, tant physique (hydraulicité, temps de passage dans les zones de traitement, granulométrie du substrat, etc.), chimique (qualité du substrat, niveau de pollution, etc.) et biologique (espèce végétale, flore microbienne, etc.). Toutefois, ce type de système ne sera efficace que si le dimensionnement et la gestion sont corrects. On estime qu'il est nécessaire de mettre en place 1-5 m² de filtres plantés pour traiter la pollution journalière émise par un habitant.

L'efficacité des filtres plantés est en moyenne de (Kern et Idler, 1999 ; Mandi et al. 1996) :

- 80 à 98% pour la charge organique;
- 50 à 90% pour l'azote (nitrification / dénitrification),
- 20 à 90% pour le phosphore selon les caractéristiques du substrat,
- un abattement de 1 à 4 unités log selon le climat

L'extrapolation de techniques d'épuration utilisant des végétaux au cas particulier des eaux de baignades peut s'envisager mais mérite une validation, les conditions étant globalement très différentes de celles dont sont extraites cette bibliographie.

Notes



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 978-2-11-098500-2

