

LES SYNTHÈSES

de l'Office International de l'Eau

**Les proliférations de cyanobactéries :
facteurs de développement,
conséquences sur les usages et
mesures de gestion**

Elise COLBERT

Février 2017



*O f f i c e
I n t e r n a t i o n a l
d e l ' E a u*

En partenariat avec des organismes d'enseignement supérieur, l'OIEau propose des états de l'art synthétiques sur différents sujets liés à l'eau. Ces synthèses sont rédigées par des élèves dans le cadre de leur cursus de formation.

Cette synthèse documentaire « **Les proliférations de cyanobactéries : facteurs de développement, conséquences sur les usages et mesures de gestion** » a été effectuée par **Elise COLBERT**, élève post-master (bac+6/7) d'AgroParisTech-ENGREF en voie d'approfondissement et mastère spécialisé « Gestion de l'eau » à Montpellier.

Le contenu de ce document n'engage la responsabilité que de son auteur, il ne reflète pas nécessairement les opinions ou la politique de l'OIEau.

Toute utilisation, diffusion, citation ou reproduction, en totalité ou en partie, de ce document ne peut se faire sans la mention expresse du rédacteur, de l'Établissement d'origine et de l'OIEau.

SYNTHESE

Les proliférations de cyanobactéries : facteurs de développement, conséquences sur les usages et mesures de gestion

COLBERT Elise
colbert.elise@gmail.com

Février 2017

AgroParisTech
Centre de Montpellier
648 rue Jean-François Breton – BP 44494
34093 MONTPELLIER CEDEX 5
Tél. : (33) 4 67 04 71 00
Fax : (33) 4 67 04 71 01
www.agroparistech.fr

Office International de l'Eau
Service gestion et valorisation
de l'information et des données
15 rue Edouard Chamberland
87 065 LIMOGES CEDEX
Tél : (33) 5 55 11 47 47
www.oieau.org

ABSTRACT

The development of Cyanobacteria in freshwater is widespread worldwide. Proliferation of these microorganisms has taken place in specific environmental and physico-chemical conditions: high temperatures, standing water and places where there is high availability of nutrients (such as phosphorus and nitrogen). Phosphorus is seen as the limiting factor of cyanobacteria proliferation as this element is naturally rare in water. Nitrogen is also an important nutrient but not limiting as some cyanobacteria's species can fix atmospheric nitrogen. Phosphorus input control is an important checkpoint to reduce cyanobacteria proliferation. In agricultural and urban environments phosphorus can come from agricultural input and wastewater released into natural water. Water bodies also contain an internal charge of phosphorus stocked in the sediment. Cyanobacteria proliferation in water for recreational use or drinking water supply is a major problem due to the health risks associated with the potential production of cyanotoxins. In the event of water contamination, preventive measures are introduced in order to limit population exposure.

Keywords : Cyanobacteria, proliferation, freshwater, nitrogen, phosphorus, preventive measures.

RESUME

Le développement des cyanobactéries dans les plans d'eau est un phénomène mondial. La prolifération de ces micro-organismes se déroule dans des conditions environnementales et physico-chimiques spécifiques : température élevée, eau stagnante et disponibilité en éléments nutritifs (azote et phosphore) importante. Le phosphore est considéré comme le facteur limitant à la prolifération des cyanobactéries car cet élément est naturellement rare dans l'eau. L'azote n'est pas un facteur limitant à leur développement car certaines espèces de cyanobactéries peuvent fixer l'azote atmosphérique dissous dans l'eau. La maîtrise des apports de phosphore est donc un point de contrôle déterminant. Dans les milieux agricoles et urbanisés le phosphore peut provenir de sources externes telles que les rejets d'assainissement des eaux usées et les intrants agricoles. Les plans d'eau disposent également d'une charge interne de phosphore contenue dans les sédiments. Le relargage du phosphore se déroule lorsque l'interface eau-sédiments se trouve en condition anoxique. Les plans d'eau sont particulièrement sujets aux dépôts de sédiments en raison des faibles courants. La prolifération de cyanobactéries dans un plan d'eau à usage récréatif ou alimentation en eau potable constitue un problème majeur en raison des risques sanitaires liés à la production potentielle de cyanotoxines. En cas de contamination des plans d'eau, des mesures préventives sur les usages de l'eau sont instaurées afin de limiter l'exposition des populations.

Mots clés : Cyanobactérie, prolifération, plans d'eau, azote, phosphore, mesures préventives.

Abréviations

ANR : Agence Nationale de la Recherche

CSHPPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

DJA : Dose Journalière Admissible

IRSTEA : Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

nm : nanomètres

Table des matières

ABSTRACT	2
RESUME	2
Abréviations	3
INTRODUCTION	5
LES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES FAVORISANT LE DEVELOPPEMENT DES CYANOBACTERIES EN ZONE CONTINENTALE.....	5
LES STRATEGIES D'ADAPTATION DES CYANOBACTERIES	6
Le cycle de vie des cyanobactéries.....	6
La disponibilité en phosphore : facteur limitant	6
Adaptation à de faibles intensités lumineuses.....	6
Adaptation aux milieux carencés en azote.....	7
Déplacement au sein de la colonne d'eau	7
L'IMPACT DES PARAMETRES HYDROMORPHOLOGIQUES	7
LES MESURES DE GESTION DES EFFLORESCENCES CYANOBACTERIENNES.....	8
LE CADRE REGLEMENTAIRE	8
Eau potable.....	8
Eaux de baignade et activités récréatives	9
Autres usages	10
MESURES DE GESTION CURATIVES	11
Actions chimiques de lutte contre les proliférations	11
Actions sur les sédiments de réduction de la charge interne en nutriments	12
Actions sur le régime hydrologique.....	12
Gestion hydraulique de la retenue par renouvellement de l'eau	12
Mélange artificiel de l'eau du réservoir	12
LA REDUCTION DES FLUX NUTRIMENTS VERS LES ECOSYSTEMES.....	13
Des politiques qui luttent contre l'eutrophisation.....	13
Limites de ces actions : exemple du lac du Bourget.....	13
TECHNIQUES EMERGENTES POUR ACCROITRE LA REACTIVITE DES GESTIONNAIRES	14
QUANTIFICATION DE L'ABONDANCE DES CYANOBACTERIES ET LEURS TOXINES.....	14
DEVELOPPEMENT DE SYSTEMES D'ALERTE.....	15
CONCLUSION	15
Bibliographie.....	20

INTRODUCTION

Les cyanobactéries sont des microorganismes ubiquistes, qui se retrouvent en milieu marin, en eau douce et dans les cours d'eau. D'après le Code de Nomenclature Botanique International, la famille des Cyanophées comprend environ 150 genres et près de 2 000 espèces (Hoek et al., 1995). Les exigences de croissance diffèrent entre les espèces. Certaines conditions environnementales peuvent favoriser une croissance rapide de leur population, on parle alors de prolifération. Les cyanobactéries représentent une menace potentielle pour l'Homme car certaines espèces sont capables de synthétiser des toxines intracellulaires pouvant être libérées dans le milieu (Bartram et al., 1999). L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) classe ce phénomène comme un risque sanitaire potentiel. De plus, la prolifération des cyanobactéries cause de nombreux impacts environnementaux : réduction de la biodiversité phytoplanctonique, désoxygénation du milieu, diminution de la transparence de l'eau et mortalité de la faune par intoxication en cas de production de toxines. Ces épisodes engendrent également des impacts négatifs sur les usages de l'eau avec des pertes économiques associées à la restriction des usages (industrie du tourisme impactée) et à l'augmentation des coûts de traitement. En revanche, lorsqu'elles sont présentes en faible quantité dans le milieu, les cyanobactéries ne constituent pas de risque sanitaire majeur.

Dans un contexte d'accroissement des épisodes de proliférations au sein des réserves d'eau douce à travers le monde, la question de la gestion de ce phénomène émerge durablement dans un souci commun de préserver les usages des ressources. En France, plus de 50% des efflorescences présenteraient des effets toxiques (Laplace-Treytoure, 2016).

Le contrôle de la prolifération des cyanobactéries représente des enjeux écologiques, sanitaires et économiques majeurs. La compréhension approfondie du rôle des différents facteurs biotiques et physico-chimiques dans l'apparition du phénomène est fondamentale pour sa gestion et son contrôle. Tous ces paramètres présentent des interactions complexes, ce qui rend la prévision du phénomène d'efflorescence difficile (Bernard, 2014) et sa gestion complexe.

Quelles sont les conditions qui favorisent les épisodes d'efflorescence ? Quel est le cadre réglementaire en France pour la surveillance des cyanobactéries ? Quels sont les leviers de gestion ? Les objectifs de cette synthèse sont de faire l'état de l'art sur les connaissances actuelles en matière de conditions de développement des cyanobactéries, des mesures préventives et de gestion, afin de mettre en place des stratégies de gestion efficaces de long terme.

LES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES FAVORISANT LE DEVELOPPEMENT DES CYANOBACTERIES EN ZONE CONTINENTALE

LES STRATEGIES D'ADAPTATION DES CYANOBACTERIES

Le cycle de vie des cyanobactéries

Les cyanobactéries sont des bactéries naturellement présentes dans les milieux aquatiques, soit dans la colonne d'eau, dispersées ou en colonies (phytoplancton), soit inféodées aux sédiments (phytobenthos). Elles se situent au sein du premier maillon de la chaîne trophique alimentaire des écosystèmes, le phytoplancton, composé de microorganismes photosynthétiques diversifiés. Les maillons supérieurs de la chaîne trophique (zooplancton, poissons herbivores et carnivores) se nourrissent par prédation et broutage. La prolifération de cyanobactéries résulte d'une rupture de l'équilibre de l'ensemble de la communauté aquatique.

Les cyanobactéries présentent des cycles de développement saisonniers. En dessous d'une température seuil, les cyanobactéries entrent en phase benthique, forme végétative qui leur permet de résister lorsque les conditions environnementales sont peu favorables à leur développement. Les cyanobactéries produisent des cellules de résistance (les hormogonies et les akinètes). Ces cellules contiennent des réserves qui leur permettent de survivre dans les sédiments en l'absence de lumière ainsi qu'à de faibles températures. Le recrutement de cet inoculum se déroule lorsque les conditions environnementales deviennent favorables à leur croissance. Il existe différents processus de recrutement :

- Passif : le brassage des eaux dû au vent remet les cellules en suspension dans la colonne d'eau.
- Actif : l'augmentation de l'intensité lumineuse (cas *Anabaena*) et de la disponibilité des nutriments (cas *Aphanizomenon*) au niveau de la surface eau-sédiment entraîne une reprise de l'activité métabolique des cellules (Jourdain, 2010).

La disponibilité en phosphore : facteur limitant

Le phosphore est considéré comme étant le facteur limitant commun à la prolifération de l'ensemble des espèces de phytoplancton car cet élément est naturellement rare dans l'eau. La sédimentation de la matière organique en décomposition, l'altération des roches ainsi que l'érosion des sols contribuent à augmenter la concentration de phosphore dans le plan d'eau (Barroin, 1999). Au-delà d'une concentration totale de 0,01 µg/L de phosphore, les cyanobactéries peuvent proliférer dans le milieu, si les autres conditions nécessaires à leur développement sont réunies (Chorus et al., 1999). Toutefois, des études portant sur des centaines de lacs européens ont montré qu'en-deçà d'une concentration de phosphore total de 20 µg/L les cyanobactéries sont très rarement dominantes dans le milieu (Fastner et al., 2015).

Adaptation à de faibles intensités lumineuses

Les cyanobactéries sont des organismes photosynthétiques. En présence de lumière elles synthétisent de la matière organique à partir du CO₂ atmosphérique et de nutriments. L'appareil photosynthétique des cyanobactéries comprend de la chlorophylle-a, pigment qui absorbe fortement à 430 nm et 660 nm, et de la phycocyanine, pigment qui absorbe les longueurs d'onde comprises entre 610 et 655 nm. Par ailleurs, certaines espèces possèdent des pigments supplémentaires tels que la phycoérythrine (absorption entre 490 et 570 nm) et les caroténoïdes (absorption à 450 nm). Grâce à ces différents pigments, les cyanobactéries peuvent absorber un large spectre d'ondes lumineuses, avantage compétitif considérable vis-à-vis des autres organismes photosynthétiques. En milieu turbide, les cyanobactéries riches en phycocyanine ont tendance à dominer la biomasse planctonique au niveau de la zone intermédiaire des lacs (le métalimnion). Par exemple, dans les lacs périalpins comme le Bourget, on retrouve l'espèce *Planktothrix rubescens* dans la zone intermédiaire. A l'inverse

Microcystis se développe en surface où l'intensité lumineuse est importante et la concentration en nutriment plus faible.

Adaptation aux milieux carencés en azote

L'azote est un composé indispensable à la croissance des êtres vivants. Certaines espèces de cyanobactéries possèdent l'enzyme nitrogénase qui permet la transformation de l'azote atmosphérique en ammonium. C'est une enzyme spécifique aux cyanobactéries. La carence d'azote dans le milieu favorise la prolifération des cyanobactéries fixatrices d'azote atmosphériques face aux autres espèces de phytoplancton. Les genres possédant cette enzyme sont notamment *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* et *Nodularia*. D'après Smith (1983) les cyanobactéries dominent lorsque le rapport stœchiométrique azote sur phosphore (rapport N/P) est inférieur à 29.

Déplacement au sein de la colonne d'eau

La plupart des cyanobactéries planctoniques disposent de vacuoles gazeuses intracellulaires leur permettant d'ajuster leur position verticale au sein la colonne d'eau pour se positionner au niveau où les conditions leur sont plus favorables (Hayes et al., 1986, Mur et al., 1999). En effet, les nutriments azote et phosphore nécessaires au développement des cyanobactéries sont abondants près des sédiments où se déroule la minéralisation de la matière organique, tandis que l'intensité lumineuse est plus importante près de la surface. Les espèces possédant cet avantage compétitif se rencontrent généralement dans les plans d'eau dont la profondeur est supérieure à 3 mètres. Les espèces concernées sont notamment *Microcystis*, *Anabaena* et *Aphanizomenon*.

L'IMPACT DES PARAMETRES HYDROMORPHOLOGIQUES

L'hydromorphologie d'une masse d'eau comprend les aspects morphologiques (surface, variation de la profondeur) et le régime hydrologique (débits entrant et sortant, qui déterminent le temps de séjour de l'eau). Ces paramètres impactent la stabilité de la colonne d'eau, le régime de stratification thermique ainsi que les échanges entre la colonne d'eau et les sédiments. Le développement des cyanobactéries est contrôlé par le fonctionnement hydromorphologique de la masse d'eau.

Dans les plans d'eau à faible circulation le renouvellement de l'eau est faible. Un régime de stratification thermique se met en place dès lors que la température de l'air est stable et la profondeur importante. En région tempérée, le régime de stratification thermique d'un plan d'eau suit un cycle saisonnier. En période estivale, trois couches se forment selon un gradient de température et d'intensité lumineuse : l'épilimnion, le métalimnion et l'hypolimnion. Les écarts de températures entraînent une différence de densité entre les couches qui se forment. Durant cette période, les particules fines ont le temps de sédimenter, entraînant l'accumulation du phosphore dans les sédiments. En conditions anoxiques, le phosphore et l'azote contenus dans les sédiments sont libérés. Ce phénomène se produit en été, suite à l'épuisement de l'oxygène dissous¹. Les produits issus de la minéralisation contribuent à l'enrichissement en nutriments de la colonne d'eau et des sédiments. Dans les lacs profonds, un mélange complet de l'eau, le brassage hivernal, a lieu en fin d'hiver favorisant la diffusion des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau.

¹ Cet appauvrissement de l'oxygène est dû à l'activité des bactéries qui minéralisent la matière organique qui se dépose à la surface des sédiments.

Les plans d'eau peu profonds ne présentent pas de régime de stratification thermique saisonnière, la température est relativement uniforme dans toute la masse d'eau. Une faible profondeur favorise le mélange régulier des eaux, notamment via l'action du vent, ce qui facilite les échanges entre l'eau et les sédiments.

Ainsi, la charge interne en nutriments contenue dans les sédiments crée des conditions propices au développement du phytoplancton lorsqu'ils sont libérés dans la colonne d'eau suite à des processus physico-chimiques. Une efflorescence qui apparaît suite à un épisode de brassage des eaux laisse supposer que l'apport de nutriments provient des sédiments plutôt que d'un apport externe du bassin versant.

L'accroissement des besoins en eau (alimentation en eau potable, irrigation, production d'hydroélectricité) a conduit à l'aménagement de nombreux ouvrages hydrauliques sur les cours d'eau. Le ralentissement des courants dû à ces ouvrages ont favorisé l'accélération de l'eutrophisation² des masses d'eau en réduisant leurs capacités auto-épuratrices. Les retenues artificielles contribuent à l'augmentation du temps de séjour et de la température de l'eau. Ainsi, les aménagements des cours d'eau ont amplifié le phénomène de prolifération de cyanobactéries.

Ainsi, les cyanobactéries présentent des stratégies de développement diversifiées leur permettant de proliférer au sein d'une large niche écologique. C'est la combinaison des différents facteurs environnementaux et hydromorphologiques qui peuvent expliquer en partie le phénomène de prolifération des cyanobactéries. Parmi les paramètres favorables à leur développement, certains ne peuvent être maîtrisés : l'intensité lumineuse, la température de l'eau et le brassage hivernal. En revanche, la teneur en phosphore et le régime hydrique sont autant de facteurs sur lesquels les gestionnaires ont la possibilité d'agir pour limiter les risques de prolifération, comme nous le verrons par la suite.

LES MESURES DE GESTION DES EFFLORESCENCES CYANOBACTERIENNES

LE CADRE REGLEMENTAIRE

Le développement des cyanobactéries s'accompagne régulièrement d'une production de toxines nocives pour la santé humaine et animale. Ces toxines sont classées selon leurs effets sur la santé. Elles peuvent agir sur le foie (hépatotoxines), le système nerveux (neurotoxines) ou provoquer des irritations en cas de contact avec la peau (dermatotoxines). Une même espèce de cyanobactérie peut présenter des clones toxiques et non toxiques (Chorus et al., 1999). Depuis les années 2000, les réglementations françaises et européennes s'intéressent aux problèmes sanitaires liés à la présence de ces toxines dans les eaux destinées à la consommation humaines et dans les sites à vocation récréative.

Eau potable

² « L'enrichissement des eaux en matières nutritives qui entraîne une série de changements symptomatiques tels que l'accroissement de la production d'algues et de macrophytes, la dégradation de la qualité de l'eau et autres changements considérés comme indésirables et néfastes aux divers usages de l'eau. » (OCDE, 1982)

Les cyanobactéries synthétisent différentes toxines dont les microcystines, les anatoxines et les saxitoxines. Les microcystines sont les cyanotoxines les plus communément produites, environ 70 variantes différentes sont recensées, la plus répandue étant la microcystine-LR (Ho et al., 2012). Dans le secteur de l'eau potable, les recommandations publiées par l'OMS reposent sur la mesure de la concentration de la microcystine-LR uniquement, car c'est la seule toxine dont les données toxicologiques concernant la dose journalière admissible (DJA) sont connues. La valeur guide maximale préconisée par l'OMS est d'un microgramme par litre d'équivalent microcystine-LR³. En France, le décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 s'appuyait sur la valeur maximale publiée par l'OMS pour définir le seuil de qualité des eaux destinées à la consommation humaine. L'arrêté du 11 janvier 2007 a étendu la valeur limite d'un microgramme par litre au dosage des microcystines totales.

Eaux de baignade et activités récréatives

En France les premières recommandations concernant la surveillance des cyanobactéries dans les eaux de baignade datent de 2003 par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPPF). Le circulaire DGS/SD 7 A n° 2003-270 préconise aux gestionnaires des plans d'eau d'effectuer une surveillance visuelle de leurs sites de baignade, et de suivre le plan décisionnel présenté ci-dessous qui se décline en trois niveaux d'intervention. Cependant, cette circulaire n'a pas vocation à proposer des « méthodes validées et normalisées de dénombrement et/ou de détection des cyanobactéries ou de leurs toxines ». Le plan décisionnel repose sur des seuils d'alerte mesurés en nombre de cellules de cyanobactéries par millilitre (voir Annexe 1), les seuils ont été révisés en 2006. Trois niveaux d'alerte sont fixés :

- **Le niveau d'alerte 1** est déclenché à partir 20 000 à 100 000 cellules par millilitre. Les activités du site peuvent être maintenues. La mesure à appliquer est l'information du public.
- **Le niveau d'alerte 2** est déclenché lorsque la concentration est supérieure à 100 000 cellules par millilitre. Les mesures à appliquer sont l'information du public, la limitation de baignade si la concentration en microcystine-LR est inférieure à 25 microgrammes par litre ou l'interdiction de baignade sinon.
- **Le niveau d'alerte 3** est déclenché lorsqu'une écume de cyanobactéries se forme à la surface du plan d'eau. Les mesures à appliquer sont l'interdiction de tous les usages, l'information du public et le suivi du déplacement des écumes.

La directive européenne 2006/7/CE est venue compléter la réglementation concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade. L'article 8 intègre le contrôle des organismes photosynthétiques dans le suivi de qualité des plans d'eau, paramètre qui n'était pas pris en compte auparavant. Cet article instaure également l'obligation de réaliser un « profil » des eaux de baignade. Ce profil a pour objectif d'identifier les sources de pollution potentielles et définir des mesures de gestion pour prévenir les risques de pollution. Cependant il n'existe aucun contrôle de l'application des recommandations issues de ces profils de baignade. Le constat est fait par endroit que la mise en œuvre de ces mesures est fonction de la motivation et des moyens consacrés par les gestionnaires (Commission Locale de l'Eau du SAGE Isle Dronne, 2016).

³ Les résultats des analyses ne permettent pas de distinguer les différentes variantes de microcystines.

La directive 2006/7/CE impose aux gestionnaires des eaux de baignade de réaliser une surveillance visuelle de leur site : mesure de la transparence de l'eau⁴, détection de la présence d'écume. Le signal d'alerte repose sur l'observation d'une coloration de l'eau ou de la réduction de la transparence de l'eau. Néanmoins, cette surveillance visuelle présente de nombreuses limites :

- La production de cyanotoxines peut précéder l'apparition d'efflorescence visible (Brient et al., 2004 ; Sinang et al. 2013). De plus, certaines espèces prolifèrent sans former d'efflorescence visible (cas de l'espèce *Planktothrix agardhii*) tandis que la concentration de microcystines peut atteindre jusqu'à 200-400 µg / L (Chorus et al., 1999).
- L'efflorescence peut n'être visible qu'à une certaine heure de la journée⁵, dans la matinée lorsque l'activité photosynthétique des cyanobactéries est maximale.
- Le manque d'expérience ou de formation de certains observateurs.

En complément de la surveillance réalisée par les responsables des eaux de baignade, les Agences Régionales de Santé (ARS) effectuent des contrôles sanitaires des eaux durant la saison balnéaire. La fréquence minimale des prélèvements est d'une fois par mois. Leurs prélèvements portent sur la recherche de germes microbiens pathogènes. En revanche il n'y a pas de suivi systématique des cyanobactéries. Les ARS ne réalisent le suivi des cyanobactéries qu'en cas de suspicion d'apparition d'efflorescence. Le protocole de suivi n'est pas homogène entre les départements.

Au-delà des recommandations de surveillance publiées par la Direction générale de la Santé, aucun protocole de prélèvement n'est préconisé pour l'échantillonnage (Briand, 2008). Généralement, dans le cadre d'un protocole de suivi, un seul point de prélèvement, à l'endroit le plus fréquenté ou au lieu de formation de l'efflorescence, est réalisé. Cependant, un seul point ne peut s'avérer suffisant car il n'est pas représentatif de l'ensemble de la biomasse présente dans le plan d'eau, surtout lorsque la surface est importante (Briand, 2008). Au préalable il est recommandé de définir les zones sensibles du plan d'eau pour déterminer les points de prélèvement. Cependant, les contraintes financières impactent nombre de prélèvements et leur fréquence. Les coûts de ces analyses sont lourds pour les communes qui sont responsables de la baignade. Sur les grands plans d'eau, les coûts de l'étude du fonctionnement hydrologique et hydrobiologique sont compris entre 40 000 et 70 000 euros. (Coulon, 2016).

Autres usages

L'irrigation est un usage important de la ressource en eau. Les études portant sur le transfert des toxines aux cultures via l'irrigation sont encore peu nombreuses. Un seul cas de contamination de culture a été recensé dans la littérature. Il s'agit de la contamination d'une culture de laitue en 1998 en Angleterre après aspersion des plants par de l'eau contaminée contenant des toxines de l'espèce *Mycrosystis aeruginosa* (Codd et al., 1999 ; Metcalf et al., 2014). Cette contamination a été détectée sur les feuilles de laitue et celles-ci ont été retirées de la commercialisation par mesure de précaution.

La persistance des cyanotoxines dans le milieu est une question fondamentale pour ce qui concerne la restriction des usages. En laboratoire, ces toxines peuvent supporter de fortes températures et des pH extrêmes de 1 à 12. Dans le milieu naturel, les cyanotoxines sont

⁴ La transparence de l'eau se mesure avec un disque de Secchi. Lorsque la hauteur mesurée est inférieure à 50 cm, c'est un indicateur de l'eutrophisation de la retenue.

⁵ Certaines espèces sont capables de réguler leur position au sein de la colonne d'eau.

soumises à la photolyse des UV du soleil. Le temps de demi-vie des cyanotoxines est de quelques jours à quelques semaines (Metcalf et al., 2014). Les microcystines sont des molécules stables (temps de demi-vie estimé entre 90 et 120 jours pour la microcystines-LR), tandis que les anatoxines-a sont beaucoup plus instables.

MESURES DE GESTION CURATIVES

Ces mesures permettent de restaurer provisoirement l'usage d'un plan d'eau. Néanmoins celles-ci sont susceptibles de causer des dommages sur la faune et la flore. Les choix des actions à entreprendre sont à évaluer selon l'analyse des coûts-bénéfices, des ressources humaines disponibles, de la faisabilité technique et des impacts environnementaux-socio-économiques (Anderson et al., 2007). Les mesures curatives sont des mesures d'urgence qui ne sont pas vouées à être utilisées comme des méthodes de gestion de long terme.

Actions chimiques de lutte contre les proliférations

Les méthodes de lutte chimiques sont adoptées dans une perspective de court terme pour contrôler la prolifération des cyanobactéries mais ces méthodes sont controversées. Les impacts économiques engendrés par les restrictions d'usage des plans d'eau pendant les épisodes d'efflorescence peuvent inciter les gestionnaires à recourir à des méthodes chimiques. En France l'utilisation de ces composés est déconseillée par l'avis de mai 2003 publié par le CSHPF mais ils peuvent toutefois être appliqués par dérogation (Annexe 2). Le sulfate de cuivre est l'algicide le plus communément utilisé. Cet algicide a une action inhibitrice sur la photosynthèse, la multiplication cellulaire et la fixation d'azote (Barroin, 1999). Le cuivre est toxique pour les cyanobactéries à partir d'une concentration comprise entre 0,06 et 0,25 mg/L (Corkal, 2002). Le traitement au cuivre présente de nombreux impacts sanitaires et environnementaux. Tout d'abord son application entraîne la lyse des cellules et la libération des cyanotoxines dans le milieu. De plus, son action est non spécifique : il agit également sur le zooplancton et les poissons (Shao et al., 2013). Enfin, le cuivre ne se dégrade pas : il précipite et s'accumule dans les sédiments. Par conséquent cette mesure de gestion n'est pas adaptée aux efflorescences toxiques dans plan d'eau fermé.

Des chercheurs s'intéressent actuellement à l'utilisation de l'eau oxygénée (H_2O_2) pour lutter contre les proliférations de cyanobactéries. D'après des résultats obtenus en laboratoire, l'eau oxygénée agirait de façon ciblée et efficace à faible concentration (Matthijs et al., 2011). L'eau oxygénée est un inhibiteur de la photosynthèse. Après addition de ce composé, les populations de cyanobactéries déclinent deux fois plus rapidement que les populations des autres espèces eucaryotes photosynthétiques. Les études menées en laboratoire ont montré des résultats efficaces sur les cyanobactéries *Planktothrix rubescens* à partir d'une concentration de 1,75 mg/L d'eau oxygénée (Matthijs et al., 2011). En terme d'impact sur le milieu, l'eau oxygénée se dégrade rapidement dans l'eau, de l'ordre de quelques heures à quelques jours, et ne laisse aucune trace dans l'environnement (Matthijs et al., 2011). En présence de fer ou de manganèse, l'exposition de l'eau oxygénée à la lumière peut produire un réactif chimique toxique (radical hydroxyl), causant une détérioration des cellules des espèces. A ce jour une seule expérience en condition réelle⁶ a été réalisée. La profondeur maximale du lac Koetshuis est de deux mètres et sa surface est de 0,12 km². L'expérience a porté sur une concentration de 2 mg/L de H_2O_2 dans l'ensemble du lac. Malgré des résultats encourageants, de nombreuses questions restent à élucider avant de pouvoir utiliser ce réactif en routine pour lutter contre les proliférations de cyanobactéries. Tout d'abord la question du dosage selon la composition de la population aquatique du lac, la fréquence d'application et l'efficacité du traitement après plusieurs applications, développement de la résistance des cyanobactéries à ce traitement notamment.

⁶ Sur le lac Koetshuis aux Pays-Bas touché par des efflorescences de la cyanobactérie *Planktothrix agardhii*.

Actions sur les sédiments de réduction de la charge interne en nutriments

Dans un réservoir d'eau, le phosphore est présent sous différentes formes : sous forme de phosphates au sein de la colonne d'eau (forme directement disponible pour les cyanobactéries) et dans les sédiments (réserve interne). Différentes méthodes de lutte existent pour réduire la disponibilité en nutriments directement assimilables et stockés dans les sédiments.

Les méthodes de court terme sont basées sur l'utilisation des réactifs chimiques tels que les composés d'aluminium (sulfate d'aluminium, chlorure d'aluminium) pour réduire la concentration de phosphates dans la colonne d'eau. Ces réactifs entraînent la précipitation du phosphore et son accumulation dans les sédiments. Néanmoins, les impacts environnementaux ne sont pas négligeables. Afin d'éviter les risques de toxicité de l'aluminium, le pH de la masse d'eau doit être maintenu entre 6 et 8 (Jorgensen et al., 2005). Cependant, il s'agit de mesures provisoires car certaines conditions permettent ensuite la dissolution des précipités stockés dans les sédiments (changement de pH, anoxie de l'eau). Les mesures de long terme se concentrent sur la problématique du relargage du phosphore contenu dans les sédiments. Le Phoslock est un nouveau procédé développé en Australie qui permet d'assurer le recouvrement des sédiments par une couche argileuse imperméabilisante formée de bentonite et d'argile (Phoslock Water Solutions Ltd., 2017). Le curage des sédiments est une autre méthode curative adoptée pour réduire significativement la charge interne en éléments nutritifs d'une retenue. Cette méthode de lutte curative doit s'accompagner de mesures de luttes préventives concernant le contrôle des apports externes de phosphore en provenance de l'ensemble du bassin versant. L'extraction des sédiments présente divers inconvénients à considérer dans le choix de la mesure de gestion. Tout d'abord, le curage est une méthode chère qui suppose souvent une mise en assec du plan d'eau. De plus, les microorganismes auto-épurateurs présents à la surface des sédiments sont évacués avec les sédiments. Enfin, les sédiments sont parfois considérés comme des déchets ce qui pose la question de leur devenir après extraction.

Actions sur le régime hydrologique

Gestion hydraulique de la retenue par renouvellement de l'eau

Cette méthode consiste à limiter le temps de séjour de l'eau dans la retenue en augmentant les débits d'entrée et de sortie. Ce renouvellement atténue la période de sédimentation de la matière organique et réduit donc l'instauration de conditions anoxiques à la surface des sédiments, propices au relargage des nutriments. Cependant, l'augmentation de la vitesse du courant peut entraîner une remise en suspension des sédiments superficiels et accroître la turbidité de l'eau de la retenue et de la rivière en aval, restreignant la baignade et les activités nautiques. En termes économiques, ce processus induit des coûts directs sur la main d'œuvre nécessaire à la manipulation des ouvrages, et des coûts indirects dus à l'usure des organes et à leur maintenance. Le cas extrême est la vidange complète du réservoir pour chasser les cyanobactéries et les sédiments en suspension dans la colonne d'eau. Cette action est soumise à déclaration ou à autorisation en fonction du volume de la retenue.

Mélange artificiel de l'eau du réservoir

Cette méthode permet une oxygénation de l'eau. Ce procédé a pour effet indirect une remise en suspension des nutriments se trouvant en surface des sédiments. Afin que le bullage soit efficace contre les cyanobactéries plusieurs conditions sont nécessaires : les dispositifs de bullage doivent être répartis de façon homogène tout au long de la surface horizontale du lac

et la profondeur du mélange doit être suffisante pour entraîner les cyanobactéries dans la zone euphotique (Visser et al., 2015). Cette méthode a été utilisée sur le lac de Grangent.

LA REDUCTION DES FLUX NUTRIMENTS VERS LES ECOSYSTEMES

Le recours à des mesures préventives vise à réduire la capacité des milieux à favoriser le développement des cyanobactéries sur le long terme. Ces mesures se concentrent sur la réduction des apports externes des nutriments dans le milieu et sur une approche intégrée à l'échelle du bassin versant.

Des politiques qui luttent contre l'eutrophisation

La directive 91/676/CEE du 12 décembre 1991, appelée directive "nitrates", vise à réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origines agricoles. En France, l'application de cette directive s'est traduite par un classement des zones dites vulnérables. Ces zones sont contraintes à la mise en place de pratiques agricoles spécifiques.

La directive européenne relative aux eaux résiduaires urbaines (D.E.R.U) du 21 mai 1991 a encouragé la réduction des flux de phosphore à travers le développement des stations d'épuration sur l'ensemble du territoire ainsi que l'amélioration du traitement des eaux usées avec l'instauration d'un traitement tertiaire. Les limites de rejet de phosphore total autorisées par l'Union Européenne sont de 1 à 2 mg/L⁷. Enfin, le Grenelle de l'environnement a définitivement banni l'utilisation des phosphates dans les lessives et les détergents pour lave-vaisselle automatique depuis fin 2014 avec le Décret n° 2014-1671 du 30 décembre 2014.

Limites de ces actions : exemple du lac du Bourget

Cette politique de réduction des nutriments présente des limites telles que l'illustre le cas du lac du Bourget. Suite à une diminution des concentrations en phosphore initiée dans les années 90, la croissance estivale de nombreuses espèces de phytoplancton a été réduite, permettant le développement récurrent d'une nouvelle espèce, la cyanobactérie toxique *Planktothrix rubescens*, espèce filamenteuse, dans le métalimnion à partir de 1996 (Humbert et al., 2007). C'est une espèce typique des lacs profonds et mésotrophes⁸ (Reynolds et al., 2002). Le rapport final portant sur l'étude lourde du lac du Bourget entre 2004 et 2005 souligne en effet que les proliférations de *P. rubescens* « traduisent aussi, paradoxalement, une amélioration globale de la qualité des eaux du lac puisque le développement de cette espèce a été rendu possible par une production moindre du compartiment phytoplanctonique au sein de l'épilimnion, en relation avec la diminution des concentrations en phosphore dans cette strate » (Humbert et al., 2007). De fait, la baisse de la production phytoplanctonique en surface a entraîné une augmentation de la transparence au sein des couches inférieures. Ceci a favorisé le développement des espèces présentes dans ces couches inférieures. De plus, en dépit des efforts réalisés pour réduire les flux entrants, la charge contenue dans les sédiments constitue une source de phosphore importante. L'annexe 3 résume la succession des étapes. L'objectif annoncé dans ce rapport était d'atteindre une concentration en phosphate inférieure à 15-20 µg/L pour limiter le développement de l'espèce *P. rubescens*. A partir de 2009 l'espèce *P. rubescens* a décliné tandis que l'espèce *Microcystis* a fait son apparition en 2014. L'adaptation des différentes espèces à une grande diversité de milieu rend la gestion complexe. D'une part, l'écosystème contient toujours des inoculum de cyanobactéries qui

⁷ Varie selon la taille des stations.

⁸ Lac moyennement riche en nutriments. La concentration en phosphate d'un lac mésotrophe est comprise entre 0,01 et 0,035 mg/L.

peuvent proliférer dès que la concentration en phosphore augmente à nouveau. D'autre part les sédiments peuvent constituer longtemps après la baisse des apports externes une charge interne de nutriments.

TECHNIQUES EMERGENTES POUR ACCROITRE LA REACTIVITE DES GESTIONNAIRES

En France, les analyses de dénombrement de cyanobactéries et de leurs toxines doivent impérativement être réalisées par un laboratoire accrédité. En mars 2017, 143 laboratoires disposent de l'agrément national pour réaliser des prélèvements et des analyses de phytoplancton (Ministère des affaires sociales et de la santé, 2017). Les analyses reposent sur l'identification des espèces et le comptage des cellules par microscopie. Une des principales contraintes évoquées par les gestionnaires sont les délais d'attente pour recevoir les résultats des analyses de toxicité (Pickhahn et al., 2016). Supérieurs à 48 heures, les délais sont souvent de l'ordre de plusieurs semaines. Ceux-ci sont beaucoup trop élevés face au délai de décision d'un gestionnaire qui doit être extrêmement rapide.

Dans ce contexte, la recherche s'oriente vers l'élaboration de procédés de détection instantanés de quantification de l'abondance de cyanobactéries dans le milieu et de leurs toxines, pour permettre une réaction en temps réel. De plus, les limites rencontrées par la surveillance visuelle conduisent également à la mise en place de dispositifs de surveillance automatiques des plans d'eau.

QUANTIFICATION DE L'ABONDANCE DES CYANOBACTERIES ET LEURS TOXINES

Afin de quantifier in situ l'abondance des cyanobactéries dans le milieu, de nouveaux outils s'appuyant sur la mesure de la fluorescence in vivo des cyanobactéries sont élaborés. Ces méthodes de quantification ne permettent pas de déterminer les espèces et les genres en présence. En France, l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA) utilise un fluorimètre qui mesure la concentration en chlorophylle-a totale et chlorophylle-a associée aux cyanobactéries. La mesure de la concentration de la chlorophylle-a est utilisée comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique pour remplacer les comptages pour la surveillance des baignades. L'IRSTEA a élaboré des seuils de fluorescence sur les lacs du Born dans les Landes. L'enjeu est désormais de mettre en œuvre du protocole en routine avec l'accord de l'agence régionale de la santé (Pickhahn et al., 2016). A terme, l'objectif est d'instaurer de nouveaux seuils d'alerte basés sur la concentration de chlorophylle-a associée aux cyanobactéries⁹. Toutefois les limites des méthodes de fluorescence sont la présence d'autres algues dans le milieu possédant les mêmes pigments que les cyanobactéries.

Afin de quantifier in situ la concentration de toxines, il est possible de recourir à des tests immuno-enzymatiques¹⁰. Ces tests sont basés sur une reconnaissance entre antigènes (les toxines) et anticorps entraînant une coloration de l'essai lorsque des couplages entre antigènes-anticorps se produisent. Ces tests fonctionnent même à faible concentration. Cette détection visuelle à travers la coloration de l'essai permet une réactivité rapide. Toutefois certaines limites sont à prendre en compte : des résultats faux-négatifs peuvent être obtenus (Lehman, 2007), et la sous-estimation de la concentration en toxines (Msagati et al., 2006).

⁹ Actuellement les seuils d'alerte sont basés sur la concentration en cellules de cyanobactéries par mL, mesurés en laboratoire.

¹⁰ Le test ELISA (Enzyme Linked ImmunoSorbent Assay) est le plus communément utilisé.

DEVELOPPEMENT DE SYSTEMES D'ALERTE

Les systèmes d'alerte s'appuient sur des mesures en continu de différents paramètres météorologiques (température, vitesse du vent, direction du vent) et de qualité de l'eau (température de l'eau, profondeur, pH, oxygène dissous) pour prévenir les épisodes de prolifération. Le groupement du projet de recherche PROLIPHYC a conçu des bouées contenant des sondes multi-paramètres couplées à un modèle de prévision de la croissance des cyanobactéries (projet PROLIPHYC¹¹). Les limites rencontrées par ce projet sont un coût des équipements élevé (Agence Nationale de la Recherche, 2013). Le projet OSS-CYANO succède au projet PROLYPHYC avec comme objectif de développer un capteur aérien à moindre coût capable de détecter la présence de cyanobactéries dans un écosystème (Agence Nationale de la Recherche, 2016). Actuellement la télédétection des efflorescences n'est efficace qu'à forte concentration algale et ne permet pas de détecter les signes précoces de prolifération. La question de la différenciation des cyanobactéries des autres espèces algales doit également être résolue afin de mettre en place des systèmes d'alerte efficaces.

CONCLUSION

Cette synthèse s'est intéressée aux cyanobactéries nocives pour la santé car la production de toxines est la principale préoccupation des autorités sanitaires et des gestionnaires conduisant à l'établissement de mesures de gestion de réduction des risques de prolifération et d'exposition humaine. Néanmoins, il est intéressant de préciser que certaines espèces sont utilisées à des fins thérapeutiques et énergétiques

Sur le territoire français, la gestion est encore peu organisée. D'une part, les protocoles de surveillance ne sont pas harmonisés entre les différents départements. D'autre part, les mesures de gestion se focalisent souvent essentiellement sur le fonctionnement de la retenue, par manque de connaissance du bassin versant. La gestion concertée tend à se généraliser dans les bassins versants sensibles à l'eutrophisation, mais la question du pilotage et les obstacles administratifs et financiers freinent le déroulement des projets.

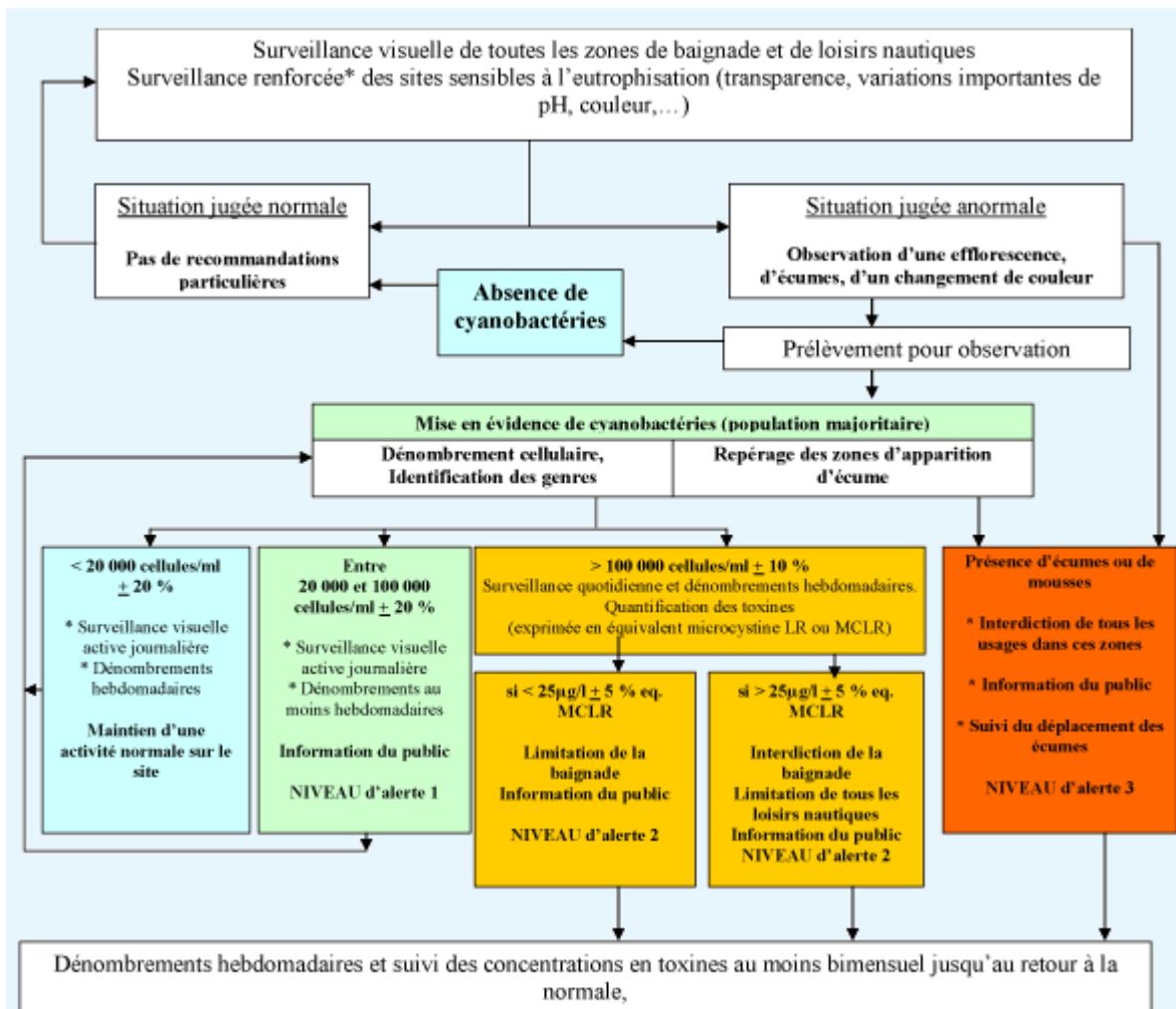
Beaucoup de mécanismes restent à élucider en ce qui concerne la prévision du phénomène d'une part, et les déterminants de la production de toxines d'autre part, afin d'accroître la réactivité des gestionnaires face aux efflorescences. Le choix des mesures de gestion doit s'appuyer sur une analyse approfondie du fonctionnement du milieu car une mauvaise connaissance du milieu environnant et du fonctionnement du plan d'eau peut conduire à la mise en place d'actions coûteuses et peu efficaces (Anderson et al., 2007). Le succès des mesures de restauration repose sur différents paramètres : le niveau de réduction des apports externes de phosphore ainsi que le renouvellement de l'eau pour évacuer le phosphore libéré par les sédiments (Fastner et al., 2015). Néanmoins, en dépit de l'élaboration de mesures de gestion, le phénomène de prolifération ne peut être ni totalement ni définitivement éliminé (Fastner et al., 2015) car les cyanobactéries sont des espèces ubiquistes capables de s'adapter à de nombreuses conditions.

La recherche est très active dans le domaine du suivi et de quantification avec le développement de nouvelles technologies. Actuellement l'observation visuelle est le facteur déclencheur des analyses de toxicité. Cette méthode de suivi est critiquée c'est pourquoi des systèmes d'alerte sont en cours d'élaboration. Ces systèmes reposent sur la détection en

¹¹ Proliférations Phytoplanctoniques, application aux cyanobactéries

temps réel de la concentration en cyanobactéries. Enfin, la quantification des toxines in situ représente également une technologie prometteuse pour une meilleure réactivité de la part des gestionnaires de retenues.

Annexe 1 : Seuils d'alerte et gestion des risques sanitaires



Source : Ministère des affaires sociales et de la santé (publié le 25 mai 2012)

Annexe 2 : Extrait de l'avis de Mai 2003 du CSHPF

CONSEIL SUPERIEUR D'HYGIENE PUBLIQUE DE France

SECTION DES EAUX

SEANCE DU 6 MAI 2003

RECOMMANDATIONS POUR LA GESTION DES SITUATIONS DE CONTAMINATION D'EAUX DE BAINADE ET DE ZONES DE LOISIRS NAUTIQUES PAR PROLIFERATION DE CYANOBACTERIES

AVIS

Considérant :

- les signalements de prolifération de cyanobactéries dans des eaux de baignade et de zones de loisirs nautiques, recensés par les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales dans le cadre du contrôle sanitaire des baignades aménagées et du suivi de zones de loisirs nautiques ;
- les dernières recommandations sur la gestion du risque pour la santé publique lié à la présence cyanobactéries dans les eaux de baignade et de zones de loisirs nautiques publiées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en 1999, les niveaux de danger à considérer et les actions à mettre en oeuvre (cf annexe) ;
- l'absence de certitudes scientifiques sur l'écologie générale, les paramètres conditionnant l'apparition des efflorescences et la production de métabolites et en particulier de toxines par les cyanobactéries, et la faiblesse des données épidémiologiques sur l'impact sanitaire des proliférations en France ;
- le manque de méthodes analytiques normalisées pour les dénombrements des cyanobactéries et la détection ou le dosage de certaines de leurs toxines ;
- les risques sanitaires potentiels pour les baigneurs ou les pratiquants d'activités nautiques, induits par les différentes toxines (dermatotoxines, hépatotoxines, neurotoxines) qui peuvent être associées aux proliférations de cyanobactéries et être à l'origine de pathologies telles que des démangeaisons, des gastro-entérites, voire des atteintes hépatiques ou neurologiques ;
- le projet de directive de la Commission européenne relative à la qualité des eaux de baignade qui introduit le paramètre "prolifération de micro-algues" en tant que paramètre à surveiller dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux de baignade ;

le Conseil supérieur d'hygiène publique de France, à la suite des travaux réalisés par son groupe de travail et après discussion,

1. demande :

- que soit validé un protocole permettant de définir et d'évaluer sur le terrain une "prolifération algale" pouvant déclencher la recherche de cyanobactéries et de leurs toxines,
- que soient validées et normalisées les stratégies et les méthodes de prélèvements et d'analyses relatives à la détermination d'une contamination des eaux de baignades et de zones de loisirs nautiques par des cyanobactéries et leurs toxines pour lesquelles des méthodes existent (dénombrement cellulaire, identification, quantification de toxines),
- que soit réalisée une étude sur les contaminations des eaux de loisirs nautiques par les cyanobactéries et leurs toxines dans le but d'estimer les expositions à prendre en compte pour

évaluer l'impact sanitaire sur les pratiquants de la baignade et des activités de loisirs nautiques,

- qu'une veille épidémiologique soit organisée pour identifier des cas de pathologies associées à des proliférations de cyanobactéries,

2. recommande :

- que soit mis en œuvre un programme de surveillance des zones de baignade et de loisirs nautiques, selon un arbre décisionnel décrit en annexe, afin de détecter toute prolifération algale et que celui-ci soit renforcé dans le cas des zones de baignade et de loisirs nautiques sensibles à l'eutrophisation,

- qu'à la suite de ce programme, un bilan et un recueil de données soient établis à la fin de l'année 2003 pour permettre l'élaboration d'un nouvel avis pour la saison 2004,

- **que l'emploi de toute substance chimique ou procédé physique à effet ou caractère algicide dans les zones de baignades soit proscrit en présence d'une prolifération de cyanobactéries** afin d'éviter les risques de libération des toxines, une éventuelle sélection de souches résistantes et une dégradation de l'environnement,

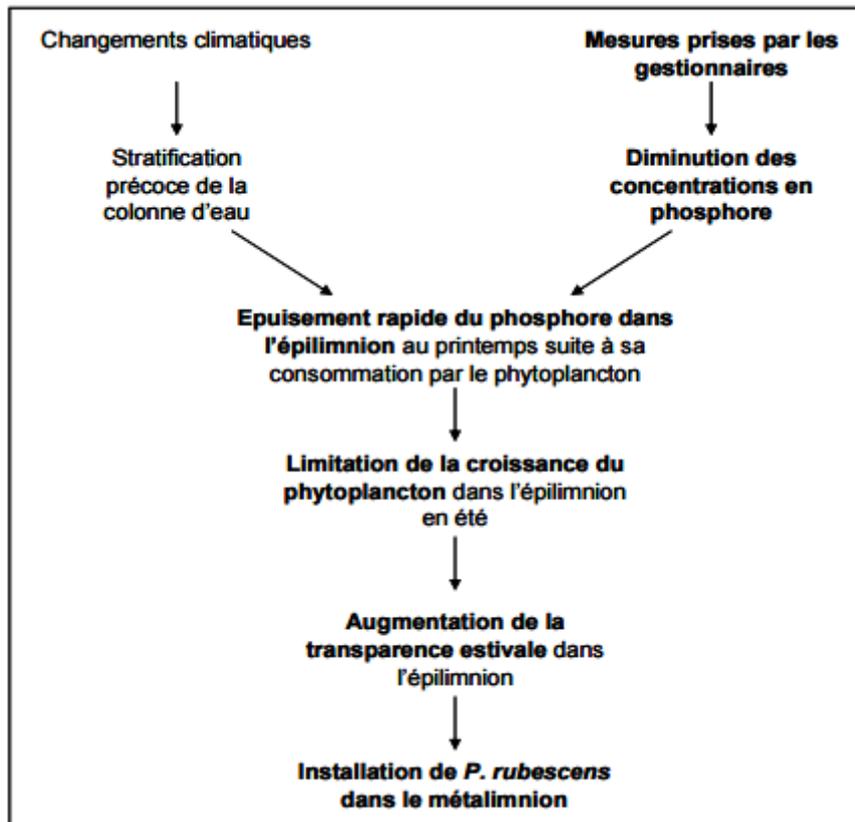
- qu'en l'absence de protocole validé garantissant l'absence de sélection de souches résistantes et de contamination de l'environnement, **l'emploi en mode préventif de toute substance chimique à effet ou caractère algicide dans les zones de baignades soit soumis à autorisation**,

- que la gestion des situations de contamination par des cyanobactéries et/ou leurs toxines et l'information du public soient assurées selon les modalités définies en annexe,

3. estime que malgré l'absence de méthodes validées et normalisées de dénombrement et/ou de détection des cyanobactéries ou de leurs toxines, la mise en œuvre d'une surveillance renforcée des sites de baignade, suivie d'une conduite à tenir détaillée comportant notamment l'information du public (cf annexe), en cas de prolifération de cyanobactéries, constitue actuellement le moyen le plus approprié pour assurer la sécurité des utilisateurs des baignades aménagées et des zones de loisirs nautiques,

4. précise que l'arbre décisionnel devra être réexaminé à la lumière des expériences et des données acquises au cours de l'année 2003.

Annexe 3 : Effets des mesures de gestion sur le lac du Bourget



Source : Humbert et al., 2007

Bibliographie

Littérature scientifique

- Anderson C., Lafontaine N., Meunier P., Turgeon S., 2007. *Prendre son lac en main : Guide synthèse: élaboration d'un plan directeur de bassin versant de lac et adoption de bonnes pratiques*. Québec, Gouvernement du Québec, 25 p.
- Barroin G., 1999. *Limnologie appliquée au traitement des lacs et d'eau*. Thonon-Les-Bain, Agences de l'eau, 215 p. Les études des Agences de l'Eau, Etude n°62.
- Bernard C., 2014. Les cyanobactéries et leurs toxines. *Revue francophone des laboratoires* (460), pp. 53-68.
- Briand E., 2008. *Contribution à la compréhension du déterminisme de la mise en place des proliférations de cyanobactéries et de leur production de toxines*. Thèse pour l'obtention du doctorat en Ecologie Microbienne, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 270 p.
- Brient L., Legeas M., Leitao M., Peigner P., 2004. *Etude interrégionale Grand Ouest sur les cyanobactéries en eau douce : caractérisation de sites à usage d'eau potable et de loisirs vis-à-vis de la prolifération de cyanobactéries. Examen des causes de développement des algues et proposition d'un suivi sanitaire*. Rennes, DDAS, DGS, 82 p.
- Chorus I., Bartram J., 1999. Algae and cyanobacteria in fresh water. Ch. 8. In: Chorus I., Bartram J., *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, E & F Spoon, OMS, 416 p.
- Codd G.A., Metcalf J.S., Beattie K.A., 1999. Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. *Toxicon*, 37(8), pp. 1181-1185.
- Coulon O., 2016. *Les Cyanobactéries dans le bassin Loire-Bretagne : retour expérience large échelle*. Biscarrosse, IRSTEA Bordeaux, 16 p. [Diffusé le 09/03/2016].
- Corkal D., 2002. *Le traitement au cuivre des étangs réservoirs*. Ottawa, Gouvernement du Canada, Service Agriculture et Agroalimentaire Canada, 6 p.
- Fastner J., Abella S., Litt A., Morbito G., Vörös L., Pálffy K., Straile D., Kümmerlin R., Matthews D., Phillips M.G., Chorus I., 2015. Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load – experiences from eight case studies. *Aquatic Ecology*, 50 (3), pp. 367-383.
- Ho L., Sawade E., Newcombe G., 2012. Biological treatment options for cyanobacteria metabolite removal - A review. *Water research*, 46, pp.1536-1548
- Hoek C., Mann D. G., Jahns H. M., 1995. *Algae: An Introduction to Phycology*. Cambridge, Cambridge University Press, 623 p.
- Hayes P. K., Walsby A., 1986. The inverse correlation between width and strength of gas vesicles in cyanobacteria, Bristol. *British Phycological Journal*, 21(2), pp. 191-197.
- Humbert J. F., Jacquet S., Anneville O., 2007. Rapport final sur l'étude lourde du lac du Bourget (2004-2005), Thonon, UMR CARRETEL, 195 p.
- Jourdain M., 2010. *Les effets des variables environnementales sur le recrutement des cyanobactéries et des akinètes*. Maîtrise en Biologie, Université du Québec à Montréal, Montréal, 112 p.
- Jorgensen S. E., Löffler H., Rast W., Straskraba M., 2005. *Lake and Reservoir Management*. 1ère éd., Amsterdam, Elsevier, 512 p. Developments in Water Science, vol.54.

Laplace-Treyture C., 2016. *Les cyanobactéries d'eau douce, une nuisance ?*. Biscarrosse, IRSTEA Bordeaux, 12 p. [Diffusé le 09/03/2016].

Lehman, E.M., 2007. Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis* in impoundments of the Huron River, Michigan, USA. *Water Research*, 41(4) pp. 795-802.

Matthijs H. C. P., Visser P. M., Reeze B., Meeuse J., Slot P. C., Wijn G., Talens R., Huisman J., 2011. Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Water Research*, 46 (5), pp. 1460-1472.

Metcalf J. S., Codd G. A., 2014. *Cyanobacterial Toxins (Cyanotoxins) in Water*. A Review of Current Knowledge, Marlow, Foundation for Water Research, pp. 45.

Msagati, T.A.M., Siame, B.A., Shushu, D.D., 2006. Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. *Aquatic Toxicology*, 78(4), pp. 382-397.

Mur L.R., Skulberg O.M., Utkilen H. , 1999, Cyanobacteria in the environment. Ch. 2. In : Chorus I., Bartram J., *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, OMS, E & F Spoon, 416 p.

OCDE, 1982. *Eutrophisation des eaux Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte*. Paris, OCDE, 164 p.

Pickhahn L., Moreira S., Gogin S., Laplace-Treyture C, 2016. *Le dispositif CYANALERT : un système de surveillance et d'alerte opérationnel des proliférations de cyanobactéries*. Biscarrosse, IRSTEA Bordeaux, 16 p. [Diffusé le 09/03/2016].

Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton, *Journal of plankton research*, 24 (5), pp. 417-428.

Sinang S.C, Reichwaldt E.S. et Ghadouani A., 2013. Spatial and temporal variability in the relationship between cyanobacterial biomass and microcystins. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(8), pp. 6379-6395.

Shao J., Li R., Lepo J.E., Gu J.-D., 2013. Potential for control of harmful cyanobacterial blooms using biologically derived substances: Problems and prospects. *Journal of Environmental Management*, 125, pp. 149-155.

Smith V. H., 1983. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science*, 221(4611), pp. 669-671

Visser P. M., Ibelings B. W., Bormans M., Huisman J., 2015. Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquatic Ecology*, 50 (3), pp. 423-44.

Autres références utiles

Brient L., Raoult C., Le Rouzic B., Bertru G., 2001. Conditions d'utilisation du CuSO₄ pour limiter les proliférations de cyanobactéries et réduire ses effets sur l'environnement. *TSM*, (9), pp. 66-73.

Commission Locale de l'Eau du SAGE Isle Dronne, 2016. Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux – Etat des lieux. Castelnaud-la-Chapelle, EPIDOR, 77 p.

Jancula D., Marsalek B., 2011. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere*, 85 (9), pp. 1415-1422.

Sivonen K., Jones G., 1999, Cyanobacterial toxins. Ch. 3. In : Chorus I., Bartram J., *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Londres, OMS, E & F Spoon, 416 p.

Sites Web

Agence Nationale de la Recherche, 2006. Système opérationnel pour la surveillance et l'alerte en temps réel des proliférations phytoplanctoniques - application aux cyanobactéries. Disponible sur Internet : URL, <http://www.agence-nationale-recherche.fr/?Projet=ANR-06-ECOT-0017> [Consulté le 17/02/2017].

Agence Nationale de la Recherche, 2013. Développement d'un capteur optique et d'un système drone pour la surveillance spatiale des cyanobactéries dans les écosystèmes aquatiques continentaux. Disponible sur Internet : URL, <http://www.agence-nationale-recherche.fr/?Projet=ANR-13-ECOT-0001> [Consulté le 17/02/2017].

INRA, 2015. Quels impacts des cyanotoxines présentes dans les eaux d'irrigation des cultures ? Disponible sur Internet : URL, <http://www.versailles-grignon.inra.fr/Toutes-les-actualites/201504-Cyanobacteries-cultures-maraicheres> [Consulté le 01/12/2016].

Ministère des affaires sociales et de la santé, 2012. Pourquoi et comment est contrôlée la qualité des eaux de baignades ? Disponible sur Internet : URL, http://baignades.sante.gouv.fr/baignades/editorial/fr/controle/critere_s.html [Consulté le 05/10/2016].

Ministère des affaires sociales et de la santé, 2017. Laboratoires agréés pour le contrôle sanitaire des eaux. Disponible sur Internet : URL, <http://social-sante.gouv.fr/sante-et-environnement/eaux/article/laboratoires-agrees-pour-le-controle-sanitaire-des-eaux>. [Consulté le 14/03/2017].

Phoslock Water Solutions Ltd., 2017. The Phoslock Solution : Scientific Information. Disponible sur Internet : URL, <http://www.phoslock.com.au/irm/content/scientific-information1.aspx?RID=222>. [Consulté le 10/02/2017].

Entretiens

Bardin N., 2017. Ex-chargée de mission qualité des eaux (Etablissement Public Territorial du Bassin Versant de la Dordogne). Interview le 16/01/2017.

Boesch P. Y., 2016. Délégué Concessions Eau Environnement & Territoire Aude Ariège (EDF – Division Production et Ingénierie Hydraulique). Interview le 14/12/2016.

Louveton F., 2017. Agent des Voies Navigables de France (Direction Territoriale Sud-Ouest, Arrondissement de l'entretien et de l'exploitation). Interview le 16/01/2017.

Nos dernières synthèses techniques :

L'écoulement des cours d'eau en période estivale en France sur la période 2012-2016 - 2017

L'état de conservation des espèces aquatiques d'intérêt communautaire - 2017

Adaptation des services d'eau potable au changement climatique en France - 2016

Etat des lieux des démarches de réduction de la vulnérabilité sur le bâti face à l'inondation - 2016

La Trame Verte et Bleue dans trois pays transfrontaliers - 2016

Using Water Smarter – Economie de la ressource et potentiel de réutilisation des eaux usées dans le secteur agricole - 2016

Les techniques d'animation de concertation sur la gestion des ressources naturelles - 2016

Les modes de gestion des périmètres d'irrigation en métropole et dans les DOM (Guadeloupe, Réunion, Martinique) - 2016

L'utilisation des membranes en assainissement - 2016

Les concentrations en nitrates d'origine agricole dans les cours d'eau et les eaux souterraines en France - *Données 2013-2014* - 2016

Renforcement des compétences sur les aires d'alimentation de captages - 2016

Protection des aires d'alimentation des captages en eau potable. Etude de pratiques en Europe - 2015

Les stratégies de pays européens vis-à-vis des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques - 2015

Agroforesterie et ressources en eau : les pratiques anciennes en réponse aux problématiques modernes - 2015

Les énergies renouvelables : une alternative pour la production et l'économie d'énergie dans le domaine de l'eau et de l'assainissement - 2015

Animation, coordination de la communauté d'acteurs de gestion locale de l'eau (Gest'eau). Expression des besoins des animateurs(trices) de SAGE/contrats pour renforcer leurs compétences - 2015

Les démarches territoriales de gestion de l'eau en Europe : Quels enseignements pour la mise en œuvre de la DCE ? - 2014

Retrouvez tous les titres disponibles sur
www.oieau.fr/eaudoc/publications

Some titles are available in english : check it on www.oieau.fr/eaudoc/publications



648 rue Jean-François Breton – BP 44494
34093 MONPELLIER CEDEX 5

Tél. : (33) 4 67 04 71 00

Fax. : (33) 4 67 04 71 01

www.agroparistech.fr



*Office
International
de l'Eau*

15 rue Edouard Chamberland
87065 Limoges Cedex

Tél. (33) 5 55 11 47 80

Fax. (33) 5 55 11 47 48

www.oieau.org