



Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion : **2008-2009**

Date du Jury : **28 Septembre 2009**

**Analyse et gestion du risque
cyanobactéries/cyanotoxines dans les
eaux de baignade et les eaux destinées à
la consommation humaine du département
de la Haute-Vienne**



Manon ANTOINE

Lieu de stage :

**le BIO-CRITT Limousin et
la DDASS de Haute-Vienne**

Référents professionnels :

Mathieu Marsaudon

Jean Jaouen

Référent pédagogique :

Barbara Le Bot

Remerciements

Je tiens à remercier mes maîtres de stage : Mathieu Marsaudon, directeur du BIO-CRITT Limousin, ainsi que Jean Jaouen, ingénieur sanitaire à la DDASS de Haute-Vienne, pour leur disponibilité, leur gentillesse et leurs conseils.

Je souhaite également remercier tout mes collègues de bureau pour leur bonne humeur au quotidien.

Sommaire

Introduction	1
Partie 1 : Etude bibliographique sur les cyanobactéries et les cyanotoxines	3
1 Les cyanobactéries	3
2 Les cyanotoxines	5
2.1 Généralités	5
2.2 Toxicologie des cyanotoxines.....	7
3 Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries	9
4 Risques liés aux cyanobactéries et aux cyanotoxines.....	9
4.1 Les sources d'exposition aux cyanobactéries et aux cyanotoxines	9
4.2 Effets des cyanobactéries et des cyanotoxines sur la santé humaine.....	10
5 Recommandations et réglementations	10
5.1 Eau de baignade	10
5.2 Eau potable.....	14
Partie 2 : Comportement et élimination des cyanobactéries et cyanotoxines dans une filière de traitement de potabilisation	16
1 Prétraitements physiques, aération et aération forcée.....	16
2 Préoxydation.....	17
2.1 Chlore.....	17
2.2 Dioxyde de chlore.....	17
2.3 Permanganate de potassium.....	17
2.4 Ozone	18
3 Clarification.....	18
3.1 Coagulation-floculation, décantation	18
3.2 Coagulation-floculation, flottation	19
4 Filtration	20

4.1	Filtration rapide.....	20
4.2	Filtration lente	21
5	Traitements d'affinage	22
5.1	Inter-ozonation.....	22
5.2	Charbon actif.....	22
5.3	Les résines échangeuses d'ions	24
5.4	Traitements membranaires.....	24
6	Désinfection finale.....	25
6.1	Chlore et dioxyde de chlore	25
6.2	Rayonnement ultraviolet.....	26
6.3	Oxydation avancée.....	26
7	Conclusion	26
Partie 3 : Analyse et gestion du risque cyanobactéries/cyanotoxines en Haute-Vienne.....		28
1	Eaux de baignade	28
1.1	Contrôle sanitaire	28
1.2	Bilan sur la période 2003-2008.....	31
1.3	Calcul de SCORES.....	32
1.4	Tableau croisé des SCORES	33
1.5	Analyse critique des contrôles de qualité bactériologique et cyanobactérienne	35
1.6	Exemple de trois situations rencontrées en Haute-Vienne.....	36
1.7	Conclusion	38
2	Eaux destinées à la consommation humaine	39
2.1	Contrôles réalisés par les DDASS	39
2.2	Historique des épisodes de contamination en Haute-Vienne.....	43
2.3	Propositions de stratégies de surveillance et de gestion du risque cyanobactéries et cyanotoxines pour les EDCH.....	45
Conclusion		51
Bibliographie.....		53
Liste des tableaux.....		62
Liste des figures		63

Liste des sigles

AFSSA : Agence française de sécurité sanitaire des aliments
ALURAD : Association Limousine Utilisation Rein Artificiel Domicile
AMDEC : Analyse des Modes de Défaillance, de leurs Effets et de leur Criticité
CAG : Charbon Actif en Grains
CAP : Charbon Actif en Poudre
CIRE : Cellules interrégionales d'épidémiologie
COT : Carbone Organique Total
CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DESUS : Département des Situations d'Urgence Sanitaires
DGS : Direction Générale de la Santé
DL50 : Dose Létale 50
DRASS : Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales
EDCH : Eau Destinée à la Consommation Humaine
ELISA : Enzyme-Linked Immuno-Sorbent Assay (Test immuno-enzymatique)
ESI : ElectroSpray Ionization
FAO : Food and Agriculture Organization
HPLC : High Performance Liquid Chromatography
INSEE : Institut national de la statistique et des études économiques
INSPQ : Institut National de Santé Publique du Québec
InVS : Institut de Veille Sanitaire
LOAEL : Low Observed Adverse Effect Level
MC : Microcystine
NC : Non Communiqué
ND : Non Détecté
NHRMC : National Health and Medical Research Council
NOAEL : No Observed Adverse Effect Level
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
PP1 : Protéine Phosphatase de type 1
PP2A : Protéine Phosphatase de type 2A
SPE : Solid Phase Extraction
STX : Saxitoxine
VTR : Valeur Toxicologique de Référence

Introduction

Depuis plusieurs décennies, de fortes proliférations de cyanobactéries sont signalées sur des cours d'eau sur tous les continents. A l'heure actuelle, une cinquantaine d'espèces de cyanobactéries sécrètent des cyanotoxines représentant un danger pour la santé humaine et animale. La préoccupation, à l'égard de la santé publique, découle essentiellement de la présence de ces toxines dans des secteurs servant d'approvisionnement en eau potable ou utilisés pour des activités récréatives.

Du fait du manque de données toxicologiques, il n'existe pas à ce jour de recommandations pour chaque type de cyanotoxines.

En France depuis 2004, la Direction Générale de la Santé a mis en place un plan de surveillance et recommande l'interdiction de la baignade et la restriction de certaines activités nautiques lorsque qu'il y a présence d'écume ou que la concentration en microcystines-LR dépasse 25 µg/L. Un seuil de 100 000 cyanobactéries/ml déclenche la recherche et le dosage de toxines.

Pour l'eau de boisson, l'OMS a établi pour un individu de 60 kg et pour une consommation pendant la vie entière, une valeur guide pour la microcystine-LR totale (extra et intracellulaire) de 1 µg MC-LR/L. Cette limite de qualité a été introduite en France dans le Code de la santé publique en 2001. La dose journalière tolérable est quant à elle fixée à 0,04 µg MC-LR/kg/j.

La présence de cyanobactéries a été constatée, depuis plusieurs années, sur de nombreux cours et plans d'eau du département de la Haute-Vienne. Cette présence a conduit les autorités sanitaires à gérer le risque sanitaire au regard des eaux destinées à la consommation humaine et des eaux de loisirs. Ainsi la DDASS de Haute-Vienne exerce un suivi régulier de ces plans d'eau via des analyses qualitatives et quantitatives de cyanobactéries et cyanotoxines en entrée et en sortie de station de potabilisation ainsi que sur les différents sites de baignade. Le dépassement des seuils de concentration en cyanobactéries et cyanotoxines (somme des microcystines > 1 µg/L pour les eaux destinées à la consommation humaine et > 100 000 cellules cyanobactériennes/mL ou MC-LR > 25 µg/L pour les eaux de baignade) peut conduire à l'interdiction momentanée de la distribution d'eau et à la fermeture de zones de baignade en période estivale.

L'objectif de ce mémoire est **l'analyse et la gestion du risque cyanobactéries/cyanotoxines dans les eaux de la Haute-Vienne destinées à la consommation humaine et à la baignade.**

Les deux organismes d'accueil de ce mémoire qui sont la DDASS de Haute-Vienne d'une part et le BIO-CRITT Limousin d'autre part ont des attentes complémentaires vis-à-vis du travail à effectuer.

En effet, la DDASS souhaite dans un premier temps une analyse du risque cyanobactéries/cyanotoxines dans les différents cours d'eau de Haute-Vienne utilisés pour des traitements de potabilisation ou pour des activités récréatives et dans un second temps une analyse critique de la gestion du risque.

Le BIO-CRITT, quant à lui, souhaite analyser l'efficacité des traitements des différentes stations de potabilisation au regard du comportement des cyanobactéries et cyanotoxines et proposer des étapes combinées de traitements nécessaires lors d'épisodes de contamination cyanobactérienne.

Pour répondre aux attentes de chacun, ce mémoire se présente de la manière suivante :

Dans une première partie, les généralités concernant les cyanobactéries et les cyanotoxines seront présentées. Les risques liés à la présence de celles-ci ainsi que les recommandations et les réglementations seront également abordées.

La partie suivante traitera du comportement et de l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines dans une filière de traitement de potabilisation.

Enfin la dernière partie fera état de la situation en Haute-Vienne face à la problématique cyanobactéries/cyanotoxines dans les eaux récréatives et les eaux destinées à la consommation humaine. Une critique sera également apportée quant à la surveillance et la gestion de cette problématique.

Partie 1 : Etude bibliographique sur les cyanobactéries et les cyanotoxines

1 Les cyanobactéries

Les cyanobactéries, organismes photosynthétiques, sont apparues il y a 3,8 milliard d'années et ont eu un rôle fondamental dans l'expansion de la vie terrestre en créant une atmosphère du fait de leur production d'oxygène et en diminuant la quantité de gaz carbonique atmosphérique (premier puits biologique de carbone).

Ces bactéries, également appelées cyanophycées ou cyanophytes, sont regroupées en quelques 2 000 espèces réparties en 150 genres (*Duy et al. 2000*). Elles sont aussi connues sous le nom d'algues bleues car elles ont longtemps été rangées dans le règne végétal du fait de leur capacité à réaliser la photosynthèse. Des études plus poussées sur leur structure cellulaire ont permis de les classer dans le groupe des organismes procaryotes en raison de leur Gram négatif.

Les cyanobactéries, dont la taille peut varier de 3 à 10 μm , présentent une diversité morphologique considérable (Figures 1, 2 et 3). Elles peuvent être :

- **unicellulaires**, vivant seules ou en colonies
- **filamenteuses**, organisées en **trichomes** (sans gaine) ou en **filaments** (avec gaine)

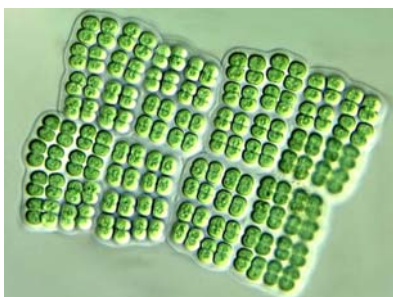


Figure 1 : Genre *Merismopedia*, forme unicellulaire en colonies
Source : www.nostoc.pt

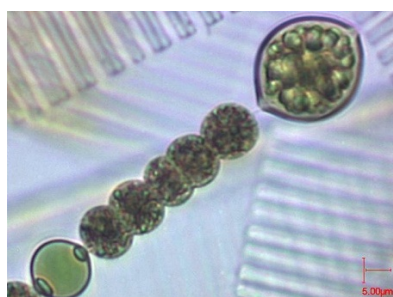


Figure 2 : Genre *Anabaena*, cellule filamenteuse organisée en trichomes
Source : www.ac-rennes.fr

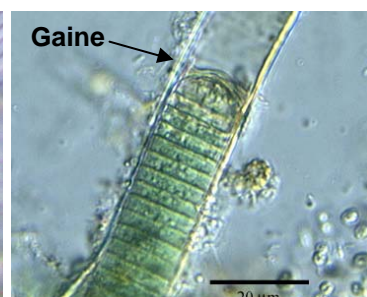


Figure 3 : Genre *Lyngbya*, cellule filamenteuse présentant une gaine
Source: www.keweenawalgae.ntu.edu

La majorité des cyanobactéries sont photo-autotrophes, c'est-à-dire qu'elles produisent leur propre matière organique en utilisant la lumière comme source d'énergie et le CO_2 comme source de carbone. Les cyanobactéries prolifèrent généralement en milieu aérobie, bien qu'elles soient capables de vivre en conditions anaérobies. Dans la colonne d'eau, leur mode de vie peut être planctonique (en suspension dans la colonne d'eau) ou benthique (fixées sur les sédiments).

Les cyanobactéries ont uniquement besoin d'eau, de dioxyde de carbone, de substances inorganiques (nutriments) et de lumière.

Les cyanobactéries sont dotées de plusieurs capacités (protection contre les rayonnements UV, migration verticale dans la colonne d'eau, stockage du phosphore et de l'azote, état de dormance) qui leur permettent ainsi de s'adapter et de coloniser les milieux même dans des conditions défavorables (nutriments, températures).

Le milieu environnant peut également présenter des facteurs favorisant la prolifération des cyanobactéries tels que la présence de **nutriments**, les **conditions climatiques** et la **stabilité de la colonne d'eau** :

- **Nutriments** : la présence de phosphore est essentielle pour la croissance et la prolifération des cyanobactéries, alors que la présence d'azote est facultative (certaines cyanobactéries étant capables de fixer l'azote atmosphérique).

- **Conditions climatiques** :

Luminosité modérée : Bien que la lumière soit essentielle pour les organismes photosynthétiques, de trop fortes intensités lumineuses peuvent dégrader l'appareil photosynthétique des cyanobactéries (photo-inhibition), entraînant ainsi leur dégénérescence. D'après *Chorus et Bartram (1999)*, la croissance de la plupart des cyanobactéries est inhibée quand elles sont soumises en permanence à une intensité lumineuse supérieure à 3 200 Lux. Toutefois, lorsque l'intensité lumineuse en surface s'avère trop élevée, les cyanobactéries possédant des vésicules gazeuses ajustent leur position dans la colonne d'eau.

Température : Bien que la température optimale de prolifération des cyanobactéries se situe généralement entre 20 et 25°C, leur taux de croissance peut augmenter jusqu'à 35°C. Il est souvent fait référence à une saisonnalité caractéristique des proliférations dans les régions tempérées, la période de mai à septembre étant considérée comme la plus favorable au développement des cyanobactéries. Cependant un phénomène récent est à noter : dans certains sites des cyanobactéries peuvent encore être observées en quantité importante en automne et parfois même pendant la période hivernale.

Différents genres de cyanobactéries tolèrent des températures minimales différentes. Ainsi certaines cyanobactéries peuvent croître dans des milieux où la température est de l'ordre de 10°C. Il est également à noter que les cyanobactéries sont capables de se développer dans des conditions extrêmes de température puisqu'elles colonisent des sources chaudes (cendres volcaniques, sable désertique) ainsi que des cours d'eau de montagne, des lacs arctiques et antarctiques, la glace et la neige (*Robillot 2001*).

- **Stabilité de la colonne d'eau** : En raison d'un temps de division relativement long, les efflorescences de cyanobactéries ne peuvent se produire que dans des milieux où le temps de séjour de l'eau est long. Les paramètres hydrodynamiques sont donc

d'une importance majeure quant à la prolifération des cyanobactéries. De plus, des turbulences et des débits d'eau élevés ne favorisent pas la croissance des cyanobactéries, car ils nuisent à leur capacité à maintenir une certaine position dans la colonne d'eau.

La prolifération des cyanobactéries est donc favorisée par la présence de nutriments, par des facteurs climatiques et par une stabilité de la colonne d'eau. Ces conditions risquent d'être encore plus favorables dans les années futures du fait du réchauffement climatique. Ainsi plusieurs auteurs anticipent un accroissement de la fréquence d'apparition des fleurs d'eau de cyanobactéries (*Magnuson et al. 2000 ; Weyhenmeyer 2001*). En effet, la période de couvert de glace diminuera, la température de l'eau en surface augmentera, la stratification s'établira plus tôt en saison et elle sera plus importante (stable) durant l'été.

2 Les cyanotoxines

2.1 Généralités

Les toxines de cyanobactéries ou cyanotoxines recouvrent une grande variété de structures chimiques et de mécanismes de toxicité. Les cyanotoxines sont généralement classées selon leur mode d'action : les hépatotoxines, les neurotoxines et les dermatotoxines. Elles peuvent également être classées selon leur structure moléculaire en trois familles : les peptides cycliques, les alcaloïdes et les lipopolysaccharides (Tableau 1).

Tableau 1 : Classement des cyanotoxines (structure moléculaire, mode d'action)

Cyanotoxines	Structure moléculaire	Mode d'action	Cyanobactéries pouvant sécréter la cyanotoxine (genre)
Microcystines (plus de 70 variants de microcystines)	Peptides cycliques	Hépatotoxine	Anabaena, Anabaenopsis, Hapalosiphon, Microcystis, Nostoc Planktothrix
Nodularines (9 variants de la nodularine)	Peptides cycliques	Hépatotoxine	Nodularia
Cylindrospermopsine (2 variants de la cylindrospermopsine)	Alcaloïde	Hépatotoxine	Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Planktothrix, Umezakia
Saxitoxines (27 variants de la saxitoxine)	Alcaloïde	Neurotoxine	Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Lyngbya
Anatoxine-a (2 variants de l'anatoxine-a)	Alcaloïde	Neurotoxine	Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermum, Microcystis, Oscillatoria, Planktothrix, Phormidium, Woronichinia
Aplysiatoxine	Alcaloïde	Dermatotoxine	Schizothrix, Symploca
Debromoaplysiatoxine	Alcaloïde	Dermatotoxine	Lyngbya
Lyngbyatoxine-a	Alcaloïde	Dermatotoxine	Lyngbya

Il a été démontré qu'au moins 46 espèces de cyanobactéries ont le potentiel de produire des toxines (*Ernst et al. 2005*). Le potentiel d'une souche de cyanobactéries à

être toxique dépend principalement du fait qu'elle possède le gène de production de toxines (*Haider et al. 2003*).

Les cyanotoxines sont généralement produites et concentrées dans les cellules. En phase de croissance, les toxines sont essentiellement intracellulaires, moins de 10 à 20 % de la teneur totale en toxine est extracellulaire (*Jones et Orr 1994*). Cependant dans certains cas, comme celui de la cylindrospermopsine, une proportion importante de la toxine peut être libérée dans le milieu par les cellules en croissance (*Chiswell et al. 1999*).

La libération des cyanotoxines, sous forme dissoute dans l'eau, apparaît principalement lors des étapes de sénescence et de lyse cellulaire. La lyse peut entre autre être causée par les attaques virales (cyanophages ou cyanovirus naturellement présents en milieux aquatiques) et les algicides.

La fonction métabolique des cyanobactéries n'étant pas à l'heure actuelle élucidée, il est difficile de déterminer pourquoi certaines cyanobactéries synthétisent des toxines. Deux hypothèses sont à considérer :

- Les cyanotoxines sont des **métabolites secondaires** des cyanobactéries, dont la production, régulée au niveau cellulaire, est une réponse au stress lié à des variations de facteurs environnementaux. Ce phénomène est également observé chez d'autres bactéries notamment les *Clostridium* dans la sporulation. Diverses études, entreprises avec des cultures de *Microcystis*, ont montré la régulation de la production de cyanotoxines par certains facteurs tels la température, la lumière, le pH, les concentrations en nutriments, la salinité. Cependant, il est à noter que les résultats de ces études ont présenté parfois des résultats contradictoires.
- Les cyanotoxines sont **des métabolites primaires**. Les résultats de (*Briand et al. 2005*) ont suggéré que les facteurs environnementaux avaient des effets indirects sur la production de microcystines par leur influence sur les taux de croissance cellulaire. Plusieurs auteurs (*Watanabe et al. 1989 ; Kaya et Watanabe 1990 ; Song et al. 1998 ; Kameyama et al. 2002*) ont aussi observé que le contenu et la composition des microcystines intracellulaires variaient de façon marquée selon les changements dans les phases de croissance cellulaire. Ainsi durant la phase exponentielle de croissance, le contenu en microcystines des espèces de *Microcystis* était plus élevé et diminuait à la fin de cette phase.

Dans tous les cas, la sécrétion de toxines est liée au besoin de défense et de colonisation des cyanobactéries.

2.2 Toxicologie des cyanotoxines

A ce jour, peu de données toxicologiques existent concernant les cyanotoxines et leurs différents variants. Cette limitation de données est essentiellement due à l'absence ou le coût élevé des cyanotoxines purifiées. De plus, dans certains cas les expériences peuvent être réalisées avec des extraits de cyanobactéries productrices de cyanotoxines. Ceci peut alors conduire à des différences de toxicité car les composés présents dans ces extraits peuvent avoir des effets synergiques ou antagonistes.

La microcystine-LR est la cyanotoxine la plus fréquemment détectée dans les écosystèmes. Elle est de ce fait la plus étudiée et donc la mieux connue en termes de toxicologie.

Les études disponibles ont montré que la microcystine-LR et la nodularine sont des promoteurs tumoraux et donc potentiellement oncogènes.

Les dermatotoxines sont peu documentées en termes de toxicologie. Quelques effets ont été identifiés tels que des allergies et des irritations. Tout comme la microcystine-LR et la nodularine, les dermatotoxines se révèlent être de puissants promoteurs tumoraux (*Fujiki et al. 1990*). Enfin, il est à noter que les dermatotoxines ont été identifiées en milieu marin et saumâtre, mais jamais en eau douce.

Différents organismes ont établi des valeurs toxicologiques de référence pour quelques cyanotoxines en appliquant des facteurs d'incertitude aux NOAEL ou LOAEL évalués dans certaines études. Ainsi pour la microcystine-LR, l'OMS, l'INSPQ et le NHRMC ont établi respectivement des VTR de 0,04 µg/kg/j pour une exposition chronique, 0,4 µg/kg/j et 0,02 µg/kg/j pour une exposition subchronique. L'INSPQ a également retenu une VTR de 1 µg/kg/j pour l'anatoxine-a en cas d'exposition subchronique. Enfin le FAO a déterminé une VTR de 0,7 µg/kg pour une exposition aiguë à la cylindrospermopsine.

Les données toxicologiques concernant une exposition par voie orale sont indiquées dans le tableau suivant. Seules les études réalisées avec des cyanotoxines purifiées ont été retenues.

Tableau 2 : Valeurs toxicologiques par voie orale des différentes cyanotoxines

Cyanotoxines	Mode d'action	DL50 par voie orale	Valeurs toxicologiques	Valeurs toxicologiques de référence VTR	Commentaires	Sources
Microcystines (Microcystine-LR)	Hépatotoxine	5 < DL ₅₀ < 10,9 mg/kg (souris, gavage)	NOAEL subchronique = 40 µg/kg/j (souris, gavage, 13 semaines) LOAEL subchronique = 50 µg/kg/j (rat, eau de boisson, 28 jours)	OMS : 0,04 µg/kg/j pour une exposition chronique INSPQ : 0,4 µg/kg/j pour une exposition subchronique NHRMC : 0,02 µg/kg/j pour une exposition subchronique	- inhibition des phosphatases à sérine/thréonine (PP1 et PP2A) - destruction de l'architecture hépatique, menant à une hémorragie massive et une mort en quelques heures -la microcystine-LR est un promoteur tumoral	<i>Fawell et al. 1994</i> <i>Fawell et al. 1999a</i> <i>Yoshida et al. 1997</i> <i>Lakshmana Rao et Hattacharya 1996</i>
Nodularine	Hépatotoxine	-	-	-	- inhibition des phosphatases à sérine/thréonine (PP1 et PP2A) - promoteur tumoral plus puissant que la microcystine-LR - fortes préseptions quant à son potentiel génotoxique	<i>Kiviranta et al. 1990</i>
Anatoxine-a	Neurotoxine	DL50 > 5mg/kg (souris, gavage)	NOAEL subchronique = 98 µg/kg/j (souris, gavage, 28 jours) NOAEL subchronique = 510 µg/kg/j (rat, eau de boisson, 49 jours)	INSPQ : 1 µg/kg/j pour une exposition subchronique	- paralysie des muscles striés squelettiques dont les muscles respiratoires - données de génotoxicité et de cancérogenèse insuffisantes	<i>Astrachan et al. 1980</i> <i>Fawell et al. 1999b</i>
Saxitoxines ou PSP (paralytic shellfish poisons)	Neurotoxine	DL50 = 260 µg/kg pour la saxitoxine STX (souris, gavage)	LOAEL aigüe = 2 µg/kg pour la saxitoxine STX (cas d'intoxication chez l'homme)	FAO : 0,7 µg/kg pour une exposition aigüe	- paralysie des muscles respiratoires	<i>FAO/IOC/WHO 2004</i>
Cylindrospermospine	Hépatotoxine	4,4 <DL50< 6,9 mg/kg (souris, gavage)	NOAEL subchronique = 30 µg/kg/j (souris, gavage, 11 semaines)	-	- inhibition irréversible de la synthèse protéique par interaction avec les ARN de transfert	<i>Seawright et al. 1999</i> <i>Shaw et al. 2000</i> <i>Humpage et Falconer 2003</i>

3 Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries

Quand les proliférations sont massives, les effets indésirables sont multiples et touchent l'environnement et le cadre de vie, les organismes du milieu, et les usages anthropiques de l'eau (Tableau 3).

Tableau 3 : Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries

Source : Rapport commun de l'AFSSA et de l'AFSSET, "Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau", juillet 2006

	Effets indésirables des proliférations
Environnement et cadre de vie	<ul style="list-style-type: none"> modification de l'aspect de la ressource par une coloration inhabituelle (bleue, rouge ou verte), des irisations en surface et/ou des masses d'écume se déplaçant au gré des vents nuisance olfactive lors de la décomposition de la prolifération
Organismes du milieu	<ul style="list-style-type: none"> perturbation de la biodiversité de l'écosystème aquatique perturbation des réseaux trophiques aquatiques car les cyanobactéries sont peu ou pas consommées par le zooplancton et leur prolifération s'effectue le plus souvent au détriment du développement des autres microorganismes photosynthétiques (compétition pour les nutriments et la lumière) mortalités de poissons par intoxication ou diminution de la teneur en oxygène de l'eau mortalités d'oiseaux, par intoxication directe ou via leur alimentation (mollusques, poissons,...) intoxication d'animaux domestiques ou sauvages par abreuvement à proximité d'écumes toxiques (chiens, vaches, moutons, lapins, girafes, rhinocéros)
Usages anthropiques de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> coloration, odeur et texture de l'eau pouvant décourager la baignade troubles cutanés ou des muqueuses suite à des baignades dans des eaux affectées par des efflorescences perturbation du fonctionnement des procédés de traitement des eaux d'alimentation, notamment mécaniquement par colmatage des filtres ou des membranes, ou par consommation accrue en réactifs de traitement et génération de sous-produits de désinfection et par dérèglement des réactions de floculation par suite des changements rapides de pH des eaux entrant dans la filière dégradation, par la présence de métabolites odorants, de la qualité organoleptique des eaux d'alimentation mal traitées induction de risques sanitaires par ingestion, inhalation ou exposition par dialyse si les toxines sont mal éliminées perturbation des appareillages de dialyse par colmatage accéléré, si le traitement en amont est insuffisant

4 Risques liés aux cyanobactéries et aux cyanotoxines

4.1 Les sources d'exposition aux cyanobactéries et aux cyanotoxines

L'exposition aux cyanobactéries et aux cyanotoxines se fait principalement par l'eau utilisée à des fins de consommation (cyanotoxines), à des fins domestiques comme la douche, le bain et la lessive (lipopolysaccharides et cyanotoxines) ou à des fins récréatives (cyanotoxines par ingestion accidentelle d'eau et lipopolysaccharides par contact direct). Des intoxications peuvent également se faire par voie parentérale pour les personnes en traitement de dialyse, du fait d'une eau contaminée insuffisamment traitée.

D'autres sources de contamination sont suspectées, notamment par voie alimentaire. L'irrigation des cultures agricoles avec de l'eau contaminée peut conduire à une contamination des surfaces externes des légumes (*Codd et al. 1999*) et pourrait aussi provoquer une accumulation interne de cyanotoxines (*Chorus et Bartram, 1999*).

La consommation de la chair d'organismes aquatiques tels que les poissons, les crustacés et les mollusques représente également une source d'exposition puisque les cyanotoxines présentes en milieu aquatique peuvent s'accumuler dans ces organismes. Pour les poissons l'accumulation des toxines se fait essentiellement dans les muscles, le foie et les reins. Pour les crustacés, l'hépatopancréas, le cœur et les muscles peuvent présenter des concentrations en cyanotoxines. Enfin pour les mollusques, les toxines s'accumulent dans l'hépatopancréas, les organes reproducteurs et les muscles.

Le bétail peut également être en contact avec des cyanotoxines lors de l'abreuvement d'eau contaminée. De nombreux cas d'empoisonnement ont été rapportés chez les ovins et surtout les bovins. Il est alors légitime de s'interroger sur la possibilité d'exposition via la consommation de chair et de lait.

4.2 Effets des cyanobactéries et des cyanotoxines sur la santé humaine

Les effets des cyanotoxines sur la santé humaine sont nombreux et comprennent : des gastro-entérites, des nausées et vomissements, de la fièvre, des symptômes comparables à la grippe, des irritations des yeux et des oreilles, des éruptions cutanées, une myalgie, une hépatomégalie (augmentation du volume du foie), une consolidation pulmonaire, des troubles visuels, des dommages aux reins et au foie (*Codd et al. 2005*).

Les lipopolysaccharides produits par les cyanobactéries peuvent également être des irritants cutanés et peuvent provoquer des réactions allergiques (*Sivonen et Jones 1999*).

5 Recommandations et réglementations

5.1 Eau de baignade

5.1.1 Recommandations de l'OMS

Au niveau international, l'OMS a élaboré en 1999 des recommandations pour les eaux récréatives et les cyanobactéries. Des valeurs guides ont été suggérées en tenant compte des éventuels risques par contact direct (effets irritatifs et allergiques), inhalation et ingestion (Tableau 4). Il a été estimé que le risque le plus important était lié à l'ingestion accidentelle d'eau contenant des cyanotoxines (en particulier des microcystines). Ces

valeurs guides sont présentées en trois niveaux et ont été établies à partir d'études ou de cas d'intoxication avérée :

- **Seuil à faible risque sanitaire** : la valeur guide de 20 000 cellules/mL dérive d'une étude épidémiologique de *Pilotto et al. (1997)*.
- **Seuil à risque sanitaire modéré** : l'évaluation du risque se base sur la valeur guide de la microcystine-LR dans l'eau potable. À une abondance de 100 000 cellules/ml, une concentration de 20 µg/l de microcystines peut être attendue, un niveau 20 fois plus élevé que la valeur guide pour l'eau potable.
- **Seuil à haut risque sanitaire** : des cas d'empoisonnements mortels d'animaux et des problèmes sanitaires chez l'homme ont été rapportés, après exposition à de l'écume.

Tableau 4 : Valeurs guides proposées par l'OMS

Niveau	Valeur guide	Risques sanitaires	Actions
Niveau 1 : Seuil à faible risque sanitaire	20 000 cell/mL ou 10 µg/L de chlorophylle-a	- Risques à court terme faibles : irritations cutanées, oculaires, nasales, gastro-entérite - Risques à long terme : improbables	- Pas de restriction d'usage de l'eau - Information du public - Information des autorités
Niveau 2 : Seuil à risque sanitaire modéré	100 000 cell/mL ou 50 µg/L de chlorophylle-a	- Risques à court terme élevés : irritations cutanées, oculaires, nasales, gastro-entérite - Risques modérés à long terme dus à l'ingestion accidentelle de cyanotoxines	- Contrôle quotidien de la présence d'écume - Limitation de la baignade et des activités nautiques - Information du public - Information des autorités
Niveau 3 : Seuil à haut risque sanitaire	Présence d'écume	- Risques d'empoisonnements sévères - Risques à long terme dus à l'ingestion accidentelle de cyanotoxines - Risques à court terme élevés : irritations cutanées, oculaires, nasales, gastro-entérite	- Contrôle quotidien de la présence d'écume - Interdiction de la baignade et des activités nautiques - Etablissement d'un suivi sanitaire - Information du public - Information des autorités

Au niveau de l'union européenne la qualité de l'eau des zones de baignade et sports nautiques est régie par la directive européenne 76/160/CEE adoptée en 1976 et transposée en droit français par le code de la santé publique (livre III, articles L1332). Cette directive ne comporte pas de cadre réglementaire pour la surveillance sanitaire des cyanobactéries ou cyanotoxines. En revanche, l'article 8 de la nouvelle directive sur la qualité des eaux de baignade du 15 février 2006 (n° 2006/7/CE) prévoit une surveillance des cyanobactéries en cas de prolifération, sans toutefois établir une valeur limite. L'absence de normes ou de valeur limite sont liés notamment au manque de connaissances sur l'écologie des cyanobactéries et sur les risques sanitaires et à l'absence de consensus sur les méthodes de prélèvements et d'analyses.

5.1.2 Réglementations en France

En l'absence de recommandations communautaires spécifiques à la surveillance et la gestion du risque lié à la prolifération de cyanobactéries dans les eaux de baignade, certains états membres, dont la France, ont établi leurs propres recommandations. Ainsi en 2003, 2004 et 2005 des recommandations de surveillance et de gestion de phénomènes de prolifération de cyanobactéries dans des eaux de baignade ont été publiées par la Direction générale de la santé (circulaires DGS/SD7A 2003/270(34), 2004/364(35), 2005/304(36)) sur la base d'un avis du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (avis du CSHPF du 6 mai 2003). Cet avis reprend l'avis de l'OMS de 1999 qui prévoit trois niveaux d'alerte relatifs aux cyanobactéries et les mesures à prendre pour chaque niveau (Figure 4). Des précisions ont été apportées dans l'avis du CSHPF du 6 juillet 2004.

Les gestionnaires de sites ou le maire concerné doivent mettre en place de manière quotidienne un système de surveillance renforcée pour les sites à risque (sensibles à l'eutrophisation, ayant déjà présenté des proliférations de cyanobactéries ou présentant une forte fréquentation) et un système de surveillance visuelle pour les autres sites (circulaires DGS/SD7A 2003/270, 2004/364, 2005/304). La surveillance renforcée passe par une observation visuelle du site (recherche d'efflorescences, d'écumes, coloration de l'eau) et par la mesure de la turbidité ou transparence et du pH. Des dosages de chlorophylle a peuvent être réalisés. Cependant la chlorophylle a n'est pas un indicateur spécifique des cyanobactéries, mais de la totalité de la biomasse algale.

En cas de situation jugée anormale, le gestionnaire du site et les services de la DDASS doivent procéder à un ou plusieurs prélèvements d'eau pour observation microscopique dans le but de rechercher la présence de cyanobactéries. Si les cyanobactéries sont absentes ou présentes mais minoritaires, la surveillance renforcée est reconduite et une observation microscopique doit être réalisée après un délai d'une semaine. Si les cyanobactéries sont présentes et majoritaires le dispositif de suivi de niveau 1 est déclenché et des dénombrements et des identifications cyanobactériennes doivent être effectués. Le dispositif de suivi de niveau 2 est quant à lui déclenché si le comptage est supérieur à 100 000 cellules/mL \pm 10%. La baignade doit être interdite dès que la concentration en microcystine dépasse les 25 μ g/L.

En cas d'observation de mousse ou d'écume lors de la surveillance sur site, le dispositif de suivi de niveau 3 est mis en œuvre.

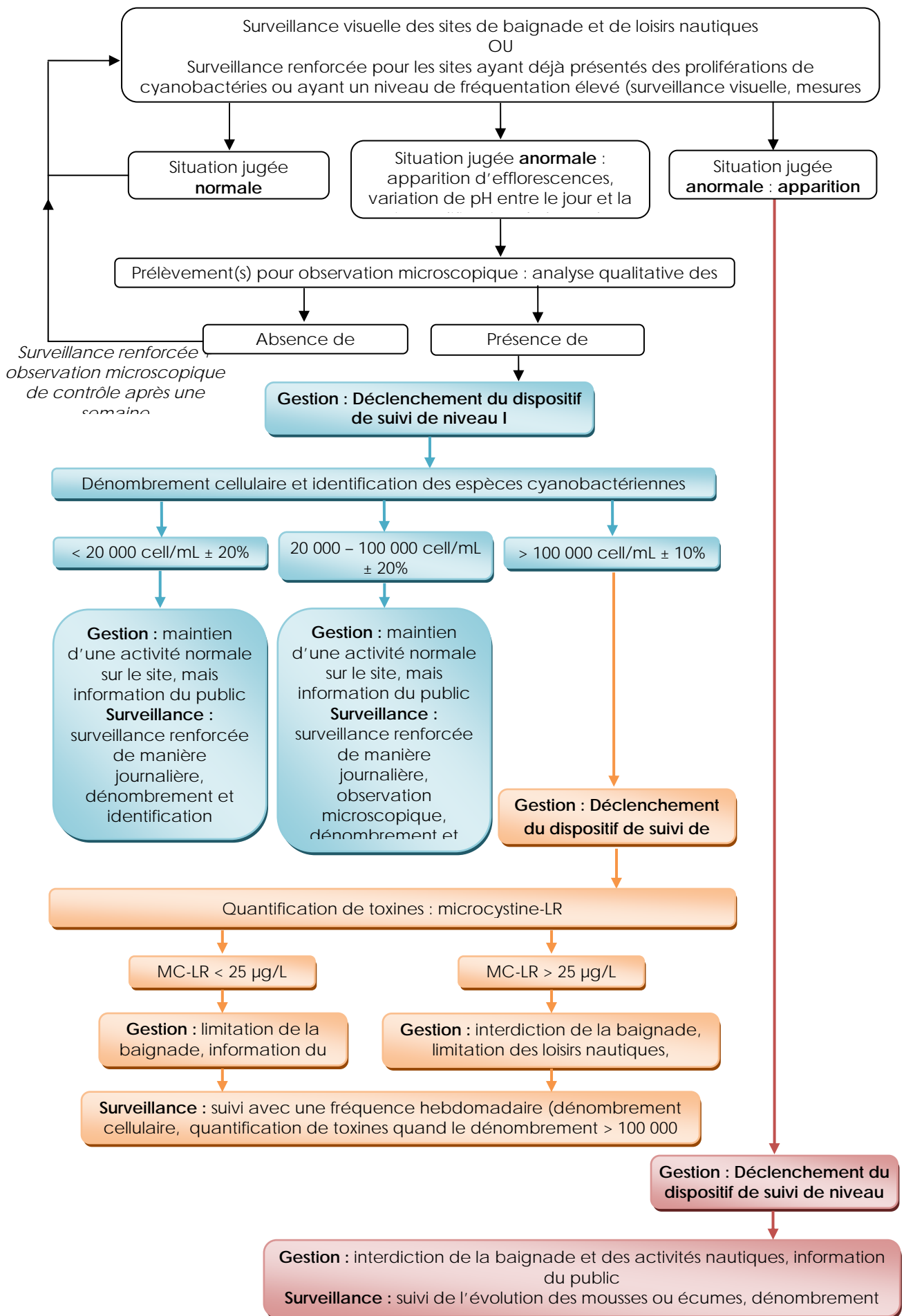


Figure 4 : Schéma décisionnel du programme de surveillance des zones de baignade et de loisirs nautiques (avis du 6 mai 2003 du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France)

5.2 Eau potable

5.2.1 Recommandations de l’OMS

A) Valeur guide pour l’eau destinée à la consommation humaine

A ce jour, les données toxicologiques sont jugées insuffisantes pour établir une valeur guide de cyanotoxines autre que la microcystine-LR. Ainsi l’OMS a retenu une valeur guide de 1 µg/L de microcystine-LR totale (toxine intra et extracellulaire) en considérant pour un individu de 60 kg, une consommation quotidienne de 2 L d’eau pendant la vie entière. L’élaboration de cette valeur guide est présentée en ANNEXE 1.

B) Seuils d’alerte

L’OMS a également établi en 1999 des seuils d’alerte pour l’eau destinée à la consommation humaine en considérant la biomasse cyanobactérienne présente dans l’eau brute. A chaque seuil sont associées des actions à entreprendre par les gestionnaires des stations de potabilisation, cependant ces actions doivent être adaptées à chaque ressource et aux possibilités analytiques et de traitement de l’eau.

- **Seuil de vigilance (environ 200 cell/mL)** : Ce seuil correspond à la détection dans 1 mL d’eau brute d’une colonie ou de filaments de cyanobactéries. Quand ce seuil est atteint, il est conseillé d’augmenter la fréquence d’échantillonnage à au moins une fois par semaine, de façon à observer un changement rapide de la biomasse cyanobactérienne.

- **Seuil 1 d’alerte (2 000 cell/mL)** : Ce seuil indique la possibilité de dépasser la valeur guide établie par l’OMS pour l’eau de boisson, et nécessite d’évaluer l’efficacité de la filière de traitement de potabilisation à éliminer les cyanotoxines ou la possibilité d’avoir recours à un captage de secours présentant une eau moins chargées en cyanobactéries. Un tel niveau de biomasse nécessite de s’entretenir avec les autorités sanitaires et de poursuivre la surveillance des eaux brutes avec une fréquence au moins hebdomadaire. Une identification des genres ou espèces cyanobactériennes doit être réalisée afin de déterminer les cyanotoxines pouvant être potentiellement produites. Des analyses cyanotoxines sur l’eau distribuée peuvent également être envisagées. Si celles-ci sont négatives mais que la biomasse reste supérieure au seuil d’alerte 1, la surveillance des cyanobactéries dans l’eau brute doit être maintenue.

- **Seuil 2 d’alerte (100 000 cell/mL)** : Une telle concentration témoigne d’un risque accru d’effets néfastes sur la santé à court terme si aucun traitement n’est en place ou si la filière de potabilisation n’est pas assez efficace en termes d’élimination de cyanobactéries et de cyanotoxines. Il est donc primordial pour le gestionnaire de connaître l’efficacité de

sa filière de traitement ainsi que ses performances. En l'absence d'étape de traitement comprenant du charbon actif ou une autre technologie avancée afin d'éliminer les cyanotoxines, il convient d'envisager la mise en place d'un plan d'urgence pour garantir la distribution de l'eau d'alimentation.

Une surveillance de la prolifération s'impose pour déterminer le retour à une situation de fonctionnement normal.

5.2.2 Réglementations en France

La valeur de 1 µg/L de microcystine-LR établie par l'OMS a été reprise en France dans un premier temps dans le décret 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exception des eaux minérales naturelles. Dans ce décret, il est indiqué que la recherche de la microcystine-LR dans l'eau distribuée doit être effectuée « en cas de prolifération algale dans les eaux brutes ». Ceci entraîne donc des difficultés d'application liées à la définition d'une « prolifération algale ».

Dans son avis du 3 avril 2006, l'AFSSA a estimé que, dans le cadre de la révision des limites de qualité des eaux brutes pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, l'ensemble des microcystines devaient être analysées.

Ainsi la valeur de 1 µg/L a été reconduite dans l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine. Cependant il est mentionné que cette limite de qualité des eaux destinées à la consommation humaine concerne le total des microcystines, c'est-à-dire la somme de toutes les microcystines détectées et quantifiées. L'Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution mentionne que la mesure des microcystines doit être faite lorsque les observations visuelles (observation d'un bloom algal dans la ressource en eau) et/ou analytiques (dénombrement de cyanobactéries par comptage cellulaire) mettent en évidence un risque de prolifération de cyanobactéries.

Partie 2 : Comportement et élimination des cyanobactéries et cyanotoxines dans une filière de traitement de potabilisation

Les principales nuisances engendrées par la présence de cyanobactéries dans une filière de traitement des eaux destinées à la consommation humaine sont les suivantes :

- Obstruction des systèmes de filtration (*Bernhardt 1984 ; Janssens et al. 1989 ; Prados et Belotte 2002*)
- Coloration de l'eau
- Développement de goûts et d'odeurs prononcés (*Rashash 1996*)
- Mauvaise coagulation d'autant plus importante lorsqu'il y a présence de cyanobactéries comportant des vésicules à gaz qui peuvent remonter en surface les floes
- Augmentation de la demande en chlore (*Hoehn et al. 1980 ; Wardlaw et al. 1991*)
- Diminution de la concentration en oxygène dissous (lors de la lyse des cyanobactéries, les métabolites libérés sont utilisés par les bactéries présentes)
- Dégradation microbiologique de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution (*Schmidt et al. 1998*)

Pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, la problématique des cyanobactéries et cyanotoxines impose de considérer d'une part l'élimination des cellules cyanobactériennes et d'autre part l'élimination des cyanotoxines. En ce qui concerne l'élimination des cyanobactéries, il faut impérativement tenir compte des risques de relargages de cyanotoxines du fait de la lyse cellulaire. Ainsi toutes les méthodes qui piègent la biomasse sans libérer de toxines sont à privilégier en raison de l'action de libération de cyanotoxines intervenant après oxydation des cellules.

1 Prétraitements physiques, aération et aération forcée

L'efficacité de ces traitements sur les cyanobactéries et les cyanotoxines est renseignée dans le tableau suivant.

Tableau 5 : Efficacité des prétraitements physiques et de l'aération sur les cyanobactéries et les cyanotoxines

Etapes de traitement	Principe	Effet sur les cyanobactéries	Effet sur les cyanotoxines	Sources
Dégrillage, dessablage, tamisage (filtration à travers des tamis de 1 à 2 mm)	Rétention des corps flottants grossiers de l'eau entrante	Sans action sur la rétention des cyanobactéries	Sans action sur les cyanotoxines dissoutes	
Microtamisage à 35 µm	Rétention des algues, des cyanobactéries et des agrégats de cellules	- Rétention possible lorsque les cyanobactéries sont agglutinées entre elles ou avec d'autres éléments. - Le microtamisage ne permet de retenir que moins de 10% des cyanobactéries de faible taille telles que <i>Microcystis aeruginosa</i> .	Sans action sur les cyanotoxines dissoutes	<i>Chorus et Bartman 1999</i>
Aération et aération forcée	- Oxydation du fer et du manganèse - Réduction de gaz dissous tels que le dioxyde de carbone, le sulfure d'hydrogène et d'autres composés sulfurés et organiques volatils	Sans action	Sans action puisque les cyanotoxines sont non volatiles	<i>Chorus et Bartman 1999</i>

2 Préoxydation

Ce traitement d'oxydation est effectué sur l'eau avant l'étape de clarification et permet :

- l'oxydation des ions métalliques, en particulier le fer et le manganèse, surtout s'ils sont complexés à la matière organique
- l'oxydation de l'azote ammoniacal
- l'amélioration de la clarification par déstabilisation des colloïdes
- l'élimination des composés responsables de goûts et d'odeur
- l'élimination des algues et des cyanobactéries par lyse cellulaire.

Les réactifs pouvant être utilisés en préoxydation sont le chlore, le dioxyde de chlore, le permanganate de potassium et l'ozone.

2.1 Chlore

Dans la pratique le taux d'application varie de 0,25 à 2 mg/L et est généralement fixé en fonction de la teneur en ammoniacque et non pas en fonction de la concentration en cellules de cyanobactéries.

La préchloration présente l'inconvénient de former des composés organiques chlorés dont les trihalométhanes (THM) qui peuvent avoir des effets nocifs sur la santé de l'homme. Il faut donc éviter une préchloration dans le cas d'une eau brute fortement chargée en matières organiques, car les THM se forment à partir du chlore et de certains composés (ex. les acides humiques). De plus, dans le cas de contamination en cyanobactéries, la préchloration est à proscrire puisqu'elle peut provoquer la lyse cellulaire et donc la libération de cyanotoxines intracellulaires.

2.2 Dioxyde de chlore

Une préoxydation au dioxyde de chlore est à proscrire en raison de la lyse cellulaire provoquant la libération de cyanotoxines intracellulaires et de la formation de produits de réactions secondaires tels que les chlorites.

2.3 Permanganate de potassium

Le permanganate de potassium est l'oxydant le plus efficace vis-à-vis du fer et du manganèse. Ce réactif peut également être utilisé comme algicide.

Pour des doses comprises entre 1 et 5 mg/L le permanganate de potassium provoque la lyse des cyanobactéries et donc la libération potentielle de cyanotoxines intracellulaires.

Des études récentes ont montré que le permanganate de potassium permettait d'abattre les microcystines et l'anatoxine-a, mais avait peu d'action sur la cylindrospermopsine (Rodriguez et al. 2007b ; OMS 2003).

2.4 Ozone

En pré-ozonation, les doses utilisées sont faibles, de l'ordre de 0,2 à 0,25 mg d'O₃ par mg de carbone organique total (COT). À ces doses, l'ozone ne provoque pas la lyse des cyanobactéries mais permet une meilleure clarification de l'eau par déstabilisation des colloïdes (Bonnélye et al. 1995 ; Maatouk et al. 2002).

Conclusion sur la préoxydation :

Du fait d'éventuelles lyses cellulaires et donc de la possibilité de libération de cyanotoxines intracellulaires, il est plus judicieux de passer par une étape de clarification avant de procéder à une oxydation afin de retirer les cellules cyanobactériennes et de diminuer la teneur en matières organiques.

En préoxydation seul l'emploi d'ozone peut être envisagé face à une contamination en cyanobactéries puisque des concentrations relativement faibles permettent d'améliorer le procédé de clarification par déstabilisation des colloïdes sans toutefois provoquer la lyse cellulaire.

3 Clarification

3.1 Coagulation-floculation, décantation

La coagulation a pour but : la déstabilisation des colloïdes et des particules fines en suspension et leur agglomération, et l'adsorption des substances dissoutes ainsi que des molécules organiques hydrophiles. Ce traitement est utilisé pour l'agglomération des précipités, la clarification, la décoloration, et l'amélioration du goût et de l'odeur.

Suivant les genres de cyanobactéries, le procédé de coagulation-floculation-décantation suivi d'une étape de filtration rapide donne des résultats différents en terme d'élimination : plus de 90% pour *Microcystis spp*, mais seulement 27 % pour *Planktothrix agardhii* (Leuschner, 1984). Les caractéristiques des cyanobactéries influencent leur élimination par le processus de clarification (Markham et al. 1997 ; Bernhardt et Clasen 1991). En effet pour les cyanobactéries unicellulaires, la coagulation par neutralisation de charge est très efficace pour leur élimination. Par contre lorsque les cyanobactéries sont filamenteuses la coagulation-floculation semble être plus difficile ; il faut alors avoir recourt à un adjuvant de floculation pour mieux agglomérer les particules neutralisées par la

coagulation (*Bernhardt et Clasen 1991*). Certains auteurs optent pour l'utilisation de polymères anioniques (*Bernhardt et Clasen 1991 ; Knappe et al. 1998*), tandis que selon *Leuschner (1984)*, l'emploi de polymère cationique permet une meilleure floculation des cyanobactéries du genre *Planktothrix*. Cependant les doses nécessaires pour ce dernier polymère sont supérieures à celles actuellement autorisées en France. Dans tous les cas, le choix de l'adjuvant doit passer par des essais de floculation.

La coagulation-floculation ne semble pas provoquer la lyse des cyanobactéries. D'après plusieurs études, les coagulants tels que le sulfate d'aluminium et le chlorure de fer n'entraînent pas la lyse cellulaire de *Microcystis aeruginosa* et *Anabaena circinalis* et donc le relargage de cyanotoxines intracellulaires (*Velzeboer et al. 1995 ; Chow et al. 1997 ; Drikas et al. 1997*).

Une attention particulière doit néanmoins être portée sur les floccs décantés. En effet, si les boues sont conservées plus de 1 à 2 jours, la lyse est possible et il a été observé jusqu'à 100 % de relargage de cyanotoxines en 48 heures (*Drikas et al. 1997*). De plus un développement de biomasse cyanobactérienne peut également être un phénomène possible si la boue n'est pas éliminée de façon régulière.

Il est donc impératif de prévoir une élimination permanente des boues (*Chorus et Bartram 1999*). Ainsi il est préférable, au niveau de la décantation, d'opter pour des décanteurs statiques verticaux où l'élimination des boues se fait de façon régulière plutôt que des décanteurs statiques horizontaux qui maintiennent les boues pendant des temps assez longs. Pour les décanteurs dynamiques à lit de boues recyclées, ce point devrait impérativement être pris en compte.

La coagulation permet l'élimination des cyanotoxines intracellulaires en agglomérant et en retirant les cyanobactéries sans provoquer leur lyse. En ce qui concerne les toxines extracellulaires, de nombreuses études s'accordent à dire que la coagulation est sans action sur ces dernières (*Bernhardt et Clasen 1991 ; James et Fawell 1991 ; Izaguirre 1992 ; Nicholson et al. 1994 ; Hart et al. 1997 ; Mouchet et Bonnélye 1998*).

3.2 Coagulation-floculation, flottation

Bien que la coagulation soit généralement suivie d'une décantation, dans certains cas, lorsque les floccs sont légers, il est plus efficace de les retirer par flottation. Ce processus est réalisé dans un flottateur où l'effluent foculé est mélangé à des microbulles d'air sous pression lors de son injection, ce qui permet d'entraîner les floccs vers la surface où ils seront raclés (Figure 5).

Ce processus n'est pas indiqué avec des eaux de turbidité élevée car il est plus difficile d'amener à la surface les particules lourdes comme le limon et l'argile.

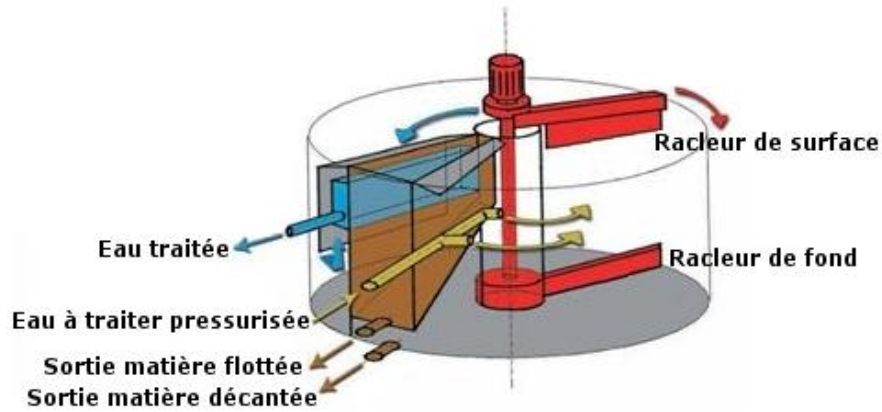


Figure 5 : Flottateur Purostar

Au niveau de l'élimination des cyanobactéries, la flottation s'avère être plus efficace que la décantation. Dans une étude réalisée en 1990, *Gregory et Zabel* ont montré que le procédé de coagulation-floculation-décantation permettait d'éliminer 76% des cyanobactéries du genre *Microcystis* tandis que la coagulation-floculation-flottation en éliminait 98%.

Suivant les genres de cyanobactéries, le procédé de coagulation-floculation-flottation donne des résultats différents en terme d'élimination : 40 à 80 % pour *Microcystis aeruginosa*, 90 à 100 % pour *Anabaena* et seulement 30 % pour *Planktothrix* (*Steffensen et Nicholson 1994*).

Tout comme la coagulation-floculation-décantation, la coagulation-floculation-flottation est inefficace sur les toxines dissoutes. Néanmoins l'élimination des boues se faisant de façon continue dans un flottateur et donc plus fréquemment que dans un décanteur, toute lyse des cyanobactéries semble être évitée. Ainsi aucune ou peu de cyanotoxines intracellulaires peuvent être relarguées lors de l'étape de flottation.

4 Filtration

La filtration est généralement le processus de finition de la clarification. Parallèlement à ses propriétés de fixation des particules en suspension, la filtration peut agir par adsorption et être le siège de processus biologiques. Deux filtrations sont à différencier de part leur vitesse de filtration : la filtration rapide ($20 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^2$) et la filtration lente ($< 5\text{-}6 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{j}$).

4.1 Filtration rapide

La filtration rapide ne permet pas le processus de dégradation biologique. Le mécanisme mis en jeu est une rétention des particules qui se fait à deux niveaux du filtre :

une rétention de surface (« effet de tamis ») et une rétention de masse en profondeur qui repose sur trois principes (l'inertie, la sédimentation et la diffusion).

Deux modes de filtration rapide sont à distinguer : une filtration directe où la coagulation se fait sur le filtre, et une filtration conventionnelle qui intervient en étape finale du traitement de clarification comprenant une coagulation, une floculation et la séparation des floccs (décantation ou flottation).

La filtration rapide conventionnelle constitue une étape particulièrement efficace dans l'élimination des cyanobactéries ayant échappé à la clarification.

Avec des taux d'élimination de 14 à 70 % selon les genres, la filtration rapide directe n'est, quant à elle, pas efficace pour la rétention des cyanobactéries (*Lepistö et al. 1994 ; Drikas et al. 1997 ; Mouchet et Bonnélye 1998*).

Pour ce qui est de l'élimination des cyanotoxines dissoutes, la filtration rapide est sans action ou peu efficace (*Keijola et al. 1988 ; Himberg et al. 1989 ; Hart et al. 1997 ; Lambert et al. 1996 ; Mouchet et Bonnélye 1998*).

Comme dans les boues des décanteurs, les cyanobactéries retenues sur ou dans les filtres peuvent se lyser dès 24 à 48 heures de rétention ce qui implique une bonne gestion de l'entretien des filtres (*Lepistö et al. 1994 ; Chorus et Bartram 1999*).

4.2 Filtration lente

La filtration lente constitue généralement un traitement de l'eau à part entière, et ne nécessite pas d'étapes de prétraitements telles que la coagulation-floculation et la décantation ou flottation. Dans ce type de filtration, la coagulation des matières colloïdales est réalisée par des enzymes sécrétées par un biofilm.

Pour obtenir de bons résultats, l'eau brute doit être faiblement chargée en matières en suspension.

La filtration lente permet une bonne rétention des cyanobactéries par bioadsorption. Selon *Sherman et al. (1995)*, cette étape donne des résultats différents suivant le genre des cyanobactéries : des rétentions de 80 % pour le genre *Microcystis*, de 30 à 60 % pour *Planktothrix* et de 70 % pour *Anabaena*. Les formes filamenteuses telles que *Planktothrix* et *Anabaena* semblent donc être moins bien retenues que les formes unicellulaires telles que *Microcystis*. Tout comme pour la filtration rapide, il ne faut pas négliger les risques de relargage de toxines intracellulaires.

Pour les cyanotoxines dissoutes, le phénomène mis en jeu lors de la filtration lente est la biodégradation et permet une élimination assez efficace : jusqu'à 80 % d'élimination des toxines du genre *Microcystis*, 30 à 65% pour celles du genre *Plantothrix* et 70 % pour

celles du genre *Anabaena* (Keijola et al. 1988). La biodégradation peut être améliorée en inoculant dans le filtre des bactéries, ceci permet également de raccourcir la durée de la maturation du filtre. Ainsi les bactéries du genre *Sphingomonas* dégradent les microcystines, et une inoculation de 10^6 cell/mL du filtre à sable permet une élimination de plus de 80 % en microcystines (Jones et al. 1994 ; Bourne et al. 2005).

5 Traitements d'affinage

5.1 Inter-ozonation

Avant l'étape de filtration sur sable ou l'étape d'adsorption sur charbon actif en grain, une inter-ozonation peut être utilisée pour l'oxydation de la matière organique et pour la désinfection de bactéries, virus et parasites optimisant ainsi la désinfection finale.

L'ozone est l'oxydant qui permet d'agir sur la majorité des cyanotoxines contrairement au chlore et au dioxyde de chlore qui ont respectivement peu d'action sur l'élimination de l'anatoxine-a et de la cylindrospermopsine (Rositano et Nicholson 1994 ; Rodriguez et al. 2007b ; Hengfeng et Tao 2008). Cependant, comme l'ozone se décompose rapidement dans l'eau, sa durée de vie dans les solutions aqueuses est très courte (moins d'une heure).

La dose d'ozone joue un rôle important quant à la rapidité de l'action de l'oxydant sur les cyanotoxines. En effet, il faut au moins 1 mg/L d'ozone pour avoir une action rapide (Rositano 1998). Avec 0,5 mg/L, il faut 9 minutes pour détruire les cyanotoxines (Geering 1999).

Néanmoins, la présence de matières organiques interfère et il est alors important, pour la dose d'ozone à appliquer, de considérer la concentration en carbone organique dissous car il consomme une partie de la quantité d'ozone nécessaire à l'oxydation des cyanotoxines (Rositano et Nicholson 1994 ; Hart et al. 1997).

Suivant le pH, l'ozone a une action différente sur les cyanotoxines. Ainsi pour l'élimination de l'anatoxine-a et de la cylindrospermopsine le pH doit être supérieur à 6 pour assurer une meilleure efficacité de l'ozone. Pour les microcystines et la nodularine, l'oxydation par l'ozone ne semble pas dépendre du pH (Rodriguez et al. 2007b).

5.2 Charbon actif

La filtration sur charbon actif permet d'éliminer les matières en suspension résiduelles, de réduire des oxydants tels que le chlore, et de retenir les matières

organiques en solution et les micropolluants (les pesticides en particulier). Au niveau de la chaîne de traitement d'eau, le charbon actif peut s'utiliser en deux points :

- En tête de filière : le charbon actif est injecté sous forme de poudre pendant l'étape de coagulation/floculation, mais ne doit pas dépasser des concentrations de 30-40 g/m³ (effet colmatant).
- En affinage : avant la désinfection finale, le charbon actif peut être utilisé sous forme de grains (filtration 1^{er} ou 2^{ème} étage) ou sous forme de poudre dans un réacteur couplé à des rétentions membranaires d'ultrafiltration.
 - ➔ Pour une filtration en premier étage, le charbon actif en grain est directement utilisé après la clarification. Il remplace alors le filtre à sable. Cette mise en œuvre en premier étage est à éviter dans une filière de traitement car l'efficacité du charbon actif n'est pas à son maximum.
 - ➔ Pour une filtration en deuxième étage, le lit de charbon actif est installé après le filtre à sable comme adsorbant.
 - ➔ Pour un couplage du charbon actif en poudre avec une membrane d'ultrafiltration, les doses de charbon à injecter sont généralement comprises entre 2 et 20 g/m³. Le rôle des membranes pour l'élimination des cyanotoxines se limite alors à la rétention du charbon actif en poudre qui adsorbe les toxines.

Plusieurs auteurs ont signalé la capacité des charbons actifs à adsorber les cyanotoxines (*Keijola et al. 1988 ; Falconer et al. 1989 ; Himberg et al. 1989 ; Hart et Stott 1993 ; Nicholson et al. 1994 ; Bernazeau et al. 1995 ; Croll et Hart 1996 ; Maatouk et al. 2002*). L'adsorption sur charbon actif en poudre ou en grain est efficace pour l'élimination des microcystines, de l'anatoxine-a et des saxitoxines (*Carlile et al. ; Newcombe et Nicholson 2002*). Pour ce qui est de la cylindrospermopsine, aucune donnée n'est disponible quant à l'adsorption sur charbon actif.

De plus il est impératif d'effectuer des essais de cinétiques et d'isothermes d'adsorption pour le choix du charbon en fonction des cyanotoxines à éliminer. En effet les charbons n'ont pas la même capacité d'adsorption pour une même substance du fait de leurs caractéristiques (taille effective, taille des pores, coefficient d'uniformité). Ainsi pour l'élimination de la microcystine-LR, les charbons à base de bois sont les plus efficaces en raison du volume important des mésopores ; les charbons à base de noix de coco et ceux à base de tourbe ont une mauvaise capacité d'adsorption du fait de la non présence de mésopores (*Donati et al. 1994 ; Pendleton et al, 2001*).

Le pH de l'eau joue également un rôle important sur le rendement des étapes utilisant du charbon actif. En période de prolifération cyanobactérienne, le pH peut dépasser les conditions d'essais des charbons.

5.2.1 Charbon actif en poudre :

En tête de filière de traitement, l'utilisation de charbon actif en poudre va permettre d'éliminer les cyanotoxines extracellulaires dissoutes dans l'eau brute.

Les quantités de charbon actif en poudre sont de l'ordre de 10 à 30 g/m³ pour éliminer 85 à 98 % des toxines et nécessitent des temps de contact d'au moins trente minutes (*Keijola et al. 1988 ; Donati et al. 1993 ; Hart et Stott 1993 ; Croll et Hart 1996*).

5.2.2 Charbon actif en grains :

L'adsorption sur charbon actif en grains permet une rétention efficace des cyanotoxines. Selon *Falconer et al. (1989)* et *Lambert et al. (1996)* un lit de charbon actif en grains peut retenir plus de 90% de microcystines-LR pendant sa première année d'utilisation.

La qualité de l'eau et notamment la quantité de matières organiques joue un rôle très important quant à l'efficacité du charbon actif. En effet, lorsque l'eau est chargée, une compétition vis-à-vis des pores se met en place entre les cyanotoxines et la matière organique. Cette compétition entraîne alors une diminution de rétention des cyanotoxines (*Bernezeau 1994 ; Lambert et al. 1996 ; Hitzfeld et al. 2000*).

Une diminution de la rétention des cyanotoxines peut également être observée lorsque le lit de charbon actif en grains devient saturé, c'est-à-dire lorsque tous les sites d'adsorption sont remplis. Il est alors nécessaire de régénérer le charbon actif ou de le remplacer par un nouveau matériel adsorbant. Néanmoins avec la prise en compte des métabolites de pesticides dans le Code de la santé Publique articles R.1321-1 à 62, Annexe 13-1-B, les charbons doivent être régénérés à des fréquences de l'ordre de l'année, ce qui garantit contre toute utilisation de charbons saturés qui pourraient relarguer des cyanotoxines.

5.3 Les résines échangeuses d'ions

L'échange d'ions utilise des résines pouvant être classées suivant deux types : les résines cationiques qui fixent les cations et les résines anioniques qui fixent les anions.

A pH=7 la majorité des cyanotoxines sont chargées, celles-ci peuvent sans doute être retirées de l'eau par échanges d'ions à l'aide de résines adaptées aux éléments chargés. Néanmoins aucune étude n'a été réalisée sur cette possibilité de traitement.

5.4 Traitements membranaires

Les cellules de cyanobactéries ayant des tailles comprises entre 3 et 10 µm, les traitements par membranes de microfiltration et d'ultrafiltration permettent d'obtenir de très bons abattements des cellules cyanobactériennes (*Chow et al. 1997 ; Lai et al. 2002*).

Selon certaines études, ces abattements peuvent atteindre 6 log (*Chevalier et al. 1995 ; Mouchet et Bonnelye 1998*). Par contre, il a été signalé des phénomènes de colmatage très importants (*Tsuji et al. 1995*).

Concernant les cyanotoxines extracellulaires, les membranes d'ultra- et de micro-filtration ne permettent pas de les retenir, sauf si elles sont utilisées en couplage avec du charbon actif en poudre. Par contre, la nanofiltration et l'osmose inverse ont la propriété de retenir des composés dissous, moléculaires ou ioniques. Ainsi ces deux procédés permettent d'éliminer les cyanotoxines extracellulaires. Cependant pour la nanofiltration, il est impératif que le seuil de coupure soit inférieur à la masse atomique des cyanotoxines. L'anatoxine-a ayant la plus faible masse atomique (165 Dalton), la membrane de nanofiltration doit alors avoir un seuil de coupure inférieur à 165 Da.

Pour l'osmose inverse, *Neumann et Weckesser (1998)* ont observé des rétentions des cyanotoxines de 96,7 à 99,6 %.

6 Désinfection finale

6.1 Chlore et dioxyde de chlore

La désinfection par le chlore ou le dioxyde de chlore a lieu en fin de processus de production d'eau potable, avant envoi vers le réseau de distribution. Contrairement à l'ozone, ces deux oxydants ont un effet rémanent dans l'eau. Ainsi lorsqu'il est utilisé d'autres procédés de désinfection (ozonation, rayonnement UV) il sera toujours fait appel à la chloration finale ou au dioxyde de chlore afin de protéger l'eau contre toute pollution ultérieure, lors de son transport et de son stockage. Afin qu'aucun germe ne puisse se développer dans les canalisations où l'eau peut séjourner plusieurs jours, il est impératif de maintenir une certaine concentration en chlore résiduel dans l'eau. En France cette concentration est généralement comprise entre 0,1 et 0,5 mg/L.

L'oxydation par le chlore est efficace pour éliminer les microcystines, la nodularine et la cylindrospermopsine, mais s'avère inefficace quant à l'élimination de l'anatoxine-a (*Carlile 1994 ; Nicholson et al. 1994 ; Senogles et al. 1999 ; Ho et al. 2006 ; Rodriguez et al. 2007a ; Rodriguez et al. 2007b*). Cependant pour obtenir une élimination efficace des microcystines et de la nodularine, il est nécessaire d'appliquer des doses supérieures à celles utilisées pour la désinfection de l'eau (0,5 mg/L de chlore résiduel après 30 minutes de contact) (*Nicholson et al. 1994 ; Carlile 1994 ; Croll et Hart 1996 ; Hart et al. 1997 ; Acero et al. 2005 ; Ho et al. 2006*).

Pour le dioxyde de chlore, très peu de données existent. Il a été signalé cependant que l'action sur les cyanotoxines ne se faisait que pour des concentrations supérieures ou égales à 6 mg/L (*Sherman et al. 1995*). De telles concentrations s'avèrent être

excessives, d'autant plus que dans une filière de traitement, il est recommandé de ne pas dépasser un taux d'application de dioxyde de chlore de l'ordre de 1 mg/L.

6.2 Rayonnement ultraviolet

L'inactivation des cyanotoxines par le rayonnement UV a été étudié par plusieurs auteurs, mais les doses efficaces varient de 1 530 à 20 000 mJ/cm² (*Tsuji et al. 1995; Chorus et Bartram 1999 ; Hall et al. 2000; Newcombe et al. 2003*), ce qui est très élevé par rapport à la concentration généralement utilisée en eau potable qui est de 40 à 80 mJ/cm².

6.3 Oxydation avancée

L'oxydation avancée fait référence à l'utilisation de radicaux hydroxyles pour réagir avec les cyanotoxines. Ces radicaux hydroxyles sont le résultat de l'utilisation combinée de deux des trois oxydants suivants : ozone, peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) et UV. Comme l'ozone seul est déjà efficace pour éliminer rapidement les cyanotoxines, les combinaisons ozone-UV et H₂O₂-ozone seront aussi efficaces.

Pour ce qui est de la combinaison H₂O₂-UV, elle peut être aussi efficace pour éliminer les cyanotoxines, bien que l'efficacité individuelle de chacun de ces oxydants utilisés séparément soit assez faible. Cette combinaison n'est cependant pas applicable dans le traitement de l'eau potable en raison des doses importantes requises (13 000 mJ/cm² et 34 mg/L H₂O₂) (*Qiao et al. 2005*).

7 Conclusion

Contrôler le risque lié à la présence de cyanobactéries et cyanotoxines dans l'eau potable est tout à fait possible en utilisant des procédés de traitements adéquats. Les cyanobactéries et les cyanotoxines intracellulaires peuvent être éliminées par une barrière physique comprenant une bonne clarification et une filtration sur sable. Pour éliminer les cyanotoxines extracellulaires, l'ozone est le traitement le plus efficace, tant pour les microcystines, que pour l'anatoxine-a et la cylindrospermopsine. Le chlore est efficace contre les microcystines et la cylindrospermopsine, mais pas pour l'anatoxine-a.

Outre le traitement d'oxydation, une adsorption sur charbon actif en grain a une efficacité reconnue pour l'élimination des cyanotoxines dissoutes. Néanmoins, la qualité de l'eau et notamment la quantité de matières organiques joue un rôle très important car la durée d'action de rétention des charbons sera diminuée si la charge organique de l'eau est trop forte.

Le choix du charbon actif en poudre (CAP) peut être intéressant pour la rétention des cyanotoxines extracellulaires, notamment s'il est utilisé en tête de filière de traitement

dans le cas d'une contamination ponctuelle en cyanobactéries. Cependant les quantités nécessaires sont relativement élevées et peuvent parfois dépasser les quantités maximales tolérées en tête de filière et en affinage. De plus l'efficacité du charbon est fortement influencée par le type de charbon utilisé et par son nombre de mésopores. Ainsi les charbons à base de bois sont plus efficaces que les charbons à base minérale. Cependant ils s'avèrent être plus coûteux.

La filtration membranaire peut permettre d'éliminer les cyanotoxines extracellulaires à condition que soit choisie une membrane à haute pression (nanofiltration ou osmose inverse) avec un seuil de coupure inférieur à la masse atomique des cyanotoxines.

Un compte rendu de l'efficacité de chaque traitement de potabilisation pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines est présenté en ANNEXE 2.

La prévention des proliférations des cyanobactéries reste cependant la meilleure méthode pour garantir l'absence de cyanotoxines dans l'eau de distribution. Cette prévention doit passer par des actions sur les facteurs favorisant les proliférations (nutriments, stabilité de la colonne d'eau, conditions climatiques).

Ainsi la limitation des apports en nutriments et plus particulièrement en phosphore peut passer par une généralisation de l'interdiction des phosphates dans les produits domestiques (produits d'entretien, engrais) et la mise en place de traitements de déphosphatation dans les stations d'épuration. Des plans de gestion appropriés dans les zones agricoles à excédents de phosphore liés aux élevages intensifs devraient également être mis en œuvre.

Le dragage des sédiments peut aussi être envisagé sur les plans d'eau afin de limiter le relargage du phosphore contenu dans les sédiments.

La déstratification de la colonne d'eau par un système d'aération est également un moyen de prévenir les proliférations cyanobactériennes.

De plus des travaux d'élagage peuvent être mis en œuvre au niveau des zones de captage d'eau pour la production d'eau potable. En effet le fait d'élaguer permet d'augmenter l'intensité lumineuse et ainsi d'inhiber la croissance et le développement des cyanobactéries.

L'introduction dans les plans d'eau de poissons consommateurs du phytoplancton peut permettre une diminution des cyanobactéries. Néanmoins cette solution est à déconseillée en raison des risques sanitaires pouvant résulter de la consommation des poissons servant à la lutte biologique et pouvant accumuler des cyanotoxines.

Partie 3 : Analyse et gestion du risque cyanobactéries/cyanotoxines en Haute-Vienne

La zone d'étude de ce mémoire est présentée en ANNEXE 3.

1 Eaux de baignade

1.1 Contrôle sanitaire

Le contrôle sanitaire des eaux de baignade est mis en œuvre à l'échelon préfectoral par les DDASS.

La période de suivi couvre l'ensemble de la saison balnéaire, du 15 juin au 31 août pour les eaux douces, quand les sites de baignade sont régulièrement fréquentés. Pour chaque site de baignade, un premier contrôle est effectué dans les 10-20 jours précédant l'ouverture au public, soit à la fin mai ou début juin. Ensuite, la fréquence est généralement de deux contrôles par mois durant la période d'ouverture. Pour certaines baignades, cette fréquence peut être hebdomadaire ou adaptée en fonction des résultats des contrôles.

Chaque contrôle comporte :

- des observations sur place (inspection visuelle et olfactive) : conditions météorologiques, fréquentation de la baignade, température de l'eau et de l'air, transparence de l'eau, présence d'algues, d'hydrocarbures, de matières flottantes
- des analyses en laboratoire :
 - pH, Coliformes totaux, Escherichia Coli, Streptocoques fécaux
 - analyse des huiles minérales, des substances tensioactives (mousses) et des phénols si leur présence à été révélée lors de l'inspection sur site.
- des identifications de cyanobactéries (depuis 2003 suite à l'avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France). En cas de présence importante de cyanobactéries, la fréquence de contrôle est hebdomadaire.

Chaque résultat d'analyse est ensuite comparé à la valeur guide et à la valeur impérative définies pour chaque paramètre microbiologique et physico-chimique. En cas de dépassement des valeurs impératives, la baignade peut être interdite par arrêté municipal ou préfectoral. Une enquête est dès lors menée pour rechercher les causes de pollution de la zone de baignade.

Pour ce qui est des cyanobactéries les dénombrements sont comparés aux seuils des 20 000 cellules/mL et des 100 000 cellules/mL proposés par la DGS. En cas de dépassement des 20 000 cellules/mL, une surveillance renforcée doit être mise en place avec un dénombrement et une identification cyanobactérienne d'une fréquence hebdomadaire.

En cas de dépassement des 100 000 cellules/mL, le schéma décisionnel proposé par la DGS précise que la recherche et la quantification de cyanotoxines doivent déterminer la conduite à tenir. Cependant les délais d'obtention des résultats sont généralement trop longs pour que les services puissent adopter une démarche réactive face au problème et aux plaintes du public. La DDASS de Haute-Vienne interdit donc la baignade lorsqu'il y a un dépassement des 100 000 cellules/mL, sans recherche systématique de cyanotoxines.

A l'issue de la saison, un classement de chaque site de baignade est établi à partir de l'ensemble des résultats des prélèvements effectués au cours de la saison. Ce classement tient compte des paramètres microbiologiques (coliformes totaux, *Escherichia coli* et streptocoques fécaux) et physico-chimiques (phénols, huiles minérales, mousses), sans toutefois tenir compte des dénombrements cyanobactériens (Tableau 6). Les DDASS procèdent donc à un deuxième classement intégrant uniquement le niveau de contamination cyanobactérienne. Les classements réalisés durant les saisons de 2003 à 2008 sont exposés à la page suivante (Tableau 7).

Tableau 6 : Critères de classement de la qualité des eaux de baignade en France

A : Eau de bonne qualité	B : Eau de qualité moyenne	C : Eau pouvant être momentanément polluée	D : Eau de mauvaise qualité
<ul style="list-style-type: none"> - Au moins 80% des résultats en <i>Escherichia coli</i> sont inférieurs ou égaux au nombre guide - Au moins 95% des résultats en <i>Escherichia coli</i> sont inférieurs ou égaux au nombre impératif - Au moins 90% des résultats en Streptocoques fécaux sont inférieurs ou égaux au nombre guide - Au moins 95% des résultats en Coliformes totaux sont inférieurs ou égaux au nombre impératif - Au moins 80% des résultats en Coliformes totaux sont inférieurs ou égaux au nombre guide - Au moins 95% des résultats en sont inférieurs ou égaux aux seuils impératifs pour les huiles minérales, les phénols et les mousses. 	<ul style="list-style-type: none"> - Au moins 95% des prélèvements respectent le nombre impératif pour les <i>Escherichia coli</i>, et les Coliformes totaux; - Au moins 95% des résultats sont inférieurs ou égaux aux seuils impératifs pour les huiles minérales, les phénols et les mousses. - Les conditions relatives aux nombres guides ne sont pas, en tout ou en partie, vérifiées. 	<p>La fréquence de dépassement des limites impératives est comprise entre 5% et 33,3%.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Les conditions relatives aux limites impératives sont dépassées au moins une fois sur trois - Toutes les zones classées en catégorie D une année, doivent être interdites à la baignade l'année suivante.
Eaux conformes à la réglementation européenne		Eaux non conformes à la réglementation européenne	

1.2 Bilan sur la période 2003-2008

Au vu des résultats exposés dans le tableau 7, la situation en Haute-Vienne est assez préoccupante vis-à-vis des contaminations cyanobactériennes. En cumulant le nombre de dépassements des différents seuils au cours de la période 2003 à 2008, 28 sites de baignade (soit 81%) ont été concernés par des concentrations supérieures à 20 000 cell/mL et 16 sites de baignade (soit 48%) ont dépassé le seuil des 100 000 cell/mL entraînant alors une fermeture temporaire ou définitive du site. Ce constat témoigne de l'étendue de l'eutrophisation des sites dans le département de la Haute-Vienne.

Toutefois la prolifération cyanobactérienne reste un phénomène multifactoriel et difficilement prédictif. Ainsi en 2005, la situation s'est améliorée comparée à l'année 2004. La DDASS a mis en relation cette diminution de proliférations cyanobactériennes avec des conditions météorologiques défavorables telles que des températures plus basses et des vents plus importants. Cependant cette conclusion s'avère être incohérente avec les réelles conditions météorologiques (Tableau 8). En effet, la période estivale de 2005 a connu des températures en moyenne plus importantes qu'en 2004 ainsi que des précipitations plus faibles. Ces conditions réelles auraient donc dû être plus favorables à des proliférations de cyanobactéries en 2005 qu'en 2004. Les conditions météorologiques ne peuvent donc pas expliquer à elles seules la survenue d'épisodes de blooms. Ainsi d'autres facteurs tels que la concentration en phosphore notamment dans les sédiments sont à prendre en compte pour mieux comprendre le développement de cyanobactéries dans les cours d'eau.

Tableau 8 : Climatologie à Limoges pendant les mois de juin, juillet et août pour la période 2003-2008

	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Précipitations (juin, juillet, août)	219,2 mm	292,2 mm	123 mm	156 mm	324,8 mm	231,2 mm
Nombre de jours de pluie	32 j	43 j	30 j	37 j	53 j	48 j
Température maximale moyenne	26,9 °C	23,0 °C	24,5 °C	24,7 °C	21,5 °C	22,4 °C
Température minimale moyenne	16,7 °C	14 °C	14,2 °C	14,9 °C	13,1 °C	13,3 °C

Enfin le classement national des baignades, qui ne prend en compte que la qualité bactériologique de l'eau, donne quant à lui une image déformée de l'état sanitaire des baignades, puisque de 2003 à 2008 96% en moyenne des sites ont été jugés conformes sur le plan bactériologique quand 16% en moyenne ont présenté de fortes concentrations cyanobactériennes entraînant la fermeture des sites de baignade (Tableau 9). Des contradictions existent donc entre le contrôle de la qualité des eaux de baignade et le suivi des contaminations cyanobactériennes.

Tableau 9 : Qualité des eaux de baignade sur le plan bactériologique et contamination cyanobactérienne (période de 2003 à 2008)

Qualité de l'eau	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Eau conforme au niveau de la qualité bactériologique (classes A et B)	94 %	94 %	100 %	100 %	93 %	93 %
Eau non conforme au niveau de la qualité bactériologique (classes C et D)	6 %	6 %	0 %	0 %	7 %	7 %
Baignades ayant un niveau de contamination inférieur à 20 000 cell/mL	53 %	30 %	53 %	56 %	70 %	73 %
Baignades dont les concentrations en cyanobactéries sont comprises entre 20 000 et 100 000 cell/mL, impliquant une information du public sur les lieux de baignade	37 %	40 %	31 %	28 %	23 %	10 %
Baignades ayant dépassé les 100 000 cell/mL devant conduire à une fermeture de la baignade	12 %	30 %	16 %	16 %	7 %	17 %

1.3 Calcul de SCORES

Afin de hiérarchiser les sites de baignade en termes de qualité, deux calculs de SCORE ont été effectués pour chaque site sur la période de 2003 à 2008 : l'un pour le classement bactériologique et l'autre pour le classement cyanobactérien. La manière dont a été réalisés ces différents SCORES est décrite ci-dessous.

SCORE du classement de la qualité bactériologique de l'eau :

- Lorsque que l'eau est de bonne qualité(A), de qualité moyenne(B), ou momentanément polluée (C), de mauvaise qualité (D), des facteurs respectivement égaux à 1, 2, 3 et 4 ont été attribués.
- Pour chaque site de baignade, le SCORE durant la période de 2003 à 2008 est le résultat du produit des facteurs de chaque année divisé par le nombre d'années présentant un classement.

SCORE du classement de la qualité cyanobactérienne :

- Lorsque que l'eau a présenté des concentrations en cyanobactéries inférieures à 20 000 cellules/mL, comprises entre 20 000 et 100 000 cellules/mL, ou supérieures à 100 000 cellules/mL, des facteurs respectivement égaux à 1, 2 et 3 ont été attribués.
- Pour chaque site de baignade, le SCORE durant la période de 2003 à 2008 est le résultat du produit des facteurs de chaque année divisé par le nombre d'années présentant un classement.

Pour chaque classement, le SCORE permet d'apprécier la qualité de l'eau au niveau bactériologique ou cyanobactérien sur l'ensemble de la période de contrôles :

- Un SCORE strictement inférieur à 1,33 caractérise une eau de bonne qualité bactériologique ou une eau présentant de faibles concentrations en cyanobactéries sur l'ensemble des classements réalisés.

- Un SCORE supérieur ou égal à 1,33 et strictement inférieur à 8 caractérise une eau de qualité moyenne sur le plan bactériologique ou sur le plan cyanobactérien sur l'ensemble des classements réalisés.
- Un SCORE supérieur ou égal à 8 caractérise une eau de mauvaise qualité bactériologique ou une eau présentant de fortes concentrations en cyanobactéries sur l'ensemble des classements réalisés.

Les résultats de ces différents SCORES sont présentés en ANNEXE 4.

1.4 Tableau croisé des SCORES

Un tableau croisé avec les différents SCORES a ensuite été réalisé afin de pointer les contradictions qui pouvaient exister entre les classements de qualité bactériologique et de qualité cyanobactérienne pour un même site de baignade (Tableau 11). Les différentes situations pouvant être rencontrées sont exposées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 10 : Contradictions possibles entre les résultats des classements bactériologiques et de contamination cyanobactérienne

	Qualité bactériologique			Niveau de contamination cyanobactérienne	
	Niveau de qualité	Décision sur la baignade		Niveau de contamination	Décision sur la baignade
Situation très contradictoire	Bonne qualité (SCORE < 1,33)	Eau jugée conforme : baignade autorisée	ET	Forte contamination (SCORE ≥ 8)	Baignades ayant été fermées à plusieurs reprises
	Bonne qualité (SCORE < 1,33)	Eau jugée conforme : baignade autorisée	ET	Contamination moyenne à forte (3 ≤ SCORE ≤ 5,33)	Baignades ayant été surveillées voire fermées
	Qualité moyenne (1,33 ≤ SCORE ≤ 5,33)	Eau jugée conforme : baignade autorisée	ET	Forte contamination (SCORE ≥ 8)	Interdiction de la baignade
Situation contradictoire	Bonne qualité (SCORE < 1,33)	Eau jugée conforme : baignade autorisée	ET	Contamination moyenne à faible (1,33 ≤ SCORE ≤ 2,67)	Baignades ayant été surveillées à plusieurs reprises
	Qualité moyenne à bonne (1,33 ≤ SCORE ≤ 2,67)	Eau jugée conforme : baignade autorisée	ET	Contamination moyenne à forte (3 ≤ SCORE ≤ 5,33)	Baignades ayant été surveillées voire fermées
Situation possible	Bonne qualité (SCORE < 1,33)	Eau jugée conforme : baignade autorisée	ET	Faible contamination (SCORE < 1,33)	Sites ayant connus peu d'épisodes de contamination (baignade généralement autorisée)
	Qualité moyenne à bonne (1,33 ≤ SCORE ≤ 2,67)	Eau jugée conforme : baignade autorisée	ET	Contamination moyenne à faible (1,33 ≤ SCORE ≤ 2,67)	Baignades ayant été surveillées à plusieurs reprises
	Qualité moyenne à mauvaise (3 ≤ SCORE ≤ 5,33)	Eau généralement de qualité moyenne, mais pouvant être momentanément polluée. La baignade est autorisée ou interdite	ET	Contamination faible ou moyenne (SCORE ≤ 5,33)	Baignades ayant été autorisées ou surveillées
	Mauvaise qualité (SCORE ≥ 8)	Eau de qualité moyenne ou momentanément polluée. La baignade peut être interdite.	ET	Faible à forte contamination (SCORE ≥ 0,17)	Baignade pouvant être autorisée, surveillée ou interdite

D'après le tableau croisé des SCORES, 42% des sites de baignade de la Haute-Vienne ont été sujets à des contradictions de qualité entre leur classement bactériologique et leur classement de contamination cyanobactérienne.

Tableau 11 : Tableau croisé des SCORES

		Score de la qualité des eaux de baignade															
		Bonne qualité				Qualité moyenne						Mauvaise qualité					
		0,17	0,33	0,5	0,67	1,33	2	2,67	3	4	5,33	8	9	10,67	16	18	54
Score de la contamination cyanobactérienne	Faible Contamination	0,17			CHATEAU CHERVIX	BESSINES SUR GARTEMPE		AZAT LE RIS			St JULIEN LE PETIT						LE PALAIS SUR VIENNE
		0,33				St GERMAIN LES BELLES								BUJALEUF			
		0,5	SUSSAC (LES SAULES)					NEXON			CHATEAUNEUF LA FORET				LA CROISILLE SUR BRIANCE		
		0,67				St HILAIRE LES PLACES									LADIGNAC LE LONG		
	Contamination moyenne	1,33			COMPREIGNAC	BEAUMONT DU LAC											
		2			BEAUMONT DU LAC (PIERREFITTE)												
		2,67			- St MARTIN TERRESSUS -RAZES - St PARDOUX	- PEYRAT LE CHATEAU (AUPHELLE) - St MATHIEU		FLAVIGNAC									
		3	COGNAC LA FORET	CIEUX							BUSSIERE GALANT						
		4						CROMAC-MAILHAC/BE NAIZE									
	Forte contamination	5,33															
		8									MEUZAC						
		9					AMBAZAC	LAURIERE-FOLLES			PEYRAT LE CHATEAU (BOURG)			SUSSAC			
		10,67															
		16															
		18								VIDEIX	St YRIEIX LA PERCHE						
	54																

1.5 Analyse critique des contrôles de qualité bactériologique et cyanobactérienne

Ces contradictions sont dans certains cas explicables par certaines défaillances pouvant apparaître lors de la mise en œuvre des différents contrôles de qualité. De ce fait, une analyse critique inspirée de l'AMDEC a été réalisée afin d'identifier pour chaque contrôle les défaillances éventuelles ainsi que leurs effets et leur criticité. La criticité est évaluée par le produit des valeurs attribuées aux indices de fréquence, de gravité et de non détection (Tableau 12). Plus la criticité est importante, plus la défaillance est critique.

Tableau 12 : Critères et cotation des indices de criticité

Indices	Critères de l'indice	Cotation
Fréquence	Mensuelle	1
	Bimensuelle	2
	Hebdomadaire	3
	Quotidienne	4
Gravité de l'effet (aspect sanitaire)	Effet révélant une situation plus grave que la situation réelle et entraînant une décision trop sécuritaire (ex : faux positif)	1
	Effet n'entraînant pas d'erreur de décision au niveau sanitaire	2
	Effet révélant une situation sans gravité, en contradiction avec la situation réelle (ex : faux négatif)	3
Indice de non détection : action corrective	Action corrective (très) facile à mettre en place	1
	Action corrective possible à mettre en place	2
	Action corrective difficile à mettre en place	3

Cette analyse critique, présentée en ANNEXES 5 et 6, permet d'émettre les conclusions suivantes :

- Le contrôle de la qualité des eaux de baignade présente une criticité bien moins importante (criticité de 108) que le contrôle de la qualité cyanobactérienne (criticité de 744). Cette différence s'explique par un contrôle plus facile à mettre en place et par des analyses réalisées suivant les normes en vigueur pour le contrôle de la qualité des eaux de baignade.
- Pour le contrôle de la qualité cyanobactérienne, les dispositifs de suivi de niveau 1 (dénombrement cyanobactériens) et de niveau 2 (quantification des cyanotoxines) présentent les plus fortes criticités. Ceci s'explique par la complexité du contrôle : expérience des techniciens sur le terrain (observation, prélèvement et conditionnement), expériences des techniciens procédant aux dénombrements des cyanobactéries, choix de la méthode d'analyse de cyanotoxines non fixé par la DGS.
- Avec une criticité de 159, le dispositif de niveau 0 (surveillance), déclencheur des dispositifs de niveau 1 et 3, est très préoccupant puisqu'il est basé essentiellement sur des observations sur site et si nécessaire sur des analyses qualitatives en cas de situation jugée anormale (apparition d'efflorescences ou d'écumes, modification de la couleur de l'eau). L'expérience des techniciens (observateur, analyste) représente donc un point particulièrement critique qui est difficilement détectable et corrigable. De plus

l'observation sur site est un critère très aléatoire de détection d'anomalie puisque très souvent les proliférations cyanobactériennes ne sont pas des phénomènes observables. Ainsi une situation peut être jugée normale par l'observateur bien qu'il y ait une contamination de plus de 100 000 cellules/mL. Aucun dispositif de suivi des cyanobactéries n'est alors déclenché et la baignade continue d'être autorisée bien que pouvant présenter un danger pour la santé humaine.

Enfin les actions individuelles de surveillance semblent difficiles à mettre en œuvre : de nombreux gestionnaires de sites de baignades n'effectuent pas les recommandations de suivi journalier proposées dans les avis du CSHPF et considèrent le suivi réalisé par les DDASS comme suffisant.

1.6 Exemple de trois situations rencontrées en Haute-Vienne

Les résultats des analyses du suivi de la contamination en cyanobactéries de ces sites de baignade sont exposés en ANNEXE 7.

1.6.1 Situation jugée très contradictoire : étang de Cieux en 2004

En 2004, la qualité de l'eau de cet étang était de catégorie A. Cependant ce classement ne reflétait pas la qualité réelle de l'eau puisque le site a été interdit à la baignade en raison de fortes concentrations en cyanobactéries (concentrations allant jusqu'à 800 000 cellules/mL \pm 10%). Etant donné les valeurs importantes des dénombrements cyanobactériens, le déclenchement du dispositif de niveau II était obligatoire puisqu'en prenant une incertitude d'analyse de 10 à 20% le seuil des 100 000 cellules/mL était largement dépassé.

La DDASS de la Haute-Vienne n'a cependant pas procédé exactement au suivi de niveau II proposé par la DGS. En effet le site a été fermé dès le dépassement des 100 000 cellules/mL, sans passer par une recherche systématique de cyanotoxines. Cette décision s'explique notamment par le fait que les délais d'obtention des résultats des analyses de cyanotoxines sont trop longs (minimum 1 semaine) pour que les services puissent adopter une démarche réactive face au problème et aux plaintes du public. Durant la saison de baignade, deux analyses de cyanotoxines ont été réalisées par le laboratoire d'analyse de Tulle. Ce laboratoire réalise un test ELISA intra et extra cellulaire et un test HPLC pour valider la concentration en $\mu\text{g/L}$ de Microcystine-LR en cas de test ELISA positif.

Les résultats concernant ces analyses se sont avérés être tous négatifs (en dessous de $1\mu\text{g/l}$) bien que la situation de cet étang révèle une eutrophisation aiguë. Il est donc légitime de s'interroger sur la validité de la méthode d'analyse de cyanotoxines et la signification du seuil de $25\mu\text{g/l}$ de microcystine-LR proposé par la DGS.

Dans tous les cas, l'interdiction de la baignade était la meilleure solution envisageable pour préserver la santé des baigneurs puisque les risques à court terme tels que des

irritations cutanées, oculaires, nasales, et des gastro-entérites étaient élevés en raison des fortes concentrations en cyanobactéries.

Dans le cas d'une situation très contradictoire entre le classement de la qualité bactériologique et de la contamination cyanobactérienne d'un site de baignade, la contradiction ne provient généralement pas de la mise en œuvre de chaque contrôle. En effet, dans le cas de l'étang de Cieux, le contrôle de suivi de la qualité cyanobactérienne de l'eau n'est pas critiquable puisque le fait d'employer le principe de précaution dès le dépassement du seuil des 100 000 cellules/mL permet de diminuer la criticité du dispositif de suivi de niveau II. La contradiction s'explique donc sur le fait que le contrôle de la qualité des eaux de baignade ne prend en compte que les bactéries témoins de contamination fécale, ce qui n'est pas forcément représentatif de la qualité réelle du plan d'eau.

1.6.2 Situation jugée contradictoire : site d'Ambazac en 2004

En 2004, la situation de la qualité de l'eau du site de baignade d'Ambazac a été contradictoire entre le classement bactériologique (eau de bonne qualité) et le classement de contamination cyanobactérienne (concentrations supérieures à 20 000 cellules/mL).

Une fois encore cette contradiction s'explique par le fait que le contrôle de la qualité des eaux de baignade ne prend en compte que les bactéries témoins de contamination fécale.

Néanmoins la mise en œuvre du contrôle de la qualité de l'eau en termes de contamination cyanobactérienne est très critiquable pour l'exemple du site d'Ambazac. En effet, seulement deux analyses de dénombrement cyanobactériens ont été réalisées, et ce une quinzaine de jours avant la fermeture de la saison de baignade. Ces analyses ne sont donc en aucun cas représentatives de la contamination cyanobactérienne sur ce site de baignade durant la saison 2004. De plus, étant donné que le seuil des 20 000 cellules/mL a été dépassé lors de l'analyse du 16 Août, il est légitime de s'interroger quant à l'existence de contamination cyanobactérienne durant la période de juin à mi-août où aucun dénombrement n'a été effectué. Le dispositif de surveillance de niveau 0 basé essentiellement sur de l'observation montre dans cet exemple ses limites.

1.6.3 Situation jugée possible : Saint Julien le Petit en 2004

En 2004, le site de Saint Julien le Petit a été classé dans la catégorie A pour la qualité des eaux de baignade et n'a pas été touché par une contamination cyanobactérienne. Aucune contradiction ne semble donc exister entre ces deux classements puisque la baignade n'a jamais été interdite lors de la saison.

Cependant, le contrôle de la qualité cyanobactérienne demeure très critiquable en raison du nombre de dénombrements cyanobactériens réalisés. En effet seule une analyse a été effectuée, et cela dans la quinzaine précédant la fermeture de la saison des baignades. Cette analyse ne peut en aucun cas être représentative de la qualité d'une eau en termes de contamination cyanobactériennes sur l'ensemble de la saison.

Bien que celle-ci ait révélé une faible concentration en cyanobactéries (< 20 000 cellules/mL), il est légitime de s'interroger sur :

- la mise en œuvre du dispositif de surveillance de niveau 0
- le choix du critère d'observation visuelle comme élément déclencheur d'analyses dont notamment le dénombrement cellulaire des cyanobactéries. Encore une fois, il est important de tenir compte qu'une prolifération cyanobactérienne n'est pas forcément un phénomène visible.

Enfin il est intéressant d'observer que la majorité des sites classés comme peu contaminés en cyanobactéries (< 20 000 cellules/mL), n'a présenté qu'un seul dénombrement cyanobactérien au cours de la saison 2004, et cela à la même période soit une quinzaine de jours avant la fermeture de la saison des baignades (Tableau 13). Une fois encore le dispositif de surveillance de niveau 0 est très critiquable en tant qu'élément déclencheur des dispositifs de suivi de la contamination cyanobactérienne.

Tableau 13 : Nombre de dénombrements cyanobactériens effectués pour les eaux de baignade faiblement contaminées

Site de baignade	Classement de la qualité des eaux de baignade	Classement de la contamination cyanobactérienne	Nombre de dénombrements cyanobactériens effectué
Azat le Ris	A	< 20 000 cellules/mL	NC
Bessines sur Gartempe	A	< 20 000 cellules/mL	1 analyse le 16/08/04
Bujaleuf	B	< 20 000 cellules/mL	1 analyse le 16/08/04
Château Chervix	A	< 20 000 cellules/mL	1 analyse le 18/08/04
Nexon (traitement algicide mis en place)	B	< 20 000 cellules/mL	12 analyses durant la période juin-août
Le Palais sur Vienne	C	< 20 000 cellules/mL	NC
Saint Germain les Belles (traitement algicide mis en place)	B	< 20 000 cellules/mL	10 analyses durant la période juin-août
Saint Martin Terressus	A	< 20 000 cellules/mL	2 analyses le 10/08/04 et le 16/08/04
Sussac (les Saules)	A	< 20 000 cellules/mL	1 analyse le 18/08/04

1.7 Conclusion

En ce qui concerne la qualité des eaux de baignade, le classement bactériologique s'avère insuffisant, puisqu'il peut y avoir contradiction entre ses résultats autorisant la baignade et les résultats cyanobactériens l'interdisant. Cet écart s'explique par le fait que l'analyse bactériologique ne prend en compte que les germes de contamination fécale ce qui n'est pas forcément représentatif de la qualité réelle du plan d'eau.

D'autre part une cohérence sur le plan bactériologique et cyanobactérien peut masquer une faille dans le dispositif de surveillance du niveau 0, déclencheur du suivi analytique des cyanobactéries, qui présente une forte criticité due à la difficulté de l'observation et à l'expérience de l'observateur. L'introduction d'un dénombrement mensuel des cyanobactéries dans le dispositif de niveau 0 serait à recommander afin de diminuer cette criticité et d'obtenir une meilleure représentation du phénomène de contamination sur l'ensemble d'une saison.

2 Eaux destinées à la consommation humaine

2.1 Contrôles réalisés par les DDASS

2.1.1 Contrôle sanitaire

Le concessionnaire d'une distribution d'eau potable est tenu de se soumettre au contrôle sanitaire afin de vérifier la qualité de l'eau qui fait objet de cette distribution (Figure 6). Ce contrôle, défini par les articles R-1321-15 à R-1321-25 du Code de la Santé Publique, est effectué par la DDASS sous l'autorité du Préfet, et porte sur l'inspection des installations, le contrôle des mesures de sécurité sanitaire mises en œuvre et la réalisation d'un programme d'analyses de la qualité de l'eau en trois points (eau brute, eau au sortir des installations de traitement, et eau du réseau de distribution).

Le contenu et la fréquence du programme d'analyses sont définis dans l'Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, et varient selon le débit journalier de la station de potabilisation, la nature de l'eau prélevée et la population desservie par le réseau. Les frais de prélèvements et d'analyses sont à la charge du gestionnaire du service de l'eau et donc du consommateur à travers la facture d'eau.

Au contrôle effectué par les services de l'Etat, s'ajoutent les contrôles complémentaires pratiqués par les gestionnaires du service de l'eau. Cependant, en règle générale, pour les petites communes rurales, le seul contrôle effectué est souvent le contrôle administratif réglementaire.

Le Code de la santé publique fixe des valeurs limites de qualité que l'eau potable doit respecter. Ces limites sont fixées par paramètres (microbiologiques et chimiques, dont le total des microcystines). La commune et le gestionnaire du service ont l'obligation de les respecter. De même, le Code de la santé publique fixe des références de qualité (paramètres microbiologiques, chimiques et organoleptiques, indicateurs de radioactivité) qui lorsqu'elles sont dépassées ne constituent pas un risque direct pour la santé des consommateurs mais montrent un dysfonctionnement des installations de traitement.

Si les limites de qualités ne sont pas respectées, le responsable de la production ou de la distribution d'eau est tenu d'en informer le maire et la DDASS, d'effectuer immédiatement une enquête afin de déterminer les causes de la non-conformité et de prendre toutes les mesures correctives nécessaires pour rétablir la qualité de l'eau.

Si le responsable de la distribution de l'eau ne peut régler rapidement le problème, il peut demander une dérogation au préfet.

Cette dérogation ne peut être accordée que sous certaines conditions :

- l'utilisation de l'eau ne doit pas présenter de risque pour la santé
- le demandeur doit prouver qu'il ne peut, pour maintenir la distribution de l'eau, utiliser dans l'immédiat d'autres moyens raisonnables et qu'il s'engage sur un calendrier à la mise en place des moyens nécessaires à l'amélioration de la qualité de l'eau.

Le préfet prend alors un arrêté accordant la dérogation pour une durée déterminée. Cette dérogation ne peut excéder trois ans. Elle ne peut être renouvelée que deux fois et est conditionnée à la mise en œuvre des travaux nécessaires à la délivrance d'une eau conforme (interconnexion, nouveau captage, traitement...).

2.1.2 Campagne de mesures des cyanobactéries et cyanotoxines dans les eaux destinées à la consommation humaine

Depuis 2004, le ministère de la Santé octroie à certaines DRASS des crédits supplémentaires visant à organiser une campagne de mesures des cyanobactéries et des cyanotoxines dans les ressources en eau superficielle utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (Figure 6). La réalisation de cette campagne de mesures s'inscrit dans le cadre du plan national santé-environnement 2004-2008.

Les DRASS répartissent alors ces crédits auprès des services santé-environnement des différentes DDASS de la région.

La circulaire du 10 avril 2007 mentionne que chaque site retenu dans le cadre de la campagne de mesures, doit faire l'objet de deux à trois séries d'analyses lors de la période propice à l'apparition de cyanobactéries (période généralement comprise en mi-juin et mi-octobre) (ANNEXE 9). Chaque série d'analyses comprend :

- Des analyses sur l'eau brute :

- Identification et numération du phytoplancton et des cyanobactéries ;
- Mesure des microcystines (microcystine-LR mais également les microcystines RR et YR / d'autres cyanotoxines peuvent être éventuellement recherchées en fonction des compétences analytiques du laboratoire : anatoxine-a, saxitoxine, nodularine, cylindrospermopsine).
- Mesures du pH (*in situ*), de la température de l'eau (*in situ*) et du phosphore total.

- Des analyses sur l'eau traitée :

- Identification et numération des cyanobactéries ;
- Mesure des microcystines (microcystine-LR et si possible les microcystines RR et YR) ;
- Mesures du pH (*in situ*), de la température de l'eau (*in situ*) et du chlore libre et total (*in situ*).

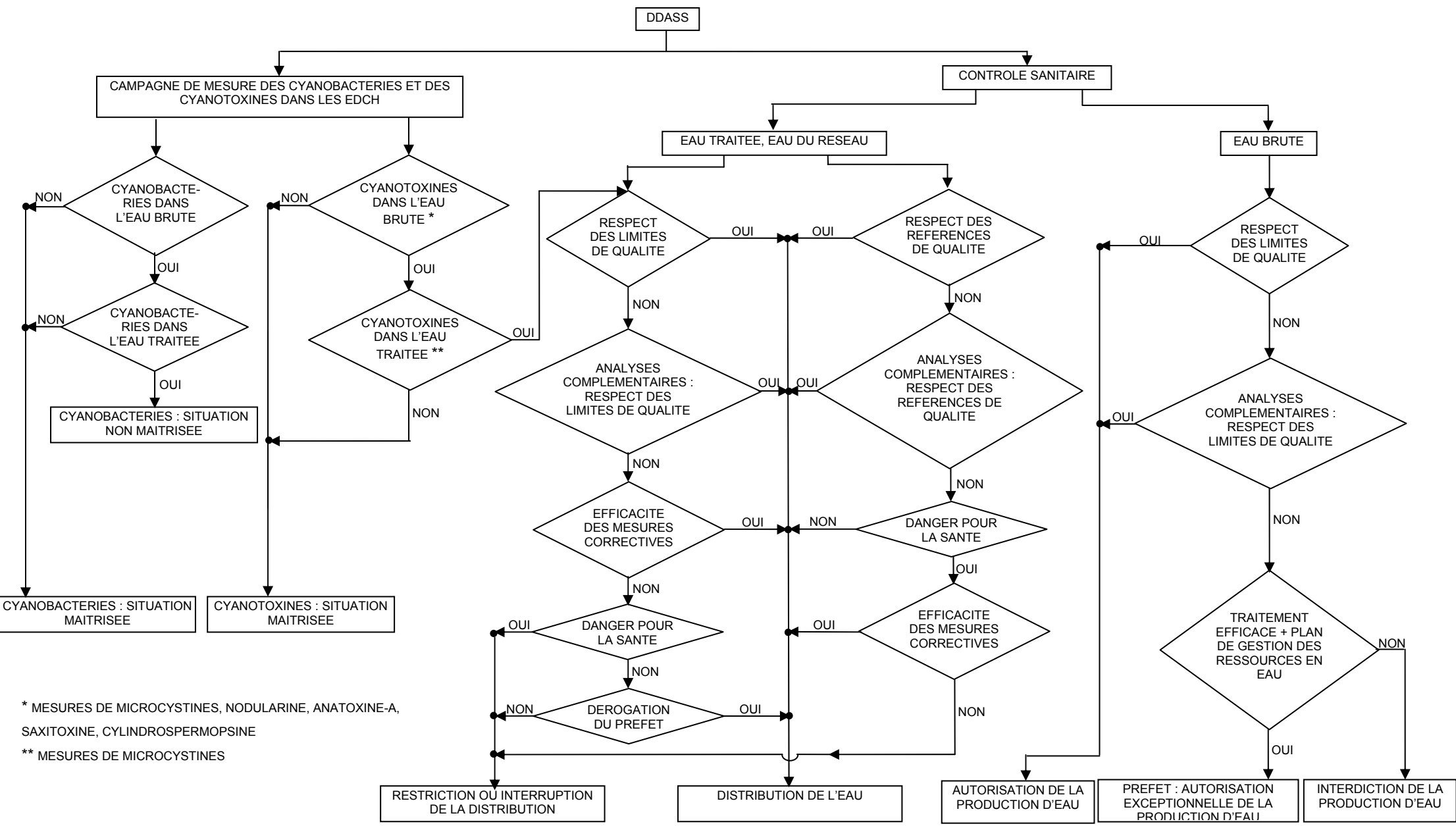
De plus il est précisé que lorsque l'analyse sur l'eau brute montre l'absence de cyanobactéries, il est inutile de réaliser les recherches dans l'eau traitée. De même lorsque l'analyse sur l'eau brute montre l'absence de microcystines, il est inutile de réaliser les mesures dans l'eau traitée.

Lorsque la présence de cyanotoxines dans l'eau traitée est avérée, la concentration de celle-ci doit être comparée à la limite de qualité (1 µg/L du total des microcystines) du contrôle sanitaire. En cas de non respect de cette limite, la distribution d'eau doit être interrompue.

2.1.3 Conclusion sur les contrôles réglementaires

Au vu des contrôles réalisés par la DDASS, plusieurs remarques peuvent être émises :

- La campagne de mesure des cyanobactéries et des cyanotoxines dans les eaux destinées à la consommation humaine présente des contradictions. Dans la circulaire du 10 avril 2007, les mesures de cyanotoxines dans les eaux brutes et les eaux traitées ne sont pas identiques. En effet en plus de la mesure des microcystines, il est mentionné que l'eau brute peut faire l'objet d'une recherche d'anatoxine-a, de la saxitoxine, de la nodularine et de la cylindrospermosine. Ainsi l'absence de microcystines dans l'eau traitée, ne garantit en rien l'absence de cyanotoxines, et peut alors masquer une défaillance analytique par la non prise en compte des autres cyanotoxines.
- Le contrôle sanitaire est également critiquable du fait de la non prise en compte de la concentration en cyanobactéries dans les limites et références de qualité. En effet, une eau traitée exempte de cyanotoxines mais présentant de fortes concentrations en cyanobactéries peut être jugée conforme à l'alimentation. Or l'exposition aux cyanobactéries peut se faire lors d'usages domestiques (douche, bain, vaisselle, lessive). Et lorsque les concentrations sont supérieures à 20 000 cellules/mL, les lipopolysaccharides des cyanobactéries peuvent provoquer des irritations et des allergies.
- La campagne de mesure des cyanobactéries et des cyanotoxines a pour objectif principal de faire un état des lieux de la contamination à l'échelle nationale lors de la période de la mi-juin à la mi-octobre. L'absence de réglementation nationale spécifique au suivi et à la gestion du risque cyanobactéries et cyanotoxines dans les eaux destinées à la consommation humaine peut entraîner des stratégies d'actions divergentes suivant les DDASS. En effet, ces dernières étant livrées à elles-mêmes, élaborent leurs propres stratégies en se basant sur leur expérience acquise lors de situations de crise, les éléments de connaissance de la bibliographie et les avis sanitaires de l'AFSSA et du DESUS (Département des Situations d' Urgences Sanitaires).



* MESURES DE MICROCYSTINES, NODULARINE, ANATOXINE-A, SAXITOXINE, CYLINDROSPERMOPSINE
 ** MESURES DE MICROCYSTINES

Figure 6 : Contrôles effectués par la DDASS au niveau des EDCH
 Manon ANTOINE - Mémoire de l'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique - 2009

2.2 Historique des épisodes de contamination en Haute-Vienne

Au cours des étés et automnes 2007, 2008 puis en 2009, la DDASS de la Haute-Vienne a été confrontée à la problématique des cyanobactéries dans les EDCH. En effet, à travers cinq épisodes de forte dégradation de la qualité biologique de l'eau, deux collectivités ont vu leur système de production d'eau potable exposé au risque cyanobactéries (Tableau 14). Ces cinq incidents concernent la rivière de la Glane qui alimente une collectivité de 10 000 habitants (Saint Junien) et la rivière de la Gorre qui alimente une collectivité de 4800 habitants (Rochechouart). L'historique de ces épisodes de contamination est présenté en ANNEXE 8.

Tableau 14: Episodes de contamination en Haute-Vienne

Saint Junien	Rochechouart
- Juillet 2007 : > 200 000 cellules/mL en entrée de station et < 250 cellules/mL en sortie de station	- Automne 2007 : 64 000 cellules/mL en entrée de station et < 27 cellules/mL en sortie de station
- Août 2007 : 80 000 cellules/mL en entrée de station et <1 510 cellules/mL en sortie de station	- Août 2008 : 255 000 cellules/mL en entrée de station et < 532 cellules/mL en sortie de station
	- Juillet 2009 : 73 000 cellules/mL en entrée de station et < 57 050 cellules/mL en sortie de station

Pour chaque épisode de contamination, un programme de surveillance spécifique a été mis en œuvre avec un renforcement des filières de traitement (pompage de secours, arrêt de la préchloration, réduction du débit horaire, ajout de charbon actif en poudre, optimisation des filtres à sable,...), une augmentation des analyses cyanobactéries et cyanotoxines, voire la restriction de la consommation d'eau pour les personnes les plus sensibles. La gestion de ces situations s'est faite en accord avec les avis sanitaires du DESUS et de l'AFSSA.

En 2007, La DDASS a sollicité l'assistance de la CIRE du centre ouest (Cellule Interrégionale d'Epidémiologie) et de l'InVS pour l'évaluation du risque sanitaire. Une information sur la situation a également été portée à la connaissance du SAMU-Centre 15 de Limoges et du service des Urgences du Centre Hospitalier de Saint-Junien et de Rochechouart pour qu'ils puissent assurer une veille sanitaire quant à l'apparition de troubles digestifs et de troubles neurologiques non spécifiques. Par ailleurs il a été vérifié auprès de l'ALURAD (association de dialysés) qu'aucun malade dialysé à son domicile ne réside sur le secteur de Saint-Junien et de Rochechouart. Cette prise en compte ne se fait plus depuis 2008 puisque les dialyses ne s'effectuent plus à domicile en Haute-Vienne, mais obligatoirement dans le centre de dialyse de Limoges.

L'identification des genres et/ou espèces de cyanobactéries rencontrées sur la période de 2007 à 2009 dans les rivières de la Glane et de la Gorre est indiquée dans le tableau suivant.

Tableau 15 : Genres ou espèces de cyanobactéries identifiées à Saint Junien et Rochechouart durant la période 2007-2009

Saint Junien		Rochechouart	
Genres ou espèces de cyanobactéries identifiées	Toxines potentiellement produites	Genres ou espèces de cyanobactéries identifiées	Toxines potentiellement produites
<i>Anabaena sp</i>	Anatoxine-a	Aphanocapsa	Genre non producteur de toxine
<i>Anabaena spiroides</i>	Anatoxine-a, microcystines		
Aphanizomenon	Anatoxine-a, saxitoxines, cylindrospermopsine	Aphanizomenon	Anatoxine-a, saxitoxines, cylindrospermopsine
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Anatoxine-a, saxitoxines		
<i>Aphanizomenon ovalisporum</i>	Cylindrospermopsine	Microcystis aeruginosa	Microcystines
Aphanocapsa	Genre non producteur de toxine	Oscillatoria	Anatoxine-a, microcystines, homoanatoxine-a
Limnothrix	Genre non producteur de toxine		
Merismopedia	Genre non producteur de toxine		
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Microcystines		
Microcystis	Anatoxine-a, microcystines	Planktothrix	Microcystines, anatoxine-a
<i>Oscillatoria sp</i>	Anatoxine-a		
Planktothrix	Microcystines, anatoxine-a	Pseudanabaena	Anatoxines, saxitoxines
Pseudanabaena	Anatoxines, saxitoxines		
Snowella	Genre non producteur de toxine	Woronichinia	Anatoxine-a
<i>Woronichinia naegeliana</i>	Anatoxine-a		

A la vue de ces résultats, il paraît tout à fait probable que les rivières de la Glane et de la Gorre aient pu être sujettes à la présence de cyanotoxines telles que les microcystines, l'anatoxine-a, les saxitoxines et la cylindrospermopsine.

Concernant les analyses de cyanotoxines, la DDASS de Haute-Vienne a fait appel au laboratoire d'analyses de Tulle jusqu'en 2007, puis à un laboratoire de proximité (le BIOCRITT Limousin) en 2008. Les techniques d'analyses employées par ces laboratoires sont différentes :

- Laboratoire de Tulle : la méthode utilisée pour le dosage des microcystines est un test ELISA intra et extra cellulaire suivi d'un test HPLC pour valider la concentration en microcystines en cas de test ELISA positif.
- BIOCRITT Limousin : analyse des microcystines, de l'anatoxine-a, de la saxitoxine et de la cylindrospermopsine par HPLC-Masse après une purification et une concentration sur cartouche SPE (Extraction sur Phase Solide).

Les cyanotoxines détectées et quantifiées lors des épisodes de contamination en Haute-Vienne sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 16 : Quantifications des cyanotoxines détectées au niveau des stations de potabilisation

	Date du prélèvement	Eau brute		Eau traitée	
		Dénombrement cellulaire	Analyse des cyanotoxines	Dénombrement cellulaire	Analyse des cyanotoxines
Saint Junien	31/07/2007	202 300 cellules/mL	Non Détectée	252 cellules/mL	0,10 µg/L de MC-YR intracellulaire
	07/08/2007	9 528 cellules/mL	Non Détectée	54 cellules/mL	0,11 µg/L de MC-YR intracellulaire
	16/08/07	36 795 cellules/mL	Non Détectée	1131 cellules/mL	0,74 µg/L de MC-YR intracellulaire
Rochechouart	06/08/08	221 760 cellules/mL	6 µg/L de MC-LR (intra et extracellulaire)	532 cellules/mL	0,06 µg/L de MC-LR (intra et extracellulaire)

Au vu des résultats, il est légitime de s'interroger sur la validité de la méthode utilisée pour le dosage des cyanotoxines. En effet, pour les analyses réalisées par la laboratoire de Tulle en 2007, il paraît tout à fait incohérent d'observer des cyanotoxines en sortie de station de potabilisation alors qu'en entrée les résultats demeurent négatifs bien que les concentrations cyanobactériennes soient nettement plus importantes. Deux hypothèses peuvent expliquer cette incohérence :

- L'eau brute en entrée de station contient des éléments capables d'inhiber l'action des anticorps du test ELISA, induisant alors des faux négatifs.
- Une erreur d'étiquetage des échantillons d'eau, avec une inversion des termes « eau brute » et « eau traitée », a entraîné une mauvaise interprétation des résultats : les analyses « eau traitée », où il y a eu détection de cyanotoxines, étant en réalité les analyses « eau brute ».

Cette dernière hypothèse semble néanmoins moins plausible que la première. Une critique sur les différentes méthodologies de détection et de dosage des cyanotoxines est exposée en ANNEXE 10.

A partir de 2011, les communes de Saint Junien et de Rochechouart ne devraient plus être confrontées à des contaminations cyanobactériennes. En effet, du fait de l'insuffisance de débit des cours d'eau de la Glane et de la Gorre et de la détérioration de leur qualité, des travaux ont été entrepris en 2009 afin de raccorder ces communes à la station de potabilisation de Limoges pour la fin de l'année 2010.

2.3 Propositions de stratégies de surveillance et de gestion du risque cyanobactéries et cyanotoxines pour les EDCH

2.3.1 Stratégie de surveillance du risque

Afin d'établir une stratégie de surveillance et d'adapter aux mieux les actions de la DDASS, il est primordial d'estimer le niveau d'exposition au risque cyanobactéries/cyanotoxines en fonction du dénombrement et du genre cyanobactérien. Le tableau 17 dresse une liste non exhaustive des genres de cyanobactéries pouvant produire des cyanotoxines.

Etant donné le manque de données toxicologiques, ces genres cyanobactériens ne peuvent être hiérarchisés en fonction du type de cyanotoxines produites et de la dangerosité de celles-ci. Ainsi, seul un classement prenant en compte le nombre de

toxines secrétés peut être envisagé afin de séparer les genres cyanobactériens dans trois groupes de dangerosité différente :

- les genres non producteurs de cyanotoxines
- les genres producteurs d'un type de cyanotoxines
- les genres producteurs de plusieurs types de cyanotoxines

Ainsi plus un genre peut produire plusieurs toxines, plus le niveau d'exposition au risque cyanobactéries/cyanotoxines est accru lorsque ce genre est identifié dans les dénombrements cellulaires.

Tableau 17 : Liste non exhaustive des genres de cyanobactéries potentiellement producteurs de cyanotoxines

Genre cyanobactérien	Microcystines	Nodularines	Cylindrospermopsine	Saxitoxines	Anatoxines	Dermatoxines
Anabaena	X			X	X	
Anabaenopsis	X					
Aphanizomenon			X	X	X	
Coelosphaerium	X	X	X			
Cylindrospermopsis			X	X		
Cylindrospermum					X	
Hapalosiphon	X					
Lyngbya				X		X
Microcystis	X				X	
Nodularia		X				
Nostoc	X					
Oscillatoria	X				X	
Phormidium					X	
Planktothrix	X				X	
Pseudanabaena	X	X				
Raphidiopsis			X			
Schizothrix				X		X
Symploca						X
Trichodesmium				X	X	
Umezakia			X			
Woronichinia					X	

Pour ce qui est du dénombrement cellulaire, la littérature indique qu'une prolifération de 100 000 cell/mL de *Microcystis aeruginosa* ou de *Planktothrix agardhii* peut conduire à une concentration en microcystines respectivement de 20 et 40 µg/L (*Chorus et Bartman 1999*).

Ainsi en considérant qu'une cellule de cyanobactérie peut produire 0,2 à 0,4 pg de cyanotoxine, la concentration en cyanotoxines (intra et extracellulaire) peut être modélisée de la façon suivante :

Tableau 18 : Modélisation de la concentration en cyanotoxines en fonction du dénombrement de cyanobactéries productrices de toxines

Dénombrement cyanobactérien	Concentration en cyanotoxines (µg/L)
200 cell/mL	0,04 - 0,08
2000 cell/mL	0,4 - 0,8
20 000 cell/mL	4 - 8
100 000 cell/mL	20 - 40

D'après ce tableau il est important de constater que :

- Même à de faibles concentrations en cyanobactéries, le risque cyanotoxines existe.
- La limite de qualité eau potable de 1µg/L de microcystines peut être dépassée dès que les concentrations en cyanobactéries se révèlent être supérieures à 2 000 cellules/mL. Ainsi une attention particulière doit être portée dès qu'a lieu un dépassement des 2 000 cellules/mL en sortie de station de potabilisation.

Suivant le dénombrement cyanobactériens et les genres identifiés, cinq niveaux d'exposition au risque cyanobactéries/cyanotoxines peuvent être envisagés (Tableau 19).

Tableau 19 : Niveau d'exposition au risque cyanobactéries/cyanotoxines en fonction du dénombrement et des genres identifiés

Dénombrement des cyanobactéries	Genres cyanobactériens	Genres non producteurs de cyanotoxines	Genres producteurs d'un type de toxines	Genres producteurs de plusieurs types toxines
			Anabaenopsis, Cyndrospermum, Hapalosiphon, Nodularia, Phormidium, Raphidiopsis, Symploca, Umezakia, Woronichinia	Anabaena, Aphanizomenon, Coelosphaerium, Cyndrospermopsis, Lyngbya, Microcystis, Nostoc, Oscillatoria, Planktothrix, Pseudanabaena, Schizothrix, Trichodesmium
> 100 000 cell/mL		2	4	4
2 000 - 100 000 cell/mL		2	3	4
200 - 2 000 cell/mL		1	2	3
0 - 200 cell/mL		0	1	2

En fonction du niveau d'exposition au risque, une stratégie de surveillance peut être définie de la manière suivante :

Tableau 20 : Stratégie de surveillance suivant les niveaux d'exposition au risque

Niveau d'exposition au risque	Contrôle sanitaire (eau brute et eau de sortie)	Dénombrement et identification des cyanobactéries sur l'eau brute et l'eau traitée	Analyses des cyanotoxines sur l'eau brute et l'eau traitée
4	Renforcé (COT, turbidité, phosphore total, azote total)	Trihebdomadaire	Hebdomadaire
3	Renforcé (COT, turbidité)	Bihebdomadaire	Bimensuelle
2	Renforcé (COT + Turbidité)	Hebdomadaire	Mensuelle
1	Normal	Mensuelle	-
0	Normal	Fonction de l'historique de contamination	-

Ainsi dès que le niveau 2 d'exposition est déclenché, un renforcement du contrôle sanitaire doit être réalisé notamment par des analyses de COT et de turbidité en entrée et sortie de station afin de détecter tout dysfonctionnement au niveau de la clarification. Une analyse du phosphore total et de l'azote total peut être effectuée au niveau 4 en entrée de station, afin d'évaluer le phénomène d'eutrophisation et d'estimer l'abondance des cyanobactéries.

Pour ce qui est du dénombrement cellulaire, les fréquences choisies suivant les différents niveaux d'exposition permettent un meilleur suivi du phénomène de contamination tout au long de l'année et ainsi une meilleure réaction de la part des DDASS face à des situations de fortes contaminations.

Enfin les mesures de cyanotoxines se réalisent à des fréquences plus longues que les dénombrements cellulaires du fait du coût plus élevé de l'analyse et des délais d'obtention des résultats plus ou moins longs suivant les laboratoires.

2.3.2 Stratégie de gestion du risque

En fonction des résultats de cette surveillance analytique, les mesures indiquées dans le Tableau 21 peuvent être mises en place. Ces mesures sont employées par la DDASS de Haute-Vienne.

Tableau 21 : Mesures préconisées suivant les résultats de la surveillance

Niveau d'exposition au risque et résultats de la surveillance analytique	Renforcement de la filière de traitement	Information de la population et restriction de la consommation
Niveau 1 ou 2 avec absence de cyanobactéries et de cyanotoxines en sortie de station	Non	Non
Niveau 2, 3 ou 4 avec la présence de cyanotoxines en entrée mais pas en sortie	Oui	Non
Niveau 2, 3 ou 4 avec la présence de cyanobactéries en sortie de station, mais pas de cyanotoxines	Oui	Information de la population Restriction de la consommation pour les personnes sensibles
Niveau 2, 3 ou 4 avec la présence de cyanotoxines en sortie de station	Oui	Information de la population Restriction de la consommation pour l'ensemble de la population
Niveau 2, 3 ou 4 avec la présence de cyanotoxines en sortie de station à des concentrations supérieures à la limite de qualité	Oui	Information de la population Interruption de la production d'eau

Une information du public doit se faire dès qu'il y a observation de cyanobactéries et ou de cyanotoxines dans l'eau traitée. De plus ces résultats sont révélateurs d'une mauvaise efficacité de la filière de traitement pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines. Ainsi un renforcement doit être effectué au sein de la chaîne de traitement, ceci doit notamment passer par une optimisation de la clarification, de l'affinage et/ou de la désinfection.

Un renforcement doit également être réalisé dès qu'il y a détection de cyanotoxines en entrée de station : un ajout de charbon actif en poudre lors de la coagulation-floculation peut être un traitement intéressant face à une telle situation.

Suite à l'étude bibliographique du comportement et de l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines dans une filière de traitement de potabilisation, un arbre décisionnel a été élaboré (Figure 7). Celui-ci peut être un document d'aide à la gestion au niveau du renforcement des filières de traitement en cas de contamination cyanobactérienne.

Lors de l'épisode de contamination de 2009 à Rochechouart, ce document a été utilisé afin de détecter tout dysfonctionnement sur la station de potabilisation, de le corriger et/ou de mettre en place un traitement combiné. Lors de cet épisode, de fortes concentrations en cyanobactéries étaient observées en sortie de station. Une enquête sur site a permis de pointer un dysfonctionnement au niveau de la clarification. Des Jar-tests ont alors été effectués par le BIOCRITT Limousin afin de rechercher les conditions optimales de coagulation-floculation et de les comparer à celles habituellement mises en place sur le site. Les conclusions de ces analyses ont été les suivantes :

- La dose de coagulant utilisée habituellement sur site était bien inférieure à la dose optimale du Jar-test.
- Le pH sur site n'était jamais régulé lors de la coagulation-floculation, ce qui provoquait une mauvaise formation des floes.
- De plus la station de potabilisation est gérée par des techniciens non spécialisés dans le traitement de l'eau.

Le BIOCRITT Limousin a donc organisé une journée de formation à la clarification pour chaque technicien en y inculquant les principes de base tels la coagulation-floculation et le jar-test, et l'application de ce dernier.

L'enquête sur site a également révélée que la station de potabilisation n'était pas à même de pouvoir éliminer efficacement les cyanotoxines :

- L'ajout de charbon actif en poudre à l'étape de coagulation-floculation s'avère efficace seulement sur les cyanotoxines extracellulaires
- La désinfection par le chlore ne permet pas d'oxyder tous les types de cyanotoxines, et les doses utilisées sont trop faibles pour assurer une bonne élimination des toxines

La filière de traitement ne disposant pas d'étape d'affinage, il a été préconisé que soit installée un lit de charbon actif en grains après la filtration sur sable afin d'éliminer les cyanotoxines.

Au final, la contamination cyanobactérienne a pu être maîtrisée par le renforcement de la filière de traitement. Cependant la restriction de la consommation d'eau pour les personnes sensibles a été maintenue pendant quasiment trois semaines en raison de la maîtrise d'œuvre engendrée par l'installation du lit de charbon actif en grains.

Ainsi moins la station de potabilisation dispose d'étapes de traitements adéquats pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines, plus le délai d'obtention d'une situation maîtrisée est long et plus la restriction de consommation d'eau demeure.

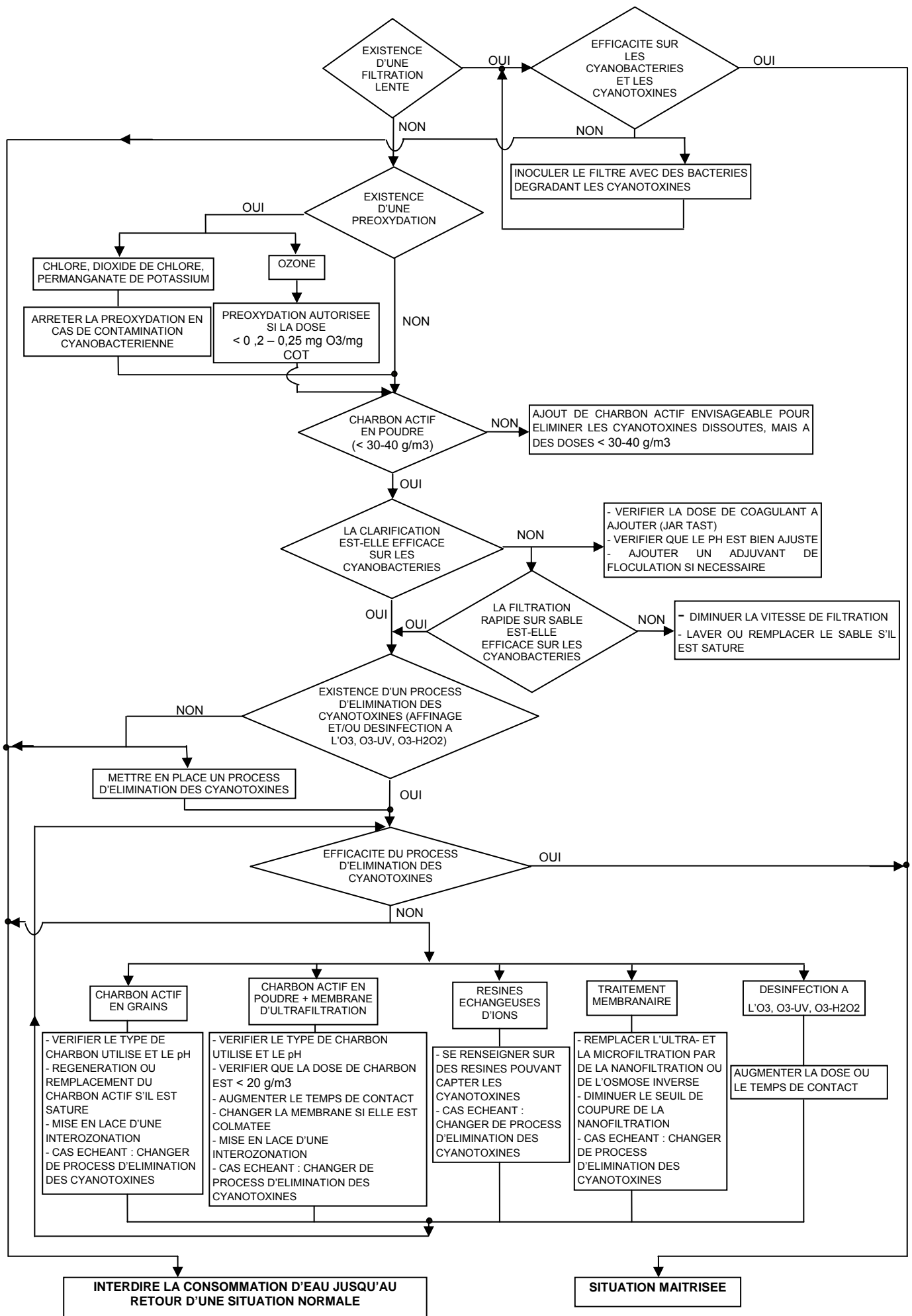


Figure 7 : Arbre de décision pour la gestion d'une contamination cyanobactérienne dans une filière de potabilisation

Conclusion

La présence de cyanobactéries a été constatée, depuis plusieurs années, sur de nombreux cours et plans d'eau de la région Haute-Vienne.

Concernant les eaux de baignade, la situation est préoccupante et plusieurs sites ont été contraints de fermer de façon temporaire ou définitive depuis l'été 2003.

Le classement national de la qualité des eaux de baignades, qui ne prend en compte sur le plan bactériologique que les germes de contamination fécale, donne une image déformée de l'état sanitaire des eaux de baignade. Ainsi pour un même site de baignade des contradictions peuvent être rencontrées entre les résultats de la qualité des eaux autorisant la baignade et ceux de la contamination cyanobactérienne l'interdisant.

Le dispositif de surveillance proposé par le CSHPF présente également des défaillances, notamment en ce qui concerne le dispositif de niveau 0 qui est l'élément déclencheur du suivi analytique des cyanobactéries sur les sites de baignade. En effet ce dispositif, basé essentiellement sur l'observation visuelle sur site, présente une forte criticité due à la difficulté de l'observation et à l'expérience de l'observateur. De plus il est important de noter qu'une contamination cyanobactérienne n'est pas forcément un phénomène visible et donc détectable. L'introduction d'un dénombrement mensuel des cyanobactéries dans le dispositif de niveau 0 serait à recommander afin de diminuer cette criticité et d'obtenir une meilleure représentation du phénomène de contamination sur l'ensemble d'une saison de baignade.

Pour ce qui est des eaux destinées à la consommation humaine, depuis 2007, deux collectivités de Haute-Vienne ont vu leur système de production d'eau potable exposé au risque cyanobactéries.

L'absence de réglementation nationale spécifique au suivi et à la gestion du risque cyanobactéries et cyanotoxines dans les EDCH a conduit les DDASS à élaborer leur propres stratégies en se basant sur leur expérience acquise lors de situations de crise, les éléments de connaissance de la bibliographie et les avis sanitaires de l'AFSSA et du DESUS. De ce fait les stratégies d'action peuvent être divergentes suivant les départements.

Afin d'établir une stratégie de surveillance et d'adapter aux mieux les actions de la DDASS, il est primordial d'estimer le niveau d'exposition au risque cyanobactéries/cyanotoxines en fonction du dénombrement et du genre cyanobactérien. En effet certains genres ayant la particularité de sécréter plusieurs toxines, le niveau d'exposition au risque cyanobactéries/cyanotoxines est alors accru lorsque ces genres sont identifiés dans les dénombrements cellulaires.

La gestion des épisodes de contamination doit passer par une information du public et par un renforcement de la filière de traitement d'eau potable en cas de détection de cyanobactéries et/ou de cyanotoxines dans l'eau traitée. Un arbre de décision a ainsi été élaboré grâce à l'étude bibliographique concernant le comportement et l'élimination des cyanobactéries et cyanotoxines dans une filière de traitement de potabilisation. Celui-ci peut être un document d'aide à la gestion au niveau du renforcement des filières de traitement en cas de contamination cyanobactérienne.

Bibliographie

Acero J.L., Rodriguez E. et Meriluoto J., 2005. Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins. *Water Research*. Volume 39, Pages 1628–1638

AFSSA et AFSSET, 2006. Rapport commun : “Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l’eau”

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d’analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique

Astrachan N.B., Archer B.G. et Hilbelink D.R., 1980. Evaluation of the subacute toxicity and teratogenicity of anatoxin-a. *Toxicon*. Volume 18 n°5-6, Pages 684-688

Bernazeau F., Baudin I., Pieronne P., Bruchet A. et Anselme C., 1995. Traitement des problèmes de toxines générées par les algues. *TSM*. Volume 10, Pages 747-748

Bernhardt H., 1984. Treatment disturbances with water out of eutrophic reservoirs as consequences of extensive algal development. *Water Supply (SS)*. Pages 4-7

Bernhardt H. et Clasen J., 1991 . Flocculation of micro-organisms. *Journal Water SRT Aqua*. Volume 40, n°22, Pages 76-87

Bonnélye V., Baudin I., Bernazeau F., Gislette P. et Mouchet P., 1995. Élimination des algues planctoniques : efficacité des filières de traitement. *TSM*. Volume 10, Pages 721-727

Bourne D.G., Blakeley R.L., Riddles P. et Jones G.J., 2005. Biodegradation of the cyanobacterial toxin microcystin LR in natural water and biologically active slow sand filters . *Water Research*. Volume 40, n°6, Pages 1294-1302

Briand J.F., Jacquet S., Flinois C., Avois-Jacquet C., Maisonnette C., Leberre B. et Humbert J.F., 2005. Variations in the microcystin production of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) assessed from a four-year survey of Lac du Bourget (France) and from laboratory experiments. *Microbial Ecology*. Volume 50, n°3, Pages 418-428

Carlile P.R., 1994. Further studies to investigate microcystin-LR and anatoxin-a removal from water. Report FR0458, Foundation for Water Research, Marlow, Buckinghamshire. 44 pages

Chevalier M.R., Brodard E. et Mevelec P., 1995. Influence d'un « bloom algal » sur les performances de l'ultrafiltration. TSM . Volume 10, Pages 728-731

Chiswell R.K., Shaw G.R., Eaglesham G., Smith M.J., Norris R.L., Seawright A.A. et Moore M.R., 1999. Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: Effect of pH, temperature and sunlight on decomposition. Environmental Toxicology. Volume 14, n°1, Pages 155-161

Chorus I. et Bartram J., 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London & New York, Spon, E. & F.N.. 416 Pages

Chow C.W.K., House J., Velzeboer R.M.A., Drikas M., Burch M.D., et Steffensen D.A., 1997. The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells. Journal Water SRT Aqua. Volume 46, Pages 324-334

Chow C.W.K., Panglisch S., Mole J., Drikas M., Burch M.D. et Gimbel R., 1997. A study of membrane filtration for removal of cyanobacterial cells. AQUA

Circulaire DGS / SD7a n° 2003-270 du 4 juin 2003 relative aux modalités d'évaluation et de gestion des risques sanitaires face à des situations de prolifération de micro-algues (cyanobactéries) dans des eaux de zones de baignades et de loisirs nautiques

Circulaire n° DGS/SD7A/2004/364 du 28 juillet 2004 relative aux modalités d'évaluation et de gestion des risques sanitaires face à des situations de prolifération de micro-algues (cyanobactéries) dans des eaux de zones de baignades et de loisirs

Circulaire n°DGS/SD7A/2005/304 du 5 juillet 2005 relative aux modalités d'évaluation et de gestion des risques sanitaires face à des situations de prolifération de micro-algues (cyanobactéries) dans des eaux de zones de baignades et de loisirs nautiques

Circulaire du 10 avril 2007 relative à la campagne de mesures des cyanobactéries et cyanotoxines dans les eaux destinées à la consommation humaine

Codd D.G.A., Lindsay A., Young F.M. , Morrison L.F. et Metcalf J.S., 2005. Harmful cyanobacteria: from mass mortalities to management measures. In Harmful cyanobacteria. Huisman J., Matthijs H.C.P. & Visser P.M. (eds). Dordrecht, The Netherlands, Springer, Pages 1-24

Codd D.G.A., Metcalf J.S. et Beattie K.A., 1999. Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. *Toxicon*. Volume 37, n°8, Pages 1181-1185

Croll B. et Hart J., 1996. Algal toxins and customers. Paper presented at the UKWIRAWWARF Technology Transfer Conference, Philadelphia

Donati C., Drikas M., Hayes R. et Newcombe G., 1994. Microcystin-LR adsorption by powdered activated carbon. *Water Research*. Volume 28, Pages 1735-1742

Drikas M., Chow C.W.K., House J. et Burch M., 1997. A pilot study of the removal of intact cyanobacterial cells. *Journal American Water Works Association*

Duy T.N., Lam P.K.S., Shaw G.R. et Connell D.W., 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Volume 163, Pages 113-185

Ernst B., Dietz L., Hoeger S.J. et Dietrich D.R., 2005. Recovery of MC-LR in Fish Liver Tissue. *Environmental Toxicology*. Volume 20, n°4, Pages 449-458

Falconer I., Runnegar M., Buckley T., Huynh V. et Bradshaw P., 1989. Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms. *Journal American Water Works Association*. Volume 81, Pages 102-105

FAO/IOC/WHO, 2004. Report of the FAO/IOC/WHO ad hoc expert consultation on biotoxins in bivalve mollusks

Fawell J.K., James C.P. et James H.A., 1994. Toxins from blue-green algae: Toxicological assessment of Microcystin-LR and a method for its determination in water. *Water Research Centre, Medmenham, UK*. Pages 1-46

Fawell J.K., Mitchell R.E., Everett D.J. et Hill R.E., 1999a. The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: microcystin-LR. *Human Experimental Toxicology Journal*. Volume 18, n°3, Pages 162-167

Fawell J.K., Mitchell R.E., Hill R.E. et Everett D.J., 1999b. The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: anatoxin-a. *Human Experimental Toxicology Journal*. Volume 18, n°3, Pages 168-173

Fujiki H., Suganuma M., Suguri H., Yoshizawa S., Takagi K., Nakayasu M., Ojika M., Yamada K., Yasumoto T., Moore R.E. et Sugimura T., 1990. New tumor promoters from marine natural products. In *Marine Toxins: origin, structure and molecular pharmacology*.

Hall S. and Strichartz G. (eds). Washington D.C., American Chemical Society. Pages 232-240

Geering F., 1999. Ozone applications : the state-of-the-art in Switzerland. *Ozone: Science and Engineering*. Volume 21, n°2, Pages 187-200

Gregory R. et Zabel, T.F. 1990. Sedimentation and flotation. In: F. W. Pontius [Ed.]. *Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies*. 4th edition. American Water Works Association, McGraw Hill, Inc., New York, Pages 443-445

Haider S., Naithani V., Viswanathan P.N. et Kakkar P., 2003. Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere*. Volume 52, Pages 1–21

Hall T., Hart J., Croll B. et Gregory R., 2000. Laboratory-scale investigations of algal toxin removal by water treatment. *Institution of Water and Environmental Management*. Volume 14, n°2, Pages 143-149

Hart J. et Stott P., 1993. Microcystin-LR Removal from Water. Report FR 0367, Foundation for Water Research, Marlow, UK

Hart J., Fawell J.K. et Croll B., 1997. The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment. Special subject N°18, SS18-1-6, IWSA World Congress, Blackwell Science, Oxford

Hengfeng M. et Wenyi T., 2008. The mechanisms of ozonation on cyanobacteria and its toxins removal. *Separation and Purification Technology*. Volume 66, n°1, 7 Avril 2009, Pages 187-193

Himberg K., Keijola A.M., Hiisvirta L., Pyysalo H. et Sivonen K., 1989. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria : A laboratory study. *Water Research*. Volume 23, Pages 979-984

Hitzfeld B.C., Höger S.J. et Dietrich D.R., 2000. Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment and human risk assessment. *Environmental Health Perspectives*. Volume 108, n°1, Pages 113-122

Ho L., Onstad G., Von Gunten U., Rinck-Pfeiffer S., Craig K. et Newcombe G., 2006. Differences in the chlorine reactivity of four microcystin analogues. *Water Research*. Volume 40, n° 6, Mars 2006, Pages 1200-1209

Hoehn R.C., Barnes D.B., Thompson B.C., Randall C.W., Grizzard T.J. et Shaffer R.B., 1980. Algae as sources of trihalomethane precursors. *Journal American Water Works Association*. Volume 72, n°6, Pages 344-350

Humpage A.R. et Falconer I.R., 2003. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male swiss albino mice : determination of no adversed effect level for deriving a drinking water guideline value. *Environmental Toxicology*. Volume 18, n°2, Pages 94-103

Izaguirre G., 1992. A copper tolerant Phormidium species from Lake Matthews, California, that produces 2-methylisoborneol and geosmin. *Water Science and Technology*. Volume 25, Pages 217-223

James H. et Fawell J.K., 1991. Detection and Removal of Cyanobacterial Toxins from Freshwaters. Report n° FR0211 Foundation for Water Research, Marlow, UK

Janssens J.G., Mus I. et Delire C., 1989. Practice of rapid filtration. *Water Supply 7 (SS11)*. Pages 1-23

Jones G.J. et Orr P.T., 1994. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research*. Volume 28, n°4, Pages 871-876

Jones G.J., Bourne D.J., Blakely R.L. et Doelle H., 1994. Degradation of cyanobacterial hepatotoxin microcystin by aquatic bacteria. *Journal of Natural Toxins*. Volume 2, Pages 228-235

Kameyama K., Sugiura N., Isoda H. et Maekawa T., 2002. Effect of nitrate and phosphate concentration on production of microcystins by *Microcystis viridis* NIES-102. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*. Volume 5, Pages 443-449

Kaya K. et Watanabe M.M., 1990. Microcystin composition of an axenic clonal strain of *Microcystis viridis* and *Microcystis viridis*-containing waterblooms in Japanese freshwaters. *Journal of Applied Phycology* . Volume 2, Pages 173-178

Keijola A.M., Himberg K., Esala A.L., Sivonen K. et Hiisvirta L., 1988. Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes : laboratory and pilot-scale experiments. *Toxicity Assessment*. Volume 3, n°5, Pages 643-656

Kiviranta J., Saario E., Sivonen K. et Niemelä S.I., 1990. Mouse oral toxicity of the cyanobacterium *Nodularia spumigena*, and inhibition of hepatotoxicity by hydrocortisone. *Acta Pharmaceutica Fennica*. Volume 99, Pages 69-76

Knappe D.R.U., Briley D.S. et Rastogi N., 1998. Strategies for algae removal in conventional treatment. *Proceedings of the 1998 American Water Works Association Annual Conference*. Dallas. 21-25 juin

Lai C.C., Yeh T.C., Tseng C.J., Chen H.W. et Wang G.S., 2002. Conventional versus advanced treatment for eutrophic. *Journal American Water Works Association*. Volume 94, n°12, Pages 96-108

Lakshmana Rao P. et Bhattacharya R., 1996. The cyanobacterial toxin microcystin-LR induced DNA damage in mouse liver in vivo. *Toxicology*. Volume 114, Pages 29-36

Lambert T.W., Holmes C.F.B. et Hrudehy S.E., 1996. Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full-scale. *Water Treatment*. Volume 30, Pages 1411-1422

Lepistö L., Lahti K., Niemi J. et Färdig M., 1994. Removal of cyanobacteria and other phytoplankton in four Finnish waterworks. *Arch. Hydrobiol. Algological Studies*, Volume 75, Pages 167-181

Leuschner C., 1984. Auswirkungen der Phosphateliminierungsanlage Beelitzhof auf die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Phytoplanktonpopulation im Wannseewasser bei der Überleitung in den Schlachtensee. *Federal Environmental Agency*. 62 pages

Maatouk I., Bouaïcha N., Plessis M.J. et Périn F., 2004. Detection by ³²P-postlabelling of 8-oxo-7,8-dihydro-2'-deoxyguanosine in DNA as biomarker of microcystin-LR- and nodularin-induced DNA damage in vitro in primary cultured rat hepatocytes and in vivo in rat liver. *Mutation Research-Genetic Toxicology and Environmental*. Volume 564, n°1, Pages 9-20

Magnuson J.D., Robertson D.M., Benson B.J., Wynne R.H., Livingstone D.M., Arai T., Assel R.A., Barry R.G., Card V., Kuusisto E., Granin N.G., Prowse T.D., Stewart K.M. et Vuglinski V.S., 2000. Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere. *Science*. Volume 289, Pages 1743-1746

Markham L., Porter M. et Schofield T., 1997. Algal and zooplankton removal by dissolved air flotation at Severn Trent Ltd. surface water treatment works. In: *Dissolved Air Flotation*.

Proceedings of an International Conference, Chartered Institution of Water and Environmental Management, London

Mouchet P. et Bonnélye V., 1998. Solving algae problems : French expertise and world-wide applications. Journal Water SRT - Aqua Volume 47, n 3, Pages 125-141.

Neumann U. et Weckesser J., 1998. Elimination of microcystin peptide toxins from water by reverse osmosis. Environmental Toxicology and Water Quality. Volume 13, n 2, Pages 143-148

Newcombe, Workhop Vivendi Water, 2002. Algae and their related toxins, Maisons Laffite (ed), France

Nicholson B.C., Rositano J. et Burch M.D., 1994. Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine. Water Research. Volume 28, n 6, Pages 1297-1303

OMS, 2003. Algae and cyanobacteria in fresh water. In Guidelines for safe recreational water environments. Geneva, World Health Organization. Pages 136-158

Pendleton P., Schumann R. et Wong S.H., 2001. Microcystin-LR Adsorption by Activated Carbon. Journal of Colloid and Interface Science. Volume 240, Pages 1-8

Pilotto L.S., Douglas R.M., Burch M.D., Cameron S., Beers M., Rouch G.J., Robinson P., Kirk M., Cowie C.T., Hardiman S., Moore C. et Attewell R.G., 1997. Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (blue-green) during recreational water related activities. Australian and New Zealand Journal of Public Health. Volume 21, n 6, Pages 562-566

Prados M. et Belotte D., 2002. Impact de la présence d'algues sur les filières de production d'eau potable :  tude de la Générale des eaux. Agence de l'Eau Seine Normandie. Pages 1-26

Qiao R.P., Li N., Qi X.H., Wang Q.S. et Zhuang Y.Y., 2005. Degradation of microcystin-RR by UV radiation in the presence of hydrogen peroxide. Toxicon. Volume 45, n 6, Pages 745-752

Rashash D.M.C., 1996. Identification and control of odorous algal metabolites. Journal American Water Works Association. Volume 89, n 4, Pages 131-141

Robillot C. et Hennion M.C., 2001. Les principales classes de cyanotoxines et leur détermination. Toxines d'algues dans l'alimentation. IFREMER (ed). Plouzané, IFREMER-AFSSA. Pages 39-85

Rodriguez E., Onstad G.D., Kull T.P.J., Metcalf J.S., Acero J.L. et Von Gunten U. 2007b. Oxidative elimination of cyanotoxins: Comparison of ozone, chlorine, chlorine dioxide and permanganate. *Water Research*. Volume 41, n°15, Août 2007, Pages 3381-3393

Rodriguez E., Sordo A., Metcalf J.S. et Acero J.L., 2007a . Kinetics of the oxidation of cylindrospermopsin and anatoxin-a with chlorine, monochloramine and permanganate. *Water Research*. Volume 41, n°9, Mai 2007, Pages 2048-2056

Rositano J. et Nicholson B., 1994. *Water Treatment Techniques for Removal of Cyanobacterial Toxins from Water*. Australian Centre for Water Quality Research. Salisbury, South Australia, 55 pages

Rositano J., 1998. Characterisation and determination of PSP toxins in neurotoxic cyanobacteria and methods for their removal from water. Urban water Research Association of Australia

Schmidt W., Hamsch B. et Petzoldt H., 1998. Classification of algogenic organic matter concerning its contribution to the bacterial regrowth potential and by-products formation. *Water Science and Technology*. Volume 37, n°2, Pages 91-96

Seawright A.A., Nolan C.C., Shaw G.R., Chiswell R.K., Norris R.L., Moore M.R. et Smith M.J., 1999. The oral toxicity for mice of the tropical cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska). *Environmental Toxicology*. Volume 14, Pages 135-142

Senogles P.J., Shaw G., Smith M., Norris R., Chiswell R., Mueller J., Sadler R. et Eaglesham G., 1999. Degradation of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin, from *Cylindrospermopsis raciborskii*, by chlorination. *Toxicon*. Volume 38, n° 9, Septembre 2000, Pages 1203-1213

Shaw G., Seawright A.A., Moore M.R. et Lam P.K.S., 2000. Cylindrospermopsin, a cyanobacterial alkaloid : evaluation of its toxicologic activity. *Therapeutic Drug Monitoring*. Volume 22, n°1, Pages 89-92

Sherman P., Tully I. et Gibson H., 1995. Removal of cyanobacterial cells and toxins from drinking water with biologically active filters. Proceedings of the Australian Water and Wastewater Association 16th Federal Convention, Sydney

Sivonen K. et Jones G., 1999. Cyanobacterial toxins. In Toxic Cyanobacteria in Water : a guide to their public health consequences, monitoring and management. Chorus I. and Bartram J. (eds). London and New-York, Spon, E. And F.N., Pages 41-111

Song L., Tomoharu S., Watanabe M., Liu Y. et Kaya K., 1998. Microcystin production of *Microcystis viridis* (cyanobacteria) under different culture conditions. Phycological Research. Volume 46, Pages 19-23

Steffensen D. et Nicholson B., 1994. Toxic Cyanobacteria -Current Status of Research and Management. Proceedings of an International Workshop, Adelaide,

Australia, American Water Works Association Research Foundation, Australian Centre for Water Quality Research, Centre for Water Research, Belgium, 172 pages

Tsuji K., Watanuki T., Kondo F., Watanabe M., Suzuki S., Nakazawa H., Suzuki M., Uchida H. et Harada K.I., 1995. Stability of microcystins from cyanobacteria II. Effect of UV light on decomposition and isomerization. Toxicon. Volume 33, n°12, Pages 1619-1631

Velzeboer R., Drikas M., Donati C., Burch M. et Steffensen D., 1995. The removal of cyanobacterial cells by alum flocculation. Proceedings of the Australian Water and Wastewater Association 16th Federal Convention, Sydney

Wardlaw V., Perry R. et Graham N., 1991. The role of algae as trihalomethane precursors. Journal Water SRT. Aqua volume 40, n°6, Pages 335-345

Watanabe M.F., Harada K.I., Matsuura K., Watanabe M. et Suzuki M., 1989. Heptapeptide toxin production during the batch culture of two *Microcystis* species. Journal of Applied Phycology . Volume 1, Pages 161-165

Weyhenmeyer G.A., 2001. Warmer winters: Are planktonic algal populations in Sweden's largest lakes affected ? *Ambio*. Volume 30, Pages 565-571

Yoshida T., Makita Y., Nagata S., Tsutsumi T., Yoshida F., Sekijima M., Tamura S. et Ueno Y., 1997. Acute oral toxicity of microcystin-LR, a cyanobacterial hepatotoxin, in mice. *Journal of Natural Toxins*. Volume 5, n°3, Pages 91-95

Liste des tableaux

Tableau 1 : Classement des cyanotoxines (structure moléculaire, mode d'action).....	5
Tableau 2 : Valeurs toxicologiques par voie orale des différentes cyanotoxines	8
Tableau 3 : Effets indésirables des proliférations de cyanobactéries	9
Tableau 4 : Valeurs guides proposées par l'OMS	11
Tableau 5 : Efficacité des prétraitements physiques et de l'aération sur les cyanobactéries et les cyanotoxines.....	16
Tableau 6 : Critères de classement de la qualité des eaux de baignade en France.....	29
Tableau 7 : Classements des baignades en Haute-Vienne durant la période 2003-2008 (classement bactériologique et classement de contamination cyanobactérienne)	30
Tableau 8 : Climatologie à Limoges pendant les mois de juin, juillet et août pour la période 2003-2008	31
Tableau 9 : Qualité des eaux de baignade sur le plan bactériologique et contamination cyanobactérienne (période de 2003 à 2008).....	32
Tableau 10 : Contradictions possibles entre les résultats des classements bactériologiques et de contamination cyanobactérienne	33
Tableau 11 : Tableau croisé des SCORES	34
Tableau 12 : Critères et cotation des indices de criticité	35
Tableau 13 : Nombre de dénombrements cyanobactériens effectués pour les eaux de baignade faiblement contaminées.....	38
Tableau 14: Episodes de contamination en Haute-Vienne	43
Tableau 15 : Genres ou espèces de cyanobactéries identifiées à Saint Junien et Rochechouart durant la période 2007-2009.....	44
Tableau 16 : Quantifications des cyanotoxines détectées au niveau des stations de potabilisation	44
Tableau 17 : Liste non exhaustive des genres de cyanobactéries potentiellement producteurs de cyanotoxines	46
Tableau 18 : Modélisation de la concentration en cyanotoxines en fonction du dénombrement de cyanobactéries productrices de toxines	46
Tableau 19 : Niveau d'exposition au risque cyanobactéries/cyanotoxines en fonction du dénombrement et des genres identifiés	47
Tableau 20 : Stratégie de surveillance suivant les niveaux d'exposition au risque	47
Tableau 21 : Mesures préconisées suivant les résultats de la surveillance.....	48

Liste des figures

Figure 1 : Genre Merismopedia, forme unicellulaire en colonies	1
Figure 2 : Genre Anabaena, cellule filamenteuse organisée en trichomes	1
Figure 3 : Genre Lyngbya, cellule filamenteuse présentant une gaine.....	1
Figure 4 : Schéma décisionnel du programme de surveillance des zones de baignade et de loisirs nautiques (avis du 6 mai 2003 du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France)	1
Figure 5 : Flottateur Purostar.....	20
Figure 6 : Contrôles effectués par la DDASS au niveau des EDCH.....	1
Figure 7 : Arbre de décision pour la gestion d'une contamination cyanobactérienne dans une filière de potabilisation	1

Liste des annexes

ANNEXE 1 : Elaboration de la valeur guide eau potable proposée par l'OMS	I
ANNEXE 2 : Efficacité des traitements de potabilisation pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines	II
ANNEXE 3 : Présentation de la zone d'étude.....	IV
ANNEXE 4 : SCORES de la qualité des eaux de baignade et de la contamination en cyanobactéries	VI
ANNEXE 5 : Analyse critique (de type AMDEC) du dispositif de suivi de la contamination cyanobactérienne dans les eaux récréatives	VIII
ANNEXE 6 : Analyse critique (de type AMDEC) du contrôle national de la qualité des eaux de baignade	XI
ANNEXE 7 : Exemples de suivis de la contamination en cyanobactéries en 2004 ..	XII
ANNEXE 8 : Historique des contaminations en cyanobactéries dans les eaux destinées à la consommation humaine	XIII
ANNEXE 9 : Extrait de la circulaire du 10 avril 2007 relative à la campagne de mesures des cyanobactéries et cyanotoxines dans les eaux destinées à la consommation humaine	XVI
ANNEXE 10 : Les méthodes d'analyse des cyanotoxines.....	XVII

ANNEXE 1 : Elaboration de la valeur guide eau potable proposée par l'OMS

La valeur guide de 1 µg/L a été retenue par l'OMS en se basant sur une étude de treize semaines chez la souris par voie orale (*Fawell et al. 1994*). Dans cette étude, un NOAEL de 40 µg/kg/j a été évalué sur la base de troubles hépatiques observés. L'application d'un facteur d'incertitude de 1000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour l'extrapolation intra-espèces et 10 pour les limites de la base de données), conduit à une DJT de 0,04 µg/kg/j. L'eau de boisson étant considérée comme la principale source d'intoxication aux cyanotoxines, sa contribution relative à l'exposition a été estimée à 80%. Ainsi pour un individu de 60 kg, la valeur guide pour l'eau de boisson, pour une consommation quotidienne de 2 L pendant la vie entière, a été fixée à 1 µg/L de microcystine-LR totale (toxine intra et extracellulaire). Cette valeur a été confirmée à la suite d'une étude de 44 jours dans laquelle des porcs ont été exposés par voie orale à une eau contenant la souche *Microcystis aeruginosas* productrice de microcystine-LR.

Cette valeur guide demeure cependant provisoire dans l'attente de données toxicologiques complémentaires sur la toxicité chronique de la microcystine-LR. De plus de nouvelles données toxicologiques doivent être générées afin d'établir des valeurs guides pour d'autres cyanotoxines.

ANNEXE 2 : Efficacité des traitements de potabilisation pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines

Tableau 1 : Efficacité des traitements de potabilisation pour l'élimination des cyanobactéries et des cyanotoxines

Traitement	Efficacité sur les cyanobactéries	Efficacité sur les cyanotoxines	Commentaires
Dégrillage, dessablage, tamisage	Nulle	Nulle	-
Microtamisage à 35 µm	Rétention possible lorsque les cyanobactéries sont agglutinées entre elles ou avec d'autres éléments	Nulle	-
Aération et aération forcée	Nulle	Nulle	-
Préchloration (chlore ou dioxyde de chlore)	Amélioration de la clarification, mais risque de lyse des cyanobactéries	Nulle : libération de cyanotoxines intracellulaires	A éviter en raison de la libération des toxines aux doses habituelles de 0,25 à 2,0 mg/L
Préoxydation au permanganate de potassium	Amélioration de la clarification, mais risque de lyse des cyanobactéries	Nulle : libération de cyanotoxines intracellulaires	A éviter en raison de la libération des toxines aux doses habituelles de 1 à 5 mg/L
Préozonation	Amélioration de la clarification sans provoquer la lyse des cyanobactéries	Nulle sur les cyanotoxines extracellulaires	Aux doses habituelles de 0,2 à 0,25 mg de O ₃ par mg de COT
Charbon actif en poudre en tête de station	-	- Efficacité sur les cyanotoxines extracellulaires de 85 à 98% - Aucune donnée sur la cylindrospermopsine	- Effet colmatant pour des concentrations > 30 mg/L - Temps de contact > 30 minutes - Efficacité différente selon la nature du charbon
Coagulation, floculation, décantation, filtration rapide	Efficacité différentes selon les genres de cyanobactéries : > 90% pour <i>Microcystis spp</i> , 27 % pour <i>Planktothrix agardhii</i>	Nulle sur les cyanotoxines extracellulaires	-Un adjuvant de floculation peut être ajouté pour améliorer l'agglomération des cyanobactéries -Risque de lyse si les boues sont conservées plus de 1 à 2 jours
Coagulation, floculation, flottation, filtration rapide	Efficacité différentes selon les genres de cyanobactéries : 40 à 80 % pour <i>Microcystis aeruginosa</i> , 90 à 100 % pour <i>Anabaena</i> et seulement 30 % pour <i>Planktothrix</i>	Nulle sur les cyanotoxines extracellulaires	- la flottation est plus efficace que la décantation pour l'élimination des cyanobactéries - Aucun risque de lyse car les boues sont éliminées en continu
Filtration lente	- Efficacité différente selon les genres de cyanobactéries : 80 % pour le genre <i>Microcystis</i> , 30 à 60 % pour <i>Planktothrix</i> et 70 % pour <i>Anabaena</i> - Risque de lyse cellulaire et de libération de cyanotoxines	Efficacité différente selon les toxines :80 % pour les toxines du genre <i>Microcystis</i> , 30 à 65% pour celles du genre <i>Planktothrix</i> et 70 % pour celles du genre <i>Anabaena</i>	- Elimination des cyanobactéries par bioadsorption - Elimination des cyanotoxines par biodégradation

Inter-ozonation	Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes	Efficacité sur tous les types de toxines	Efficace une fois la demande en ozone satisfaite
Charbon actif en poudre + membrane d'ultrafiltration	-	- Efficacité sur les cyanotoxines extracellulaires - Aucune donnée sur la cylindrospermopsine	- Doses entre 2 et 30 mg/L - Efficacité différente selon la nature du charbon - La membrane sert à la rétention du CAP
Charbon actif en grains	-	- Rétention > 90% pendant la première année d'utilisation - Aucune donnée sur la cylindrospermopsine	- Efficacité différente selon la nature du charbon
Résines échangeuses d'ions	Aucune donnée	Aucune donnée	-
Microfiltration	Elimination de plus de 99%	-	Risque de colmatage
Ultrafiltration	Elimination de plus de 99%	-	Risque de colmatage
Nanofiltration	Elimination de plus de 99%	Elimination de plus de 95 %	-Risque de colmatage -Le seuil de coupure doit être inférieur à la masse atomique des cyanotoxines
Osmose inverse	Elimination de plus de 99%	Elimination de plus de 95 %	Risque de colmatage
Désinfection au chlore ou au dioxyde de chlore	Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes	Elimination élevée à nulle suivant le type de cyanotoxine	Efficace mais pour des doses supérieures à celles employées en potabilisation Inefficace sur les anatoxines
Rayonnement UV	Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes	Elimination nulle aux doses habituelles en eau potable (40 à 80 mJ/cm ²)	Efficacité sur les cyanotoxines à des doses de 1 530 à 20 000 mJ/cm ²
Oxydation avancée (ozone-UV, Ozone-H2O2, UV-H2O2)	Risque de lyse des cyanobactéries si elles sont encore présentes	Elimination efficace	La combinaison UV-H2O2 ne peut pas être appliquée en eau potable en raison des fortes doses nécessaires à l'élimination des cyanotoxines

ANNEXE 3 : Présentation de la zone d'étude

La Haute-Vienne compose la région Limousin avec les départements de la Creuse et de la Corrèze. Située au cœur de la France, la Haute-Vienne est limitrophe de six départements : la Creuse, la Corrèze, la Dordogne, la Charente, la Vienne et l'Indre. Sa superficie est de 5512 km² pour une population de 376 045 habitants (INSEE 2006) avec une forte concentration sur Limoges et son agglomération qui regroupe environ la moitié de la population.

Réseau hydrographique en Haute-Vienne

Ce département présente un réseau hydrographique important qui compte plus d'une trentaine de rivières et qui s'étend sur environ 7 000 km. Les principales rivières sont la Vienne et la Gartempe qui traversent le département d'est en ouest. La Vienne possède de nombreux affluents dont les principaux sont la **Glane**, le Taurion et la Maulde sur la rive droite et la Briance et la **Gorre** sur la rive gauche. La Gartempe quant à elle présente comme principaux affluents la Brame et la Semme sur la rive droite et l'Ardour, la Couze et le Vincou sur la rive gauche (Figure 2).

Origine de la ressource des eaux destinées à la consommation humaine

En Haute-Vienne l'eau utilisée pour la consommation humaine provient soit de captages par prélèvements en eaux de surface, soit de captages en nappes d'arènes ou plus rarement en nappes phréatiques (Figure 1). Il arrive également, pour répondre à des exigences de qualité ou obtenir des débits suffisants, que l'eau distribuée soit issue d'un mélange d'eaux, d'origines différentes : souterraine ou superficielle. La majorité des unités de distribution d'eau potable traite des eaux d'origine souterraine (84%). Cependant ces dernières ne desservent que 25 % de la population du département. Selon la DRASS du Limousin, en 2006, 69 % de la population était alimentée par de l'eau d'origine superficielle avec 29 unités de distribution (Tableau 2).

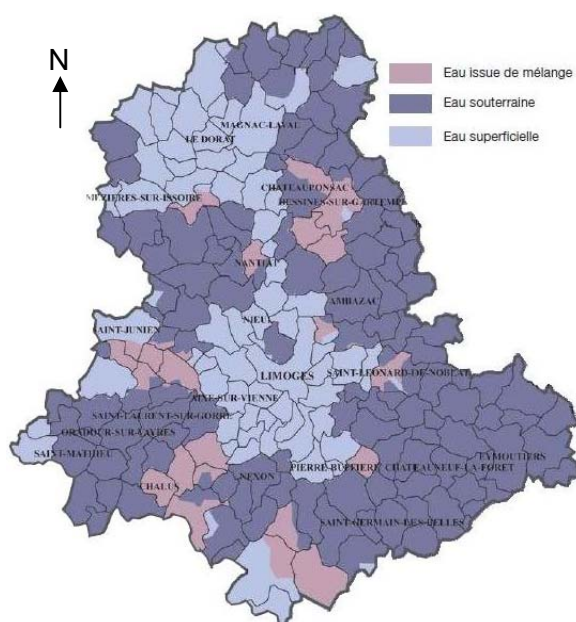


Figure 1 : Origine de l'eau distribuée en Haute-Vienne
Source : DRASS du Limousin, situation du 01/01/2006

Tableau 1 : Origine et distribution de l'eau en Haute-Vienne
Source : DRASS du Limousin en 2006

Origine de l'eau	Eau souterraine	Eau superficielle	Eau issue de mélange	Total
Nombre d'unités de distribution	233	29	15	277
Population desservie	25 % (91 196)	69 % (254 873)	6 % (23 000)	369 069

Les stations de potabilisation et les sites de baignade de l'étude

En 2003, la Haute-Vienne présentait 34 sites de baignade. Pour ce qui est des eaux destinées à la consommation humaine, deux stations de potabilisation ont été confrontées à des contaminations cyanobactériennes : la station de Rochechouart alimentée par la Gorre et la station de Saint Junien alimentée par la Glane.

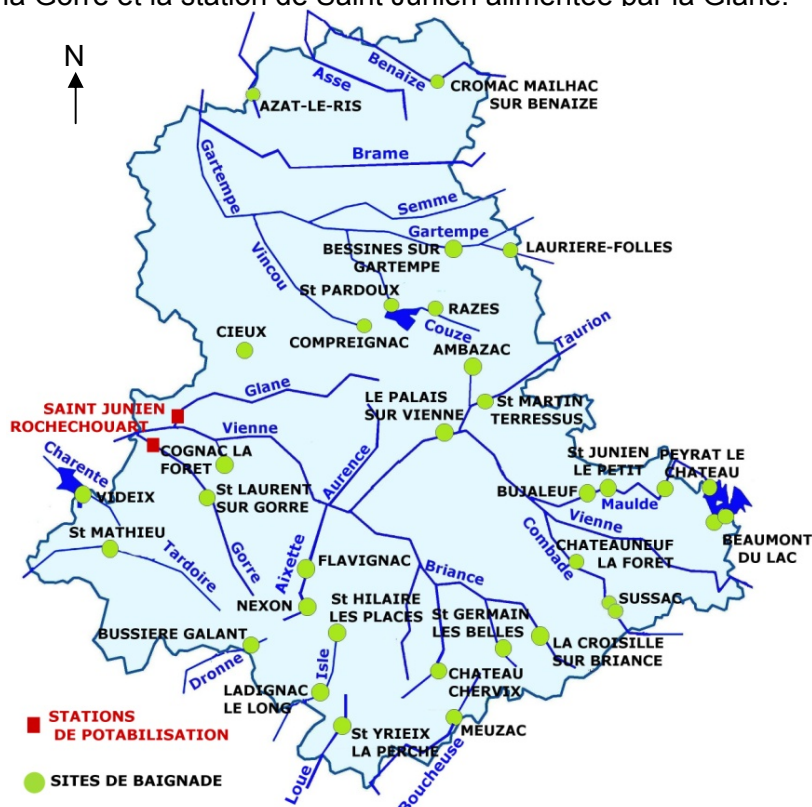


Figure 2 : Stations de potabilisation et sites de baignade de l'étude


ANNEXE 4 : SCORES de la qualité des eaux de baignade et de la contamination en cyanobactéries

Tableau 1 : Score de la qualité des eaux de baignade

COMMUNES	BAIGNADES	2003	2004	2005	2006	2007	2008	SCORE
LE PALAIS SUR VIENNE	LA SABLIERE	11 C	12 C	11 B	9 B	11 C	10 C	54
LA CROISILLE SUR BRIANCE	ETANG DE NOUAILHAS	2 B	6 C	5 B	5 B	5 B	5 B	16
LADIGNAC LE LONG	LAC DE LA BRANDIERE	5 B	5 B	5 B	5 B	6 C	5 B	16
BUJALEUF	SAINTE HELENE	5 B	5 B	5 B	5 B	5 B	5 B	10,67
SUSSAC	PLAN D'EAU DE SUSSAC	6 B	5 B	5 B	5 B	5 B	5 B	10,67
BUSSIERE GALANT	PLAN D'EAU DE BUSSIERE GALANT	6 A	5 B	5 B	5 B	5 B	5 B	5,33
CHATEAUNEUF LA FORET	PLAN D'EAU DE CHATEAUNEUF LA FORET	5 A	5 B	5 B	5 B	5 B	5 B	5,33
MEUZAC	LA ROCHE	7 A	5 B	5 B	5 B	6 B	5 B	5,33
PEYRAT LE CHATEAU	ETANG DU BOURG DE PEYRAT LE CHATEAU	7 C	5 B	5 B	5 B	5 B	6 B	5,33
SAINT JULIEN LE PETIT	LA MAULDE	5 B	5 A	5 B	5 B	5 B	5 B	5,33
SAINT YRIEIX LA PERCHE	ARFEUILLE	10 B	5 B	5 B	5 A	5 B	5 B	5,33
VIDEIX	LA CHASSAGNE	10 A	9 B	5 A	5 B	5 B	7 C	4
AZAT LE RIS	GRAND ETANG	5 B	5 B	5 A	5 B	5 B	5 A	2,67
FLAVIGNAC	SAINT-FORTUNAT	7 B	5 A	5 B	5 B	5 A	5 B	2,67
NEXON	LA LANDE	5 A	5 B	5 A	5 B	5 B	5 B	2,67
SAINT LAURENT-SUR-GORRE	PLAN D'EAU DE SAINT LAURENT-SUR-GORRE	8 B	Baignade fermée en 2004					2
LAURIERE-FOLLES	PONT A L'AGE	10 B	5 A	5 B	6 B	Fermure en 2007		2
CROMAC-MAILHAC/BENAIZE	LAC DE MONDON	8 B	5 A	5 B	5 B	Fermure en 2007		2
PEYRAT LE CHATEAU	AUPHELLE	5 B	5 A	5 B	5 A	5 A	5 B	1,33
SAINT GERMAIN LES BELLES	MONTREAL	5 A	5 B	5 A	5 A	5 B	5 B	1,33
SAINT HILAIRE LES PLACES	PLAISANCE	5 A	5 B	5 A	5 B	5 B	5 A	1,33
SAINT MATHIEU	LE LAC	5 B	5 A	5 B	5 A	5 B	5 A	1,33
AMBAZAC	JONAS	5 B	5 A	5 A	5 B	5 B	5 A	1,33
BEAUMONT DU LAC	NERGOUT	5 A	5 A	5 A	5 B	5 B	5 B	1,33
BESSINES SUR GARTEMPE	SAGNAT	5 B	5 A	5 A	5 A	5 B	5 B	1,33
CHATEAU CHERVIX	ETANG DU PUY-CHAUMARTIN	5 A	5 A	5 A	5 A	5 B	5 B	0,67
COMPREIGNAC	LES CHABANNES	5 A	5 B	5 B	5 A	5 A	5 A	0,67
RAZES	SANTROP	5 A	5 B	5 A	5 A	5 A	5 B	0,67
SAINT MARTIN TERRESSUS	PLAN D'EAU DU SOLEIL	7 A	5 A	5 A	5 A	5 B	5 B	0,67
SAINT PARDOUX	FREAUDOUR	5 B	5 B	5 A	5 A	5 A	5 A	0,67
BEAUMONT DU LAC	PIERREFITTE	5 A	5 B	5 A	5 A	5 A	5 B	0,67
CIEUX	ETANG DE CIEUX	5 A	5 A	Baignade fermée en 2005				0,5
COGNAC LA FORET	PLAN D'EAU DE COGNAC LA FORET	8 B	5 A	5 A	5 A	5 A	5 A	0,33
SUSSAC	LES SAULES	5 A	5 A	5 A	5 A	5 A	5 B	0,33

Tableau 2 : Score des sites de baignade par rapport aux contaminations en cyanobactéries

COMMUNES	BAIGNADES	2003	2004	2005	2006	2007	2008	SCORE
SAINT YRIEIX LA PERCHE	ARFEUILLE	2	2	3	3	3	1	18
VIDEIX	LA CHASSAGNE							18
AMBAZAC	JONAS							9
LAURIERE-FOLLES	PONT A L'AGE	NC				Fermeture en 2007		9
PEYRAT LE CHATEAU	ETANG DU BOURG DE PEYRAT LE CHATEAU							9
SUSSAC	PLAN D'EAU DE SUSSAC							9
MEUZAC	LA ROCHE							8
CROMAC-MAILHAC/BENAIZE	LAC DE MONDON	NC				Fermeture en 2007		4
BUSSIERE GALANT	PLAN D'EAU DE BUSSIERE GALANT							3
CIEUX	ETANG DE CIEUX	NC		Baignade fermée en 2005				3
COGNAC LA FORET	PLAN D'EAU DE COGNAC LA FORET							3
FLAVIGNAC	SAINT-FORTUNAT							2,67
PEYRAT LE CHATEAU	AUPHELLE							2,67
RAZES	SANTROP							2,67
SAINT MARTIN TERRESSUS	PLAN D'EAU DU SOLEIL LEVANT							2,67
SAINT MATHIEU	LE LAC							2,67
SAINT PARDOUX	FREAUDOUR							2,67
BEAUMONT DU LAC	PIERREFITTE							2
BEAUMONT DU LAC	NERGOUT							1,33
COMPREIGNAC	LES CHABANNES							1,33
LADIGNAC LE LONG	LAC DE LA BRANDIERE							0,67
SAINT HILAIRE LES PLACES	PLAISANCE							0,67
CHATEAUNEUF LA FORET	PLAN D'EAU DE CHATEAUNEUF LA FORET							0,5
LA CROISILLE SUR BRIANCE	ETANG DE NOUAILHAS							0,5
NEXON	LA LANDE							0,5
SUSSAC	LES SAULES							0,5
BUJALEUF	SAINTE HELENE							0,33
SAINT GERMAIN LES BELLES	MONTREAL							0,33
AZAT LE RIS	GRAND ETANG							0,17
BESSINES SUR GARTEMPE	SAGNAT							0,17
CHATEAU CHERVIX	ETANG DU PUY-CHAUMARTIN							0,17
LE PALAIS SUR VIENNE	LA SABLIERE							0,17
SAINT JULIEN LE PETIT	LA MAULDE							0,17
SAINT LAURENT-SUR-GORRE	PLAN D'EAU DE SAINT LAURENT-SUR-GORRE	NC	Baignade fermée en 2004					-

 Mise en œuvre de traitements chimiques algicides.

ANNEXE 5 : Analyse critique (de type AMDEC) du dispositif de suivi de la contamination cyanobactérienne dans les eaux récréatives

Tableau 1 : Analyse critique du dispositif de suivi de niveau 0 (surveillance)

Niveau	Elément	Fonction	Mode de défaillance	Cause	Effet	Criticité				
						F	G	N	C	
Niveau 0 : Surveillance	Observation	Déclencheur d'analyse en cas de situation jugée anormale	Observation subjective	Expérience de l'observateur	- Observation jugée normale alors qu'en réalité elle est anormale - Observation jugée anormale alors qu'en réalité elle est normale	2	3	3	18	
			2	2	3	12				
		Localisation de l'observation	Expérience de l'observateur	Non observation d'anomalie ou d'écume du fait d'une mauvaise localisation de l'observation	2	3	2	12		
			Accessibilité de la zone à observer	Non observation d'anomalie ou d'écume du fait d'une mauvaise localisation de l'observation	2	3	2	12		
		Déclencheur de niveau 3 en cas d'observation d'écume	Observation d'écume algale et non d'écume cyanobactérienne	Impossibilité de différencier par observation une écume algale d'une écume cyanobactérienne	Passage au niveau 3 non représentatif de la situation réelle (décision très sécuritaire)	2	1	3	6	
		Mesures de la turbidité, ou de la transparence, ou du pH dans le cas d'une surveillance renforcée (sites ayant déjà présentés des épisodes de proliférations de cyanobactéries, ou dont le niveau de fréquentation est particulièrement élevé)	Déclencheur d'analyse en cas de situation jugée anormale	Technicien	Mauvais étalonnage des appareils de mesure	Déviations par rapport à la normalité	3	3	1	9
	Analyse qualitative	Déclencheur du niveau 1 en cas de présence de cyanobactéries	Prélèvement et conservation	Localisation du prélèvement	Possibilité de faux négatifs	3	3	3	27	
				Conditions de conservation	Possibilité de faux négatifs	3	3	3	27	
			Technicien	Expérience	- Possibilité de faux négatifs - Possibilité de faux positifs	3	3	3	27	
							3	1	3	9

La criticité du niveau 0 est de 159

Tableau 2 : Analyse critique du dispositif de suivi de niveau 1 (dénombrement et identification des cyanobactéries)

Niveau	Elément	Fonction	Mode de défaillance	Cause	Effet	Criticité			
						F	G	N	C
Niveau 1	Analyse quantitative : dénombrement des cellules cyanobactériennes	Passage du niveau 1 au niveau 2	Prélèvement et conservation	Localisation du prélèvement	Possibilité de faux négatifs	3	3	3	27
				Conditions de conservation	Possibilité de faux négatifs	3	3	3	27
			Technicien procédant à l'analyse	Expérience	- Possibilité de faux négatifs	3	3	3	27
	- Erreurs d'identification cyanobactérienne				3	2	2	12	
	- Mauvais dénombrement par rapport à la concentration présente dans l'échantillon prélevé				3	3	3	27	
	Précision de l'analyse : - < 20000 cell/mL ± 10% - 20000 -100000 cell/mL ± 20% - > 100000 cell/mL ± 10%		Limite supérieure de 20 %	Cause statistique	- passage au niveau 2 alors qu'en réalité le seuil des 100 000 ± 10% cellules n'est pas dépassé	3	1	1	3
		- décision de rester en niveau 1 alors qu'en réalité il devrait y avoir passage au niveau 2			3	3	1	9	
	Surveillance renforcée de manière journalière : observation visuelle, mesure de paramètres physico-chimiques (turbidité ou transparence, pH)	Suivi de l'évolution des cyanobactéries sur le site de baignade	Observation subjective	Expérience de l'observateur	Observation jugée normale alors qu'en réalité elle est anormale	4	3	3	36
			Localisation de l'observation	Expérience de l'observateur	Non observation d'écume ou d'anomalie du fait d'une mauvaise localisation de l'observation	4	3	2	24
				Accessibilité de la zone à observer	Non observation d'écume ou d'anomalie du fait d'une mauvaise localisation de l'observation	4	3	2	24
Technicien			Mauvais étalonnage des appareils de mesure	Déviations par rapport à la normalité	4	1	1	4	

La criticité du dispositif de suivi de niveau 1 est de 220

Tableau 3 : Analyse critique des dispositifs de suivi de niveau 2 et 3

Niveau	Elément	Fonction	Mode de défaillance	Cause	Effet	Criticité				
						F	G	N	C	
Niveau 2	Quantification de cyanotoxines	- Limitation ou interdiction de la baignade	- cyanotoxines à rechercher non précisées par la DGS	Méconnaissance des cyanotoxines et de leur toxicologie	- Recherche de cyanotoxines qui ne peuvent pas être sécrétées par les genres cyanobactériens identifiés (recherche trop exhaustive)	3	1	1	3	
					- Recherche de cyanotoxines trop limitée et non représentative des cyanotoxines pouvant être sécrétées par les cyanobactéries identifiées	3	3	1	9	
		- Limitation de certaines activités nautiques	Méthode d'analyse	Variabilité de détection et de quantification	- Faux positifs - Faux négatifs	3	1	3	9	
			technicien	Expérience	- Faux positifs - Faux négatifs	3	1	3	9	
	Analyse quantitative : dénombrement des cellules cyanobactériennes	Suivi de l'évolution des cyanobactéries	Prélèvement et conservation	Localisation	Localisation	Possibilité de faux négatifs	3	3	3	27
						Conditions de conservation	Possibilité de faux négatifs	3	3	3
			Technicien procédant à l'analyse	Expérience	- Possibilité de faux négatifs - Erreurs d'identification cyanobactérienne - Mauvais dénombrement par rapport à la concentration présente dans l'échantillon prélevé	3	3	3	27	
						3	2	2	12	
						3	3	3	27	
						3	3	3	27	
Niveau 3	Analyse quantitative : dénombrement	Suivi de l'évolution des écumes	Prélèvement et conservation	Localisation du prélèvement	Possibilité de faux négatifs	3	3	3	27	
					Conditions de conservation	Possibilité de faux négatifs	3	3	3	27
					technicien	Expérience	Possibilité de faux négatifs	3	3	3
	Interdiction de la baignade et des activités nautiques	Quantification des cyanotoxines	Suivi de l'évolution des écumes	- cyanotoxines à rechercher non précisées par la DGS	Méconnaissance des cyanotoxines et de leur toxicologie	- Recherche de cyanotoxines qui ne peuvent pas être sécrétées par les genres cyanobactériens identifiés	2	1	1	2
						- Recherche de cyanotoxines trop limitée et non représentative des cyanotoxines pouvant être sécrétées par les cyanobactéries identifiées	2	3	1	6
				Méthode d'analyse	Variabilité de détection et de quantification	- Faux positifs - Faux négatifs	2	1	3	6
							2	3	3	18
technicien	Expérience	- Faux positifs - Faux négatifs	2	1	3	6				
			2	3	3	18				
Observation sur site journalière	Suivi de la localisation des écumes	Localisation de l'observation	Accessibilité de la zone à observer	Non observation d'écume du fait d'une mauvaise localisation de l'observation	4	3	2	24		

La criticité est de 204 pour le dispositif de suivi de niveau 2 et de 161 pour le dispositif de suivi de niveau 3.

La criticité totale du dispositif de suivi est de 744

ANNEXE 6 : Analyse critique (de type AMDEC) du contrôle national de la qualité des eaux de baignade

Tableau 4 : Analyse critique du contrôle national de la qualité des eaux de baignade

Elément	Fonction	Mode de défaillance	Cause	Effet	Criticité			
					F	G	N	C
Inspection visuelle et olfactive	Déclencheur d'analyses : huiles minérales, mousse, phénols,	Observation subjective	Expérience de l'observateur	- Observation jugée normale alors qu'en réalité elle est anormale	2	3	3	18
				- Observation jugée anormale alors qu'en réalité elle est normale	2	1	3	6
		Localisation de l'observation	Expérience de l'observateur	Une zone peut être jugée normale alors qu'une autre zone de la baignade est anormale	2	3	2	12
				Accessibilité de la zone à observer	Une zone peut être jugée normale alors qu'une autre zone de la baignade est anormale	2	3	2
Analyse des huiles minérales, mousse et phénols	Dépassement des valeurs guide ou des valeurs impératives	-	-	-	-	-	-	
Analyses des paramètres microbiologiques (E. coli, coliformes totaux, streptocoques fécaux)	Dépassement des valeurs guide ou des valeurs impératives	Prélèvement et conservation	Localisation du prélèvement	Possibilité de faux négatifs	2	3	3	18
			Conditions de conservation	Possibilité de faux négatifs	2	3	3	18
Analyses de paramètres physico-chimiques (coloration, transparence)	Dépassement des valeurs guide ou des valeurs impératives	Technicien procédant à l'analyse	Expérience	- Déviation par rapport à la normalité: concentrations supérieures des valeurs guides ou des valeurs impératives alors qu'en réalité il n'y a pas dépassement	2	1	3	6
				- Déviation par rapport à la normalité : concentrations inférieures aux valeurs guides ou impératives alors qu'en réalité il y a dépassement	2	3	3	18

La criticité du contrôle national de la qualité des eaux de baignade est de 108

ANNEXE 7 : Exemples de suivis de la contamination en cyanobactéries en 2004

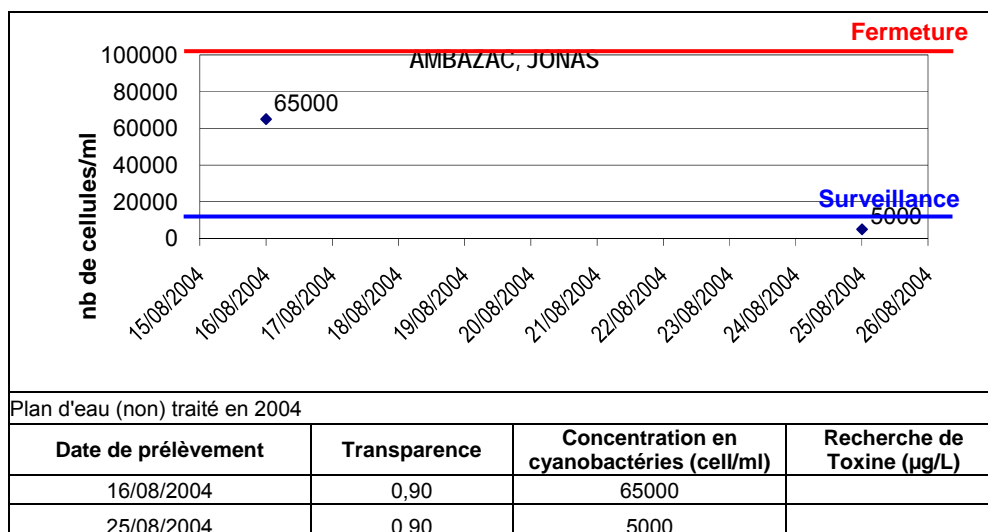


Figure 1 : Résultats du suivi de la contamination en cyanobactéries sur le site d'Ambazac en 2004

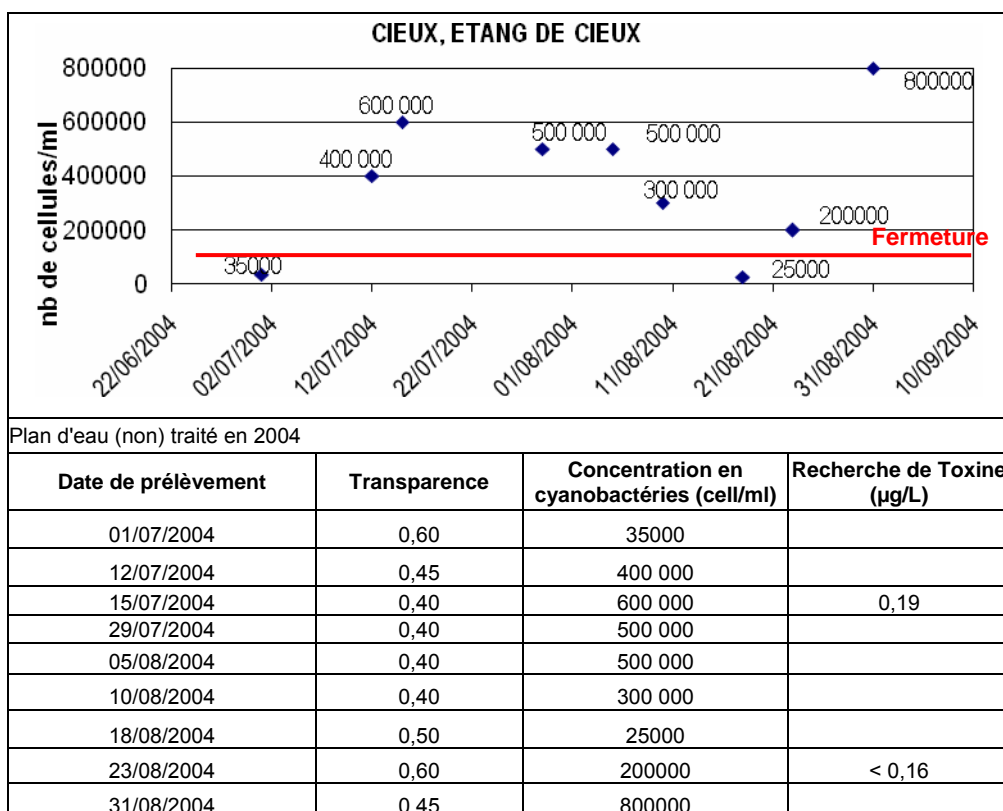


Figure 2 : Résultats du suivi de la contamination en cyanobactéries sur le site de Cieux en 2004

SAINT-JULIEN-LE-PETIT, LA MAULDE			
Plan d'eau (non) traité en 2004			
Date de prélèvement	Tranparence	Concentration en cyanobactéries (cell/ml)	Recherche de Toxine (µg/L)
16/08/2004	1,00	4000	

Figure 3 : Résultats du suivi de la contamination en cyanobactéries sur le site de Saint Julien le Petit en 2004

ANNEXE 8 : Historique des contaminations en cyanobactéries dans les eaux destinées à la consommation humaine

Saint Junien :

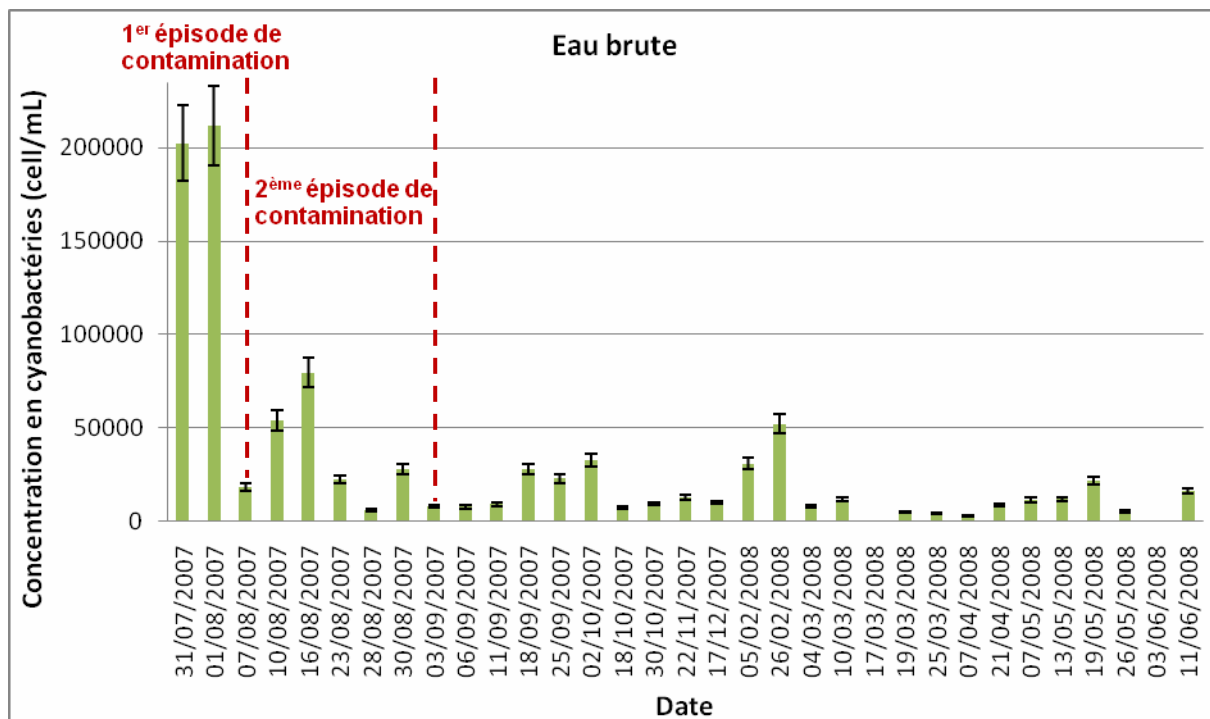


Figure 1 : Concentration en cyanobactéries en entrée de station de potabilisation de Saint Junien

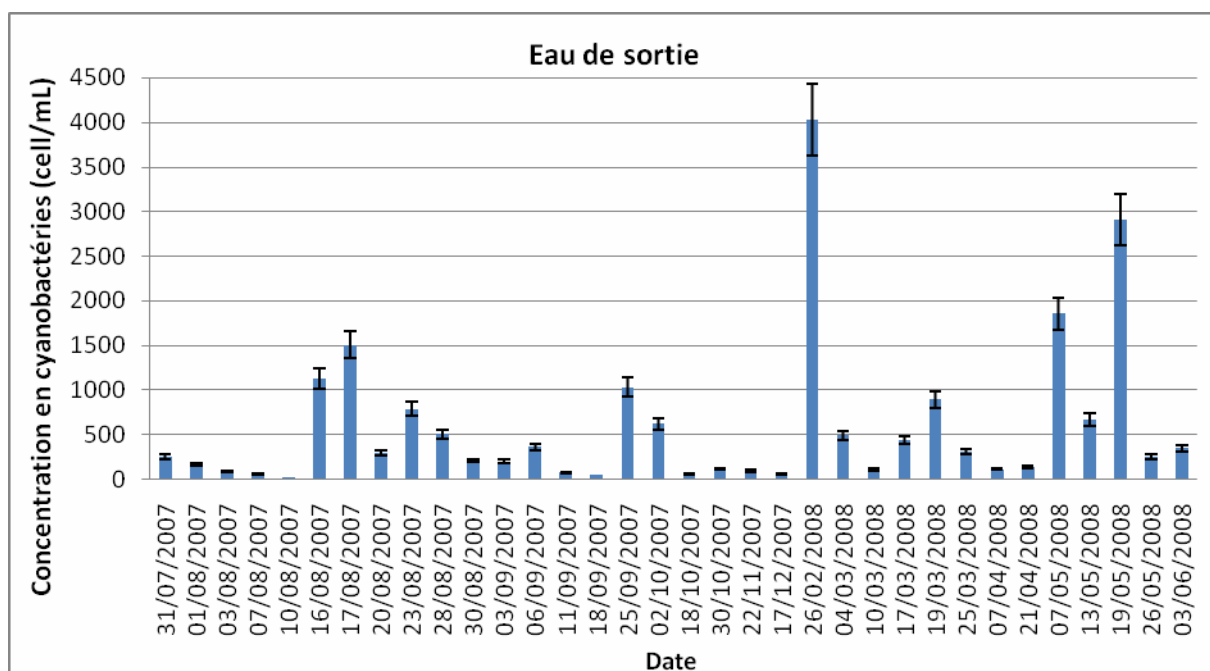


Figure 2 : Concentration en cyanobactéries en sortie de station de potabilisation de Saint Junien

Tableau 1 : Résultats des analyses cyanotoxines pour la station de Saint Junien

Date du prélèvement	Eau Brute			Eau de Sortie		
	MC-LR (µg/L)	MC-RR (µg/L)	MC-YR (µg/L)	MC-LR (µg/L)	MC-RR (µg/L)	MC-YR (µg/L)
31/07/2007	< 0,75	< 0,74	< 0,094	< 0,050	< 0,070	0,10
03/08/2007	< 0,050	< 0,070	< 0,050	< 0,050	< 0,070	< 0,050
07/08/2007	< 0,051	< 0,051	< 0,058	< 0,051	< 0,051	0,11
16/08/2007	< 0,050	< 0,052	< 0,056	< 0,050	< 0,052	0,74
23/08/2007	-	-	-	< 0,063	< 0,063	< 0,074
30/08/2007	-	-	-	< 0,055	< 0,067	< 0,099
06/09/2007	-	-	-	< 0,050	< 0,050	< 0,040
18/09/2007	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
10/03/2008	< 0,056	< 0,040	< 0,068	< 0,056	< 0,048	< 0,068

Rochechouart :

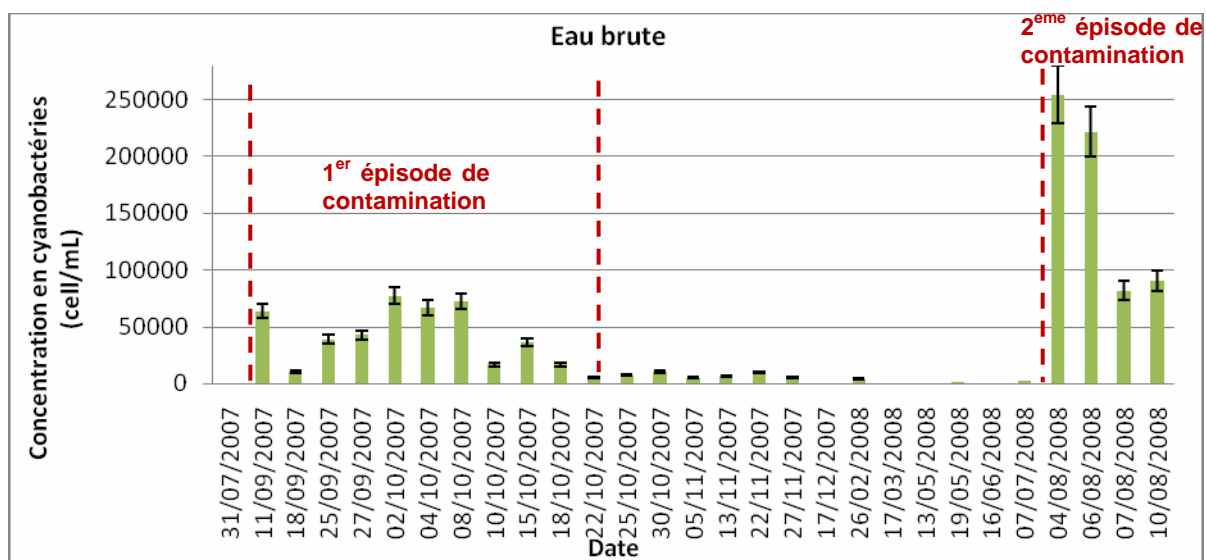


Figure 3 : Concentration en cyanobactéries en entrée de station de Rochechouart (2007-2008)

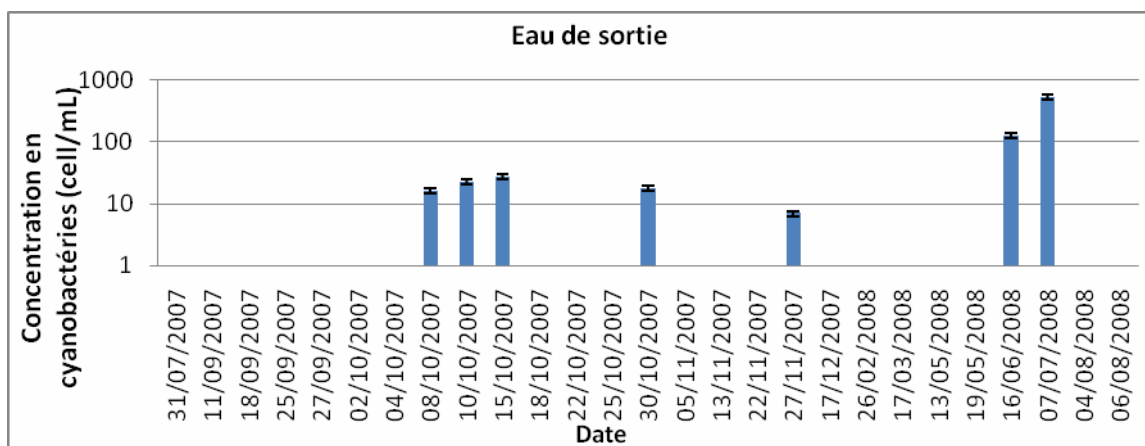


Figure 4 : Concentration en cyanobactéries en sortie de station de Rochechouart (2007-2008)

Tableau 2 : Résultats des analyses cyanotoxines pour la station de Rochechouart

Date du prélèvement	Eau Brute			Eau de Sortie		
	MC-LR (µg/L)	MC-RR (µg/L)	MC-YR (µg/L)	MC-LR (µg/L)	MC-RR (µg/L)	MC-YR (µg/L)
31/07/2007	< 0,050	< 0,070	< 0,050	< 0,050	< 0,070	< 0,050
18/09/2007	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100
27/09/2007	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100
02/10/2007	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100
18/10/2007	-	-	-	< 0,100	< 0,100	0,11
05/11/2007	-	-	-	< 0,080	< 0,110	< 0,100
15/11/2007	-	-	-	< 0,051	< 0,052	< 0,056
22/11/2007	-	-	-	< 0,040	< 0,040	< 0,040
27/11/2007	-	-	-	< 0,040	< 0,040	< 0,040
06/08/2008	6	ND	ND	0,06	ND	ND

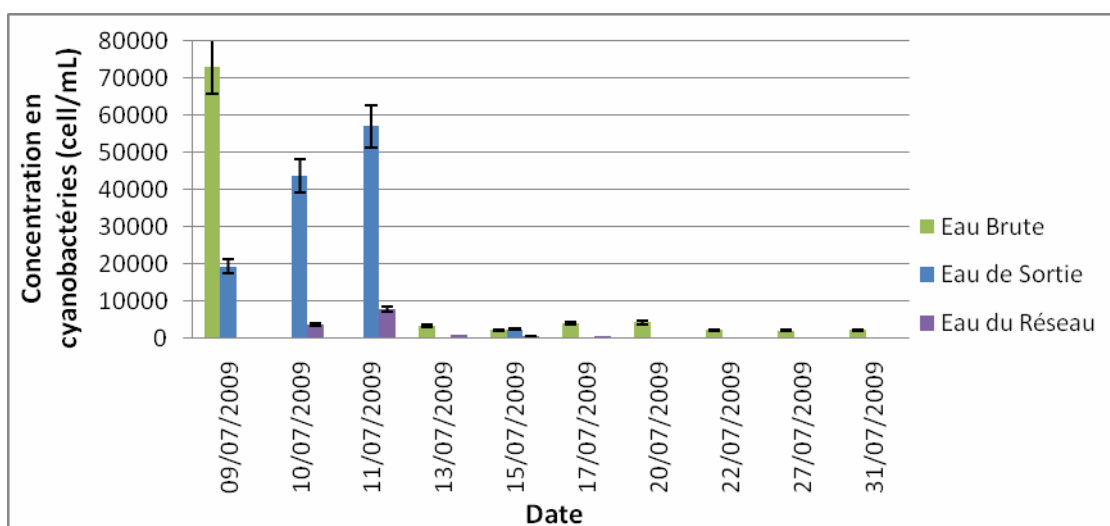


Figure 5 : Episode de contamination à Rochechouart en juillet 2009

Lors de l'épisode de contamination en juillet 2009, une analyse cyanotoxines a été réalisée le 10 juillet. Aucune cyanotoxine n'a été détectée.

ANNEXE 9 : Extrait de la circulaire du 10 avril 2007 relative à la campagne de mesures des cyanobactéries et cyanotoxines dans les eaux destinées à la consommation humaine

Critères relatifs aux analyses à réaliser sur chaque site

I Caractéristiques des analyses à réaliser

1.1 Analyses réalisées en laboratoire et in situ

Sur chaque site retenu deux séries d'analyses seront réalisées³. Chaque série d'analyses comprend :

1) Analyses en ressource (analyses sur l'eau brute) :

- Identification et numération du phytoplancton et des cyanobactéries ;
- Mesure des microcystines (microcystine-LR mais également les microcystines RR et YR / d'autres cyanotoxines peuvent être éventuellement recherchées en fonction des compétences analytiques du laboratoire : anatoxine-a, saxitoxine, nodularine, cylindrospermopsine). Le laboratoire doit analyser les microcystines dissoutes dans l'eau et dans la biomasse contenue dans l'échantillon comme préconisé dans la norme.
- Mesures du pH (*in situ*), de la température de l'eau (*in situ*) et du phosphore total.

2) Analyses à la sortie de la station de traitement (TTP) (analyses sur l'eau traitée) :

- Identification et numération des cyanobactéries ;
- Mesure des microcystines (microcystine-LR et si possible les microcystines RR et YR) ;
- Mesures du pH (*in situ*), de la température de l'eau (*in situ*) et du chlore libre et total (*insitu*).

Lorsque l'analyse en ressource montre l'absence de cyanobactéries, il est inutile de réaliser les recherches dans l'eau traitée.

Lorsque l'analyse en ressource montre l'absence de microcystines, il est inutile de réaliser les mesures dans l'eau traitée.

1.2 Données complémentaires

Lorsque cela est possible, il est souhaitable de réaliser simultanément les analyses du contrôle sanitaire et celles de la présente campagne de mesures afin d'obtenir un maximum d'informations relatives à la qualité de l'eau. De la même manière, dans le but de tirer le meilleur profit des analyses réalisées, les informations suivantes peuvent être recueillies au niveau de la ressource :

- mesures journalières du pH (*in situ*) : 1 mesure le matin et une le soir au cours de la semaine précédent le prélèvement ;
- mesure journalière de la température de l'eau lors de la semaine précédent le prélèvement ;
- données journalières relatives à l'ensoleillement et à la pluviométrie au cours de la semaine précédent le prélèvement.

II Période pour la réalisation des analyses

Les analyses seront réalisées lors de la période propice à l'apparition de cyanobactéries. Cette période est généralement comprise, en métropole, entre mi-juin et mi-octobre selon les départements et les plans d'eau.

A noter que l'ensemble des prélèvements d'une même série d'analyses doivent être réalisés, pour un même site, le même jour.

ANNEXE 10 : Les méthodes d'analyse des cyanotoxines

En 2003, dans son schéma décisionnel relatif à l'évaluation et la gestion des situations de contamination d'eaux de baignade ou de zones de loisirs nautiques par prolifération de cyanobactéries, la DGS préconise que soit réalisée une recherche et une quantification des cyanotoxines lorsque le résultat du dénombrement des cyanobactéries est supérieur à 100 000 cellules/mL \pm 10%. Les techniques d'analyses proposées pour le dosage de la microcystine-LR sont les suivantes :

- La méthode d'inhibition de l'activité enzymatique PP2A
- Les tests immunologiques par méthode ELISA
- Les méthodes par couplage chromatographiques : la chromatographie en phase liquide à haute performance couplée à un détecteur UV et la chromatographie en phase liquide à haute performance couplée à un détecteur masse.

Dans la circulaire DGS/SD7 A 2004-364 du 28 Juillet 2004, la DGS préconise une recherche de cyanotoxines plus large que la seule microcystine-LR sans pour autant préciser le type de cyanotoxines à rechercher et la méthode analytique à utiliser. Or les méthodes proposées dans la circulaire de 2003 diffèrent de part leur spécificité, leur sensibilité, leur sélectivité, leur rapidité et leur coût.

- **Test d'inhibition enzymatique :**

Ce test repose sur la détection de cyanotoxines par leur activité biochimique qui est en lien avec leur mécanisme de toxicité. Les hépatotoxines agissant sur certaines protéines phosphatase de type 1 et 2A, des méthodes enzymatiques basées sur l'inhibition de l'activité de ces phosphatases ont été envisagées. Ainsi les microcystines totales et/ou la nodularine peuvent être détectées par cette méthode.

L'anatoxine-a(S) est quant à elle un inhibiteur de l'acétylcholinestérase (enzyme qui dégrade l'acétylcholine qui se lie au récepteur des neurones et des jonctions neuromusculaires). Un test d'inhibition de l'acétylcholinestérase est également commercialisé afin de détecter l'anatoxine-a(S).

Par contre, ces méthodes ne permettent pas l'identification précise des toxines puisque les variants de cyanotoxines ne peuvent pas être différenciés.

Dans certains cas, il peut y avoir de faux positifs ou une sous évaluation de la concentration en cyanotoxines comme avec l'acétylcholinestérase qui est sensible aux pesticides organophosphorés également retrouvés dans les plans d'eau sujets aux efflorescences à cyanobactéries

- **Tests immunologiques :**

Ces tests sont généralement de type ELISA et sont basés sur la reconnaissance antigène-anticorps, l'antigène étant la ou les toxines à détecter. Les anticorps utilisés sont de type poly- ou monoclonaux. Les tests utilisant des anticorps monoclonaux atteignent des seuils de sensibilité bien plus bas que pour les anticorps polyclonaux : 8 à 60 ng d'équivalents MC-LR/L contre 0,1 µg d'équivalent MC-LR/L pour les anticorps polyclonaux.

A ce jour des tests ELISA sont commercialisés pour détecter les microcystines totales et la nodularine, la cylindrospermopsine et la saxitoxine. Ces tests se déclinent principalement sous la forme de microplaques pour les analyses en laboratoires.

Pour les microcystines totales un test terrain est également disponible, le résultat de l'analyse se lit sur une bandelette qui présente une coloration différente suivant la concentration en microcystines totales. Les résultats sont cependant bien moins précis que l'analyse en laboratoire et ne donne qu'un ordre de grandeur indicatif puisqu'ils se déclinent sous la forme d'une gamme de concentration de 0 – 0,5 – 1,0 – 2,5 – 5 - >5 µg/L. Néanmoins, ce test a pour points forts d'être utilisable directement sur les lieux de prélèvements et de donner des résultats d'analyse de façon plus rapide qu'en laboratoire (1 heure au lieu de 3 heures), permettant ainsi une meilleure réactivité des services de Santé-Environnement en termes de surveillance de routine des eaux de baignade et des eaux destinées à la consommation humaine. Lorsque le résultat de l'analyse s'avère être positif, il est nécessaire de passer par une analyse de confirmation en laboratoire par les méthodes ELISA ou HPLC afin de lever ou consolider la décision des services sanitaires en termes de gestion du risque.

- **La chromatographie liquide à haute performance :**

Dans cette méthode les cyanotoxines sont fixées par chromatographie en phase liquide sur une colonne puis éluées avec un gradient eau-acétonitrile. Les toxines sont ensuite mesurées par un détecteur tel un spectrophotomètre UV, un spectromètre de masse, ou un spectrofluorimètre. La détection n'est cependant possible que lorsque des étalons de cyanotoxines de référence sont disponibles.

La chromatographie liquide à haute performance couplée à un détecteur UV (HPLC-UV) :

La chromatographie liquide à haute performance couplée à un détecteur UV permet de détecter certaines cyanotoxines suivant leur maximum d'absorbance :

- La majorité des microcystines possède un spectre UV similaire avec un maximum d'absorbance à 238 nm. Seules les variants contenant les acides aminés tryptophane (W) et tyrosine (Y) présentent respectivement un maximum d'absorbance à 223 et 232 nm.

- La nodularine est détectable à la même longueur d'onde que les microcystines, soit 238 nm
- La cylindrospermopsine possède un maximum d'absorbance à 262 nm.
- Les anatoxines sont détectables à l'UV pour une longueur d'onde de 227 nm.

Les saxitoxines ne peuvent pas être détectées par un couplage HPLC-UV, il faut alors avoir recours à un couplage HPLC-Fluorométrie ou HPLC-Spectrométrie de masse.

La chromatographie liquide à haute performance couplée à la spectrométrie de masse (HPLC-MS) :

La méthode HPLC-MS permet de détecter les cyanotoxines suivant leur poids moléculaire. Ce couplage permet de doser un large panel de cyanotoxines dont les microcystines, la nodularine, les saxitoxines, la cylindrospermopsines, les anatoxines. Une source d'ionisation de type electrospray (méthode ESI) peut également être ajoutée au système pour obtenir une meilleure détection des cyanotoxines. Il en résulte la formation d'ions abondants laquelle, doublée de l'information sur la masse moléculaire, rend ce type d'ionisation particulièrement efficace pour des dosages quantitatifs à faible niveau (jusqu'à l'ordre du picogramme).

La détection par spectrophotométrie UV est moins performante au niveau de la quantification et de l'identification que la détection par spectrométrie de masse du fait d'une sensibilité et d'une sélectivité plus faible. Etant donné que la plupart des microcystines présentent un maximum d'absorbance relativement identique (238 nm), l'identification des différents variants s'avère plus difficile par spectrophotométrie UV que par spectrométrie de masse. La détermination précise de la composition et de la nature des cyatoxines dans les échantillons analysés n'est donc pas toujours possible avec un détecteur de type spectrophotomètre UV. Lorsque les matrices d'eau sont complexes, des interférences de détection sont également possibles avec le couplage HPLC-UV. Par exemple la matière organique dissoute absorbe à des longueurs d'onde de 254 et 280 nm et peut interférer la détection des cyanotoxines puisque ces dernières sont mesurées à des longueurs d'onde comprises entre 200 et 300 nm.

Conclusion

Les méthodes chromatographiques démontrent une plus grande sélectivité et une meilleure quantification des différents variants de cyanotoxines par rapport aux méthodes de criblage telles que les tests immunologiques et les tests d'inhibition enzymatique. De plus elles présentent la possibilité de réaliser des analyses multi-toxines, réduisant ainsi le nombre d'analyses. Cependant les analyses par chromatographie impliquent un coût plus

important du fait de l'appareillage lourd et du coût de technicité élevé, et l'identification n'est possible que lorsque des étalons de référence sont accessibles. Bien que les techniques de chromatographies soient de plus en plus performantes, l'analyse d'échantillons environnementaux nécessite généralement une étape de prétraitement sur cartouche d'extraction sur phase solide (SPE). Cette dernière peut avoir différents objectifs comme la préconcentration des polluants en trop faibles teneurs pour être détectés directement, ou encore la purification de l'échantillon lorsque la matrice est trop complexe ou présente des interférents. Dans tous les cas ce prétraitement consomme du temps et allonge donc le délai de réponse de l'analyse.

Les méthodes immunologiques et enzymatiques sont attrayantes du fait de la rapidité du temps de réponse. Cependant la quantification et l'identification des cyanotoxines demeurent moins précises que par les méthodes chromatographiques. L'indifférenciation toxique et non ou peu toxique du fait de la non identification des variants de cyanotoxines engendre un manque d'informations ; il est alors difficile de relier la concentration en cyanotoxines mesurée à la toxicité réelle de l'échantillon.

D'une façon générale, le choix de la méthode utilisée pour détecter et doser les cyanotoxines dépend de l'objectif à atteindre et des coûts associés aux analyses.

Tableau 1 : Les méthodes d'analyse des cyanotoxines

Méthode d'analyse Principe	Toxines détectables	Limite de détection	Avantages	Inconvénients
Test d'inhibition enzymatique	Microcystines totales et/ou nodularine, Anatoxine-a(S)	0,3 µg/L	Coût opérationnel	- Méthode peu sélective : impossibilité d'identifier les différents variants des toxines - Possibilité d'interférences et de faux positifs
Test immunologique : ELISA Reconnaissance de motifs structuraux spécifiques de certaines toxines ou familles de toxines par des anticorps poly- ou monoclonaux	Analyses en laboratoire Microcystines totales et nodularine Cylindrospermopsine Saxitoxine	Microcystines totales et nodularine: 0,05 µg/L Cylindrospermopsine : 0,04 µg/L Saxitoxine : 0,015 µg/L	- Identification des microcystines totales, de la nodularine, de la cylindrospermopsine et de la saxitoxine - Analyse rapide : • 3-4h pour les microcystines totales et la nodularine • 2h pour la cylindrospermopsine • 1h30 pour la saxitoxine	- Utilisation de kit spécifique à chaque toxine, le temps d'analyse est donc plus long pour la quantification de différentes toxines - L'analyse des microcystines totales et de la nodularine donne une concentration globale de l'ensemble de ces toxines et non des concentrations spécifiques pour chaque toxine. - Possibilité de faux négatifs - Quantification moins précise que la méthode par HPLC - Coût opérationnel
	Analyses de terrain : Microcystines totales	0,05 µg/L	- Analyse rapide : 1 heure - Test pratique pour la surveillance de routine des eaux de baignade et des eaux de distribution, ce qui permet une bonne réaction de la part des services Santé-Environnement.	- Quantification peu précise, du fait de l'utilisation de bandelette. Suivant les concentrations en microcystines, la bandelette présente des colorations différentes. Gammes de concentrations : 0 – 0,5 – 1,0 – 2,5 – 5 – >5 µg/L - Nécessité de passer par une analyse de confirmation (analyse en laboratoire) lorsque le test est positif - Possibilité de faux négatifs - Les tests terrain n'ont pas encore été développés pour d'autres cyanotoxines - Coût opérationnel
HPLC-UV Détection par spectre d'absorbance UV caractéristique	Microcystines, nodularines, anatoxines et cylindrospermopsine	20-50 ng/L	- Plus grande sélectivité et meilleure quantification par rapport aux tests immunologiques et les tests d'inhibition enzymatique - Analyse multi-toxines	- L'identification n'est possible que lorsque des étalons de référence pour chaque toxine sont disponibles - Nécessité de passer par une purification et une pré-concentration de l'échantillon d'eau sur cartouche SPE (extraction sur phase solide) avant l'analyse par HPLC - Possibilité d'interférences de détection lorsque les matrices sont complexes et présentent de la matière organique - Difficulté de détection des saxitoxines - Coût de l'équipement
HPLC-MS Détection par spectre de masse caractéristique	Microcystines, nodularines, anatoxines, saxitoxines et cylindrospermopsine	10-100 ng/L	- Plus grande sélectivité et meilleure quantification par rapport aux tests immunologiques et les tests d'inhibition enzymatique - Analyse multi-toxines - Meilleure sélectivité que la méthode HPLC-UV	L'identification n'est possible que lorsque des étalons de référence pour chaque toxine sont disponibles Nécessité de passer par une purification et une pré-concentration de l'échantillon d'eau sur cartouche SPE (extraction sur phase solide) avant l'analyse par HPLC - Coût de l'équipement