



EHESP

MS IMRSET

Promotion : **2014 - 2015**

Date du Jury : **Novembre 2015**

**Gestion des risques sanitaires liés aux
cyanobactéries dans les plans d'eau
morbihannais : modalités, acteurs,
enjeux et perspectives.**

Audrey JAOUEN

Lieu du stage : **Conseil**

Département du

Morbihan

Référent professionnel :

Mr Franck DANIEL

Référent pédagogique :

Mr Philippe GLORENNEC

Remerciements

Je souhaite avant tout remercier l'équipe pédagogique encadrante qui a œuvré en amont pour le bon déroulement de cette mission professionnelle. Les notions clés qui m'ont été délivrées m'ont armée pour son bon accomplissement. Un merci particulier à Mme LEGEAS, pour ses conseils avisés et le temps qu'elle a su m'accorder malgré un emploi du temps chargé.

Un grand merci à Mr GLORENNEC, mon référent pédagogique, pour le soutien qu'il m'a témoigné, son accompagnement tout au long du stage, mais aussi bien avant que ce dernier ne débute. Les suggestions émises au cours des étapes jalons m'ont été fortement bénéfiques et je l'en remercie vivement.

J'adresse tous mes remerciements à Franck DANIEL, mon référent professionnel, qui m'a encadré tout au long de cette mission et m'a fait part de ses précieuses remarques et de ses réflexions toujours justes et pertinentes. Merci d'avoir été à mon écoute et d'avoir pris le temps de réaliser tous les points d'avancement qui m'ont été nécessaires. Je n'oublie pas tout le temps que tu as consacré à la relecture de mes écrits intermédiaires ainsi que ta gentillesse au cours de ces quelques mois passés au sein du département Eau et Aménagement de l'Espace.

Je remercie tous les professionnels qui ont accepté de me rencontrer pour des entretiens. Merci de m'avoir fourni de précieux renseignements quand je vous ai sollicités et d'avoir patiemment répondu à mes questions. J'adresse un merci tout particulier à Mr LE GOASTER, qui m'a fait découvrir que les préoccupations écosystémiques ne sont pas systématiquement incompatibles avec les usages anthropiques. Merci également aux partenaires qui ont accepté de répondre à mes enquêtes téléphoniques et qui m'ont apporté des éclairages bienvenus.

Je suis également très reconnaissante aux membres des ARS qui ont témoigné de l'intérêt pour mon travail d'investigation, et avec qui j'ai pu longuement échanger afin de comprendre les spécificités locales et les enjeux associés.

Merci aux membres du Conseil Scientifique de l'Environnement du Morbihan (CSEM) qui ont supervisé ce stage, pour leurs suggestions lors de la réunion de pilotage.

A toute l'équipe du conseil départemental pour le chaleureux accueil que vous m'avez tous réservé, autant pour mon intégration dans le service que pour le décryptage et les explications portant sur les acronymes et les acteurs de l'Eau que vous m'avez permis de mieux appréhender. Merci notamment pour votre sympathie et les riches discussions que nous avons pu partager dans le contexte agité de la loi NOTRe... Toute ma gratitude va à Jean-Louis BELLONCLE, qui m'a aidée à trouver mon chemin dans les méandres du logiciel Arcgis et pour son aide ô combien précieuse dans l'élaboration de la cartographie.

Enfin, j'adresse une pensée à mes chers parents pour leur soutien tout au long de mes études ; des milliers de pages ne suffiraient pas pour vous témoigner tout mon amour. A mes amis et spécialement à Rose-Danielle, pour tes encouragements et ton amitié indéfectible.

Sommaire

1 Contexte, objectifs et démarche méthodologique	1
1.1 Le risque sanitaire, au croisement du danger et de l'exposition	2
1.1.1 La chimie cyanobactérienne: diversité, complexité, nocuité et rémanence ...	2
1.1.2 Les voies d'exposition connues ou soupçonnées.....	3
1.2 Problématique et objectifs.....	4
1.3 Démarche méthodologique générale.....	6
2 Etat de l'art sur les modalités de gestion des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries	7
2.1 Les méthodes de suivi disponibles	7
2.1.1 Une palette d'indicateurs	7
2.1.2 Recherche de corrélations entre les indicateurs.....	9
2.2 Le cadre général des recommandations de l'OMS.....	10
2.3 Modalités de gestion concernant l'usage AEP.....	10
2.4 Les modalités de gestion concernant les usages baignades et activités nautiques	11
2.4.1 Des variations à l'échelle de la France	12
2.4.2 Dans les autres pays, le triptyque 'Dénombrement – Indentification cellulaire – Quantification de toxines' est souvent la règle.....	15
2.4.3 D'autres modalités de gestion peuvent cependant être préférées	17
2.4.4 Les données épidémiologiques ou sanitaires disponibles permettent d'adapter les modalités de gestion.....	20
2.4.5 Les raisons des disparités constatées.....	22
2.5 Les modalités de gestion pour l'usage pêche.....	23
3 Diagnostic pour le Morbihan	24
3.1 Situation départementale	24
3.1.1 Méthode.....	24
3.1.2 Résultats.....	26
3.2 Le Lac au Duc.....	38
4 Discussion	44
4.1 Des enjeux de santé publique difficiles à évaluer	44
4.2 Disparités de gestion et pistes de progrès envisageables	44
5 Recommandations	46
5.1 Optimiser le suivi des plans d'eau morbihannais.....	46
5.2 Améliorer la gouvernance des plans d'eau.....	48

5.3 Conforter les bases de connaissance	49
Conclusion	51
Bibliographie	53
Liste des annexes	I

Liste des sigles utilisés

AEP : Alimentation en Eau Potable
AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire
AN : Activités nautiques
ARS : Agence Régionale de Santé
ATX-a : Anatoxine-a
CAP : Charbon actif en Poudre
CAPAE : Centre Antipoison Animal et Environnemental de l'Ouest
Chl-a : chlorophylle a
CYN : Cylindrospermopsine
DDCS : Direction Départementale de la Cohésion Sociale
DGS : Direction Générale de la Santé
FP : Fédération de Pêche
HABISS : Harmful Algal Bloom-related Illness Surveillance System
LAD : Lac au Duc
LPS : Lipopolysaccharides
MCs : Microcystines
MC-LR : forme LR de la Microcystine
MIB : Méthylisobornéol
NOD : Nodularine
ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
ORACLE : Objectiver le risque lié à l'apparition de cyanobactéries et toxines dans les ressources en eau
ORS : Observatoire Régional de la Santé
PE : Plan d'eau
PC : Phycocyanine
MVJS : Ministère de la ville, de la Jeunesse et du Sport
SAGIR : réseau de surveillance épidémiologique des oiseaux et des mammifères sauvages terrestres
STX : Saxitoxine
SIAEP : Syndicat Interdépartemental d'Alimentation en Eau Potable

1 Contexte, objectifs et démarche méthodologique

Les cyanobactéries, anciennement qualifiées d'algues bleues-vertes en raison de caractéristiques communes partagées avec le règne végétal, sont des bactéries de type Gram négatif, présentes sur Terre depuis plus de 3.5 milliards d'années (Pearl et al., 2013). Dans le domaine des bioprocédés, elles font l'objet d'investigations assez récentes en raison de leur capacité à sécréter de nombreux composés dont certains manifestent du potentiel quant à des applications alimentaires, technologiques ou pharmaceutiques (Gupta et al., 2013). Mais en milieu naturel, sous certaines conditions non maîtrisées, elles peuvent proliférer en particulier dans les plans d'eau douce, constituant une manifestation de l'eutrophisation de ces derniers. Les facteurs météorologiques, la disponibilité de certains nutriments - notamment azote et surtout phosphore – ainsi que les caractéristiques hydromorphologiques et sédimentaires propres aux plans d'eau sont perçus comme étant les principaux paramètres d'influence (Bernard, 2014).

Lors de ces épisodes de prolifération généralement saisonniers, ces cyanobactéries aux morphologies et comportements variés (Leitao et al., 2005) peuvent aller jusqu'à former des amas visibles ou entraîner une coloration généralement verte des retenues d'eau, s'accompagnant parfois de la production de composés odorants nauséabonds, de molécules irritantes ou génératrices de mauvais goûts ou encore de métabolites secondaires pouvant se révéler toxiques. Le critère visuel à lui seul n'est cependant pas un indicateur fiable, d'autant que les cyanobactéries alternent communément des phases de vie pélagiques et benthiques. Dans ce second cas, elles sont fixées aux sédiments mais peuvent se détacher du fond de façon naturelle au fur et à mesure que grandit la colonie ou encore lors d'une agitation mécanique provoquée par des activités humaines ou les conditions météorologiques (Quiblier et al., 2014).

Les proliférations de cyanobactéries peuvent engendrer des problèmes écologiques (en générant des mortalités animales, par exemple), économiques (en termes de fréquentation du site et d'impact sur les activités liées à l'exploitation du plan d'eau) et sanitaires (avec des voies d'exposition diverses en fonction des usages à des fins récréatives ou pour l'adduction en eau potable par exemple).

La définition d'une prolifération - on retrouve également le terme d'efflorescence ou encore de bloom dans la littérature anglophone - implique une certaine dimension de subjectivité et une notion de dynamisme, à savoir : « une augmentation *significantive* de la population conduisant à un pic.

L'amplitude de ce pic est espèce-dépendante et peut varier considérablement dans l'espace et le temps, sous l'influence des conditions environnementales. » (Zingone et al., 2000). Cette approche montre les limites de l'appréhension du phénomène uniquement sous l'angle du nombre de cellules, et tend à considérer les spécificités inhérentes à chaque espèce.

1.1 Le risque sanitaire, au croisement du danger et de l'exposition

1.1.1 La chimie cyanobactérienne: diversité, complexité, nocuité et rémanence

Les cyanotoxines, métabolites secondaires des cyanobactéries, sont des composés nuisibles aux organismes vivants dans la gamme de concentrations à laquelle on peut les retrouver dans les plans d'eau (Codd et al., 2014). Elles engendrent des symptômes variés, aspécifiques et sous-reportés (Vranješ et al., 2011). C'est ainsi qu'ont été rapportés des cas de pneumonie, détresse respiratoire, fièvre, troubles respiratoires et auditifs, allergies, troubles intestinaux ou neurologiques, signes et symptômes oculaires, dommages du foie et des reins, gastroentérites, douleurs musculaires (Hilborn et al., 2015). Des rapports de cas exhaustifs et détaillés liés aux cyanobactéries existent lorsqu'ils impliquent des pathologies sérieuses mais à l'inverse, les cas considérés comme légers, anecdotiques ou non spécifiques demeurent mal renseignés (Stewart et al., 2006). Un cas de mortalité humaine a été rapporté en 2002 dans le Wisconsin, venant s'ajouter aux cas historiques de décès brésiliens qui ont fait suite à des hémodialyses réalisées à partir d'eau contaminée (Chelsea et al., 2014 et Stewart et al., 2006). Il est également fait mention de cas d'intoxications dans ce pays (Leitao et al., 2005).

La biosynthèse, la distribution et les teneurs de ces composés néfastes varient en fonction des genres (près de 250 genres différents recensés dans le monde à l'heure actuelle -Bernard, 2014-) et au moins 2500 espèces de cyanobactéries présentes (Briand, 2008). Les cyanotoxines sont classées selon leur mode d'action en plusieurs grandes familles, chacune ayant des durées de persistance variables en milieu naturel (Nigro Di Gregorio, 2014) :

- Les hépatotoxines, toxines les plus communes, à laquelle appartiennent les microcystines (MCs) et nodularines (NOD) génèrent notamment des lésions du foie et des autres organes internes ;
- Les neurotoxines agissent en tant qu'agents neuromusculaires bloquants et incluent les Saxitoxines (STX) ou encore l'Anatoxine-a (ATX-a) ;
- Les dermatotoxines, telle que la Cylindrospermopsine (CYN), sont responsables d'irritations cutanées ;

- Plus récemment figure le terme d'endotoxines, en référence aux constituants cellulaires bactériens immunotoxiques et à l'origine de démangeaisons mais aussi d'une grande variété d'effets secondaires : dermatites de contact, réponses immunitaires systémiques d'hypersensibilité : asthme ou encore démangeaisons urticantes généralisées (Vranješ et al., 2011). La phycocyanine notamment se voit incriminée dans le déclenchement de ces réactions allergiques (Geh et al., 2015), tandis que les irritations liées à la présence des lipopolysaccharides (LPS) était déjà bien connue. Ces chercheurs, qui ont investigué les souches de *Microcystis aeruginosa* ont mis en évidence le fait que les souches non productrices de toxines sont plus allergisantes que les autres. D'autre part, il n'existe pas de relation dose-réponse actuellement connue (Farrer et al., 2015).

A ces effets aigus s'ajoute la suspicion d'effets chroniques parmi lesquels la promotion de tumeurs (Drobac et al., 2013), de cancers du foie (Zhang et al., 2015), ou encore de maladies neurodégénératives telles qu'Alzheimer ou Parkinson (Stewart et al., 2006).

1.1.2 Les voies d'exposition connues ou soupçonnées

Trois voies d'exposition aux cyanotoxines sont à prendre en considération en fonction des usages des plans d'eau concernés par des blooms cyanobactériens :

- La voie orale. Elle est impliquée lors de l'ingestion accidentelle d'eau durant la baignade ou des activités, via la consommation de poissons intoxiqués ou de légumes ayant été irrigués via de l'eau contaminée (Corbel et al., 2014). Cette voie est la mieux connue, justifiant de fait les recommandations et les valeurs guides établies pour la gestion ;
- La voie respiratoire. En laboratoire, la sensibilité chez les souris exposées s'avère dix fois supérieures à une exposition par voie orale (Drobac et al., 2013). La prise de douches, les sports d'eau (water-ski...) et les pratiques agricoles d'irrigation générant des aérosols sont ainsi particulièrement concernés ;
- La voie cutanée. Elle intervient lors de baignades ou d'activités nautiques et récréatives. Le fait que les symptômes engendrés soient peu préoccupants et limités en termes d'individus est à l'origine de l'absence de réglementation contraignante au profit de simples suggestions ou recommandations (Ibelings et al., 2014).

Les délais d'apparition des symptômes sont très variables : si les problèmes cutanés et les troubles neurotoxiques peuvent se déclarer en quelques minutes à quelques heures (Stewart et al., 2006 et Koreiviené et al., 2014), il faut compter plusieurs heures pour que les toxines hépatiques agissent (Trainer et al., 2015). Enfin, les signes cliniques après une exposition à la cylindrospermopsine peuvent ne pas apparaître spontanément mais survenir avec un délai de plusieurs jours (Trainer et al., 2015).

Les études ne s'accordent pas non plus quant à l'établissement d'un lien entre divers paramètres cellulaires (densité cyanobactérienne ou encore surface cellulaire cumulée) et la survenue des symptômes : parfois des relations de type dose-réponse sont mises en évidence, mais sont invalidées dans d'autres travaux au profit d'une réponse de type seuil (voir Stewart et al., 2005 et 2006).

1.2 Problématique et objectifs

Le Morbihan comporte de nombreux plans d'eau douce (étangs, retenues collinaires ou réservoirs...), qui sont le siège d'usages variés tels que l'adduction en eau potable ou encore des loisirs nautiques et récréatifs : baignade, sports aquatiques, pêche, utilisation d'embarcations permettant d'évoluer sur le plan d'eau...Ces activités peuvent ainsi être contrariées par les proliférations de cyanobactéries, lesquelles sont identifiées en Bretagne depuis le début des années 1990 (Brient et al., 2004), et qui déjà à l'époque laissaient pressentir des difficultés en matière de potabilisation de l'eau.

Concernant la baignade, la prise en compte de la problématique par les autorités fut progressive : le début des années 2000 marque le commencement du suivi de la qualité des eaux intérieures par les agences régionales de santé (ARS) vis-à-vis des cyanobactéries. Sur la base des travaux de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) – Cf. 2.2-, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France émet les premières recommandations sur la surveillance des cyanobactéries et la gestion des eaux de baignade et de loisirs en 2003. La surveillance dans le Morbihan par l'ARS débute en 2004. La directive européenne 2006/7/EC conforte la démarche en imposant la mise en œuvre d'une surveillance appropriée lorsque les profils de baignade indiquent que des proliférations de cyanobactéries peuvent survenir. Cette directive comporte un second volet concernant la prise de mesures de gestion lorsqu'un risque sanitaire associé à des proliférations est présumé (Cf 2.4).

Dans le même temps, des études et des démarches ont été entreprises sur divers plans d'eau morbihannais, visant à apprécier leurs caractéristiques morphologiques, les flux en nutriments auxquels ils sont soumis, ou à considérer la nature de leurs efflorescences (Bertrand 2005, Regin 2004, Pitois 2006...). La mesure du niveau d'eutrophisation est ainsi réalisée à travers des paramètres tels que la chlorophylle-a (chl_a), des dénombrements cellulaires ou l'identification taxonomique des espèces cyanobactériennes présentes. Des diagnostics sont établis et la pertinence des actions préventives et curatives est évaluée. Sur certains plans d'eau, à l'issue de ces études, des actions sont entreprises ou expérimentées (étang du Dordu, Lac au Duc, étang du Moulin Neuf). Les proliférations concernent de nombreux sites du département, avec des niveaux en hausse dans l'ouest (Pitois et al., 2014), des amplitudes et des profils très variables les uns par rapport aux autres. Le changement climatique favorise les multiplications cellulaires (Kosten et al., 2012) et les effets des actions préventives susceptibles d'avoir un effet pérenne (telles que les réductions des flux de phosphore) ne sont visibles que plusieurs années après leur implémentation. Face à ces constats s'impose la nécessité d'améliorer la gestion des risques sanitaires.

Se posent alors des interrogations concernant les modalités de cette gestion : comment la dimensionner correctement, notamment au vu des enjeux économiques ? Un récent programme de recherche-action (baptisé projet ORACLE), mené à l'échelle de la Bretagne et de la Mayenne, visait à mieux comprendre les phénomènes d'efflorescences en prenant en compte les caractéristiques physiques du milieu et étudiait les relations entre production de MCs et densités cellulaires. Les résultats de ce programme ouvrent différentes pistes de réflexion, telles que l'utilisation du biovolume en tant qu'indicateur de gestion pour les plans d'eau des départements concernés, ce dernier étant en corrélation avec la production de toxines (Pitois et al., 2014).

C'est dans ce contexte que le Conseil Départemental du Morbihan a exprimé la nécessité de la réalisation d'un état des lieux en matière de connaissances et de modalités de gestion appliquées à des fins de protection sanitaire. Les prolongements ou compléments opérationnels envisageables suite au projet ORACLE représentent également un point d'intérêt. La présente étude a pour objectif d'identifier les possibles voies d'amélioration de la mise en œuvre de la gestion des plans d'eau morbihannais. Afin d'y répondre, elle se fondera sur un diagnostic de la situation morbihannaise : ses modalités actuelles en matière de gestion, ses évolutions temporelles et ses spécificités. Ce diagnostic sera complété par des informations recueillies quant aux modalités de gestion mises en œuvre dans d'autres lieux et aux intérêts et limites qu'ils peuvent présenter.

1.3 Démarche méthodologique générale

Ce travail propose de répondre à l'objectif visé, à savoir la formulation de propositions visant à améliorer la gestion des risques sanitaires liés aux cyanobactéries dans les plans d'eau du Morbihan, de la manière suivante :

En premier lieu, une synthèse de la bibliographie existante, complétée par des informations recueillies auprès de différents acteurs, permettra d'appréhender les modalités de gestion existantes ainsi que les avantages et les limites inhérents aux approches adoptées en France et dans d'autres pays.

Dans un second temps interviendra la réalisation d'un diagnostic de la situation morbihannaise, au moyen de la caractérisation des plans d'eau en fonction des usages. Cet angle de vue permet notamment de prendre en compte la voie d'exposition la plus préoccupante pour chaque usage, ces voies étant souvent multiples au cours d'activités récréatives. Une analyse plus détaillée d'un plan d'eau morbihannais, le Lac au Duc, permettra de préciser les perceptions des acteurs et leurs besoins en matière de gestion des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries.

Enfin une discussion, s'appuyant sur l'état de l'art et le diagnostic de la situation morbihannaise, permettra d'identifier les aspects perfectibles ainsi que les axes de réflexion pour des perspectives futures. Elle sera suivie de propositions et de recommandations à l'usage des acteurs, au vu des enseignements et des données collectées.

2 Etat de l'art sur les modalités de gestion des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries

2.1 Les méthodes de suivi disponibles

2.1.1 Une palette d'indicateurs

Les méthodes de suivi actuelles employées à des fins de gestion s'attachent à évaluer le danger que peuvent représenter des proliférations de cyanobactéries, ce danger correspondant à la présence de fortes concentrations de composés allergisants ou de toxines. Ainsi, les modalités de surveillance, qui sont spécifiques à chaque pays, reposent sur des seuils de gestion, en fonction des indicateurs s'offrant à eux (figure 1):

- la densité de cellules présentes dans un échantillon, exprimée en nombre de cellules/mL et qui reste souvent associée à une quantité de chlorophylle a (chl-a), pigment végétal constitutif du phytoplancton. Des recherches s'orientent actuellement vers la quantification de la phycocyanine, autre pigment cellulaire, seul à être produit en quantité significative par les cyanobactéries (Brient et al., 2008) ;
- D'autre part, la présence en surface d'amas ou d'écume correspond à de fortes densités cellulaires et justifie ainsi les méthodes basées sur le suivi visuel ou l'évaluation de la transparence de l'eau ;
- L'identification des espèces toxigènes : cette option vise à déterminer la présence de souches pour lesquelles la capacité de production potentielle de toxines a été établie ;
- Le calcul du biovolume, qui combine à la fois la quantification cellulaire et l'identification des espèces afin d'obtenir le volume cellulaire total, et donc la quantité de composants pouvant potentiellement être déversés dans le milieu extracellulaire ;
- La quantification des toxines présentes dans l'échantillon (qu'elles soient intra ou extracellulaires) ou des gènes cyanobactériens codant pour des toxines. Actuellement, les MCs restent les cyanotoxines les plus analysées et pour lesquelles il existe le plus de données. Quelques pays commencent cependant à rechercher la présence d'autres toxines et à établir pour chacune d'entre elles des seuils de gestion.

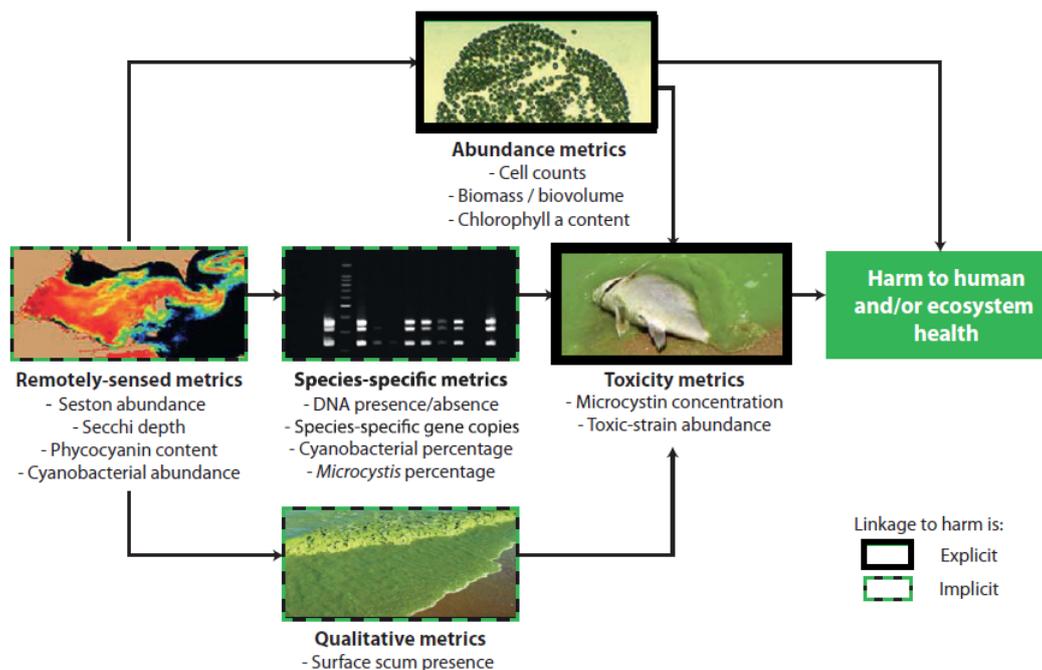


Figure 1. Méthodes de suivi des cyanobactéries pour la recherche ou leur gestion (Ho et al., 2015)

Tableau 1. Avantages et Inconvénients des indicateurs de suivi des proliférations de cyanobactéries (d'après Ibelings et al., 2014)

Méthode	Avantages	Inconvénients
Dénombrement cellulaire	Peu onéreux, facilement réalisable par observation au microscope, permet de détecter la présence d'espèces potentiellement toxiques.	Faible corrélation avec la présence de toxines, relativement long et nécessite un personnel spécialisé. Malaisé quand les colonies forment des amas ou des agglomérats filamenteux.
Biovolume	Etabli à partir du dénombrement cellulaire mentionné ci-dessus, il présente une relation plus forte avec la production de microcystines (Pitois et al., 2014).	Idem que précédemment avec cependant l'ajout d'incertitude lié au paramètre du volume cellulaire estimé.
Mesure de la chlorophylle a	Faible coût et rapidité, car obtenu à l'aide de sondes qui offrent un potentiel de suivi routinier.	Non spécifique aux cyanobactéries puisque ce pigment est possédé par l'ensemble du phytoplancton. Cet indicateur n'est de plus pas corrélé avec la présence de toxines.
Fluorescence	Comme pour la chlorophylle a, mais fonctionne en plus avec des pigments spécifiques aux cyanobactéries ce qui permet leur distinction du reste du phytoplancton : instantané, peu coûteux	Signal difficile à interpréter car il dépend des conditions environnementales, des espèces de cyanobactéries présentes et du cycle de développement des cellules
PCR	Méthode assez rapide et sensible, Qui permet de détecter la présence de gènes <i>mcy</i> codant pour des microcystines et ainsi d'anticiper la production potentielle pour la période de suivi suivante.	Coûteux, uniquement pour les laboratoires équipés. La présence du gène codant ne signifie pas qu'il y aura nécessairement production et libération de toxines par les cellules en raison des nombreux paramètres qui régissent la synthèse.

Chaque indicateur présente des inconvénients et des avantages, susceptibles d'être aggravés par leurs modalités d'obtention (tableau 1). Utiliser le nombre de cellules permet d'éviter de se focaliser uniquement sur la présence de microcystines, et donc d'occulter d'autres cyanotoxines qui ont pu être émises. En revanche, cette approche n'offre aucune certitude quant à la présence potentielle de ces toxines. D'où le choix d'une multiplicité d'approches pour lesquelles optent parfois les pays dans leurs protocoles de gestion, dans une volonté d'aboutir à un compromis entre la nature des résultats obtenus, le coût et les délais de réponse. La diversité des approches peut cependant laisser perplexe : certains pays sont-ils plus protecteurs que d'autres ? Leur programme de surveillance a-t-il été adapté à des problématiques spécifiques ? Ou encore : existe-t-il des équivalences entre les indicateurs qui permettent de nuancer ces considérations et tendent à positionner les pays sur un pied d'égalité ?

2.1.2 Recherche de corrélations entre les indicateurs

En matière de suivi, la mesure de la chl-a est préférable à la simple surveillance visuelle ou à la mesure de la transparence, cette dernière n'étant pas liée aux seules cellules phytoplanctoniques mais également aux particules (Koreiviené et al., 2014). Cependant des équivalences entre les indicateurs, qui avaient été autrefois acceptées, sont remises en question voire invalidées à l'heure actuelle : par exemple, de fortes densités cellulaires dans la colonne d'eau ne correspondent pas forcément à des concentrations en chl-a (Koreiviené et al., 2014) ou en MCs élevées. Des inconsistances ont été mises en évidence entre la division cellulaire et les taux de production de MCs (Sinang et al., 2013) tandis que la concentration en chl-a peut également sous-estimer la concentration en MCs dans l'eau (Agha et al., 2012). Outre cette absence de relation entre chl-a et MCs, la relation entre chl-a et dénombrement cellulaire est également remise en question dans un modèle (Srivastava et al., 2014).

Par ailleurs, la pertinence du choix de la quantification de l'ADN (opéron *mcy*) comme indicateur de la présence de MCs reste également discutable puisque l'absence de corrélation entre l'abondance des gènes et les concentrations en microcystines a été observée (Beverdors et al., 2015). Face à ces constats, de plus en plus d'études viennent soutenir l'utilisation du biovolume pour établir une corrélation avec la quantité de toxines synthétisées : une relation linéaire très significative a été mise en évidence entre le biovolume de *Microcystis* et la proportion de MCs (Agha et al., 2012). Pourtant, ces conclusions ne font pas l'unanimité (Koreiviené et al., 2014). Quant aux données fournies par le projet ORACLE, elles ont permis de mettre en évidence une relation inverse entre la fréquence de détection des MCs et la densité cellulaire cyanobactérienne (Pitois et al., 2014), sans que cette relation avec d'autres types de cyanotoxines soit investiguée dans la littérature.

2.2 Le cadre général des recommandations de l’OMS

Les préoccupations de l’OMS concernant les cyanobactéries ont dans un premier temps porté sur l’eau potable (Bartram et chorus, 1999), faisant suite aux décès d’hémodialysés au Brésil. Les recommandations ont eu comme point de départ la détection des cyanotoxines dans l’eau distribuée : la valeur de 1 µg/L de MC-LR était alors la référence à ne pas dépasser (OMS, 2003).

Concernant la baignade, les lignes directrices des recommandations de l’OMS mettent l’emphase sur la surveillance visuelle, du fait des dangers associés à la présence d’écumes, et préconisent deux seuils de gestion : le premier seuil de 20 000 cyanobactéries/ml (associé à 10g de chl-a/litre en conditions de prédominance des cyanobactéries ou encore à 2-4 µg/L de MC-LR) vise à protéger les usagers « contre les troubles qui ne sont pas dus aux cyanotoxines mais à l’action irritante ou allergisante d’autres constituants cyanobactériens » et implique la transmission de l’information aux autorités compétentes. Le second seuil de 100 000 cyanobactéries/ml (qui équivaut approximativement à 50g de chl-a/litre si les cyanobactéries prédominent ou 10µg/L de MC-LR) est un seuil d’alerte sanitaire de niveau moyen, qui appelle à la restriction de la baignade.

2.3 Modalités de gestion concernant l’usage Alimentation en Eau Potable (AEP)

2.3.1 En France

a- Cadre réglementaire

La réglementation française porte uniquement sur le taux de MCs dans l’eau distribuée, dont la somme ne doit pas dépasser 1µg/L (Arrêté du 11 janvier 2007). Le paramètre MC-LR a été introduit dans le code de santé publique en 2001, pour une application en 2003. De plus, en 2007, la circulaire NDGS/SD7A n°2007-39 recommandait de rechercher les autres cyanotoxines et d’exprimer les MCs en équivalent de MC-LR.

b- En pratique

En pratique, les autocontrôles sont réalisés généralement à une fréquence bi-mensuelle par les maîtres d’ouvrages, qui effectuent souvent un suivi complémentaire de la population algale dans la retenue d’eau. L’ARS du Morbihan réalise une surveillance mensuelle des cyanotoxines (11 molécules recherchées) à la fois sur l’eau brute et sur l’eau en sortie d’usine de mai à octobre (Cf 3.1.2).

2.3.2 Dans d'autres pays

La majorité des pays de l'UE ont adopté cette approche de l'OMS, qu'ils ont également élargie à la somme des MCs, avec des variations minimales autour de la valeur de référence de 1µg/L (Canada : 1.5 µg/L, Australie et Nouvelle-Zélande : 1.3 µg/L), liées au fait que certains pays utilisent pour leur calcul une valeur de poids corporel plus élevé ou une consommation journalière d'eau un peu plus faible (Ibelings et al., 2014). Le Minnesota a adopté la valeur seuil de 0.04µg/L qui se veut protectrice pour les nourrissons exposés à court-terme par les biberons (enquête US EPA).

Certains pays (comme l'Australie, le Brésil, ou encore la Nouvelle-Zélande) ou quelques Etats américains sont allés jusqu'à établir des valeurs guides provisoires pour les autres familles de toxines, dont la prise en considération demeure récente. Ces valeurs sont répertoriées dans le tableau 2.

Tableau 2. Valeurs de gestion locales établies à l'international pour l'usage AEP en matière de cyanotoxines en l'absence de valeurs officielles de référence.

Pays / Etat	Valeur guide / Valeur d'action (en µg/L)		
	ATX-a	CYN	STX
Nouvelle-Zélande	6	1	3
Australie	-	1	3
Ohio	20	1	0.2
Oregon	3	1	3

2.4 Les modalités de gestion concernant les usages baignades et activités nautiques

Là encore, la démarche de l'OMS a été reprise par une majorité de pays. Celle-ci, basée sur le suivi visuel du plan d'eau à une fréquence déterminée, sur le dénombrement cellulaire et la détermination des espèces présentes dans les échantillons prélevés, peut s'accompagner en fonction des résultats d'une quantification des MCs pour laquelle chaque pays établit une valeur déclenchant des restrictions d'activités. De manière générale, la procédure de gestion se décline en deux ou trois niveaux en fonction des valeurs, pouvant entraîner le passage d'un « mode de surveillance », à un « mode d'alerte » voire à un « mode d'action » au fur et à mesure que l'efflorescence gagne en intensité.

Si cette approche est privilégiée, c'est en raison de la facilité de suivi qu'elle offre, et à l'intervention immédiate en cas de dépassement d'un seuil qu'elle rend possible :

- Le dépassement du premier seuil entraîne le passage en « mode surveillance » : renforcement quasi systématique de la fréquence de prélèvements d'échantillons sur le plan d'eau,
- En « mode d'action » : émission d'avis sanitaire visant à décourager le contact avec l'eau, ou encore fermeture de la baignade voire la restriction d'activités nautiques.

Le recours à des seuils cellulaires permet de prendre en compte la présence de multiples métabolites potentiellement présents et méconnus, pouvant causer des irritations et des symptômes inflammatoires (Chorus et al., 2014) ainsi que de toxines non recherchées.

2.4.1 Des variations à l'échelle de la France

a – Le cadre réglementaire

La charge de la mise en œuvre de la surveillance sanitaire des plans d'eau ayant été déclarés comme sites de baignade incombe aux ARS. Ces dernières émettent des recommandations sur la base d'indicateurs qui ont largement évolué au cours du temps : au départ basés sur l'identification taxonomique et sur les seuils cellulaires de 20 000 et 100 000 cellules/mL (avec une liste d'espèces toxigènes établie à cet effet) ainsi que sur la seule recherche de la MC-LR, ils ont peu à peu fait place à la somme des microcystines à laquelle ont été associés deux seuils en fonction du type d'exposition des usagers. La gamme de toxines recherchées s'élargit davantage au fur et à mesure des avancées technologiques. L'annexe 3 retrace l'historique de la réglementation. Il apparaît qu'au fil des ans, les instructions ministérielles successives ont apporté des remaniements quant aux seuils de gestion à adopter tout en demeurant parfois floues sur les modalités de mise en pratique. Ces deux aspects expliquent la large amplitude d'interprétation des ARS dans la mise en œuvre des dispositions, ainsi que leurs incertitudes constatées quant aux choix de gestion les plus pertinents à effectuer.

b – Une certaine hétérogénéité dans la pratique

Fin 2014, un groupe de travail fut constitué, réunissant des membres des ARS des départements impactés par les proliférations de cyanobactéries (à l'échelon national), dans une volonté d'harmoniser les pratiques de surveillances existantes. Devant le constat d'hétérogénéités fortement marquées en matière de gestion, le projet a été contraint à l'abandon (M. PASSELERGUE, com. personnelle). Afin de mieux comprendre la réalité des proliférations dans plusieurs départements ainsi que leurs modalités de surveillance et l'établissement des préconisations sanitaires, plusieurs ARS ont été contactées (liste en annexe n°1).

Suite à la création du groupe de travail, les ARS de la région Bretagne se sont concertées sur les modalités de suivi qu'elles mettraient en place pour 2015. Ainsi, cette année, le Morbihan et l'Ille-et-Vilaine ont accru leur fréquence de prélèvements : passage de bimensuelle à hebdomadaire dès que le nombre de cyanobactéries dépasse 20 000 cellules/mL. Ces départements, uniquement à des fins de connaissance, ont réalisé des quantifications d'une dizaine de toxines dès dépassement de ce seuil. Cette action s'inscrit dans le prolongement de l'étude ORACLE, et vise à vérifier les hypothèses qui y ont été émises, à savoir que la production de MCs surviendrait majoritairement dans la gamme cellulaire de 20 000 – 100 000 cellules/mL, et non pas au-delà des 100 000 cellules/mL comme il avait été précédemment supposé (PASSELERGUE, com. personnelle).

Au-dessus du seuil de 100 000 cellules/mL, des fermetures de baignades et la suspension de la consommation de poisson sont préconisées. Si en outre la somme des MCs dépasse 13 µg/L ou que l'ATX-a est supérieure à 40µg/L, les activités nautiques sont restreintes. Le critère visuel est également pris en compte, avec arrêt de toutes les activités en cas de présence d'amas ou de flocs cyanobactériens (Mr RICHARD, com. personnelle). L'inconvénient majeur actuel pour l'ARS réside dans les délais d'attente des résultats d'analyses de toxines par le laboratoire qui requièrent 10 jours. La Bretagne évoluerait alors vers l'utilisation du biovolume afin d'avoir un pronostic plus rapproché de la concentration en MCs dans ses plans d'eau, ce besoin étant d'autant plus fort que des évènements ponctuels présentant des enjeux sanitaires peuvent y avoir lieu, par exemple des triatlons pour enfants.

La Vendée adopte les mêmes modalités de suivi depuis 2015, mais à partir de deux indicateurs : recherche des MCs dès qu'il y a dépassement du seuil des 100 000 cellules/mL ou de 20 000 cellules toxigènes /mL. Depuis que des parents ont signalé des problèmes cutanés chez leurs enfants suite à la pratique d'activités, les collectivités sont demandeuses d'un suivi sanitaire qu'elles prennent à leur charge. Ce dernier est effectué sous la tutelle de l'ARS et perdure à l'heure actuelle. Ainsi, outre la baignade et en raison d'un bon partenariat, des plans d'eau où sont uniquement pratiquées des activités nautiques bénéficient d'un suivi dans ce département (Mme LOUIS, com. personnelle).

Le même cadre de prise d'actions et de recommandations prévaut également en Auvergne, ceci sur la base des cellules toxigènes comme indicateur, aux deux seuils de 20 000 et 50 000 cellules/mL. Au-delà de ce dernier seuil et d'une concentration en 13µg/L en MCs, tous les loisirs nautiques sont interdits. Ces modalités de surveillance appliquées en 2014 ont été reprises en 2015. La recherche de toxines a également pu ponctuellement être élargie à NOD, STX, ATX-a, BMAA et CYN. Les efflorescences restent modérées : depuis 2011, sur 28 sites de baignades, seuls un ou deux ont été annuellement fermés (Mme SURREL, com. personnelle). Il convient toutefois de garder à l'esprit qu'à l'image de la Bretagne, l'historique des modalités de suivi dans la région n'a pas toujours porté sur les indicateurs actuels.

En Lozère, c'est le seuil de 16 000 cellules/mL qui déclenche l'instauration d'une surveillance visuelle journalière active, d'un dénombrement hebdomadaire et éventuellement d'une analyse de MCs si des espèces susceptibles d'en produire sont observées. Le dépassement du seuil de 100 000 cellules/mL génère une interdiction de baignade mais les activités nautiques sont maintenues tant que le taux de MCs ne dépasse pas les 13µg/L, cependant ce scénario n'a jamais été constaté jusqu'à présent. La Lozère et le Tarn sont concernés par la présence de cyanobactéries benthiques, ayant entraîné des mortalités répétées de chiens sur la période de 2003 à 2005, et ont réalisé en partenariat avec le Syndicat de Rivières une plaquette d'informations à destination du public (Mme BEAUPOIL, com. personnelle).

Quelques variations existent en Lorraine. Selon les lignes directrices établies pour l'année 2015, si le dénombrement et l'identification sont là encore les critères utilisés, (seuil d'action unique de 50 000 cellules/mL), la recherche de MCs n'est pas effectuée pour les plans d'eau soumis à des proliférations d'*Anabaena*. En effet, il a été constaté que cette dernière n'en produisait pratiquement jamais. L'ARS espère cependant pouvoir bientôt établir des prélèvements pour d'autres types de toxines plus appropriés à sa situation (M. AUBERT, com. personnelle).

Ce même schéma prévaut en Franche-Comté à la différence que la quantification porte sur une large gamme de toxines : MCs, CYN, STX, ATX et NOD. La gestion est difficile car les sites concernés par les interdictions ou les restrictions d'activités sont les seuls ou rares points de baignade de ces départements, qui concentrent de multiples usages : baignade/loisirs nautiques/pêche. (Mme LEFTAH-MARIE, com. personnelle). A l'instar des autres départements interrogés, les conditions de réouverture sont complexes à gérer, car elles nécessitent la multiplication des analyses, afin d'être en mesure de se prononcer sur des levées d'interdictions.

En Loire-Atlantique, à l'inverse, la gestion des sites de baignades ou d'activités nautiques ne repose pas sur le dénombrement cellulaire ou le biovolume mais sur la recherche de microcystines, seules les MCs étant actuellement quantifiées. Le dépassement du seuil des 13µg/L aboutit à une recommandation d'arrêt de la baignade et des activités. Le critère d'efflorescences observables à l'œil nu demeure présent comme en Bretagne. Ce choix de modalités de gestion s'opère suite au constat de la présence de fortes proliférations dans les plans d'eau locaux, pouvant dépasser les 35 millions de cellules/mL sans que la présence de toxines (STX, ATX ou CYN) n'ait été détectée. Ces modalités de gestion ont été adoptées afin d'éviter des fermetures incessantes des sites et en conséquence un exode des vacanciers vers des plans d'eau ne faisant pas l'objet d'une surveillance (M. LETORT, com. personnelle).

2.4.2 Dans les autres pays, le triptyque 'Dénombrement – Indentification cellulaire – Quantification de toxines' est souvent la règle

La figure 2 recense les valeurs seuils de densités cellulaires adoptées à l'international déclenchant l'entrée dans un niveau d'action supérieur : en blanc, le « mode de surveillance », en noir, le « mode alerte » et en hachuré le « mode action ». L'axe des ordonnées restant ouvert, car les densités cellulaires demeurent susceptibles de dépasser les 140. 10³ cellules/mL.

Ce mode global de gestion est également adopté par certains Etats américains, tels que le Kansas ou le Texas. Au sein de ce cadre de gestion, les seuils retenus peuvent cependant différer : ainsi, au Massachussets, la présence d'écume visible aboutit à une interdiction d'entrer dans l'eau tandis que l'unique seuil de dénombrement cellulaire de 70 000 cellules a été privilégié comme valeur guide. Dans le Vermont, la valeur seuil est de 4 000 cellules/mL tandis qu'elle a été fixée à 100 000 cellules/mL dans le Wisconsin (US-EPA).

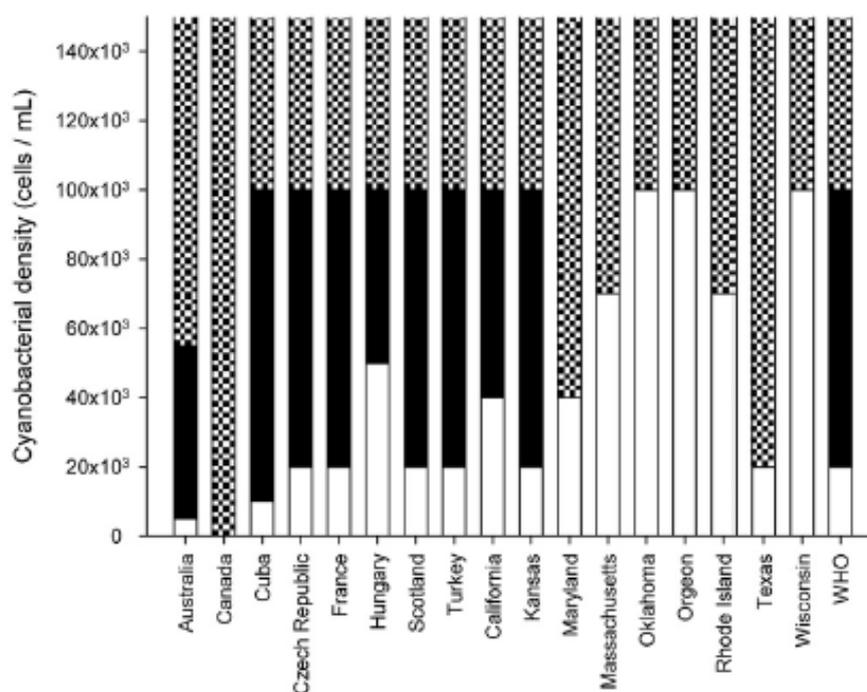


Figure 2. Valeurs de gestion en matière de densité cellulaire de cyanobactéries concernant les activités nautiques en vigueur dans différents pays (Ibelings et al., 2014).

Cuba n'a pas de protocole officiel en vigueur mais expérimente sur quelques sites pilotes une gestion basée à partir du dénombrement et de l'identification cellulaire, intégrant le nombre total de cellules phytoplanctoniques et n'étant pas uniquement restreinte aux cyanobactéries. Le pays justifie cette décision à cause de la turbidité de l'eau qu'induisent de fortes proliférations, affectant sa qualité pour des usages récréatifs. D'autre part, cette configuration correspond à une situation préférentielle pour le développement des cyanobactéries qui dépend des autres communautés. La dissuasion de la pratique d'activités et leur restriction sont fonction de la toxicité connue des espèces présentes (Chorus, 2012).

Quant aux valeurs seuils de MCs établies, elles sont assez disparates dans le monde. Les pays de l'UE adoptent généralement une valeur proche de 13 µg/L, mais avec des divergences : 25 µg/L pour l'Italie par exemple. Aux États-Unis, la palette est assez large : l'Illinois a pour sa part une valeur de 10 µg/L, légèrement supérieure à celle de l'État de Washington, du Vermont et de la Virginie qui est de 6 µg/L. La valeur récréative pour la Californie est de 0,8 µg/L. L'Indiana et le Kansas ont, eux, une approche par paliers, basée sur le seuil de 4 µg/L pour les activités récréatives et de 20 µg/L comme seuil pour toute activité impliquant un contact avec l'eau. C'est également le cas pour l'Ohio mais avec des valeurs de 6 et 20 µg/L respectivement. L'Iowa, le Nebraska, l'Oklahoma et le Texas appliquent une valeur de 20 µg/L, tandis que le Massachusetts et Rhode-Island sont à 14 µg/L (D'Anglada, 2014).

2.4.3 D'autres modalités de gestion peuvent cependant être préférées

Le choix du biovolume a été privilégié par quatre pays, comme l'indique la figure 3, avec des variations observables dans les seuils d'actions :

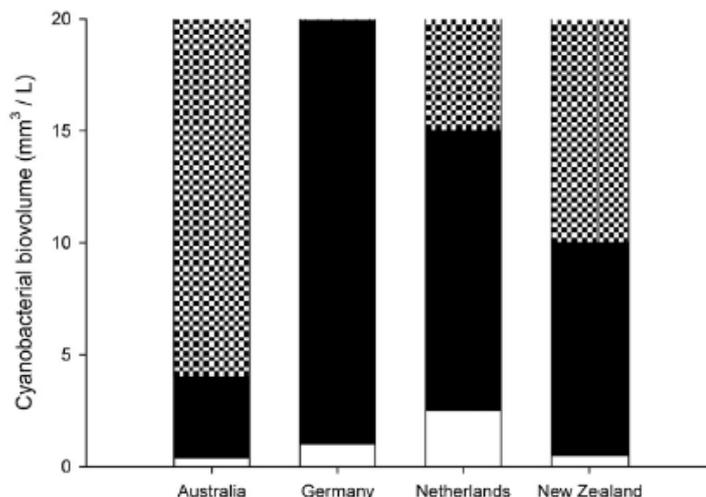


Figure 3. Valeurs de gestion des pays ayant adopté le biovolume comme indicateur pour la surveillance des activités nautiques (Ibelings et al., 2014).

Pour l'Australie, le niveau de surveillance se base sur le dénombrement en tant que première approche pour déterminer de potentiels risques liés aux activités récréatives. Les niveaux d'actions reposent sur le calcul du biovolume (à moins que la population cyanobactérienne ne soit constituée que de *M. aeruginosa*, auquel cas les seuils fournis sont en nombre de cellules/mL). Cette approche s'appuie sur deux grandes justifications : il s'agit d'une part, d'être au plus proche de la concentration en toxines pour répondre à l'enjeu sanitaire des activités récréatives, mais aussi d'intégrer les mélanges d'espèces pouvant se caractériser par la présence d'un grand nombre de petites cellules dans un échantillon.

Quant à la question du retour à la normale, le passage d'un niveau d'alerte élevé à un niveau d'alerte inférieur n'est déclaré qu'à la condition que deux échantillons consécutifs présentent un nombre de cellules inférieur et que l'anticipation des conditions climatiques et autres paramètres d'influences ne soient pas propices à la formation rapide d'une efflorescence.

En Nouvelle-Zélande, le choix du biovolume est l'indicateur privilégié en réponse à la présence de fortes concentrations en picocyanobactéries dans certains plans d'eau. De plus, des alertes sanitaires reposant uniquement sur les dénombrements cellulaires ont parfois abouti à la diffusion de messages sanitaires inutiles. Les deux pays se trouvent également confrontés à de fortes proliférations de cyanobactéries benthiques. Pour l'instant et faute de mieux, le suivi repose sur l'inspection visuelle, la Nouvelle-Zélande ayant établi un guide de gestion basé sur trois niveaux, en fonction de l'abondance (% de

Audrey JAOUEN - Mémoire de l'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique - 2015

couverture du substrat) et la présence d'amas visibles qui s'en détachent. Concernant les Pays-Bas, leurs seuils d'alertes sont basés sur la biomasse, obtenue à partir du dénombrement des genres potentiellement toxiques qui sont convertis en biovolume. Comme alternative, le protocole prévoit également l'utilisation de sondes à détection rapide qui déterminent la biomasse (chl-a) sur la base de l'émission d'un signal fluorescent. Les études ont montré une corrélation acceptable du signal avec le biovolume mais aucune avec les MCs.

D'autres pays ont fait le choix de la chl-a ou d'indicateurs annexes : Singapour retient un seuil unique de chl-a 50 µg/L. Les mesures s'effectuent sur une période de trois ans. Le dépassement de cette valeur à une fréquence supérieure à 5% entraîne l'établissement d'une notification indiquant que le point d'eau est jugé inadéquat pour la baignade (Chorus, 2012). La Corée du Sud applique un suivi basé sur la chl-a et la densité cellulaire : l'alerte est déclarée en cas de dépassement conjoint des deux seuils deux fois consécutives (15µg/L et 500 cellules/mL). Si l'un des deux paramètres repasse sous le seuil, l'alerte est levée. Un système d'alerte alternatif (par PC) a été proposé pour la gestion des blooms de *Microcystis* dans les lacs coréens, jugé plus pratique d'utilisation que la chl-a. La Finlande opère un suivi visuel basé sur la transparence de l'eau (mesurée à l'aide d'un disque de Secchi). S'il est estimé élevé, l'installation immédiate sur la plage d'un panneau d'avertissement destiné au public, précède la réalisation d'échantillonnage pour investigation microscopique. L'approche présente des avantages de rapidité et de coût. Le pays a jugé l'indicateur visuel suffisamment fiable pour une approche de gestion des risques. La majorité des proliférations de masse sont toxiques : leur présence observable indique une forte probabilité de préjudice pour la santé humaine. Peu d'analyses de toxines sont réalisées, car jugées insuffisantes au regard des autres composés dangereux non identifiés pouvant être présents dans l'eau et trop chronophages donc incompatibles avec les besoins d'évaluation et de prise de mesures d'action rapides. Concernant les limites : la production des métabolites secondaires peut survenir avant que l'efflorescence ne devienne visible (Sinang et al., 2013). De plus, certaines cyanobactéries telles que *Cylindrospermopsis* peuvent être présentes en très fortes concentrations sans être visibles, la seule indication étant une légère décoloration verte de l'eau (Newcombe et al., 2010). Le Danemark opère sur une règle de gestion extrêmement simple : entrer dans l'eau jusqu'aux genoux et ne pas se baigner si l'eau est trop trouble pour voir ses pieds (Chorus, 2012) ! L'avantage de simplification des enjeux de communication auprès du public a certes pu être mis en exergue.

Quant à la Pologne, il s'agit du seul pays à utiliser la PCR pour la détection des brins potentiellement toxiques. En cas de présence : quantification de MCs par la méthode ELISA et lorsque cette concentration dépasse 2.5µg/L : réalisation d'une analyse plus poussée par HPLC. La quantification des toxines permet au pays d'éviter des fermetures d'activités qui n'ont potentiellement pas lieu d'être (une étude des réservoirs du centre de la Pologne a mis en évidence l'absence de séquences toxiques capables de produire des MCs malgré la présence de *Microcystis aeruginosa* (Gaḡala et al. 2012), elle exclut cependant la prise en compte de l'exposition à des composés irritants encore non identifiés ou de potentiels effets synergiques ainsi que la toxicité accrue des extraits cellulaires par rapport aux composés purifiés qui sont quantifiés (Ibelings et al., 2014).

A l'échelle internationale, ce paramètre est souvent couplé à d'autres indicateurs. Health Canada a développé une unique valeur guide de 20 µg/L d'équivalents en MCs dans les eaux récréatives. Pour la densité cellulaire totale, une valeur guide a été calculée à partir de l'équivalent théorique en MCs et d'une valeur de référence de l'OMS de $2 \cdot 10^{-7}$ µg/cellule pour la concentration en toxines par cellule productrice de MCs. Cette valeur établie est inférieure au seuil de 100 000 cellules/mL.

Dans l'Indiana, la gestion est basée sur une approche à trois niveaux en fonction des concentrations en cyanotoxines : les plans d'eau sont échantillonnés, et après dénombrement des analyses sont effectuées par test ELISA pour MC, CYN et ATX-a.

Les données reposant sur des concentrations en toxines produites par les espèces dominantes préalablement identifiées permettent à l'Ohio d'informer le public d'un danger avéré et non plus présupposé, comme c'est le cas lorsque la gestion est basée sur le seul dénombrement cellulaire (Farrer et al., 2015). Des mesures interviennent lorsque les concentrations en cyanotoxines mesurées (Atx-a, CYN, MCs et STX) dépassent les seuils sanitaires que s'est fixé le pays (établissement de valeurs guides basées sur une exposition de court terme ou aiguë), et ce quel que soit le dénombrement cellulaire. La levée des alertes ne s'effectue qu'une fois l'efflorescence passée et à condition que la concentration en toxines soit repassée sous la valeur seuil. Une plus grande crédibilité est ainsi allouée aux recommandations sanitaires lorsqu'elles sont publiées. Elles amenuisent de plus la probabilité qu'une recommandation soit publiée alors qu'elle n'était pas nécessaire. Leurs données leur permettent d'affirmer qu'une gestion basée sur la détection de toxines réduit la probabilité d'émission d'un avis sanitaire et par suite, des phénomènes de lassitude des usagers. Les quatre toxines mentionnées ci-dessus ont pu être retrouvées dans les plans d'eau, et parmi celles-ci, MCs était la plus fréquente (Farrer et al., 2015).

2.4.4 Les données épidémiologiques ou sanitaires disponibles permettent d'adapter les modalités de gestion

Il faut également ajouter que les décalages observés peuvent s'expliquer par une certaine déconnexion de l'évaluation des risques sanitaires : les observations ou le suivi des cas permettent de vérifier l'adéquation des mesures de gestion face à l'ampleur du phénomène. Cependant, ces cas demeurent difficiles à étudier et les études épidémiologiques sont peu nombreuses. En France, le Centre Antipoison et de toxicovigilance (CAPTV) de Marseille avait rétrospectivement recueilli trois cas d'exposition aux cyanobactéries ayant fait à chaque fois l'objet d'un appel téléphonique, relatif à des dermatites à Rennes, des signes cutanés à Nancy et une demande de renseignements du personnel d'un club de dressage pour chiens à Lyon (Rapport du Comité de Coordination de Toxicovigilance, 2008).

La relation entre l'exposition aux cyanobactéries et les symptômes gastro-intestinaux des populations habitant à proximité des lacs soumis à des proliférations a été investiguée au Canada (Lévesque et al., 2014). Bien que les concentrations en MCs sur les lacs étudiés étaient faibles (inférieures à 1 µg/L) et bien inférieures à la valeur guide de 20 µg/L de Health Canada, une augmentation significative des symptômes fut observée chez les résidents en contact avec les lacs qui avaient des proliférations (concentrations supérieures à 100 000 cellules/mL), mais pas de celui où les dénombrements cellulaires étaient faibles.

Il ressort enfin de cette étude qu'en termes de comportements la population semble bien sensibilisée à la problématique puisque lors de fortes concentrations cellulaires le contact limité avec l'eau, sans immersion de la tête, augmente fortement tandis que le contact direct diminue. Le manque d'études épidémiologiques qui pourraient venir étayer ces conclusions s'explique, outre l'intervention prévisible de biais de mémorisation dans les études cas-témoins, par la diversité des facteurs pouvant impliquer des symptômes similaires, la complexité de l'exposition et de potentiels effets synergiques. Quant aux études prospectives, en raison de la dynamique des blooms, il est difficile d'obtenir un dénombrement cellulaire fiable de l'exposition passée ne serait-ce que quelques heures plus tard (Stewart et al., 2006). En outre, les quelques études existantes n'utilisent malheureusement pas les mêmes indicateurs (elles utilisent la densité cellulaire ou bien la surface cellulaire, quantifient parfois quelques familles de toxines en complément...).

Aux Etats-Unis, une innovation a eu lieu en la matière, avec la mise en place d'un système de surveillance des cas, qui a servi à alimenter les réflexions. Ce programme baptisé HABISS (Harmful Algal Bloom-related Illness Surveillance System), qui s'est tenu de 2007 à 2011 et impliquait 11 Etats, visait à acquérir des connaissances sur la distribution spatiale et temporelle des efflorescences mais aussi à décrire et recenser dans une base de données unique les cas de morbidité et de mortalité humaines ou animales associées aux proliférations (Backer et al., 2015). Cet apport vient pallier des déficiences préalablement déplorées dans les identifications des cas : à savoir, l'absence de définitions de cas dès les premiers signes (auxquels remédie HABISS -cf tableau 3-), des diagnostics réalisés uniquement par exclusion et le manque d'identification et de quantification des cyanotoxines dans les incidents sanitaires (Stewart et al., 2006).

Tableau 3. Définitions de cas proposées par le Center Disease Control (CDC) concernant les maladies liées aux cyanotoxines dans les plans d'eau (Backer et al., 2015.)

Cas	Suspect	Probable	Confirmé
Animal	Exposition à l'eau ou aux fruits de mer avec confirmation d'un bloom ET présentation de signes associés dans des délais raisonnables après exposition ET sans identification d'autres causes de maladies.	Remplit les critères d'un cas suspect ET présence documentée par le laboratoire de cyanotoxine(s) dans l'eau.	Remplit les critères d'un cas probable combiné à un jugement professionnel basé sur un examen médical ou Remplit les critères d'un cas probable et présence de cyanotoxines dans un échantillon clinique, à condition qu'une détection appropriée soit disponible.
Humain	Identique à l'animal Cas Suspect	Identique à l'animal Cas probable	Remplit les critères d'un cas probable combiné au jugement professionnel basé sur un examen médical

Au final sur la période, 458 cas humains suspects et confirmés ont été rapportés via ce programme ainsi que 175 cas de morbidité et de mortalité animale (tableau 4). L'échantillonnage était effectué soit suite à un suivi routinier, à la déclaration d'un bloom, en réponse à un évènement sanitaire ou encore après des mortalités de poissons. Sur la période 2007-2010, les Etats ont utilisé toutes ces données de suivi afin d'appuyer les décisions d'émettre 196 avis de santé publique et des fermetures de plages (Backer et al., 2015).

Tableau 4. Résultats des cas collectés via le programme HABISS (Backer et al., 2015)

Nombre total de cas rapportés	Nombre de cas probables ou suspects	Nombre de cas confirmés	Commentaires
Poissons : 175	93 (53%)	7 (4%)	Le total est différent de 100% car parmi tous les cas de mortalités rapportés, tous n'ont pas été associés à des proliférations de cyanobactéries
Bétail : 11	9 vaches	-	Vaches ont péri simultanément après s'être abreuvées dans une eau colorée
Chiens : 67	-	-	57% des cas ont abouti au décès (contact cutané, ingestion d'eau colorée, syndromes gastro-intestinaux, léthargie, symptômes neurologiques)
Cas humains	253 (40%)	219 (38%)	Concernant les cas humains liés au contact avec l'eau, la majorité était liée aux plans d'eau douce (176 cas, représentant 96%). Suite à des expositions aux proliférations, la moitié des symptômes étaient d'ordre cutané (n= 93, 51%), suivis par des troubles gastro-intestinaux (19%) ou neurologiques (6%), viennent en dernier fatigue et fièvre (6%).

2.4.5 Les raisons des disparités constatées

Chaque pays dispose d'une situation écologique qui lui est propre, des enjeux économiques ou locaux spécifiques : des observations valables sur un plan d'eau n'apparaissent pas forcément généralisables. Les protocoles internes aux différents territoires s'adaptent aux contraintes locales et à la connaissance du milieu. La méthode de suivi sélectionnée répond ainsi à des attentes particulières : entre la faisabilité de sa mise en œuvre, son coût, son délai de réponse et par là même la réactivité qu'elle permet de déployer en termes de gestion ou encore la nature de l'information qu'elle fournit et donc l'image de crédibilité du gestionnaire qu'elle renvoie au public (Chorus et al., 2012).

Dans le même temps, le choix de l'outillage et le recours à une méthode de suivi donnée dépendent de la volonté d'être plus ou moins protecteur, sans pour autant se vouloir trop paralysant et entraver les pratiques de promotion des activités d'extérieur, activités qui interviennent d'ailleurs sur d'autres composantes de santé publique. Certains pays privilégient l'option de la flexibilité. Par exemple, le système de surveillance de l'Allemagne qui intègre la quantification de microcystines pour prévenir des restrictions évitables des activités récréatives s'adapte aux besoins locaux et aux options disponibles. Si des compétences en lien avec la microscopie viennent à manquer, le screening des

MCs par la technique de l'immuno-essai sera privilégié. Aux Pays-Bas, la gestion repose sur le biovolume mais la possibilité d'utiliser la chl-a comme indicateur est maintenue. Enfin, certains états comme l'Oregon multiplient les approches : écume visible et dénombrement cellulaire, présence d'espèces toxiques, d'espèces spécifiques ou de toxines.

2.5 Les modalités de gestion pour l'usage pêche

Les instructions portant sur les recommandations à formuler en matière de gestion de l'activité pêche découlent de la saisine de l'Afssa et font l'objet de sa note de 2008. Cette dernière souligne l'existence de processus de bioaccumulation et de détoxification variables selon les espèces. Outre les viscères qui apparaissent majoritairement contaminés en cyanotoxines, la présence de ces dernières dans la chair a été établie. Des données récentes supportent ces conclusions, indiquant que les organismes aquatiques sont plus résistants aux toxines que les espèces terrestres, et que les MCs persistent dans les poissons, alors même qu'elles ne sont plus détectées dans le plan d'eau (Schmidt et al., 2014).

L'Afssa rappelle également que les méthodes de quantification ne permettent pas de prendre en compte la fraction de MCs liée de façon covalente dans les tissus. Ainsi, seules les formes libres peuvent faire l'objet d'une quantification. Enfin, le manque de connaissances y est clairement mis en évidence.

Ces considérations ont conduit la DGS à recommander dans un courrier interne l'interdiction de la consommation des produits de la pêche en situation de contamination des eaux par les cyanobactéries. L'éviscération des poissons n'apparaissait en effet pas suffisamment protectrice. En conséquence, l'ARS Bretagne applique le seuil de 100 000 cellules/mL. Le seuil de 13µg/L de MCs a été retenu en Vendée. L'ARS Franche-Comté, faisant suite à un courrier adressé à ses services par la DGS, utilise un arbre décisionnel basé sur la présence de toxines, et recommande dans tous les cas l'éviscération du poisson (avant une potentielle étape de congélation - Mme LEFTAH-MARIE, com. personnelle). Si MCs > 13µg/L, ou en cas de présence d'ATX ou de STX, alors l'interdiction de pêche et de consommation est formulée. En présence de CYN, la gestion est fonction de la quantité présente.

Quant aux messages des états américains à destination des pêcheurs, ils recommandent à ces derniers de limiter leur consommation, d'éviter le poisson sans lacérer les organes et de rincer soigneusement les filets.

3 Diagnostic pour le Morbihan

Après ce panorama de la situation à grande échelle, il convient de s'interroger quant à la situation morbihannaise qui fait l'objet de cette étude. Suite à la constatation de disparités en matière de gestion en fonction des contextes locaux, se pose la question des modalités de gestion des plans d'eau soumis à des efflorescences dans le Morbihan. Les caractéristiques de ces derniers et les différents usages pour lesquels ils sont exploités serviront d'angle d'approche pour dresser un état des lieux.

3.1 Situation départementale

3.1.1 Méthode

a- Recueil des données

Les informations mobilisées pour établir la situation en matière de proliférations de cyanobactéries dans le Morbihan proviennent de différentes sources (tableau 5).

Tableau 5. Sources de données mobilisées pour le diagnostic départemental

Sources de données	AEP	Activités nautiques	Baignade	Pêche
Caractérisation du plan d'eau et usages	-Eau du Morbihan - Ville de Vannes - Lorient agglomération	Base de données MVJS	ARS + Profils de baignade	Fédération Pêche
Présence de cyanobactéries et modalités de gestion	Résultats d'autocontrôles des producteurs d'eau potable	Enquête auprès des gestionnaires (4 répondants et 1 ne souhaitant pas s'exprimer)	Données de suivi de l'ARS	Rapport FP (2008) + entretien FP
Episodes de mortalités animales	Revue de la presse locale et des lettres annuelles émises par la FP, enquêtes auprès de l'ONEMA, du SAGIR, et de la FP			

Ainsi, les informations sont issues :

- des données de surveillance acquises pour le suivi de certains usages par l'ARS et les producteurs d'eau potable ;
- des données de surveillance saisonnières, de suivi ou d'autocontrôles, fournis par divers acteurs ;
- de la consultation de rapports ou de documents relatifs à des démarches locales ponctuelles et/ou d'études comprenant des données ponctuelles sur certains plans d'eau (tableau 6) ;

Tableau 6. Etudes et rapports utilisés pour la caractérisation des plans d'eau morbihannais

Auteurs	Rapports d'études
Brient et al., 2001.	Evaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons.
Fédération du Morbihan Pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, 2008	Etude des proliférations de cyanobactéries dans des petits étangs à usage pêche, sur le bassin versant du Blavet.
Pitois et Moreau, 2006.	Diagnostic fonctionnel de l'étang du Dordu.
Pitois et Moreau, 2008.	Etude du fonctionnement de l'Etang de la Forêt.
Regin, 2004	Caractérisation de l'eutrophisation et de ses impacts dans les plans d'eau douce du Morbihan. Mémoire de stage de la Maîtrise de Sciences et Techniques, Sciences de l'environnement. Université de Rouen.

- des entretiens menés auprès d'acteurs locaux et des interrogations abordées auprès de divers professionnels (ces interlocuteurs étant répertoriés dans l'annexe n°1) qui ont pu fournir des informations quantitatives ou qualitatives ainsi que leurs perceptions associées aux cyanobactéries, et leurs éventuels besoins en matière de gestion.

b- Plans d'eau et activités pris en compte

Une sélection préalable des plans d'eau faisant l'objet de cette étude fut effectuée en fonction de la nature de leur exploitation. Pour chacun d'entre eux, ont été répertoriés les usages associés, ceux-ci pouvant être cumulés : AEP, baignade, pêche, ou encore activités nautiques (voile, kayak, pédalo, aviron, ski nautique). Concernant le recensement des plans d'eau pour ce dernier type d'usage, les critères appliqués à la base de données du Ministère de la ville, de la jeunesse et des sports, consultable en ligne étaient : « département morbihannais », « site d'activités aquatiques et nautiques » et « plans d'eau intérieurs ».

Le choix de travailler sur les quatre usages précédemment mentionnés a été effectué au vu des enseignements précédemment tirés de la bibliographie concernant les voies d'exposition au risque sanitaire.

La question de la prise en compte des retenues collinaires, remplies dans le Morbihan par ruissellement et utilisées à des fins d'irrigation par les producteurs de légumes et agriculteurs, s'est également posée. En effet, il est avéré que ces retenues peuvent être l'objet de proliférations phytoplanctoniques sans que celles-ci n'aient été quantifiées (Gueguen, 2013). Cependant, à l'heure actuelle, la chambre d'agriculture ne possède pas de connaissances ou de données relatives à la problématique des cyanobactéries dans les retenues collinaires (Mr CARTEAU, com. personnelle). Faute d'informations disponibles, elles n'ont pas pu être davantage investiguées dans le présent travail.

Quant aux plans d'eau intérieurs à activité piscicole, susceptibles de voir leurs activités impactées par des proliférations de cyanobactéries (production de composés malodorants tels que la géosmine), il n'en existe actuellement plus dans le Morbihan (Mr MILOUX, com. personnelle).

c – Gestion et traitement des données

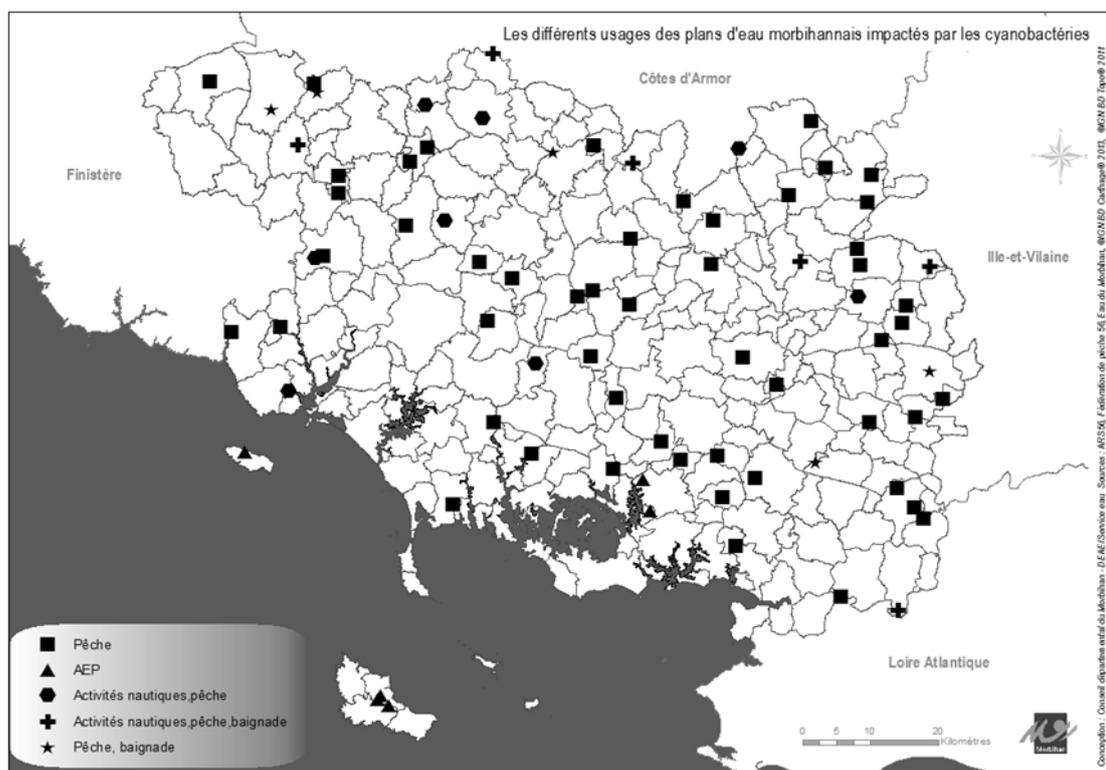
Ces données obtenues ont par la suite été traitées à travers la conception, la gestion et l'exploitation d'une base de données.

Les données provenant d'un suivi ponctuel sont venues enrichir la base constituée, ainsi que celles issues d'un programme annuel de surveillance, et qui après traitement ont permis d'obtenir les valeurs de taux de dépassements annuels des seuils 20 000 cellules/mL et 100 000 cellules/mL. Des indicateurs, qui seront décrits par la suite ont de plus été choisis, afin de pouvoir discriminer les plans d'eau en fonction de l'importance des efflorescences auxquels ils sont soumis.

Afin d'en faciliter la visualisation, la réalisation des cartographies a nécessité l'exploitation du logiciel Arcgis. Celui-ci a été alimenté grâce à la base de données Carthage, fournie par l'Agence de l'Eau, qui répertorie la majorité des plans d'eau présents sur le département. Ceux qui n'y étaient pas répertoriés ont été ajoutés à ce référentiel spatial.

3.1.2 Résultats

Au total, 79 plans d'eau ont été considérés, pouvant cumuler un ou plusieurs usages avec 10 retenues exploitées pour l'AEP, 11 sites de baignade passés ou actuels et donc faisant ou ayant fait l'objet d'un suivi par l'ARS, 12 comme support à des activités nautiques et 74 à usage pêche (carte 1).



Carte 1. Plans d'eau morbihannais à usage anthropique pouvant être impactés par les proliférations de cyanobactéries

3.1.2.1 Concernant les plans d'eau à usage AEP

Le syndicat mixte Eau du Morbihan assure la production en eau potable sur une grande partie du territoire et à cet effet fait appel à des partenaires privés (notamment Saur, Veolia, Lyonnaise des Eaux) sous contrat de délégation de service public, chargés d'assurer le fonctionnement local des stations. Quelques collectivités font exception et ont choisi de conserver leur compétence de production : Lorient agglomération, Vannes, Séné et Cap atlantique. Le tableau 7 ci-dessous associe leurs gestionnaires aux retenues exploitées durant cette période d'étude :

Tableau 7. Plans d'eau à usage AEP dans le Morbihan et gestionnaires associés

Retenue	Capacité totale (m ³)	Gestionnaire
Borfloc'h	478 000	Eau du Morbihan
Antoureau	246 000	Eau du Morbihan
Bordilla	111 000	Eau du Morbihan
Tréauray	769 000	Eau du Morbihan
Trégat	706 000	Eau du Morbihan
Lac au Duc	3 400 000	Eau du Morbihan
Pen Mur	855 000	Eau du Morbihan
Noyal	NC	Vannes
Port Meulin	NC	Lorient agglomération

- Concernant les plans d'eau dont la gestion incombe à Eau du Morbihan :

Les stations effectuent à leur initiative des prélèvements au niveau de l'arrivée d'eau brute tous les 15 jours dans le cadre de leurs auto-contrôles, sur les paramètres de dénombrement cellulaire et de MCs (présence ou absence). Cet échantillonnage et l'interprétation des résultats servent en effet de déclencheur d'analyses en cas de risque de présence de microcystines à la fois pour l'eau brute et pour l'eau traitée.

De plus, un prélèvement mensuel est effectué en profondeur dans la retenue, et destiné à vérifier l'absence de grandes amplitudes dans les valeurs entre les points de prélèvement (M. LE GALL, com. personnelle). L'ARS opère de surcroît un contrôle en observant les résultats qui lui sont transmis et effectue de nouveaux prélèvements mensuels afin de quantifier la présence éventuelle en microcystines dans les eaux brutes et en sortie de filière chaque année, de mai à octobre (Mme BEILLON, com. personnelle).

- Concernant la retenue de Noyal, gérée par la ville de Vannes :

Les paramètres relatifs aux cyanobactéries dans les eaux brutes ne faisant pas l'objet d'exigences réglementaires, les échantillonnages ont été suspendus depuis plusieurs années, et aucun suivi particulier n'y est opéré. Le contrôle sanitaire est uniquement effectué par l'ARS. L'intérêt de la mise en œuvre d'un suivi n'apparaît pas évident au gestionnaire, pour les raisons suivantes : premièrement grâce à l'efficacité de la filière de traitement, qui dispose notamment d'un Charbon Actif en Poudre (CAP) ; également à cause de la quasi absence de toxines présentes dans l'eau brute historiquement (détection une seule fois en 2010) ; mais aussi en raison du fait que le bureau d'étude chargé du suivi pressentait l'apparition de MCs comme improbable ; et enfin du fait de la préoccupation de l'absence de représentativité de quelques points d'échantillonnage, notamment lorsque les prélèvements sont effectués le long des berges (M. LE BRETON., com. personnelle).

- Quant à la retenue de Port Meulin dont Lorient agglomération est gestionnaire :

Quatre prélèvements ont lieu de juillet à août (lors de l'utilisation du barrage), portant sur la quantification d'algues phytoplanctoniques et la détermination des espèces par catégories dans l'eau brute. Les MCs sont recherchées dans l'eau brute et l'eau traitée, avec un suivi renforcé en cas de besoin (Mme DAVID DUTILLOY, com. personnelle).

Il est apparu au cours des divers échanges avec les gestionnaires que la problématique cyanobactéries dépend à la fois de l'état de la retenue mais également des capacités de performance des filières de traitement. Si l'on s'intéresse à ce premier aspect, les données d'historique existantes qui ont pu être recueillies mettent en évidence des inégalités entre les plans d'eau face aux efflorescences (figure 4).

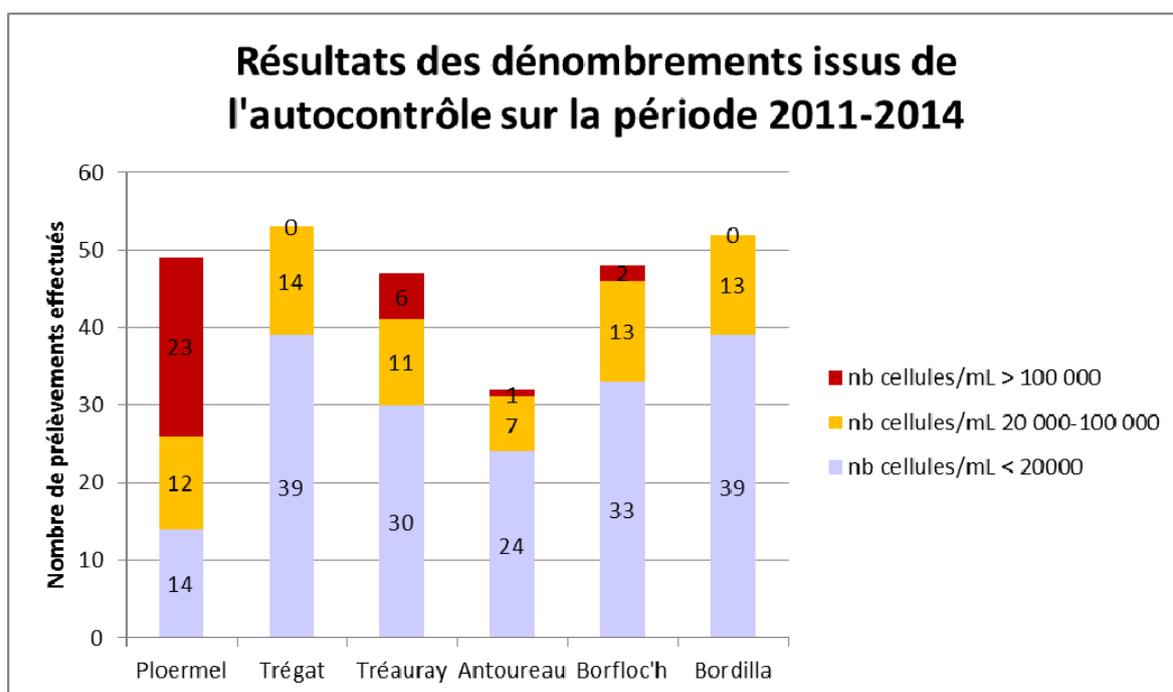


Figure 4. Fréquence des prélèvements supérieurs à 20 000 ou 100 000 cellules/mL pour les retenues d'AEP de 2011 à 2014 à partir des (source : données d'autocontrôle d'Eau du Morbihan).

Le Lac au Duc apparaît comme étant le plus exposé aux proliférations de cyanobactéries, pratiquement la moitié des prélèvements effectués ces quatre dernières années se situant au-dessus du seuil de 100 000 cellules/mL. Les résultats indiquent que les retenues de Tréauray, Antoureau et Borfloc'h sont soumises à des proliférations dépassant fréquemment les 20 000 cellules/mL voire ponctuellement le seuil des 100 000 cellules/mL. Seules les retenues de Trégat et de Bordilla se distinguent, n'étant pas l'objet de proliférations aussi massives. Concernant la retenue de Muzillac, les données d'autocontrôles n'étaient pas disponibles, mais elle demeure elle aussi régulièrement perturbée par des épisodes de blooms. En 2001, cette retenue comptait près de 90 000 cellules/mL et la concentration en MCs s'élevait à 34,5µg/L (Brient et al., 2001). En 2005, la chl-a se situait entre 80 et 150µg/L (SIMON, 2005).

De manière générale, l'ARS et Eau du Morbihan constatent l'absence de microcystines dans l'eau traitée (M. LE GALL, com. personnelle). Ces observations peuvent être attribuées à la combinaison d'une bonne efficacité des filières de traitement et à l'absence ou la présence supposée faible de toxines sécrétées dans les retenues d'eau brute. Les stations sont également sensibles aux problématiques d'odeur et de goûts terreux, liés notamment à la présence de géosmine et de 2-Méthylisobornéol (MIB) synthétisés par les cyanobactéries. Elles accroissent leur activité de veille auprès du service clientèle durant les mois critiques (M. SALAUN, com. personnelle).

Abordons à présent les modalités de gestion ; laquelle se positionne à l'interface entre qualité, continuité de service et résilience. Un logigramme récapitulatif est disponible en annexe 2. Les analyses de ces campagnes sont effectuées par un bureau d'étude qui leur apporte une expertise en fournissant des prédictions sur la base de probabilités d'entrer en phase de croissance après calcul du biovolume (Mr PITOIS, com. personnelle). Ces conclusions servent de signal à l'exploitant en lui offrant une opportunité d'anticipation et l'orientent quant aux nouveaux prélèvements qui seront à prévoir. Les prédictions fournies permettent de déterminer si potentiellement d'autres retenues ne seront pas affectées et donc de prévoir des basculements vers des captages en meilleur état. Enfin, les stations peuvent anticiper la modification de la nature de leur CAP et leur taux de coagulant ou encore faire varier la profondeur de prélèvement dans la retenue en fonction de la présence plus ou moins importante de cyanobactéries (M. SALAUN, com. personnelle).

Le peu de recul actuel sur les données rend impossible l'exploitation de manière fine des résultats fournis : par exemple, aucun seuil n'a pu être attribué à une action spécifique à mettre en œuvre pour le moment, leur seule contrainte réside donc dans le respect de la limite maximale en MCs à ne pas dépasser.

Les proliférations de cyanobactéries s'appréhendent à la fois en termes de vulnérabilité du réservoir (réurrence des proliférations) mais aussi comme précédemment évoqué en fonction de l'ancienneté de la filière de traitement. Les plus récentes disposent pour la phase de clarification d'équipements favorables à la résilience, tels que des flottateurs. Les décanteurs, en revanche, sont souvent sujets aux colmatages et inadaptés au traitement des cellules filamenteuses.

Le principal besoin en matière de gestion est lié à la difficulté d'appréhension du danger et concerne l'absence de moyens de contrôles en continu, comme il en existe pour les autres polluants chimiques. Bien que satisfaisante, la fréquence de surveillance instaurée tous les 15 jours n'est pas forcément optimale en termes de pilotage. Au niveau des filières, la gestion des équipements se fait grâce au retour d'expérience, avec par exemple l'instauration d'un nettoyage préventif estival du décanteur de l'usine de Tréauray. Ce traitement fait suite à son colmatage par des cyanobactéries filamenteuses il y a quelques années. La création d'un point d'injection de CAP avant l'étape de traitement pour cette même station, qui n'en disposait pas auparavant, contribue à l'amélioration de la qualité de l'eau. Ces solutions ont été adoptées en réponse spécifique à la problématique cyanobactérie et génèrent donc des coûts supplémentaires (notamment en raison d'une saturation rapide du CAP et d'un temps de contact non optimisé).

La sécurisation de la production en eau potable est assurée par des interconnexions qui parcourent le territoire morbihannais et autorisent une grande fluidité de basculements d'une ressource à l'autre, de sorte qu'en cas d'arrêt de fonctionnement temporaire d'une ou de plusieurs filières, l'approvisionnement puisse continuer de s'effectuer grâce à d'autres stations plus éloignées. Le plan d'optimisation de la sécurisation en eau potable du Morbihan prend notamment en compte l'évolution future des besoins en eau et les difficultés potentielles d'approvisionnement susceptibles de survenir en cas de situation exceptionnelle. Dès lors, des scénarios d'arrêts par filières sont imaginés et impliquent la réalisation de travaux ou requièrent la capacité d'interchanger les points de captage pour continuer l'alimentation en eau. Le retour à l'exploitation d'une retenue à un débit usuel repose sur le suivi visuel de la retenue, l'absence de remontées de plaintes de la part des abonnés et dépend également du propre retour d'expérience de la station, telle que le constat d'une diminution de la fréquence de lavage des filtres par exemple (M. SALAUN, com. personnelle). Enfin, les contraintes d'exploitation dues aux cyanobactéries sont prises en compte dans les futurs projets de construction et interviennent en tant que critères de sélection dans le choix des filières, de telle sorte que chaque nouvelle usine se voit dotée d'un traitement performant (Mr LE GOASTER, com. personnelle).

3.1.2.2 Les plans d'eau morbihannais à usage baignade

En 2015, sept plans d'eau intérieurs (communes de Carentoir, Langonnet, Plouray, Pluherlin, Priziac, Rohan et Ploërmel-Taupont) ont fait l'objet d'un suivi sanitaire par l'ARS, qui effectue par saison entre 9 à 12 prélèvements sur chacun d'eux. Le site de St Malo de Beignon, inséré dans ce paragraphe pour davantage de lisibilité, fait exception : le suivi sanitaire y est réalisé par l'ARS depuis seulement deux ans à la demande de la Communauté de Commune, puisqu'il est uniquement le siège d'activités de type pêche, bateau ou pédalo. Quant aux plans d'eau de Noyal-Pontivy et de St Dolay, ils sont fermés à la baignade de manière permanente depuis respectivement 2013 et 2011, et ne sont donc actuellement plus surveillés.

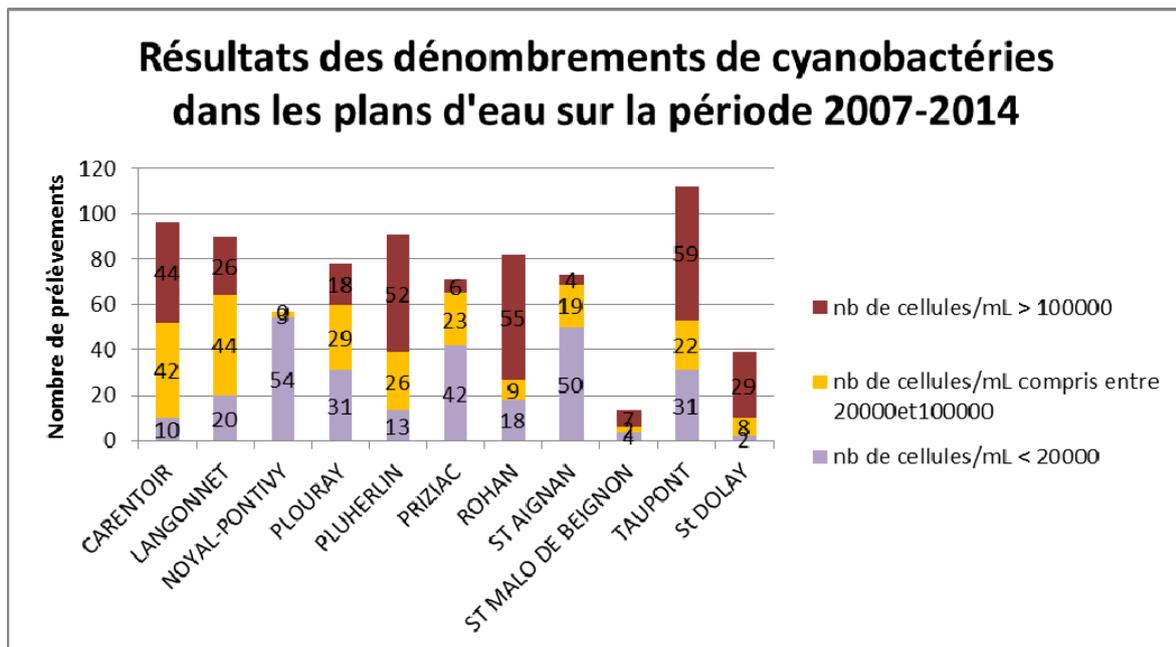


Figure 5. Fréquences des prélèvements supérieurs à 20 000 ou 100 000 cellules/mL pour les plans d'eau à usage baignade de 2007 à 2014 (source : données de suivi de l'ARS)

L'observation des fréquences de dépassement des seuils cellulaires de 2007 à 2014 révèle que parmi les plans d'eau servant ou ayant servi à la baignade, tous ne sont pas impactés de façon similaire (figure 5). Ainsi, la présence des cyanobactéries se caractérise par de fortes concentrations cellulaires sur les étangs du Moulin Neuf (Pluherlin), de la Ville Moisan (Rohan) et sur le Lac au Duc (Ploërmel-Taupont). Quant à l'étang de Pontigou (Langonnet), il apparaît sujet à des proliférations avec des dépassements des deux niveaux de seuils cellulaires chaque année. Enfin, le lac du Bel-Air (Priziac) et celui de Guerlédan (St Aignant) se distinguent des autres plans d'eau puisqu'ils ne semblent concernés par des proliférations de cyanobactéries que ponctuellement, sans que celles-ci n'aient souvent jusqu'à présent dépassé le seuil des 100 000 cellules. Concernant ce deuxième lac, il est difficile de connaître les conséquences qu'aura son assèchement, survenu cette année 2015 à des fins de maintenance du barrage, sur les proliférations cyanobactériennes. Seul l'étang du Val Vert – Noyal-Pontivy) apparaît soumis à de faibles densités cellulaires.

Cette année en Bretagne, onze toxines différentes sont recherchées (dont 7 formes de microcystines) dès lors que le seuil des 20 000 cellules est atteint : ce nombre de toxines analysées étant en constante augmentation depuis quelques années. L'ARS communique sous 48 heures au gestionnaire les résultats dont le laboratoire d'analyse mandaté lui fait part. Celui-ci relaye l'information plus ou moins rapidement en publiant les avis sanitaires et en les affichant sur le site.

Depuis 2011, les concentrations en toxines n'ont dépassé les seuils qu'à de rares exceptions. Ce fut le cas en 2012 et 2013, de manière ponctuelle et uniquement dans les zones de fortes efflorescences respectivement sur l'étang du Beauché (Carentoir) et l'étang du Moulin neuf (Pluherlin). La concentration en MCs avoisinait alors les 300µg/L. Les toxines produites varient : l'étang de la Ville Moisan (Rohan) a momentanément connu un pic d'ATX-a de 11 µg/L en 2011. En 2012, ceux de Carentoir et de Pluherlin ont respectivement atteint les 8 et 3µg/L de MCs. Quant à Priziac, les STX ont été mesurée à un taux de 2µg/L en 2014.

Les données enregistrées par l'ARS depuis 2012 montrent que globalement les gestionnaires vont dans le sens des avis qu'elle diffuse. Néanmoins le maire, avec son pouvoir de police, peut décider de s'écarter des recommandations émises par l'ARS ou ne les appliquer que de façon partielle (Mr RICHARD, com. personnelle et AUSTRUY, 2012). Ainsi, si en 2013 les communes de Carentoir, Pluherlin et Rohan ont adopté scrupuleusement les recommandations de l'ARS suite à des blooms, des différences en matière de gestion sont apparues en 2014 pour 4 des 8 plans d'eau de baignade (tableau 8). Trois étaient moins restrictives que les recommandations de l'ARS et une davantage (Pluherlin).

Tableau 8. Récapitulatif des plans d'eau aux modalités de gestion différentes des préconisations de l'ARS

Plan d'eau	Commune	2014
Etang du Bauché	Carentoir	Arrêté d'interdiction de la consommation de poisson mais pas de la baignade.
Etang du Moulin Neuf	Pluherlin	Maintien de l'arrêt de la baignade au-delà des recommandations de l'ARS (sur 4 semaines).
Lac au Duc	Ploërmel	Pas d'interdiction de la baignade les 24/06 et 08/07.
Etang de Pontigou	Langonnet	Pas d'interdiction de la baignade le 30/06.

Une campagne d'information destinée au grand public a été développée par l'ARS Bretagne à titre expérimental en 2014 et proposée aux collectivités, qui avaient alors la charge d'installer des panneaux. Elle a été étendue à la plupart des plans d'eau de baignade autorisée en 2015.

3.1.2.3 Les plans d'eau morbihannais servant aux activités nautiques

Le suivi effectué par l'ARS est réalisé à des fins de protection des baigneurs et n'est pas spécifiquement conçu pour le seul suivi des activités nautiques. Ainsi, les plans d'eau servant uniquement à ce dernier type d'activités dans le Morbihan ne font pas l'objet d'une surveillance régulière sur la problématique cyanobactéries. Cependant, quelques données ponctuelles sont disponibles sur deux sites (tableau 9).

Tableau 9. Données issues de rapports d'études concernant les plans d'eau à usage AN (sans baignade ni AEP).

Plan d'eau	Auteur de l'étude	Résultats	Commentaire
Etang de la forêt (Brandivy)	PITTOIS, 2008.	35 à 40% des points de suivi en 2008 ont dépassé le seuil de 100 000 cellules/mL	Suivi sur la période estivale
Etang de Kerstraquel (Melrand)	REGIN, 2004.	Sur 13 prélèvements : - 7 supérieurs à 20 000 cellules/mL - 2 supérieurs à 100 000 cellules/mL	-

De manière générale, il apparaît que la présence des proliférations affecte l'activité des centres de loisirs nautiques, mais suivant des modalités variables. Sur le volet communication, elles portent sur les recommandations ou consignes formulées par l'équipe encadrante. Concernant les aspects économiques, l'influence se perçoit principalement au niveau de la fréquentation, la période d'activité estivale étant pour les clubs interrogés majoritairement rythmée par des sorties scolaires et par un public familial voire touristique en fin de saison. Les contraintes liées aux cyanobactéries ne se posent plus dès lors qu'il existe des possibilités de recours à d'autres points d'eau (mer, rivière...) pour le maintien de la pratique des activités comme c'est le cas pour la base nautique du Ter. La base nautique du Pays du Roi Morvan, qui ne jouit pas pour sa part de telles possibilités, rapporte l'attention particulière que prêtent les directeurs de centres de vacances et de loisirs à la problématique, annulant les réservations dès lors que l'ARS émet un avis défavorable à la pratique des activités, ce qui affecte de fait le planning des réservations (M. LEFAUCONNIER, com. personnelle). En matière de gestion, des activités de substitution peuvent être proposées, notamment aux touristes, mais dans la grande majorité des cas, ces derniers ne souhaitent pas pratiquer un autre type d'activité que celle qu'ils avaient programmée.

La base de l'Etang de la Forêt adopte une politique préventive, en imposant la prise d'une douche suite à un contact involontaire avec l'eau. Elle évoque également son initiative d'instaurer cette année des analyses mensuelles en complément du suivi basique existant (qui repose sur un suivi visuel et sur la mesure de quelques paramètres physico-chimiques). Elle justifie sa démarche par ses préoccupations concernant l'exposition potentielle d'enfants face à un phénomène récurrent, couplé à l'observation de températures élevées en début de saison. La base engage sa réflexion à l'heure actuelle sur la rédaction d'un protocole scientifiquement rigoureux pour sa prochaine période d'activité s'étalant de mars à octobre.

3.1.2.4 Les plans d'eau sièges d'activités de pêche

Etant donné l'absence de suivi des plans d'eau à usage de pêche et leur nombre important sur le territoire, très peu de données sont disponibles pour leur caractérisation vis-à-vis des proliférations cyanobactériennes. Les seules sources disponibles correspondent à des rapports d'études non récents (à savoir BRIENT 2001, REGIN 2004 et PITOIS, 2008) et se réfèrent majoritairement à un seul prélèvement ponctuel sur l'année en question. Elles ne sont en conséquence absolument pas représentatives de la situation actuelle mais renseignent sur la présence ou l'absence de cyanobactéries à un instant donné (cf annexe 4).

Par ailleurs, plusieurs épisodes de mortalité animale ont été suspectés être liés à la présence de cyanobactéries par le passé, généralement en raison de l'eutrophisation du plan d'eau ou bien suite à des observations de proliférations ou de coloration de l'eau (tableau 10).

Tableau 10. Episodes de mortalités animales potentiellement attribuables aux cyanobactéries dans les plans d'eau morbihannais

Année	Commune	Plan d'eau	Es pèces	Source d'information
2001	Floermal	Lac au Duc	poissons (1 tonne)	Bertrand, 2005
2007	Belle-Ile	Antoursau	Canards, goélands, poules d'eau	Le Télégramme, 17 août 2007
2011	Kernascléden	Etang de Pont-Callec	Carpes	Revue d'Information Fédération Pêche, 2012
2011	Brech	Etang de Tréauray	poissons	Revue d'Information Fédération Pêche 2015
2011	Floermal	Lac au Duc	Sardres (800 poissons)	Revue d'Information Fédération Pêche, 2012
2013	Brech	Etang de Tréauray	Poissons blancs, carassiers, salmonidés	Revue d'Information Fédération Pêche, 2015
2013	Fluherin	Etang du Mbulin neuf	chien, anguilles	ARS (communication personnelle)
2014	Brech	Etang de Tréauray	poissons	Ouest France, 29 Octobre 2014 et Revue d'Information Fédération Pêche, 2015

En 2011, pour le Lac au Duc, l'autopsie sur les sandres permet uniquement de conclure à une infection d'origine bactérienne sans qu'il soit possible d'en établir précisément la cause. En 2013 pour l'étang du Moulin neuf, l'analyse du bol stomacal du chien révèle un profil de MCs comparable à celui du prélèvement d'eau. L'absence de lésions ou d'anomalies sur les organes n'a pas permis d'affiner le diagnostic (M. RICHARD, com. personnelle).

Les usages de type pêche touchent une grande majorité de plans d'eau, à l'ichtyofaune parfois variée pour certains d'entre eux. Des déversements piscicoles spécifiques sont parfois effectués par la Fédération de pêche. Des étapes phares jalonnent la période d'activité : par exemple, le déversement des truites en mars pour l'ouverture de la saison, ou encore la pêche des poissons carnassiers en novembre. Les modalités de pêche sont diverses : pêche en float tube, pêche de bord... Il en va de même pour les consommations : truite arc-en-ciel déversée par la fédération de pêche, mais aussi des carnassiers tels que : brochets, perches, sandres et blackbass ou encore des anguilles de façon minoritaire (Mme CAUDAL, com. personnelle), rendant ainsi malaisée une caractérisation précise des plans d'eau. Les pêcheurs plus expérimentés ont pour leur part tendance à pêcher uniquement de gros poissons, qu'ils consommeront généralement éviscérés par la suite.

En matière de gestion des proliférations, étant donné l'absence de système de surveillance ou d'alerte, même rudimentaire, seule la coloration de l'eau ou les phénomènes d'écume servent de signaux à l'heure actuelle. La fédération départementale déplore ainsi le manque d'informations relatives aux proliférations, dont elle n'est alertée que lorsque des pêcheurs ou les associations locales la contactent afin de solliciter des renseignements. Cette information n'est d'ailleurs pas transmise par la suite aux gestionnaires des plans d'eau, à l'exception des quelques mairies avec lesquelles la Fédération entretient un fort partenariat, en raison de l'absence actuelle de messages clairs quant à la conduite à adopter. Des arrêtés interdisant la consommation de poissons ont pu être émis par des mairies, mais la levée de l'interdiction n'est souvent pas prise en compte, de sorte qu'ils demeurent affichés sur site plusieurs mois après leur installation (Mme CAUDAL, com. personnelle).

3.1.2.5 Vulnérabilité des plans d'eau morbihannais : essai de synthèse

Cette partie tente de dresser un bilan des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries sur les plans d'eau morbihannais. Les usages, qui correspondent à des niveaux d'exposition théoriques aux cyanobactéries, sont croisés avec les données de proliférations cyanobactériennes afin de permettre une estimation du risque.

BRESS & STONE (2007) proposent un niveau d'exposition théorique aux cyanobactéries selon trois niveaux au vu des voies d'exposition principales affectées lors d'une activité récréative (tableau 11).

Tableau 11. Liste généralisée des voies d'exposition primaires préoccupantes vis-à-vis des cyanotoxines durant les activités récréatives (Bress et Stone, 2007).

Exposition potentielle	Type d'activité récréative	Voie principale d'expositions préoccupantes
Elevée	Baignade	Ingestion
	Plongée	Ingestion
	Ski nautique	Ingestion/Inhalation
	Planche à voile	Ingestion/Inhalation
	Jet ski	Ingestion/Inhalation
Modérée	Consommation poissons/coquillages	Ingestion
	Canoë	Inhalation/Cutané
	Aviron	Inhalation/Cutané
	Voile	Inhalation/Cutané
	Kayak	Inhalation/Cutané
Faible/Inexistante	Bateau à moteur	Inhalation
	Prise et remise à l'eau de poisson	Cutané

Une synthèse complémentaire pour les plans d'eau à usage AEP a été effectuée (annexe 5), prenant uniquement en compte les données issues de l'historique de la surveillance. L'indicateur retenu est le même que pour les activités nautiques, présenté ci-dessous.

Les résultats sont exposés dans l'annexe 6, qui propose une vue d'ensemble des niveaux de risque sanitaires théoriques liés aux proliférations de cyanobactéries pour chaque plan d'eau, selon les configurations suivantes (tableau 12). La taille du figuré représente le degré estimé de la contamination (fort » ou « modérée ») et la teinte est associée à la robustesse des données mobilisées pour établir cette typologie. Une teinte vive correspond à des données issues d'un suivi pluriannuel, une teinte claire à de mesures ponctuelles. L'absence de données se traduit par un rond blanc. La couleur (du figuré ou de son liseré en cas d'absence de données) indique le niveau d'exposition théorique associé à l'usage du plan d'eau (en cas de site multipliant les usages, le plus élevé a été retenu).

Tableau 12. Typologie utilisée pour la classification des niveaux de contamination des plans d'eau à activités nautiques

Référencement	Mesures de suivi pluriannuelles	Mesures ponctuelles
« Inconnu »	Absence de données de contamination du plan d'eau	
Contamination « forte »	Plan d'eau qui plus d'une année sur deux présente plus de trois quart des dénombrements effectués supérieurs à 20 000 cellules/mL	Prélèvement supérieur à 25µg/L de PC ou à 20 000 cellules/mL
Contamination « faible »	Plan d'eau qui plus d'une année sur deux présente moins de trois quart des dénombrements effectués supérieurs à 20 000 cellules/mL	Prélèvement inférieur à 25µg/L de PC ou à 20 000 cellules/mL

Il en ressort que sept plans d'eau cumulent une contamination forte, associée à une exposition théorique élevée. Ils sont localisés sur les communes de Langonnet, Pluherlin, Rohan, Ploërmel, St Malo de Beignon, Carentoir et Plouray. Un seul allie exposition théorique élevée et contamination faible, il s'agit du Lac du Bel Air. Enfin, trois présentent une contamination forte associée à une exposition théorique intermédiaire : les étangs du Pontoir (Cléguérec), de Kerstraquel (Melrand) et de la Forêt (Brandivy). Il apparaît donc important de focaliser sur ces plans d'eau susmentionnés les efforts de vigilance et d'information. Quant à la majorité des plans d'eau où se pratique la pêche, ils n'ont jamais fait l'objet d'un suivi.

3.2 Le Lac au Duc

a- Méthodologie

Ce site apparaît pertinent pour une étude de cas, en raison de ses caractéristiques : il s'agit du plan d'eau le plus important du département après celui de Guerlédan, cumulant les usages et réunissant de nombreux acteurs. Il présente un fort enjeu en termes de cyanobactéries puisqu'il fait partie des sept plans d'eau alliant forte exposition théorique et forte contamination, précédemment mis en évidence (Cf 3.1.2.5). Enfin, des réflexions et des actions de lutte contre les cyanobactéries y ont débuté depuis plus d'une décennie : il fait donc l'objet d'un fort suivi ainsi que d'études.

Afin d'effectuer le diagnostic de ce site, des rapports ont été consultés, couplés à des entretiens menés auprès de divers acteurs, afin de recueillir leurs témoignages sur les impacts que peuvent avoir la problématique sur leur activité. Enfin, également pour comprendre les interactions existantes et la manière dont les informations sont échangées.

b- Résultats

Le LAD, situé à l'interface des communes de Ploërmel, Taupont et Loyat, se présente comme un vaste plan d'eau (avec une superficie de 190 ha, un volume avoisinant les quatre millions de m³, et une profondeur allant de 2.6 m en moyenne à 5.5 m au maximum - Austruy, 2012). Il fait l'objet de suivis depuis plusieurs années et reste soumis à des proliférations récurrentes. Sa particularité tient notamment au fait que les prémices d'efflorescences apparaissent en amont du plan d'eau (dans une zone peu profonde qui reçoit les apports de phosphore). La propagation du front de l'efflorescence s'effectue lentement en plusieurs jours de l'amont de la retenue d'eau vers l'aval, jusqu'à atteindre la zone de baignade. Cette progression est marquée par un fort dynamisme, avec une composition variable d'espèces présentes mettant en jeu des phénomènes de sélection ou d'attrition.

➤ Les proliférations de cyanobactéries :

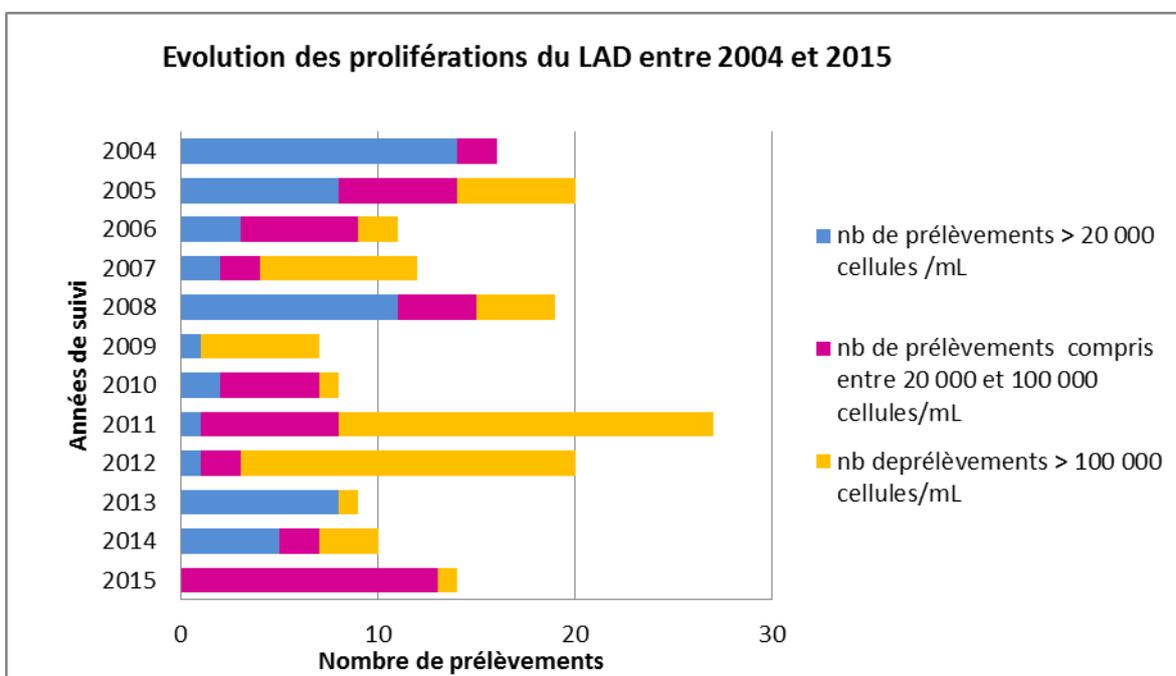


Figure 6. Historique des résultats de suivi du LAD sur la période 2004 – 2015 (Source : données ARS).

D'une année à l'autre, les prélèvements conduisent à l'observation d'une forte variabilité des efflorescences (figure 6), tant dans leur durée que leur intensité. Alors que l'année 2013 s'était caractérisée par un bloom tardif et des pics modérés (autour des 170 000 cellules/mL), 2014 a connu un bloom précoce et deux périodes de prolifération (qui n'ont pas dépassé les 210 000 cellules/mL). En 2015, les efflorescences n'ont pas dépassé les 108 000 cellules/mL. La production de toxines n'a pas été constatée au cours des deux années passées. Cependant, si l'on remonte aux années antérieures, 2011 et 2012 ont été marqués par des blooms de forte intensité, allant au-delà du million de cellules/mL.

➤ Activités et gestionnaires :

Sur ce plan d'eau se tiennent diverses activités (annexe 7), qui se trouvent impactées par les proliférations :

- AEP : localisée près du barrage, la station prélève un volume moyen de 400m³/h en fonctionnement normal, principalement destinée au SIAEP Ploërmel qui dessert quelques 10 200 abonnés (Austruy, 2012). En cas de dégradation de la qualité, des prélèvements peuvent être effectués directement sur l'Oust, mais engendrent des frais de traitement supplémentaires.

- baignade : la plage attire 800 personnes au cours de la saison estivale les jours de forte affluence. En 2015, pour la deuxième année consécutive, une zone de baignade a été délimitée par des géotextiles et traitée par des déversements réguliers de carbonate de calcium afin d'entraîner la sédimentation des cyanobactéries présentes à la surface de l'eau. La pertinence et l'efficacité de ce procédé nécessitent d'être évalués plus précisément.

- activité nautique : A proximité de cette zone de baignade se trouve un club nautique, qui propose des activités de voile, de ski nautique, kayak, wakeboard ou encore la location de pédalos. La fréquentation touristique de ces dernières années ne parvient cependant pas à remonter au niveau de 2011, suite à la forte médiatisation qu'avaient généré les interdictions de baignade (M. RENAUD, com. personnelle).

- autres activités : le LAD est également un lieu de chasse au gibier d'eau et un site de pêche de grande renommée, siège de compétitions réunissant plusieurs pays et dont se targue l'association locale de pêche, « l'ablette ploërmelaise ». Camping et restaurants se tiennent non loin des zones d'activités précédemment mentionnées. Enfin, le site comprend un espace naturel sensible, avec également un sentier de randonnée.

Le SIAEP, qui est propriétaire de la masse d'eau LAD, conserve la fonction de distribution de l'eau potable aux habitants de la commune. Mais la gestion de la production en eau incombe au syndicat mixte Eau du Morbihan, qui a recours à un délégataire de services, la SAUR, dont il assure le pilotage.

La gestion de la baignade, avec les activités de surveillance, est une compétence qui a récemment été transférée de la commune de Taupont à la Communauté de Commune de Ploërmel (dont le Président se trouve également être le maire de Ploërmel). Cette dernière est donc en contact avec la Direction Départementale de la Cohésion Sociale (DDCS), à qui elle déclare annuellement en avant-saison l'ouverture prévisionnelle de la baignade. C'est au maire de Taupont, où est localisée la zone de baignade de déclarer par arrêté son ouverture en raison de son pouvoir de police.

Les mairies de Loyat et de Ploërmel sont quant à elles concernées au titre des activités de pêche.

La Fédération départementale de chasse est un acteur majeur dans la veille active effectuée à l'échelle départementale dans la transmission des zoonoses, les chasseurs étant formés quant à la conduite à tenir concernant des dépouilles de gibier susceptibles de présenter des lésions évocatrices de certaines maladies.

La gestion de l'usage AEP et de la baignade est effectuée de la même manière que pour les autres plans d'eau par Eau du Morbihan et l'ARS. Cependant, les échanges d'informations relatives à la présence de cyanobactéries et aux mesures de gestion à mettre en œuvre tels qu'ils existent actuellement apparaissent relativement complexes pour le volet activités récréatives (figure 7). L'identification et l'énumération cellulaire sont réalisées sous 24h par le Laboratoire Départemental d'Analyses. La quantification des toxines nécessite un délai supplémentaire pour le cas où elle a été requise. Au bout de deux jours, les recommandations de l'ARS sont communiquées aux mairies et à la Communauté de Communes de Ploërmel, et certaines années à la base nautique.

En cas de dépassement du seuil, le maire de Taupont peut suivre les préconisations de l'ARS et prendre un arrêté pour interdire la baignade et suspendre certaines activités nautiques, puis en informer la Communauté de Communes. C'est de la part de cette dernière ou de la mairie que la base nautique est alertée, mais un certain flou subsiste chaque année (M. RENAUD, com. personnelle). Dans le même temps, l'information est relayée aux maîtres-nageurs qui opèrent alors immédiatement la procédure d'interdiction de baignade, en hissant le drapeau rouge et en faisant respecter cette interdiction auprès des usagers. Les maîtres-nageurs sont formés au suivi visuel de la qualité de l'eau (efflorescences, amas...) et alertent à ce sujet la Communauté de Commune qui relaye à son tour l'information à l'ARS (M. JAGOURY, com. personnelle). Dans les faits, aucun rapport de symptômes ou d'allergies n'ont été rapportés aux maîtres-nageurs au cours de ces dernières années et en outre, ces derniers n'ont observé visuellement, sur cette période, des proliférations aux abords de la baignade qu'une seule fois, en 2014, à la toute fin de la saison (M. LE DIFFON, com. personnelle).

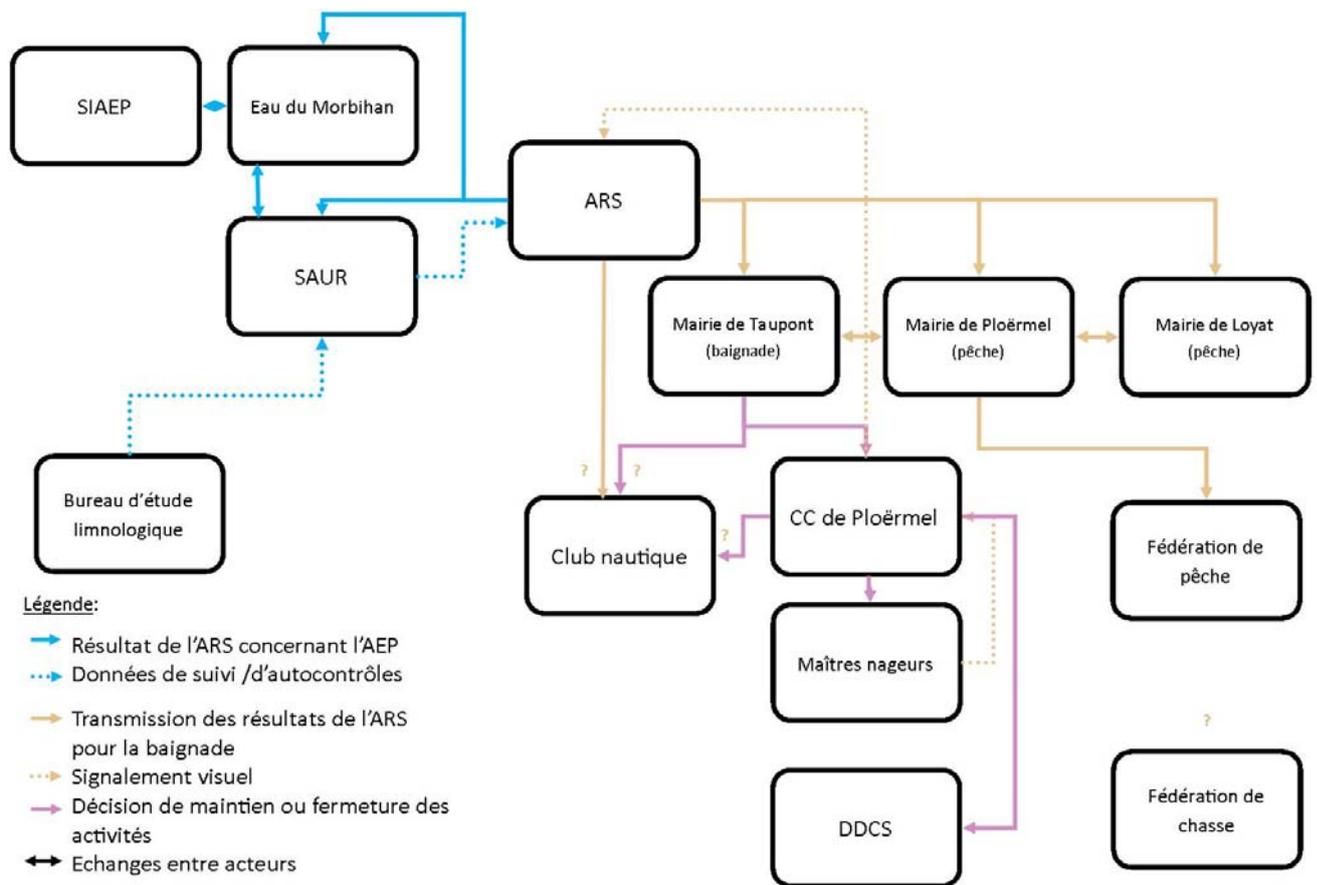


Figure 7. Circulation/échanges d'informations entre acteurs impliqués par les efflorescences de cyanobactéries sur le LAD

De manière prévisionnelle, la Communauté de Communes a créé cette année une procédure d'analyses complémentaires en cas de dépassement du seuil de 100 000 cellules/mL, destinée à déclencher un retour à la normale le plus tôt possible afin de contrer l'attente liée à la fréquence d'échantillonnage en vigueur. Cette procédure consiste à faire effectuer à ses frais un nouveau prélèvement par l'ARS le lendemain de la réception des résultats. L'objectif visé étant d'occulter les 8 jours d'attentes nécessaires à l'obtention des résultats du prélèvement hebdomadaire suivant, pour le cas où une réouverture serait possible (M. JAGOURY, com. personnelle). La situation ne s'est pas présentée en l'absence de fortes proliférations ces derniers mois et le dispositif n'a donc pas été déployé cette année.

La Fédération départementale de chasse ne reçoit pas ces informations et n'est donc jamais officiellement tenue informée sur la présence de cyanobactéries, alors qu'elle est demandeuse d'une telle information qu'elle diffuserait aux chasseurs adhérents. Ces derniers sont en effet amenés à côtoyer le plan d'eau, même en dehors des périodes de chasse, car ils élèvent des oiseaux qu'ils lâchent sur le plan d'eau durant la saison

estivale. Leur exposition potentielle à des proliférations de cyanobactéries pourrait de ce fait être évitée en prévoyant des reports dans leur activité. Les seules informations dont dispose la Fédération leur sont transmises via des canaux informels (telles que des rencontres avec des pêcheurs sur des activités de pleine nature - M. BASCK, com. personnelle). Le président de l'association de chasse du Lac au Duc mentionne quant à lui des réunions à fort caractère scientifique organisées par la mairie, mais sans lignes directrices en ce qui concerne la chasse (M. DANIEL, com. personnelle).

La fréquentation du club nautique demeure en recul au cours de ces dernières années, consécutivement aux premières interdictions de baignades préconisées par l'ARS il y a quatre ans (M. RENAUD., com. personnelle). Ce dernier décrit une inquiétude du public, qui n'a plus confiance dans la qualité du plan d'eau suite à une surmédiation par la presse et la télévision. Les principales questions posées portent sur la « localisation d'algues », associé à une connotation de pollution et sur « leurs conséquences ».

Quant à l'association locale de pêche, elle rapporte que les préoccupations sanitaires s'effacent devant l'atteinte à l'image du plan d'eau. Le sujet 'cyanobactéries' n'est pas associé à des inquiétudes, peut-être en raison du fait que la consommation de poisson demeure largement minoritaire : la nouvelle génération pratique le « no kill », seuls les seniors mangent le produit de leur pêche (M. CHEMIN, com. personnelle). Il en va de même pour les épisodes de mortalités massives piscicoles qui ont eu lieu ces dernières années : le retentissement médiatique a affecté temporairement la réputation du site, associé à une image de « pollution » ou de « contamination ». Mais ces mortalités ayant affecté majoritairement des prédateurs, les années suivantes furent prolifiques (les espèces n'ayant pas été victimes de prédation ont par conséquent eu l'occasion de se reproduire) et ont ainsi balayé les potentielles inquiétudes qui avaient pu être soulevées.

4 Discussion

La présence et l'utilisation de plans d'eau apparaissent associées à des notions de bien-être ainsi qu'à des enjeux de promotion des activités sportives (Wheeler et al., 2014). L'apparition de dangers potentiels susceptibles d'engendrer des troubles sanitaires, tels que représentent les cyanobactéries, se rapporte bien à une préoccupation complexe de santé publique et nécessite de fait une approche multidimensionnelle (INSQP, 2009).

4.1 Des enjeux de santé publique difficiles à évaluer

Le sujet nécessite l'adoption d'un consensus pour chaque définition : il apparaît que chaque acteur, scientifique ou gestionnaire, associe le terme d'efflorescence à sa propre représentation, parfois de manière implicite. La prolifération se rapporte alors à un paramètre spécifique qui présente pour eux un intérêt ou un enjeu. Ces confrontations ont d'ailleurs été mises en évidence aux USA sur le suivi du lac Erie (Ho et al., 2015) et doivent être présentes à l'esprit afin de cibler précisément la manière dont la problématique impacte chaque acteur et d'identifier leurs besoins spécifiques à des fins de gestion.

Les difficultés de choix de gestion sont dues à la variabilité intra et intersites des proliférations et aux modalités d'exposition qui sont variables (consommation d'eau potable, inhalation d'aérosols lors d'activités récréatives...). Les incertitudes portent sur la nature du danger (production de composés inflammatoires ? de toxines ? d'allergènes ?) ou sur des nouvelles problématiques, telles que l'hypothèse d'un lien entre la présence de cyanobactéries et de *C. botulinum* non investiguée (Mme KAMMERER, com. personnelle). Se posent également des interrogations sur leur occurrence (à partir d'un certain niveau de cycle cellulaire ? en fonction d'espèces parfois dites « toxino-gènes » ? de paramètres environnementaux ?) mais aussi sur l'inégalité des individus face à une même exposition (enfants plus exposés ? individus hypersensibles ?).

4.2 Disparités de gestion et pistes de progrès envisageables

Ces difficultés de gestion expliquent les différences entre les pays qui choisissent soit le comptage cellulaire associé à la surveillance des toxines, soit un suivi établi sur le biovolume. Certains préfèrent mesurer le potentiel de production de toxines via la quantification de gènes quand d'autres privilégient la mesure d'une gamme plus ou moins large de toxines réellement présentes. Les disparités également constatées entre certains départements dans la surveillance sanitaire ne favorisent pas un discours intelligible sur les modalités de gestion.

En matière d'AEP, les gestionnaires se préoccupent de la production de MCs, puisque seul ce paramètre fait l'objet d'une réglementation en France et d'un suivi de l'ARS. Cette approche est quasiment consensuelle à l'international. Les aspects de densité cellulaire, de coloration et de mauvais goûts sont des paramètres secondaires influençant le rendement de la filière ou la qualité gustative de l'eau. Dans le Morbihan, soit les traiteurs d'eau :

- disposent d'informations à valeur prédictive, grâce aux dires d'un expert auquel ils font appel, et qui leur permettent de modifier leur filière de traitement par anticipation.
- ne réalisent pas de surveillance particulière. Dans ce second cas, les besoins exprimés portent sur le développement d'outils qui permettraient d'avoir des conditions d'échantillonnage plus fiable qu'un suivi ponctuel.

Concernant la gestion de la baignade et des activités nautiques/pêche lorsqu'elles leur sont associées, la diversité des dangers potentiels évoqués ci-dessus entraîne l'adoption d'indicateurs et de seuils, qui bien que variés en France, se veulent protecteurs d'un point de vue sanitaire. (En Bretagne, limitation des activités dès dépassement de 100 000 cellules/mL). Se pose alors la question de la pertinence de chaque modalité de gestion adoptée, qui intègre également des aspects socio-économiques ou se base sur la connaissance historique des plans d'eau. Enfin, les préoccupations actuelles concernant la baignade sont centrées pour les gestionnaires du LAD sur la réouverture de site aussi tôt que possible.

Pour la pêche, la recommandation de la DGS prône l'interdiction de cette dernière en cas de contamination du plan d'eau, ce qui s'est traduit à chaque échelon départemental par le dépassement du seuil de niveau 2 lorsqu'un suivi est effectué par l'ARS, c'est-à-dire pour une petite minorité des plans d'eau concernés. Les pêcheurs n'apparaissent pas inquiets quant à la problématique cyanobactéries mais au vu des données scientifiques, l'acquisition de connaissances quant aux phénomènes de bioaccumulation en fonction des espèces représente un manque pour les pêcheurs minoritaires qui consomment leurs captures.

La thématique de la modélisation prédictive avait été envisagée comme un potentiel axe de progrès en début d'étude, visant à mieux anticiper les restrictions d'usages. Il est cependant apparu au vu des éléments mentionnés ci-dessus qu'elle ne présentait pas d'intérêt particulier pour les acteurs interrogés. Quant aux gestionnaires de clubs nautiques, leur planification d'activité étant réalisée assez longtemps à l'avance (plus de trois mois avant la saison estivale dans le cas du LAD), une prédiction à courte durée n'aurait qu'une faible valeur ajoutée.

5 Recommandations

Trois axes de propositions peuvent être formulés, ciblant en priorité les modalités de suivi, puis les aspects de gouvernance et enfin l'amélioration des connaissances pour l'aide au pilotage.

5.1 Optimiser le suivi des plans d'eau morbihannais

Tout d'abord, pour l'exposition de type chronique par voie orale, due à la consommation d'eau, les toxines apparaissent représenter le danger principal. De nombreuses familles de cyanotoxines ont été mises en évidence ces dernières années, et certaines d'entre elles (STX, CYN, ATX-a) détectées dans des plans d'eau morbihannais. Or, les préoccupations des traiteurs d'eau portent actuellement uniquement sur les MCs, seul paramètre réglementé. Leur fréquence de surveillance interne est propre à chaque gestionnaire (de l'ordre du bimensuel). D'autre part, et concernant tous les usages, les dynamiques des proliférations (Coudert et al., 2014), le constat de la multiplicité des activités et d'usagers qui n'évoluent pas tous au même endroit sur le plan d'eau soulève plusieurs questionnements. Les protocoles actuels ne ciblent pas tous les plans d'eau, les enjeux de représentativité du protocole de suivi (à savoir un point unique de prélèvement et une surveillance hebdomadaire en cas de dépassement du premier seuil de gestion) méritent interrogation. De même que la pertinence des indicateurs (dénombrement/suivi des toxines) au vu du délai d'attente pour la réception des résultats. En conséquence, les recommandations proposées sont les suivantes :

- **Elargir le réseau de surveillance aux sites AN** comme le fait la Vendée. Concernant les sites de baignade, un rapprochement des fréquences de surveillance et une augmentation des points de suivi prenant en compte plusieurs lieux d'usage (par exemple : bord de plage où évoluent les enfants, zone de baignade plus éloignée où nagent les adultes...) offrirait une meilleure vision de la réalité des contaminations et permettrait l'émission de recommandations ciblées pour chaque segment de la population. Cela nécessiterait la rédaction par l'ARS d'un nouveau protocole d'échantillonnage prenant notamment en compte pour chaque site ses caractéristiques hydromorphologiques, les catégories d'usagers que l'on y retrouve et enfin les lieux d'exposition privilégiés par tranche d'âge ou par type d'activités que propose chaque plan d'eau.

Une étude morbihannaise (Jarron, 2007) portait sur la faisabilité de la mise en place d'un réseau de suivi dans le Morbihan et proposait la surveillance des sites à l'aide d'une sonde à PC par les techniciens ou animateurs de clubs locaux. Le dépassement du seuil des 100µg/L servait alors de déclencheur pour des prélèvements plus poussés pour analyses en laboratoire. En parallèle, il se trouve que sur les étangs d'Apigné (en Ille et Vilaine), des sondes à PC ont été expérimentées pour la première année en 2015. La base de Cesson Sévigné en utilise également une pour associer des types d'activités à chacun des plans d'eau dont elle dispose. Malgré des problèmes d'étalonnage, elle lui sert de signal dès l'atteinte d'un équivalent au seuil des 100 000 cellules/mL pour arrêter la pratique du kayak chez les débutants. En effet, ces derniers étant plus susceptibles de chute que les autres pratiquants, ils sont alors orientés vers un autre plan d'eau (Mr PASSELERGUE, com. personnelle).

Les difficultés existantes d'étalonnages voudraient qu'une sonde soit inféodée à un site (Mme LEITAO, com. personnelle). Les caractéristiques de chaque plan d'eau étant différentes, la réalisation d'une étude actualisée serait nécessaire pour envisager les potentielles modalités d'utilisation d'une sonde. Le taux de PC étant bien corrélé avec les espèces cyanobactériennes, les recherches récentes (Macàrio et al., 2015) suggèrent de travailler en fonction de celles présentes dans un plan d'eau. Une hypothèse d'avancée consisterait donc à utiliser une sonde sur plusieurs points d'échantillonnage, plusieurs fois par semaine, tenant compte des changements météorologiques par exemple, et couplée à la réalisation d'identifications taxonomiques. Des seuils spécifiques à chaque site, en fonction des résultats d'études, seraient à instaurer pour le déclenchement d'actions de gestion.

- En Bretagne, **faire évoluer le protocole pour une évaluation plus juste des risques sanitaires** en s'orientant vers l'utilisation du biovolume pour le suivi des activités nautiques. Ce paramètre, mieux corrélé avec la production de MCs (Pitois, com. personnelle), permettrait notamment de réduire les incertitudes dans l'attente des résultats de laboratoires. Dans la mesure du possible, la poursuite de la quantification des toxines, dès dépassement du seuil des 20 000 cellules/mL permettrait de valider les résultats des études locales. Par la suite, elles ne seraient effectuées que lorsque du dépassement d'un seuil fixé de biovolume. Afin de demeurer précautionneux vis-à-vis de la diversité de la chimie cyanobactérienne, il conviendrait également de fixer un seuil pour la limitation des usages dès dépassement d'un niveau cellulaire critique. De nouvelles connaissances seraient nécessaires à cette fin (Cf 5.3).

- Concernant l'AEP, il conviendrait **d'élargir le suivi aux principales familles de toxines** (CYN, ATX-a, STX), tel que le font les Etats-Unis et en Australie, précurseurs en la matière. Les mesures de quantification gagneraient à être moins espacées en fonction de l'enveloppe budgétaire disponible, au vu de la variabilité de la production de toxines.

5.2 Améliorer la gouvernance des plans d'eau

L'étude a mis en lumière le fait que certains acteurs se sentaient insuffisamment impliqués. Les informations utiles à la gestion (résultats de surveillance, décisions prises...) sont parfois mal partagées entre eux. Concernant le public, il a été mis en évidence qu'il reste perplexe voire inquiet en cas de restrictions d'activités. Depuis 2014 en Bretagne, des panneaux d'information ont été réalisés par les ARS et proposés aux communes pour affichage, sans que ces dernières ne leur aient communiqué la manière dont ils ont été perçus par le public. Afin de simplifier et d'améliorer les modalités de gestion actuelles dans le Morbihan, il conviendrait :

- D'identifier pour chaque plan d'eau à enjeu cyanobactéries les acteurs à associer, de s'assurer de la formation de chacun afin que tous disposent au préalable d'un socle commun de connaissances. Des rencontres de concertation seraient pour ce faire à établir au début de chaque saison estivale, sous la coordination d'un acteur départemental, abordant :

- des procédures de gestion pour les sites cumulant les usages au fur et à mesure de l'avancée des connaissances scientifiques,
- fixant des modalités de concertation des acteurs – par exemple : sur un vaste plan d'eau à usage pêche, tous les maires prendront-ils en même temps la décision de restriction de l'activité ?
- clarifiant la circulation de l'information - place de chacun dans la chaîne de diffusion, et précision pour chaque maillon du destinataire suivant. La création d'un espace d'échange commun en ligne pour chaque site, où seraient consignées semaine après semaine les informations, et renseigné par chaque membre impliqué, permettrait de s'affranchir des problèmes de diffusion de courriels.
- formalisant les modalités de la mise en œuvre de la gestion (instauration et levée des restrictions d'usages).

- **D'améliorer l'information du public quant à la problématique cyanobactéries.** Cette mise en œuvre passerait par la réalisation d'une étude spécifique concernant le retour d'expérience des campagnes d'information liées aux cyanobactéries : celle expérimentée en Bretagne, mais aussi celle effectuée sur l'Erdre par l'ARS concernant la présence de cyanobactéries benthiques. Il faudrait également étudier le caractère transposable des résultats quant à la perception du public au Québec qui distingue trois catégories de comportements – ceux qui suivent les recommandations, ceux qui les contournent pour s'en remettre à leur propre jugement et ceux qui ignorent la thématique (INSPQ, 2012). Des supports de communication pertinents pourraient alors être envisagés ainsi que la détermination des leviers d'incitation au signalement de symptômes suite à une exposition à une activité sur un plan d'eau.

5.3 Conforter les bases de connaissance

Une difficulté rencontrée concernait l'obtention des données relatives à l'historique de la surveillance et de la gestion des plans d'eau. Celles-ci sont hétérogènes, parfois manquantes, et réparties entre divers acteurs, sans qu'il apparaisse évident de savoir qui peut les consulter et sous quelles modalités. Chaque acteur possède une forme de connaissance mémorielle, rarement formalisée (survenue de cas dans le passé, résultats d'une expérience menée...). L'absence de données épidémiologiques est également à déplorer. De plus, tous ont manifesté de l'intérêt quant à l'état des lieux d'autres plans d'eau que ceux dont ils ont la charge. Leur permettre de bénéficier des retours d'expériences d'autres sites encouragerait le développement de la connaissance et pourrait leur être profitable. Il y a donc des enjeux de renforcement de la mutualisation et de la capitalisation des données. Enfin, le constat que le manque de valeurs de suivi entrave la réalisation d'investigations scientifiques, montre l'importance de développer des connaissances quant au rôle écologique, aux aspects écosystémiques (espèces « toxigènes ») ou encore sur les facteurs déclenchant la production de toxines. En conséquence, les propositions formulées portent sur :

- **La création et la gestion d'une base de données départementale** qui recenserait les données relatives à la surveillance et à la gestion des plans d'eau. Elle contiendrait des renseignements portant sur la surveillance visuelle, les données d'historique (comptage, quantification...), les retours d'expérience sur des expérimentations, ainsi que les cas humains ou animaux répertoriés et les modalités de gestion mises en œuvre. Son utilisation servirait aux recherches scientifiques, et faciliterait l'initiation d'expérimentations à partir des succès et des échecs d'actions précédemment entreprises. De plus, elle permettrait d'adapter les seuils déclenchant

des limitations d'activité en fonction des cas humains recensés et de leurs modalités d'expositions. Cette entreprise semble chronophage, autant pour sa réalisation que pour son exploitation : il conviendrait donc de constituer spécialement un groupe de travail, en partenariat avec l'ARS, les gestionnaires des plans d'eau, les communes et les scientifiques et qui assurerait sa valorisation. Les modalités d'implication des acteurs seraient à étudier (Jarron, 2007).

- **L'instauration d'un réseau de recueil d'informations épidémiologiques** afin d'avoir davantage de visibilité concernant les cas sur le territoire et ainsi mieux appréhender la réalité des dangers et les symptômes. L'absence de connaissances quant aux cas humains passés ou actuels dans le Morbihan est à déplorer, et semble pourtant indispensable afin d'adapter les modalités de gestion à la réalité des observations. L'expérience d'HABISS aux USA fut suivie d'analyses afin d'optimiser les conditions de mobilisation des acteurs (Moser, 2012). Il faudrait à ces fins cibler les professionnels de santé localisés à proximité des sites fréquentés (médecins, pharmaciens, vétérinaires...), sensibiliser et former ces derniers à la problématique et les inciter lors du diagnostic à s'enquérir d'un éventuel contact des individus avec des plans d'eau. La mise en œuvre impose la construction d'une réflexion quant aux modalités d'organisation et des acteurs à impliquer (ARS, Observatoire Régional de la Santé...).

- **Les sites du département, y compris ceux n'étant pas soumis aux efflorescences** – ces derniers servant de sites témoins – **pourraient être utilement impliqués dans des programmes de recherche** dans le prolongement d'ORACLE, qui était source d'intérêt pour l'ARS et les gestionnaires. La mutualisation des données préalablement mentionnées ci-dessus contribuerait sans nul doute au rapprochement des partenaires pour faciliter des prises de décision et le déclenchement de programmes d'actions. Les dispositifs participatifs peuvent également contribuer à l'enrichissement de la connaissance : en Finlande, les citoyens sont incités à rapporter les efflorescences dont ils sont témoins. Cette approche peut servir de signal d'investigation (Hilborn et al., 2014). La France expérimente déjà le programme Phenomer, coordonné par l'Ifremer, uniquement pour les blooms phytoplanctoniques en milieu marin.

L'annexe 8 présente, en trait plein, les acteurs à mobiliser a minima afin d'assurer une meilleure coordination en matière de gestion. En pointillés sont évoqués quelques partenaires qui pourraient utilement rejoindre le circuit d'information en contribuant à l'apport de données. Des coordinateurs seraient également à prévoir pour faire vivre le réseau et contribuer au partage des éléments de connaissance entre les plans d'eau, via la centralisation des données de chaque site et leur exploitation.

Conclusion

L'étude des modalités de surveillance et de gestion des risques sanitaires liés aux proliférations de cyanobactéries révèle, à l'échelon international, des divergences quant aux indicateurs ainsi qu'aux seuils associés au déclenchement d'actions, en particulier pour les activités de baignade et nautiques. Celles-ci peuvent être expliquées par plusieurs facteurs. Les lacunes en matière de connaissances scientifiques relatives au danger et en recherche appliquée en sont la première cause. Les caractéristiques liées à l'obtention des indicateurs – rapidité, coûts, facilité d'exploitation de l'information pour la gestion – interviennent également, de même que les informations sanitaires disponibles, l'expérience acquise et les enjeux économiques locaux. Les disparités sont moindres concernant l'usage AEP, la quantification des toxines faisant consensus. Les différences d'avancées entre les pays se portent sur le nombre de familles de toxines recherchées.

La situation française est similaire : les circulaires octroient aux ARS une certaine flexibilité dans la mise en application du suivi sanitaire et dans la formulation de recommandations concernant les activités nautiques et récréatives. En raison de la prévalence des incertitudes, le principe de précaution s'impose cependant comme une règle commune. Ainsi, les programmes de recherche scientifique et les saisines des agences sanitaires se poursuivent, tandis que dans le même temps, les indicateurs sélectionnés se veulent protecteurs pour la santé humaine.

A l'échelle des plans d'eau, l'amélioration de la coordination des gestionnaires, - concernant les aspects de mutualisation des données, du partage des retours d'expérience ou encore de la concertation quant à l'application des modalités de gestion - reste à entreprendre. Chaque site présente en effet des caractéristiques hydrologiques uniques, des spécificités de contaminations – nature, fréquence et intensité – et des usages variés.

Dans ce contexte, l'échelle départementale pourrait à l'avenir devenir le support des axes d'amélioration de gestion des risques liés aux cyanobactéries, risques qui se sont accentués au cours de la dernière décennie (Pitois, com. personnelle). La constitution de réseaux visant au partage des informations entre les sites et à l'acquisition de données sanitaires offrirait une meilleure visibilité pour le pilotage des plans d'eau. Leur gestion serait alors en bonne adéquation avec la réalité des enjeux sanitaires.

Bibliographie

Afssa-Afsset. (2006). **Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives.**

Afssa. (2008). Note relative à la consommation de produits alimentaires en présence d'efflorescence de cyanobactéries.

Agha R., Cire's S., Wörmer L. et al. (2012). **Multi-scale strategies for the monitoring of freshwater cyanobacteria: Reducing the sources of uncertainty.** Water research, 46, 3043- 3053.

Austruy E. (2012). **Apports de phosphore et proliférations de cyanobactéries dans le Lac au Duc (Morbihan) : Diagnostic et propositions d'actions préventives et curatives potentielles.**

Bernard C. (2014). **Les cyanobactéries et leurs toxines.** Revue francophone des laboratoires, 460.

Beversdorf L.J., Chaston S.D., Miller T.R., et al. (2015). **Microcystin mcyA and mcyE Gene Abundances Are Not Appropriate Indicators of Microcystin Concentrations in Lakes.** PLoS ONE 10(5): e0125353.

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 de doctorat du muséum national d'histoire naturelle.

Brient L., Vézic C. et Bertru G. (2001). **Evaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons.** Rapport réalisé pour la DIREN Bretagne. ECOBIO, Université de Rennes 1.

Brient L., Legeas M., Leitao M., et al. (2004). **Etude interrégionale Grand Ouest sur les cyanobactéries en eau douce.** Rapport DASS/DRASS des régions Basse-Normandie, Bretagne et Pays de Loire, 80 p.

Brient L., Lengronne M., Bertrand E. et al. (2008). **A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies.** J. Environ. Monit., 10, 248–255.

Bress W. et Stone D. (2007). **Addressing Public Health Risks for Cyanobacteria in Recreational Freshwaters: The Oregon and Vermont Framework.** Integrated Environmental Assessment and Management, 3: 1, 137–143

Chelsea A., Weirich B.S. et Miller T.R. (2014). **Freshwater Harmful Algal Blooms: Toxins and Children's Health.** Current problems in pediatric and adolescent health care, 44, 2-24.

Chorus I. (2012). **Current Approaches to Cyanotoxin Risk Assessment, Risk Management and Regulations in Different Countries.** Umweltbundesamt, Berlin.

Corbel S., Mougin C., Bouaicha N. (2014). **Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops**. *Chemosphere*, 96, 1–15.

Coudert L., Rolland D., Blais J-F. et al. (2014). **État de l'art en matière d'analyse des cyanobactéries et des cyanotoxines**. Rapport déposé au Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT). Programme de recherche en partenariat sur les cyanobactéries, Revues de littérature sur des sujets spécifiques.

Codd G.A. et Metcalf J. S. (2014). **Toxic and non-toxic cyanobacteria: evolving concepts**. *Perspectives in Phycology*, 1, Issue 1, p. 3–5.

D'Anglada, 2014. **Cyanotoxin Toxicity: Fish and Human Health Assessment**. US-EPA, National Forum on Contaminants in Fish. [En ligne]. (Consulté le 16/10/2015). <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/fishshellfish/fishadvisories/upload/forum2014-danglada.pdf>

Drobac D, et al. (2013). **Human exposure to cyanotoxins and their effects on health effects of cyanotoxins in humans**. *Arh Hig Rada Toksikol*, 64, 305-316.

Farrer D., Counter M., Hillwig R. et al. (2015). **Health-based cyanotoxin guideline values allow for cyanotoxin-based monitoring and efficient public health response to cyanobacterial blooms**. *Toxins*, 7 (2), 457-477.

Fédération du Morbihan Pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique. (2008). **Etude des proliférations de cyanobactéries dans des petits étangs à usage pêche, sur le bassin versant du Blavet**.

Gaęala, I. et Mankiewicz-Boczek, J. (2012). **The natural degradation of microcystins (Cyanobacterial hepatotoxins) in fresh water-the future of modern treatment systems and water quality improvement**. *Pol. J. Environ. Stud*, 21, 1125-1139.

Geh E. N., Ghosh D., McKell M. et al. (2015). **Identification of Microcystis aeruginosa Peptides Responsible for Allergic Sensitization and Characterization of Functional Interactions between Cyanobacterial Toxins and Immunogenic Peptides**. *Environmental health perspectives*, [Epub ahead of print].

Glibert P. M., Allen J. I., Bouwman A.F. et al. (2010). **Modeling of HABs and eutrophication: Status, advances, challenges**. *Journal of Marine Systems*, 83, 262–275.

Gueguen M. (2013). **Contribution à l'évaluation des impacts des retenues collinaires et des plans d'eau d'irrigation sur les ressources en eau et les milieux aquatiques du Morbihan**. Rapport d'étude Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan. 140p.

Gupta V., Rathaa S. K., Sood A. et al. (2013). **New insights into the biodiversity and applications of cyanobacteria (blue-green algae) — Prospects and challenges**. *Algal Research*, 2, 79–97.

Hilborn E. D, Roberts V. A. et Backer L. (2014). **Algal Bloom–Associated Disease Outbreaks Among Users of Freshwater Lakes — United States, 2009–2010**. *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 63: 1.

Hilborn E. D. et Beasley V. R. (2015). **One Health and Cyanobacteria in Freshwater Systems: Animal Illnesses and Deaths Are Sentinel Events for Human Health Risks.** *Toxins*, 7, 1374-1395.

Ho J.C. et Michalak A. M. (2015). **Challenges in tracking harmful algal blooms: A synthesis of evidence from Lake Erie.** *Journal of Great Lakes Research*, 41, 317–325.

Hunter P. D., Hanley N., Czajkowski M. et al. (2012). **The effect of risk perception on public preferences and willingness to pay for reductions in the health risks posed by toxic cyanobacterial blooms.** *Science of the Total Environment*, 426, 32–44.

Ibelings B.W., Backer L.C., Kardinaal W.E.A. et al. (2014). **Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe.** *Harmful Algae*, 40, 63–74.

INSQP, 2009. **Mémoire déposé à la Commission des transports et de l'environnement concernant les effets potentiels sur la santé liés à la présence des algues bleu-vert (cyanobactéries).** [En ligne]. (Consulté le 16/10/2015). <https://www.inspq.qc.ca/publications/1043>

INSQP, 2012. **Dimensions sociales associées à la prolifération des cyanobactéries au Québec : résultats d'une étude ethnographique auprès des acteurs sociaux de trois lacs québécois** [En ligne]. (Consulté le 16/10/2015). <https://www.inspq.qc.ca/publications/1467>

Jarron C. (2007). **Etude de faisabilité de la mise en place d'un réseau de suivi environnemental des cyanobactéries dans le Morbihan.** Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan et Laboratoire ECOBIO Université Rennes 1.

Kosten S. et Huszar V. (2012). **Warmer climates boost cyanobacteriam dominance in shallow lakes.** GWF Discussion Paper 1213, Global Water Forum, Canberra, Australia.

Koreivienė J., Anne O., Kasperovičienė J. et al. (2014). **Cyanotoxin management and human health risk mitigation in recreational waters.** *Environ Monit Assess*, 186, 4443–4459.

Leitao M. et Couté A. (2005). **Guide pratique des Cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France.** [En ligne]. (Consulté le 16/10/2015). http://www.ars.bretagne.sante.fr/fileadmin/BRETAGNE/Site_internet/Votre_Sante/Votre_environnement/Cyano/guide-cyano-grand_ouest.pdf

Lévesque B., Gervais M-C., Chevalier P. et al. (2014). **Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria.** *Science of the Total Environment*, 466-467, 397–403.

Macário I.P.E., Castro B. B., Nunes M. I. S. et al. (2015). **New insights towards the establishment of phycocyanin concentration thresholds considering species-specific variability of bloom-forming cyanobacteria.** *Hydrobiologia*, 757, 155–165

Merel S., Walker D., Chicana R. et al. (2013). **State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins.** *Environment International*, 59, 303–327.

Newcombe G., House J., Ho L. et al. (2010). **Management Strategies for Cyanobacteria (Blue-Green Algae) and their Toxins: a Guide for Water Utilities.** Water Quality Research Australia Limited.

Nigro Di Gregorio F. (2014). **New criteria and methods for cyanobacteria risk assessment and risk management in water for human consumption**. PhD Thesis in pharmaceutical science.

OMS, (2004). **Directives pour la sécurité des eaux de baignade - Volume 1. Eaux côtières et eaux douces**. [en ligne]. (Consulté le 21/09/15). http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/resumeauxbaignade.pdf

Otten T. G., Paerl H. W. (2015). **Health Effects of Toxic Cyanobacteria in U.S. Drinking and Recreational Waters: Our Current Understanding and Proposed Direction**. *Curr Envir Health Rpt*, 2, 75–84.

Pitois F. et Moreau S. (2006). **Diagnostic fonctionnel de l'étang du Dordu**. Rapport.

Pitois F. et Moreau S. (2008). **Etude du fonctionnement de l'Etang de la Forêt**. Rapport.

Pitois F., Thomas O., Thoraval I. et al. (2014). **Learning from 8 years of regional cyanobacteria observation in Brittany in view of sanitary survey improvement**. *Environment International*, 62, 113–118.

Quiblier C., Wood S., Echenique-Subiabre I. et al. (2013). **A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria – Ecology, toxin production and risk management**. *Water research*, 47, 5464-5479.

Regin S. (2004). **Caractérisation de l'eutrophisation et de ses impacts dans les plans d'eau douce du Morbihan**. Mémoire de stage de la Maîtrise de Sciences et Techniques, Sciences de l'environnement. Université de Rouen.

Schmidt J. R., Wilhelmand S.W., Boyer G. L. (2014). **Review The Fate of Microcystins in the Environment and Challenges for Monitoring**. *Toxins*, 6, 3354-3387.

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: 6379-95.

Srivastava A. Ahn C-Y., Asthana R.K. et al. (2014). **Status, Alert System, and Prediction of Cyanobacterial Bloom in South Korea**. *BioMed Research International*, 8, Article ID 584696.

Stewart I., Webb P. M., Schluter P.J. et al. (2005). **Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria – a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment**. *Environ Health.*, 5: 6

Stewart I., Webb P.M., Schluter P.J, et al. (2006). **Epidemiology of recreational exposure to freshwater cyanobacteria – an international prospective cohort study**. *BMC Public Health*, 6:93.

Trainer V. L. et Hardy F. J. (2015). **Integrative Monitoring of Marine and Freshwater Harmful Algae in Washington State for Public Health Protection**. *Toxins*, 7, 1206-1234.

Vranješ N. et Jovanović M. (2011). **Cyanotoxins: a dermatological problem**. *Arch Oncol*; 19 (3-4): 64-6.

Wheeler B., White M.P., Fleming L. E. et al. (2014). **Influences of the Oceans on Human Health and Well-Being**. John Wiley & Sons, Ltd. Published 2014 by John Wiley & Sons, Ltd

Zhang et al. (2015). **Cyanobacteria blooms and non-alcoholic liver disease: evidence from a county level ecological study in the United States**. *Environmental Health*, 14:41.

Zingone A. et Enevoldsen H.O. (2000). **The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management**. *Ocean & Coastal Management*, 43, 725-748.

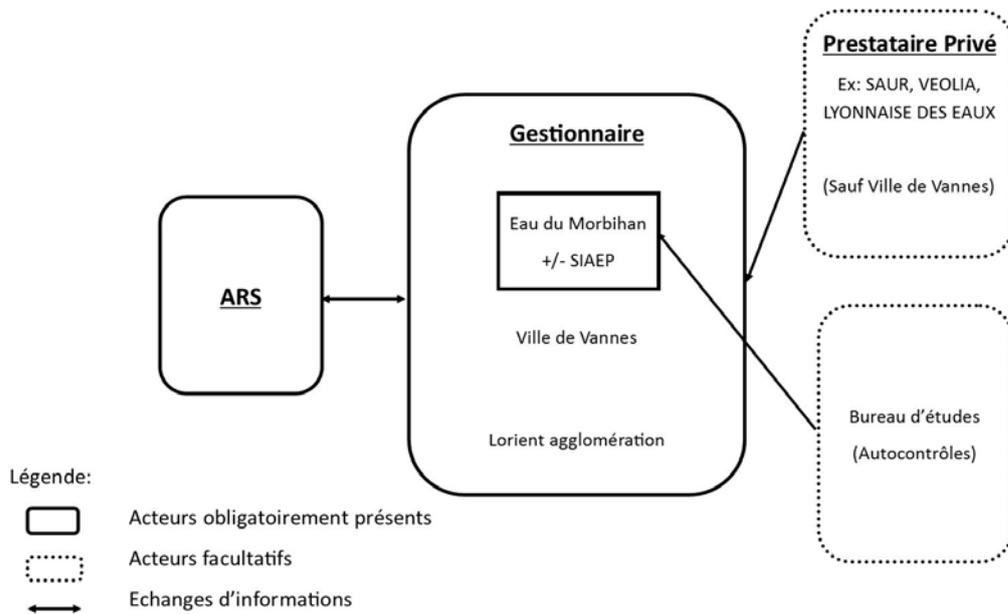
Liste des annexes

Annexe 1. Liste des acteurs interrogés au cours de l'étude.....	II
Annexe 2. Acteurs impliqués dans la gestion des cyanobactéries dans les retenues morbihannaises servant à l'adduction en eau potable.	III
Annexe 3. Evolution des instructions de gestion des cyanobactéries transmises aux ARS	III
Annexe 4. Données ponctuelles disponibles sur les plans d'eau à usage pêche	V
Annexe 5. Essai de synthèse : représentation du niveau de contamination des plans d'eau morbihannais à usage AEP	VI
Annexe 6. Essai de synthèse : représentation d'un niveau de risque théorique associé à chaque plan d'eau	VII
Annexe 7. Localisation du Lac au Duc (source : Géoportail) et présentation de quelques activités (photographies personnelles).....	VIII
Annexe 8. Proposition de logigramme concernant les acteurs à mobiliser à l'échelle de chaque site afin d'améliorer les modalités de gestion des risques liés aux cyanobactéries	IX

Annexe 1. Liste des acteurs interrogés au cours de l'étude

Interlocuteur	Fonction ou structure associée
Serge AUBERT	ARS Loirene
Albane BEAUPOIL	ARS Lozère
Nezha LEFTAH-MARIE	ARS Franche-Comté
Rodrigue LE TORT	ARS Loire-Atlantique
Vanessa LOUIS	ARS Vendée
Serge PASSELERGUE	ARS Ile-et-Vilaine
Benjamin RICHARD et Myriam BEILLON	ARS Morbihan
Stéphane BASCK	Fédération départementale de chasse
Estelle BAURES et Frédéric PITOIS	Scientifiques projet ORACLE
Luc BRIENT	Scientifique – Laboratoire ECOBIO de Rennes 1
Anne-Laure CAUDAL	Fédération départementale de pêche
Benoit CARTEAU	Chambre d'agriculture de Vannes
Pascal CHEMIN	Président de l'association pêche du LAD
Yves DANIEL	Président de l'association de chasse du LAD
Audrey DAVID DUTILLOY	Véolia
Jérôme JAGOURY	Communauté de Commune de Ploërmel
Martine KAMMERER	Vétérinaire et professeur de toxicologie CAPAE- Ouest
Yves LE BRETON	Ville de Vannes – en charge de l'AEP
Patrick LE DIFFON	Maire et président de la Communauté de Communes de Ploërmel
Eric LEFAUCONNIER	Base nautique du Pays du Roi Morvan
Arnaud LE GAL	Eau du Morbihan – Ressource en eau
Ronan LE GOASTER	Eau du Morbihan – Production
Maria LEITAO	Algologue
Guy MILOUX	ONEMA
Eva MOISSET	Véolia
Gilles RENAUD	Club Nautique Ploërmel
Christophe SALAUN	SAUR

Annexe 2. Acteurs impliqués dans la gestion des cyanobactéries dans les retenues morbihannaises servant à l'adduction en eau potable.



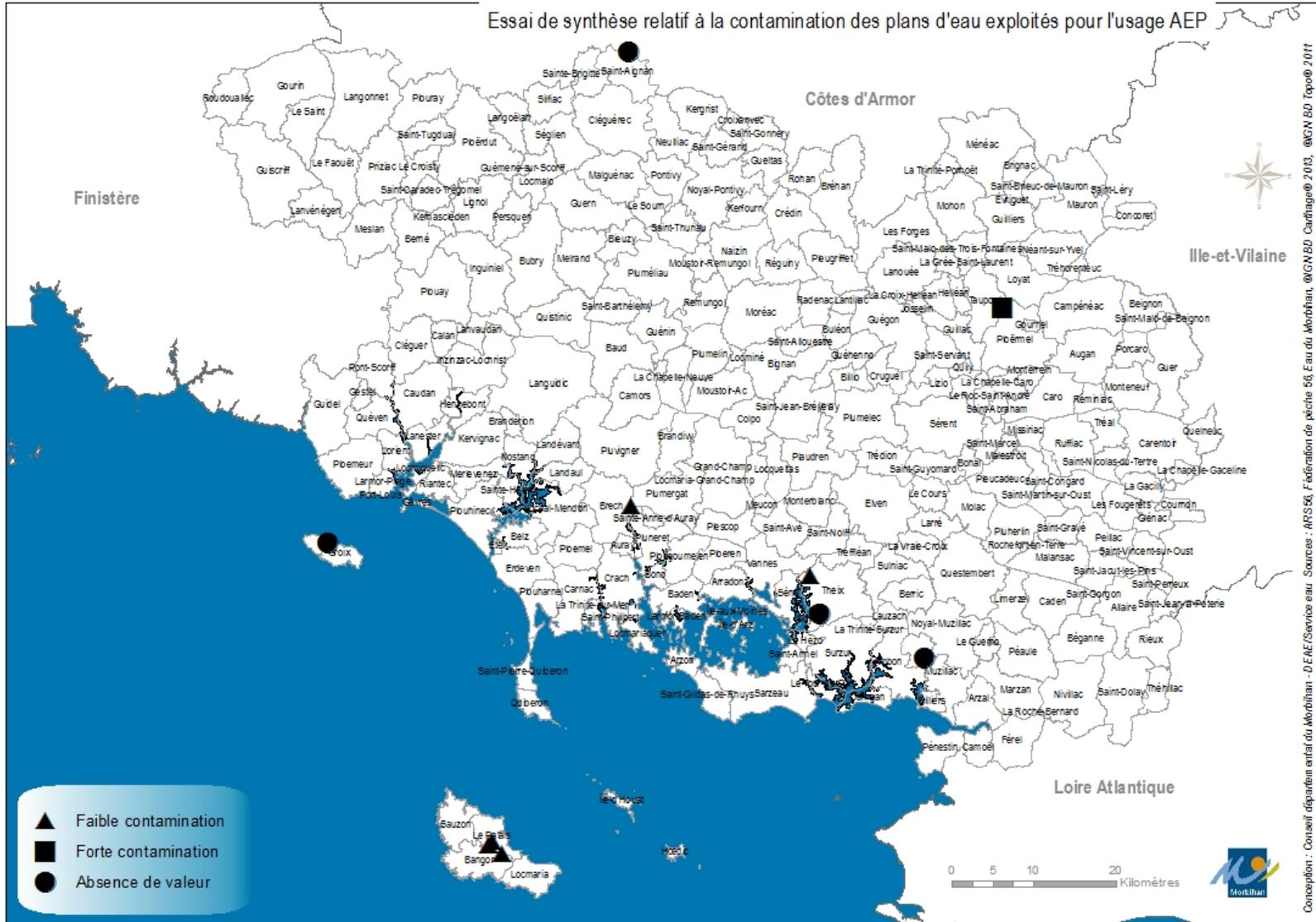
Annexe 3. Evolution des instructions de gestion des cyanobactéries transmises aux ARS

Instruction	Indicateurs et seuils	Gestion associée pour l'ARS
Circulaire DGS /SD7 n° 2003-270 du 4 juin 2003	<ul style="list-style-type: none"> - Surveillance visuelle + mesure turbidité Niveau I : > 20 000 cellules/mL Niveau II : > 100 000 cellules/mL <ul style="list-style-type: none"> - MCs <25µg/L - MCs >25µg/L 	<ul style="list-style-type: none"> - Information public + ech hebdo - Recherche et quantification de toxines <ul style="list-style-type: none"> - Limitation de la baignade - Interdiction baignade + limitation AN
Instruction DGS/EA4/2013/247 Du 18 juin 2013	<ul style="list-style-type: none"> - Seuil 100 000 cellules/mL - 13µg/L de MCs = seuil pour une exposition de type sub-chronique - 80µg/L de MCs = seuil pour une exposition de type aiguë 	<p>« Vous pouvez graduer les mesures de gestion sur la base de ces deux seuils »</p> <p>« Cette gestion du risque doit être établie par vos services, en lien avec la collectivité concernée, sur la base des connaissances disponibles (...) »</p>
Note d'information DGS/EA4/2014/166 Du 23 mai 2014	<ul style="list-style-type: none"> - Dénombrement et identification des espèces toxigènes - 20 000 cellules toxigènes/mL - 50 000 cellules toxigènes/mL - 100 000 cellules/mL - Ecume visible - MCs >13µg/L - cyanobactéries benthiques 	<p>Fréquence de prélèvements bimensuelle</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fréquence hebdo, recherche de toxines, information du public - Idem + interdiction baignade - Fréquence hebdo, recommander au public de ne pas se baigner - baignade interdite, idem pour les AN en fonction du risque de contact - baignade + AN interdites - L'ARS doit demander à la personne responsable de l'eau des mesures de gestion adaptées
Note d'information DGS/EA4/2015/81 Du 2 juin 2015	<ul style="list-style-type: none"> - Fréquence au moins mensuelle - 100 000 cellules/mL - MCs >13µg/L - ATX-a > 40µg/L 	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures d'interdiction - « Mesures de gestion à prendre par l'ARS, dans la mesure du possible en lien avec la collectivité concernée. Le caractère toxigène des espèces rencontrées peut être utilisé par les ARS dans le cadre de la gestion du risque sanitaire. »

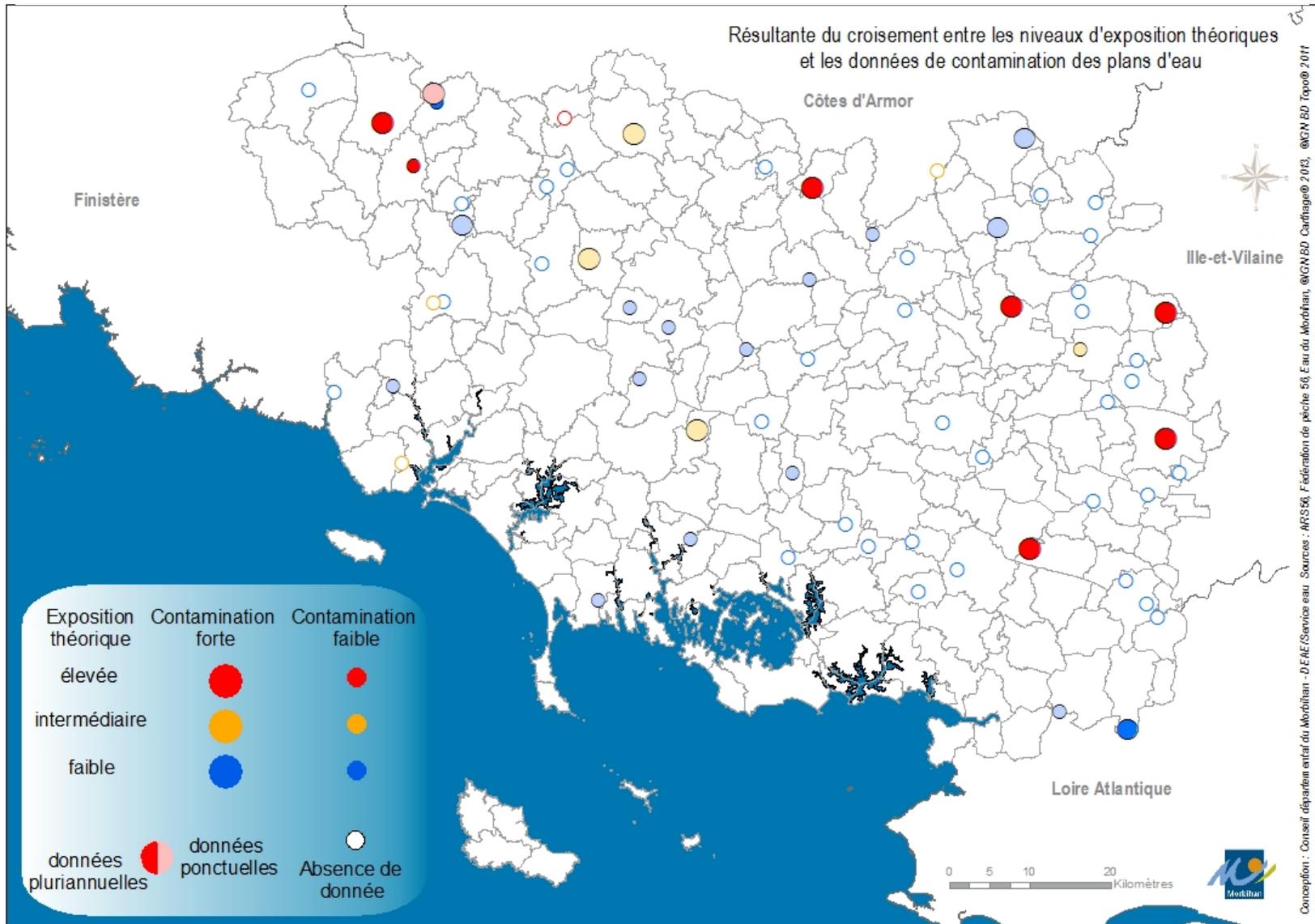
Annexe 4. Données ponctuelles disponibles sur les plans d'eau à usage pêche

Noyal, 2001	1 900 cellules/mL MCs = 1.02µg/L	Brient et al., 2001
Etang du Dordu	« Le seuil de 100 000 cellules/mL était dépassé dans 45% des cas à l'exutoire l'étang » Les espèces dominantes étaient atypique et majoritairement de type benthique.	Pitois, 2006.
Etang du Rhodoir (Nivillac)	4.8 µg/L PC	Regin, 2004 PC en µg/L
Etang des rosaies (Augan)	23	
Etang de Pont Berthois (Locqueltas)	22	
Etang de Pont-Callec (Kernascléden)	16.7	
Etang du Dordu (Langoëlan)	76	
Etang du Pontoir (Cléguérec)	11	
Etang du verger (Gestel)	1.86	
Etang de Château-Trô (Guilliers)	100	
Etang du Bolan (Réguiny)	21	
Etang de Lanouée (Les Forges)	0.07	
Etang des Rosets (Ménéac)	50	
Domaine de Kerguéhennec (Bignan)	61	
Etang du Bois d'amour (Locminé)	Présence (teneur en PC >25µg/L)	
Etang de Kergallic (St Barthélemy)	Présence	
Etang du Petit bois (Camors)	Présence	
Etang de Guervelin (Guénin)	Présence	
Etang du Pontoir (Cléguérec)	> 100 000 cellules/mL	

Annexe 5. Essai de synthèse : représentation du niveau de contamination des plans d'eau morbihannais à usage AEP



Annexe 6. Essai de synthèse : représentation d'un niveau de risque théorique associé à chaque plan d'eau



Annexe 7. Localisation du Lac au Duc (source : Géoportail) et présentation de quelques activités (photographies personnelles)



Affichage du suivi de l'ARS



Restaurants

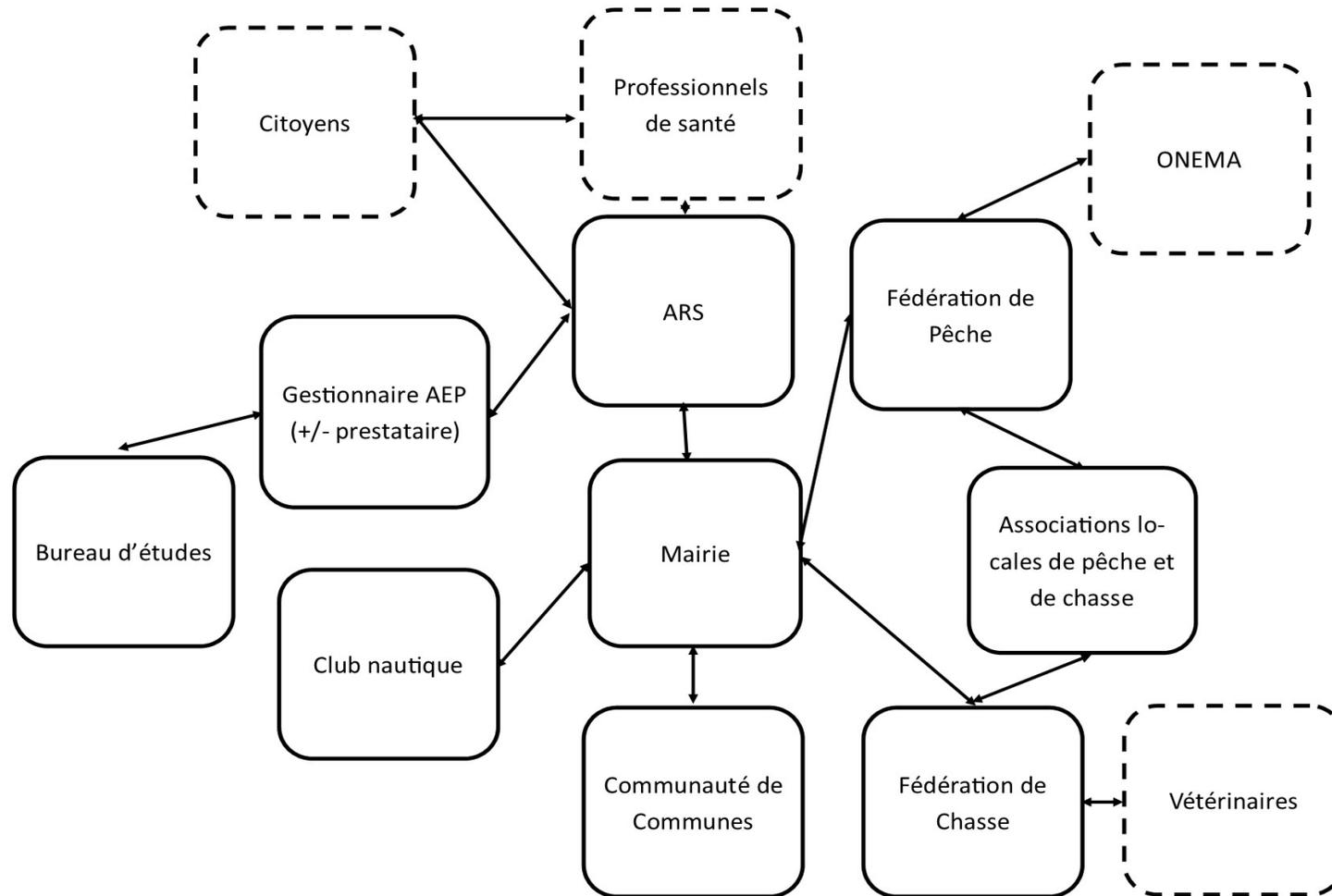


Zone de baignade



Activités nautiques

Annexe 8. Proposition de logigramme concernant les acteurs à mobiliser à l'échelle de chaque site afin d'améliorer les modalités de gestion des risques liés aux cyanobactéries



JAOUEN

Audrey

Novembre 2015

MS IMRSET

Promotion 2015

Gestion des risques sanitaires liés aux cyanobactéries dans les plans d'eau morbihannais : modalités, acteurs, enjeux et perspectives ?

Résumé :

Les cyanobactéries sont des microorganismes pouvant proliférer dans les plans d'eau intérieurs et générer des efflorescences se caractérisant par une coloration de l'eau, des amas, de l'écume ou la production de composés malodorants également responsables de mauvais goûts. Outre ces dommages, le lien entre leur présence et la production potentielle de toxines voire de composés irritants ou allergisants a été mis en évidence, soulevant de fait des enjeux de santé publique dans les réservoirs utilisés à des fins d'adduction en eau potable, aux usages récréatifs ou sportifs (baignade,...).

Le Conseil Départemental du Morbihan a souhaité la réalisation d'un panorama des dispositifs et procédures en matière de gestion de ces risques sanitaires, à la fois à l'échelle française et internationale. En réponse à cette demande, une revue de la bibliographie et des entretiens avec les membres des Agences Régionales de Santé ont été menés. Il en ressort que des lignes directrices et des méthodes de gestion variées prévalent à ces deux niveaux.

A l'échelle du Morbihan, un état des lieux a été établi afin de mieux comprendre les impacts, qu'ils soient sanitaires ou économiques, mais aussi les enjeux de communication existant entre les acteurs. A cet effet, les questionnaires rencontrés ont fourni des données qualitatives ou quantitatives, qui ont été complétées par la consultation de rapports disponibles et des enquêtes téléphoniques. Le traitement de ces données fut réalisé grâce à un logiciel SIG. Le Lac au Duc, siège de diverses activités, a fait l'objet d'un suivi particulier, en tant que site majeur du département.

Les enjeux précédemment considérés font l'objet d'une discussion, centrée sur les principaux défis de la problématique. Elle est suivie de propositions portant sur l'optimisation de la surveillance des plans d'eau morbihannais, l'amélioration de la communication entre partenaires, ainsi que sur l'initiation d'une collecte de données sanitaires.

Mots clés :

cyanobactéries, phytoplancton, gestion, seuils, indicateurs, plans d'eau intérieur, Morbihan, acteurs, SIG, baignade, AEP, activités nautiques, pêche.

L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

JAOUEN	Audrey	Novembre 2015
MS IMRSET Promotion 2015		
Cyanobacteria risk management in inland waters in the French department of Morbihan: methods, stakeholders, challenges and outlook		
<p>Abstract :</p> <p>Cyanobacteria are microorganisms that can proliferate in inland waters and generate during blooms coloring of water, flocks, scums or nauseous compounds which are responsible of bad tastes. Aside from those inconveniences, is the fact that their presence has been potentially linked with the production of toxins as well as allergenic or inflammatory chemicals and thus represents a public health issue against uses of dams for potabilization of water or as bathing sites and additional activities.</p> <p>The County Council of Morbihan required a benchmark study in order to get a comprehensive overview of the cyanobacteria risk management procedures at the international and French levels, which was accomplished through a review of bibliography and interviews of members of French regional health agencies. It appears that various guidelines and methods of management are implemented at those two levels.</p> <p>At the scale of the department of Morbihan a situation analysis was conducted in order to get a better understanding of the health and financial impacts of cyanobacteria but also of the challenges associated with communications between protagonists. Meetings were conducted with stakeholders, who provided either quantitative or qualitative information. Data regarding dams was collected through available reports and telephone surveys and was processed with GIS software. A focus was made on the Lac au Duc, a major site of the department which combines several activities.</p> <p>Those considerations have been the subject of a discussion, taking into account the existing lacks of knowledge and highlighting current major challenges. Proposals were consequently emitted upon optimization of the monitoring of inland waters and the improvement of communication between partners, especially to facilitate and ease access to data sharing as well as regarding the implementation of management decisions. Finally, initiating health data collection would help tailoring management procedures to the reality on the ground.</p>		
<p>Mots clés : cyanobacteria, management, action level, indicator, inland water, Morbihan, stakeholder, GIS, swimming, drinking water supply, water sports, fish catching</p>		
<p><i>L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.</i></p>		