



Interreg



France (Channel
Manche) England

Channel Payments for Ecosystem Services

European Regional Development Fund



Expérimentations 2018 sur le Lac au Duc

Effets du H₂O₂ sur les communautés planctoniques

Mai 2020

Scientifiques impliqués : **Claudia Wiegand** (Professeure Université de Rennes 1), **Luc Brient** (Ingénieur Université de Rennes 1) ; **Morgane Le Moal** (Ingénieure Université de Rennes 1) ; **Emilien Mineaud** (Ingénieur Université de Rennes 1).

Rédaction du document : Morgane Le Moal

Relecteurs : Claudia Wiegand, Luc Brient

Sommaire

Introduction.....	3
L'eutrophisation	3
Les efflorescences récurrentes de cyanobactéries dans le Lac au Duc	3
Moyens de lutte existants contre les cyanobactéries, et applicabilité au cas du lac au Duc.....	5
Actions sur les causes (les apports de nutriments).....	5
Actions sur les symptômes (les efflorescences de cyanobactéries)	6
Les leviers physiques	6
Les leviers chimiques	6
L'oxygène	6
Le phosphore	7
Les algicides	7
Les leviers biologiques.....	7
Synthèse du coût des actions expérimentées sur le lac au Duc.....	8
Coûts liés à la réhabilitation du lac	8
Coûts liés à l'utilisation de la capacité naturelle d'épuration du P	8
Expérimentations H₂O₂, été 2018	9
Matériel et méthode	9
Expériences en laboratoire	9
Expériences dans une zone close du Lac au Duc	9
Paramètres mesurés	10
<i>Suivi de la communauté phytoplanctonique</i>	10
<i>Suivi de la communauté zooplanctonique</i>	10
<i>Paramètres abiotiques</i>	10
Résultats et discussion	10
Expériences en laboratoire	10
Expériences sur le Lac	11
<i>Réductions significatives, mais pas assez importantes et durables, des cyanobactéries. Pourquoi ?</i>	11
<i>Autres problèmes rencontrés</i>	13
<i>Impact sur le phytoplancton eucaryote (phytoplancton autre que les cyanobactéries)</i>	14
<i>Impact sur le zooplancton</i>	14
Conclusion et perspectives	16
Conclusions.....	16
Perspectives.....	16
Amélioration du protocole pour la zone de baignade du Lac au Duc.....	16
Autres études.....	17
Bibliographie	18

Introduction

L'eutrophisation

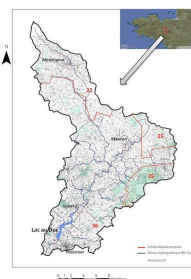
Comme de nombreuses retenues d'eau, le Lac au Duc de Ploërmel est soumis au phénomène d'eutrophisation. Cela se traduit, durant les périodes estivales, par le développement massif de cyanobactéries (Figure 1). Ces micro-organismes nuisent à l'environnement et à la santé humaine et animale en raison de leur capacité à produire des métabolites toxiques et en raison de leur potentiel allergène (Briand et al. 2003 ; Wiegand & Pflugmacher 2005, Dittman et al. 2013, Lang-Yona et al. 2018). Par ailleurs, lorsque leur concentration devient importante, la baignade et la consommation de poisson sont interdites (Directive 2006/7/CE, DGS/EA4/2014, DGS/EA4/2015/181) et le traitement de l'eau destinée à la production d'eau potable nécessite plus de surveillance, notamment en Bretagne par l'utilisation des eaux superficielles.

Ces efflorescences de cyanobactéries sont déclenchées par des apports excessifs en nutriments, et il existe aujourd'hui un faisceau de connaissances objectives qui soutiennent un consensus largement partagé par les scientifiques sur la nécessité de limiter à la fois les apports d'azote et de phosphore aux écosystèmes aquatiques (Pinay et al. 2017 ; Huisman et al. 2018).



Figure 1 Vue du Lac au Duc depuis le Club nautique de Ploërmel Brocéliande, août 2018. Source : SMGBO

Les efflorescences récurrentes de cyanobactéries dans le Lac au Duc



D'une superficie de 190 à 223 ha (Tableau 1), ce plan d'eau du XII^e siècle réceptionne les eaux de son bassin versant de près de 37 000 ha par les 325 km de la rivière Yvel, et de trois ruisseaux : Moulin du Miny, Vieux Prés et Saint-Jean. Le lac est également le récepteur du ruissellement direct des champs à sa périphérie, pouvant exporter une quantité de P méconnue. Au fil des années, une partie du phosphore entrant est progressivement stockée dans les sédiments du lac. Comme le Lac est peu profond ces sédiments représentent un stock de phosphore disponible pour le développement du phytoplancton et notamment des cyanobactéries.

Par ailleurs, le lac héberge chaque année des concours de pêche. On pourrait aussi assumer l'importance des apports de phosphore par les appâts, ces appâts pouvant être de 5 à 10 kg par pêcheur par an, sachant qu'il n'y a souvent aucune exportation de poissons par les pêcheurs eux-mêmes.

Ainsi, généralement, dès la fin du printemps, la stabilité de la colonne d'eau par la baisse des débits et l'élévation de la température de l'eau favorise le développement des cyanobactéries pour atteindre des concentrations maximales jusqu'à la reprise des débits en fin de période estivale (Figure 1). Une grande variabilité intra-annuelle et interannuelle dans ces phénomènes de proliférations est observée concernant à la fois les dates d'apparition des premières efflorescences, les dates où les efflorescences sont les plus massives, la durée des efflorescences, ainsi que le cortège d'espèces présentes. Il est connu que les facteurs climatiques et hydrologiques jouent un rôle clé dans cette variabilité : les longues périodes d'ensoleillement et des températures élevées vont favoriser les proliférations de cyanobactéries ; la fréquence et la vitesse du vent vont influencer sur la stabilité de la masse d'eau et sur le développement de communautés différentes (Reynolds 2006).

Tableau 1. Caractéristiques du lac au Duc

Périmètre à la cote normale	11 823 m
Superficie moyenne	190 ha
Superficie max	223 ha
Longueur totale	4 800 m
Volume d'eau max	3,5 millions de m ³
Profondeur moyenne	2,6 m
Profondeur max	5,5 m
Marnage moyen	1 m

Dans le cas du Lac au Duc, le suivi du phytoplancton et plus spécifiquement le contrôle des populations de cyanobactéries a débuté en 1995 suite à la mise en place d'un système d'aération filaire dans la partie aval et de la pulvérisation de sulfate de cuivre (Luc Briant, communication personnelle). Ce suivi a été réalisé dans un premier par l'université de Rennes 1 dans la zone centrale de la partie aval du Lac. En 2006 et en 2007, le suivi a été réalisé sur 3 points situés au centre du lac d'amont à l'aval. Les données de suivi sont disponibles pour l'année 1999, puis de 2002 à 2008. A partir de 2009, les suivis ont été réalisés dans la zone de baignade par l'Agence Régionale de la Santé (ARS). Entre 2002 et 2017, sur 16 périodes estivales suivies, 15 ont connues des efflorescences avec des concentrations en cyanobactéries dépassant les 100 000 cellules/ml (Figure 2). Cette concentration représente le seuil à partir duquel l'Agence Régionale de la Santé préconise, basé sur les recommandations nationales, la fermeture de la baignade. Des efflorescences particulièrement massives de cyanobactéries ont été observées en 2007, 2011 et 2012 : les concentrations étaient supérieures à 500 000 cellules/ml durant plusieurs semaines, atteignant un maximum de 2 millions de cellules en 2011.

Jusqu'à présent, une des spécificités du Lac au Duc est la quasi-absence de toxines malgré les efflorescences de cyanobactéries. En effet, depuis que leurs mesures ont débuté en 2005, seules de faibles concentrations en microcystines et en saxitoxines (< 2 µg/L) ont été mesurées ponctuellement lors des étés 2006, 2007, 2013, 2015 et 2017.

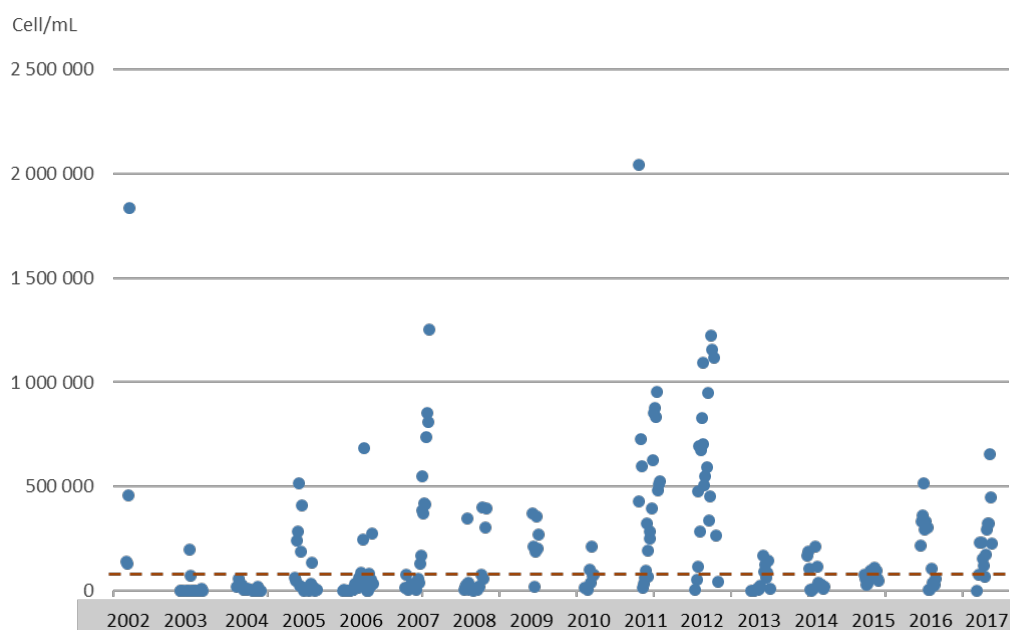


Figure 2. Concentrations en cyanobactéries dans le Lac au Duc dans la zone de baignade entre 2002 et 2017. La ligne rouge en pointillés représente le seuil de 100 000 cellules/ml au-delà duquel la baignade est interdite. Les mesures ont été réalisées lors des périodes estivales, généralement de début juin à fin septembre, lors des efflorescences de cyanobactéries. Source des données : Luc Briant, Université de Rennes 1 (2002-2008), Agence Régionale de la Santé (2009-2017).

Moyens de lutte existants contre les cyanobactéries, et applicabilité au cas du lac au Duc

Les approches de lutte contre l'eutrophisation peuvent être divisées en deux grandes catégories : celles agissant sur les causes (les apports de nutriments) ; et celles agissant sur les conséquences, les symptômes (ici les efflorescences de cyanobactéries).

Actions sur les causes (les apports de nutriments)

Les stratégies de lutte contre les causes, à la source, sont indispensables, en amont de toutes autres mesures de gestion (e.g. Zamparas et Zacharias, 2014 ; Pinay et al. 2017). En ce sens, des actions ont été engagées depuis plusieurs années sur le bassin-versant d'Yvel-Hyvet comme dans toute la Bretagne, et leurs effets sur la réduction des flux de nitrates et de phosphore dans les rivières sont déjà visibles (Legeay et al. 2015, DREAL 2015, Dupas et al. 2018, Figure 3). Les concentrations de nitrate baissent depuis le début des années 2000, et le seuil des 50 mg/L n'a plus été atteint après 2010 (Figure 3a). Réduire le P est une tâche plus complexe, néanmoins la figure 3b montre que la rivière Yvel fait déjà partie de celles qui ont un P plus faible par rapport aux autres rivières de Bretagne et que les efforts dans les bassins-versants respectifs ont conduit à des réductions du P dans la plupart des cas (Figure 3b). Après deux périodes de fortes concentrations dans les années 1970 et à la fin des années 1980 (0,2-1,2 mg Ptotal/L), les concentrations diminuent de manière importante depuis le début des années 1990, pour atteindre actuellement des concentrations en phosphore total de 0,04-0,2 mg/L dans les rivières bretonnes (Legeay et al. 2015, Dupas et al. 2018). Dans la rivière Yvel, la concentration moyenne sur les 10 dernières années est de 0.1 mg/L (Legeay et al. 2015). Cependant, pour les plans d'eau et les retenues, qui fonctionnent différemment des rivières, le bon état écologique repose sur des concentrations en phosphore plus basses, qui nécessitent de continuer les efforts engagés (Tableau 2). Le projet Interreg *Channel Payments for Ecosystem Services* s'inscrit dans cette continuité pour le cas du bassin-versant de l'Yvel-Hyvet.

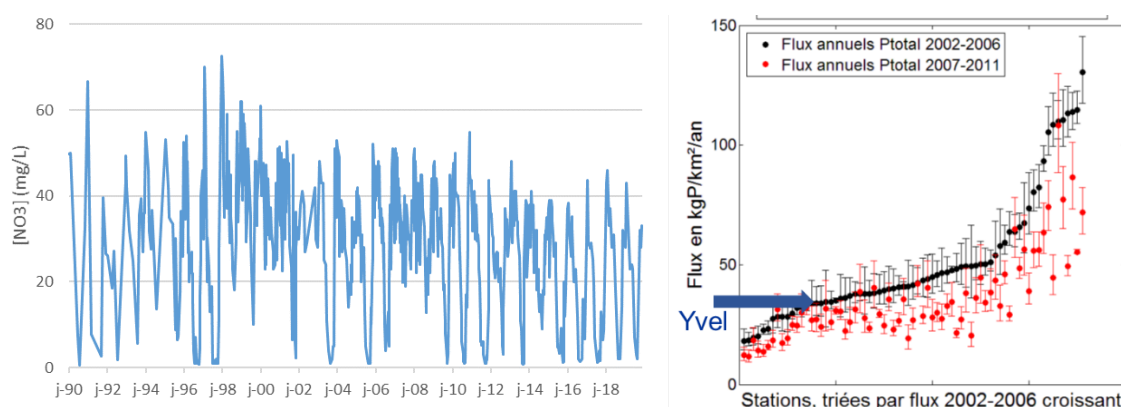


Figure 3. Evolution temporelle des concentrations de nitrates dans la rivière Yvel en mg/L (à gauche, base de données SMGBO) et des flux de phosphore dans les cours d'eau Bretons en kgP/km²/an (Legeay et al. 2015).

Tableau 2. Statuts trophiques/écologiques décrits pour les plans d'eau peu profonds. 1 : Nemery 2018 ; 2: Moss et al. 2003, 3 : Søndergaard et al. 2005.

	Etude	Ultra-oligotrophe/ Très bon	Oligotrophe/ Bon	Mésotrophe/ Moyen	Eutrophe/ Médiocre	Hypereutrophe/ Mauvais
P total (µg/L)	1	<5	5-10	10-30	30-100	>100
	2	<15	<30	<50	<75	>75
	3	<25	<50	<100	<200	>200

Actions sur les symptômes (les efflorescences de cyanobactéries)

Les actions sur les symptômes ne peuvent constituer des solutions pérennes et sont curatives. Elles peuvent aider, au cas par cas, à maintenir ou restaurer certains usages (potabilisation de l'eau, maintien des activités récréatives...). Les techniques utilisées peuvent être classées en trois grandes catégories : les leviers physiques, les leviers chimiques et les leviers biologiques (Pearl et al. 2016 ; Pinay et al. 2017). Ces techniques visent toutes à réduire directement les biomasses algales soit par l'emploi d'algicides soit en modifiant un ou plusieurs des grands facteurs qui les favorisent : disponibilité en nutriments (phosphore stocké dans les sédiments dans le cas des cyanobactéries du lac au Duc), l'hydraulique (stabilité et temps de résidence de la masse d'eau), les températures élevées, l'accès à la lumière et les différents compartiments biologiques (poissons, macrophytes, etc...).

Les leviers physiques

Le principe des leviers physiques repose sur la diminution du temps de résidence de l'eau ou la déstratification de la colonne d'eau, qui, en principe, induit une diminution de la température des eaux de surface et une diminution de l'accès à la lumière pour les cyanobactéries. Il s'agit alors soit d'apporter de l'eau lors de périodes clés, soit d'agir mécaniquement sur le brassage des eaux. A noter que les mouvements d'eau en eux-mêmes peuvent perturber le développement de certaines cyanobactéries. Ils peuvent également, pour les lacs profonds, favoriser la diminution du relargage de phosphore en amenant de l'oxygène lors de la stratification saisonnière (cf ci-dessous le paragraphe sur la désoxygénation, dans « leviers chimiques » pour de plus amples explications). En plus, dans les lacs profonds, un brassage induit un choc thermique sur le compartiment biologique par la diminution de la température des eaux de surface. Le but est également de diluer l'efflorescence de cyanobactéries. Ce levier va néanmoins favoriser la pénétration de la lumière et pourrait favoriser les populations de cyanobactéries benthiques.

Dans le cas du Lac au Duc, il n'existe pas de réservoir amont suffisant pour influencer sur le temps de résidence à l'échelle de l'ensemble du plan d'eau pendant l'efflorescence des cyanobactéries. Favoriser le renouvellement artificiel de l'eau pourrait en revanche être envisagé à une plus petite échelle, comme par exemple celle d'une zone de baignade.

Concernant les techniques de brassage mécanique de la colonne d'eau, un système d'injection d'air a été installé dans la partie aval du Lac en 1994. D'après un rapport de Saunier-Techna (2002), ce système a permis d'homogénéiser la colonne d'eau dans la zone de pompage pour l'usine de traitement, de limiter le relargage de composés réducteurs (NH_4 , Fe, Mn, NO_2) par des apports d'oxygène à l'interface eau sédiment. Cette aération partielle n'a pas eu d'impact sur le développement des cyanobactéries sur l'ensemble du plan d'eau (Luc Brient communication personnelle).

Dans un autre registre, l'utilisation des ultrasons a été évoquée comme un moyen de lutte envisageable en milieu naturel contre les cyanobactéries. Elle a d'ailleurs été envisagée au tout début du projet CPES. Cependant, bien que l'efficacité de certains systèmes ait été prouvée en laboratoire et *in situ*, une synthèse bibliographique récente conclue que l'emploi des ultrasons n'a aucun effet sur les cyanobactéries dans des gros volumes d'eau en raison de la dispersion des ultrasons et de leur innocuité (Lüring et al. 2016). Son application dans le cas du lac au Duc nécessiterait l'installation de plusieurs dizaines d'appareils à ultrason pour un contrôle sur l'ensemble du plan d'eau et par ailleurs risquerait d'être inefficace du fait de la faible profondeur du Lac : le principe des ultrasons est en effet de pousser les cyanobactéries sous la zone de pénétration de la lumière, les privant ainsi de lumière et bloquant leur développement. Le Lac au Duc n'est pas assez profond pour maintenir les cyanobactéries sous la zone de lumière, en particulier dans la zone de bain. L'utilisation des basses fréquences, en faible intensité, pour impacter la physiologie des cyanobactéries demeurent des actions encore très certaines scientifiquement.

Les leviers chimiques

L'oxygène

La réoxygénation artificielle du milieu, par injection d'oxygène, est mentionnée dans la littérature comme moyen de lutte contre l'anoxie (un manque d'oxygène) des zones profondes et comme moyen de limiter le relargage de phosphore des sédiments (du fait que le fer oxydé par la présence d'oxygène va lier les molécules de phosphate). Ce type d'actions est employé dans le cas des lacs profonds qui présentent une stratification saisonnière de la colonne d'eau et un relargage de phosphore du fait d'une anoxie au niveau des sédiments. Dans le cas des lacs peu profonds comme le Lac au Duc (profondeur moyenne de 2,6 m), ce type d'action ne présente pas d'intérêt car la problématique de relargage du phosphore des sédiments est différente : il n'y a pas de stratification saisonnière (et donc pas d'anoxie sévère), du fait de l'action directe du vent qui induit un brassage fréquent et complet de la

colonne d'eau, comme dans autres lacs peu profonds (Nürnberg & LaZerte, 2016). Ce brassage par le vent induit en revanche une remise en suspension du sédiment et un relargage de phosphore dans la colonne d'eau, ainsi qu'une redynamisation de phytoplancton (Søndergaard et al. 1992). L'effet de la température, de la bioturbation et du métabolisme des microorganismes semblent également contrôler les flux de P issus du sédiment dans les Lacs peu profonds (Oliveira 2019). Dans le Lac au Duc, ce système d'aération en ligne par bullage ou par palles n'est que partiel et insuffisant vis-à-vis de la présence de sédiment sur l'ensemble du plan d'eau allant de 10 cm à 2 m.

La précipitation des ortho-phosphates

L'objectif est de favoriser la précipitation des ortho-phosphates grâce à l'utilisation de produits comme le carbonate de calcium (la chaux), l'aluminium, les sulfates ou les chlorures de fer. Dans le Lac au Duc, l'apport de carbonate de calcium a été mise en place sur 3 ans (2013 et 2015) dans la zone de baignade ou proche de la zone de baignade. Bien qu'entre 2013 et 2015 le développement des cyanobactéries dans la zone de baignade était moins important que lors des années précédentes (2011 et 2012 notamment), leurs concentrations étaient tout de même supérieures au seuil au-delà duquel la baignade est interdite (100 000 cellules/ml). Le traitement au carbonate de calcium semble cependant avoir eu peu d'effets voir des effets inverses à ceux attendus, en favorisant le développement de cyanobactéries benthiques du fait d'une clarification de l'eau et d'une meilleure pénétration de la lumière dans la colonne d'eau (Brient 2013).

Des peignes à sédiments ont également été installés à la sortie de l'Yvel, à l'entrée du lac, pour stopper l'arrivée de matières solides et ainsi limiter l'entrée de phosphore. A notre connaissance, il n'existe pas de rapport mentionnant leur mode de gestion (un nettoyage régulier est nécessaire pour garantir leur fonctionnement) ou l'évaluation de l'efficacité de cette action.

Concernant le phosphore, une autre solution envisagée a été l'extraction de sédiment. Dans le cas du Lac au Duc (250 ha), une étude a estimé le coût d'un curage du Lac à 20 millions d'euros (Austruy 2012).

Les algicides

D'autres techniques cherchent à détruire directement les cyanobactéries, comme par exemple le sulfate de cuivre, qui a été utilisé dans de nombreux plans d'eau comme un algicide très efficace. Son utilisation en France a cependant été stoppée et n'est plus autorisée, sauf par dérogation. Le sulfate de cuivre provoque l'éclatement des cellules et la solubilisation des cyanotoxines dans la masse d'eau, ce qui nécessite pour les usines de production d'eau potable d'éliminer ces toxines avec un traitement spécifique (avec charbon actif, ozone). Le sulfate de cuivre est également toxique pour les autres organismes biologiques, et il se stocke dans les sédiments et toute la chaîne alimentaire. Dans le cas du Lac au Duc, des épandages de sulfate de cuivre ont été réalisés de 1996 (Luc Brient, communication personnelle) à 2005 (Austruy 2012 ; L. Brient, Y. Seyrig, communications personnelles). A notre connaissance, aucun rapport ne relate l'impact de ces traitements sur le Lac au Duc, mais les très faibles abondances de cyanobactéries mesurées ces années-là sont probablement à relier à l'utilisation de l'algicide (Figure 2).

Le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) apparaît comme une alternative acceptable au sulfate de cuivre et autres pesticides chimiques (Matthijs et al. 2016) en fonction des usages de la masse d'eau. Du fait de sa dégradation rapide en eau et en oxygène, il ne laisse pas de trace chimique dans l'environnement. Par ailleurs, à faible dose, il semble sélectif contre les cyanobactéries, entraînant peu d'effets sévères connus sur les algues eucaryotes, et sur la faune et la flore aquatique. Son effet sur les micro-organismes présents naturellement dans l'eau et les sédiments avec leur rôle dans le recyclage des nutriments est cependant encore inconnu. **Dans le cadre du projet CPES, l'emploi de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) sera expérimenté en laboratoire puis en milieu naturel dans une zone délimitée du Lac au Duc correspondant à la zone de baignade.**

Les leviers biologiques

Dans les années 1980, il y a eu un engouement pour la biomanipulation, notamment dans les pays nordiques, sur des lacs peu profonds (Scheffer et al 1998, Olin et al. 2006). Plusieurs objectifs étaient visés pour restaurer l'état écologique et diminuer la biomasse de cyanobactéries :

- D'une part : limiter la prédation du poisson sur le zooplancton en favorisant ce dernier comme prédateur du phytoplancton. Plusieurs techniques ont été mises en œuvre pour diminuer les populations de poissons (Lammens 2001, Hart & Harding 2015). Le retour d'expérience de ces tentatives est mitigé dans le temps. Ces manipulations sont liées aux usages de l'eau, et doivent être répétées, leur efficacité ne durant que quelques années.
- Un des autres objectifs à atteindre peut consister à favoriser la croissance des macrophytes afin de créer une compétition avec le phytoplancton pour le phosphore et/ou de permettre l'exportation des nutriments

de l'écosystème. L'extraction des macrophytes sert de limiter les anoxies liées à la décomposition des végétaux. Dans le cas du Lac au Duc, on observe depuis plusieurs années un développement de roseaux et de nénuphars jaunes dans sa partie amont. Cependant, la taille de la zone humide est trop petite (approximativement 4 000 m²) pour envisager un captage des quantités de P entrants (cf paragraphe « Coûts liés à l'utilisation de la capacité naturelle d'épuration du P »).

- Enfin, les expériences scientifiques réalisées jusqu'à présent avec des bactéries ne sont pas efficaces pour contrôler les cyanobactéries dans les plans d'eau (Lüring et al. 2016).

Synthèse du coût des actions expérimentées sur le lac au Duc

Dans le cadre du projet Interreg CPES, une analyse coût-bénéfice de la réduction des flux de phosphore dans le bassin versant de l'Yvel-Yvet a été réalisé (Houenou-Hounsino, 2019). En parallèle, les informations pour produire une évaluation du coût de l'inaction ont été récoltées. Ces informations sont réparties en deux grandes catégories : celles sur les coûts liés à la réhabilitation du lac (actions contre les cyanobactéries et actions pour éliminer le stock de P dans les sédiments) et celles sur les coûts liés à l'utilisation de la capacité naturelle du lac d'épurer le phosphore.

Coûts liés à la réhabilitation du lac

Comme décrit précédemment, plusieurs types d'action curatives ont été menés sur le lac au Duc. Les informations sur les coûts de ces actions ont été récoltées avec l'aide de Gérard Payot, ancien président du Syndicat d'Eau de Brocéliande (SIAEP) et ancien vice-président du Syndicat d'Eau du Morbihan. Elles sont présentées dans le tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2. Données récoltées relatives à l'évaluation du coût de l'inaction. Certaines informations n'ont pu être obtenues (?).

Actions	Années	Coût
Rampes d'aération installées dans la partie aval de la retenue	1995 – 2005 (L. Brient, comm. personnelle)	- Construction et installation: ? - Fonctionnement (électricité): 7 120 € / saison - Entretien: plusieurs milliers € / an
Traitement au sulfate de cuivre	1996-2005 (L. Brient, comm. personnelle)	3000 € / épandage, avec 1 à 3 épandages / an
Traitement au carbonate de calcium	2013-2015	- Construction barrage: Minyvel Environnement - Installation barrage: 10 000 € / an - Pulvérisation et suivis analytiques : 10 000 € / an
Traitement au peroxyde d'hydrogène	2018	- Construction de l'enceinte, installation : 150 000 € - Pulvérisation (4) : 60 000 € - suivi scientifique : 10 000 €
Etude de faisabilité d'un curage	Etude réalisée en 2004	20 millions €

Coûts liés à l'utilisation de la capacité naturelle d'épuration du P

Nous avons souhaité estimer la pertinence de mettre en œuvre la technique consistant à favoriser la croissance des macrophytes pour ensuite les collecter (et éventuellement les valoriser), afin de permettre l'exportation des nutriments de l'écosystème et de limiter les anoxies liées à la décomposition des végétaux.

Pour cela, nous avons réalisé d'une part une estimation de la quantité de P entrant dans le lac et d'autre part une estimation de la quantité de P pouvant être assimilée par les macrophytes au niveau de la zone humide à l'entrée du lac (4 000 m²).

Alors qu'on peut estimer une entrée de 3 000 kg de P par an, la zone humide ne serait en capacité d'épurer que 2 kg par an ! (Calculs réalisés à partir des travaux de Thiébaud (2008) pour la quantité de P dans les macrophytes). La taille de la zone humide à l'entrée de la retenue est donc loin de la taille nécessaire pour éliminer l'arrivée de P, et encore plus pour éliminer le stock de P présent dans les sédiments ... Basé sur ce constat, l'évaluation des coûts liés à l'utilisation de la capacité naturelle d'épuration du P par les plantes n'est pas allée plus loin.

Expérimentations H₂O₂, été 2018

Matériel et méthode

Au cours de l'été 2018, des traitements curatifs au H₂O₂ ont été appliqués et les communautés phytoplanctoniques et zooplanctoniques évaluées à la fois en laboratoire et dans une zone délimitée et close du lac au Duc de 3000 m² (des échantillons témoins ont été prélevés en dehors de la zone traitée).

Expériences en laboratoire

En amont des expériences à réaliser sur le lac, le protocole d'expérimentation intégrait la réalisation de plusieurs essais en laboratoire, avec de l'eau du lac au Duc. Nous présenterons ici les résultats de l'expérience la plus significative et la plus longue, à partir d'eau du lac prélevée au ponton le 11 juin 2018. L'eau a été incubée dans des aquariums pendant 9 jours, à différentes concentrations de peroxyde d'hydrogène : sans peroxyde d'hydrogène, un ajout de 2,5 mg/L H₂O₂, un ajout 5 mg/L H₂O₂. Dans les aquariums traités, le peroxyde d'hydrogène est injecté une seule fois, lors du premier jour de l'expérience. Les expériences ont été réalisées en triplicatas (photo de la figure 4), en chambre climatique sous lumière avec un cycle jour/nuit (14h/10h) et à température contrôlée de 21 °C.

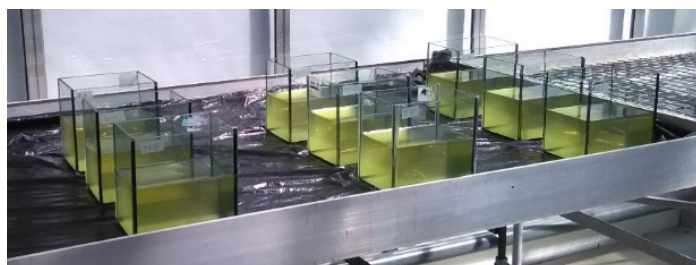


Figure 4. Photographie de la préparation des 9 aquariums, avant leur incubation en chambre climatique. Photo M. Le Moal.

Expériences dans une zone close du Lac au Duc

En juin 2018, une enceinte étanche aux environs de 8800 m², financée par Ploërmel Communauté, a été installée pour aménager une zone de baignade de 5000 m² au lac au Duc (Figure 5). La bâche étanche atteignait le sédiment quelle que soit la profondeur d'eau.

L'application du H₂O₂ a été réalisée par la société Arcadis. Quatre essais ont eu lieu :

- Le 27 juin 2018 : il était convenu d'appliquer une dose de 10 mg/L H₂O₂. Or, le volume d'eau de la zone à traiter, estimé à 8800 m³ avait beaucoup diminué dans les jours précédents le début de l'expérience (usage d'irrigation et évaporation du fait d'une chaleur importante). La concentration moyenne mesurée suite à la pulvérisation était de 20 mg/L de H₂O₂ ;
- Le 17 juillet 2018 : deux pulvérisations à 6 heures d'intervalle, de 4.8 mg/L et 2.6 mg/L ;
- Le 25 juillet 2018 : deux pulvérisations à 6 heures d'intervalle, de 3 et 8 mg/L ;
- Le 7 août 2018 : trois pulvérisations à 6 heures d'intervalle, de 6.3, 8.9 et 15.8 mg/L.

La société Arcadis avait en charge la mesure des concentrations effectives de H₂O₂.



Figure 5. Photographies de l'enceinte étanche et des embarcations à partir desquelles ont été réalisées les pulvérisations de H₂O₂ par Arcadis (Photos : E. Mineaud, L. Brient, SMGBO).

Six stations ont été échantillonnées : 3 dans la zone traitée, et 3 dans la zone non traitée (Figure 6). Pour chacun des quatre essais, les prélèvements ont été réalisés juste avant l'application de H₂O₂, 48 h après et 7 jours après.

Pour le suivi du phytoplancton, des mesures 6 heures et 24 heures après le début des traitements ont également été réalisées dans la zone traitée.

Les prélèvements ont été réalisés depuis une embarcation afin de ne pas remuer le sédiment et pour avoir une perturbation minimale de la colonne d'eau. Pour chaque station, 5 litres d'eau de surface ont été collectés avec un échantillonneur d'eau vertical (tube de 1 m) puis stockés dans des bidons de 5 L jusqu'au retour au laboratoire.

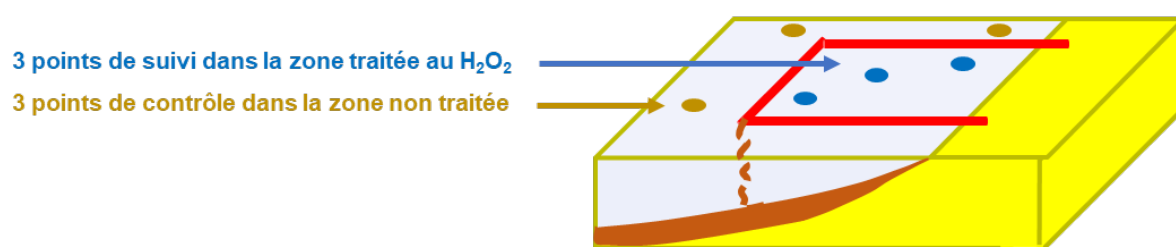


Figure 6. Schéma de l'enceinte étanche et des six stations d'échantillonnage.

Paramètres mesurés

Dans les expériences en laboratoire et dans le lac, la réponse des communautés phyto- et zooplanctoniques ont fait l'objet de suivi. Dans le lac, la mesure de certains paramètres abiotiques a également été effectuée.

Suivi de la communauté phytoplanctonique

Les pigments caractéristiques du phytoplancton total (chlorophylle a) et des cyanobactéries (phycocyanine) ont été mesurés par des capteurs fluorimétriques à l'aide des sondes TriOS Optical Sensors micro Flu-Chl et TriOS Optical Sensors micro Flu-blue respectivement.

L'identification du phytoplancton (microalgues + cyanobactéries) a été réalisée en se basant sur les manuels d'identification de Komarek, avec un microscope droit Olympus BX 50 (objectifs x10 et x50). Le dénombrement des cellules de phytoplancton a été effectué à l'aide d'une cellule de Nageotte selon la méthode de Brient et al. (2008).

Suivi de la communauté zooplanctonique

Pour le zooplancton, 2 litres d'eau ont été filtrés sur une mèche de 50 µm, afin de concentrer les individus. Les individus ont été endormis avec de l'eau gazeuse puis conservés dans 5 ml d'éthanol à 70% et placés à 4°C jusqu'au comptage.

Au moment du comptage, 1 ml d'échantillon concentré a été prélevé et placé sur une chambre de comptage Sedgewick-Rafter. Les identifications et comptages ont été réalisés avec un microscope Zeiss (objectif x 10), en se basant sur les manuels d'identification de Pourriot et Francez (1986) pour les rotifères et d'Amoros (1984) pour les cladocères. Pour chaque échantillon, un minimum de 400 rotifères a été compté, avec identification au genre.

Paramètres abiotiques

Sur le plan d'eau, la température de l'eau, la concentration en dioxygène et la conductivité ont été mesurées avec la sonde multiparamètres In-Situ Inc. SmarTROLL MP Instrument. La profondeur de pénétration de la lumière, mesure indirecte de la turbidité de l'eau, a quant à elle été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi.

Résultats et discussion

Expériences en laboratoire

La figure 7 montre l'évolution de la concentration des pigments caractéristiques du phytoplancton total (chlorophylle a, en vert) et des cyanobactéries (phycocyanine, en bleu) au cours d'une expérience de 9 jours pour 3 traitements différents (contrôle, 2,5 mg/L de H₂O₂ et 5 mg/L de H₂O₂). La figure 8 montre quant à elle l'abondance du phytoplancton (cyanobactéries et micro algues) et du zooplancton.

Dans les aquariums sans traitement, la phycocyanine, qui caractérise la biomasse des cyanobactéries, augmente de manière continue au cours des 10 jours d'expérience (Figure 7). Dans les aquariums traités au H₂O₂ une forte augmentation de la phycocyanine est observée au jour 1 (Figure 7). Cette augmentation traduit une lyse (une destruction) des cellules cyanobactériennes et la libération de la phycocyanine dans l'eau. Les jours suivants, la concentration de la phycocyanine chute, en raison de sa dégradation (Figure 7). Les comptages cellulaires confirment ces observations : en fin d'expérience, au jour 8, la concentration cellulaire des cyanobactéries est de 416 000 cellules/ml dans le contrôle, alors qu'elle chute à 31 000 et 23 000 dans les traitements à 2,5 et 5 mg/L de H₂O₂ (Figure 8). Le traitement a donc été très efficace, dès 2,5 mg/L de H₂O₂, pour réduire les concentrations

de cyanobactéries le seuil de 100 000 cellules/ml. Le traitement est par ailleurs efficace pendant toute la durée de l'expérience, c'est-à-dire au moins 9 jours (Figures 7 et 8) en conditions laboratoire.

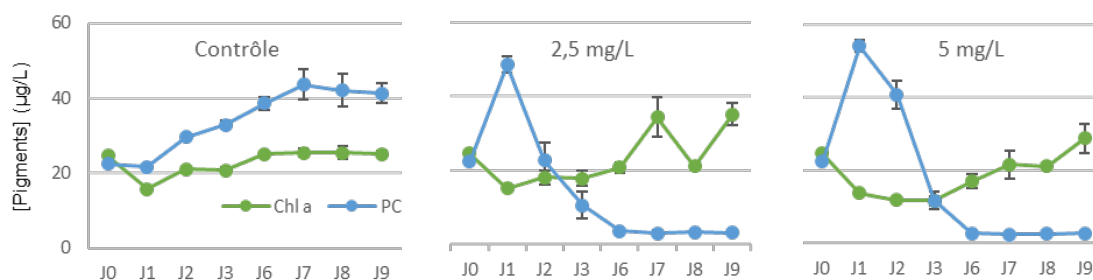


Figure 7. Eau prélevée au ponton le 11 juin 2018 et incubée pendant 9 jours à différentes concentrations de H_2O_2 . En vert la concentration en chlorophylle a, qui permet d'estimer la biomasse du phytoplancton total ; en bleu la concentration en phycocyanine, un pigment caractéristique des cyanobactéries, qui permet d'estimer leur biomasse.

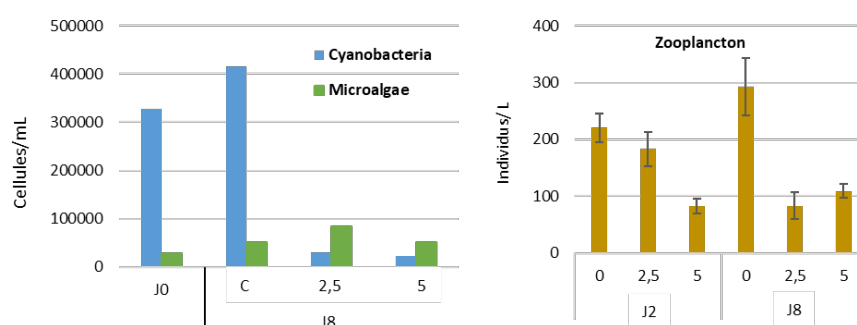


Figure 8. Abondance du phytoplancton (cyanobactéries et micro algues, à gauche) et du zooplancton (à droite) au début (J0) et à la fin (J8) de l'expérience, dans les aquariums sans traitement (C) et avec traitement (2,5 et 5 mg/L de H_2O_2).

La communauté des microalgues eucaryotes ne semble pas affectée par les traitements au peroxyde d'hydrogène. En effet, dans les aquariums avec traitements, la concentration en chlorophylle a, qui permet d'estimer la biomasse du phytoplancton total, est comparable à celle mesurée dans les aquariums sans traitements à la fin de l'expérience, voire légèrement supérieure (Figure 7). On peut cependant noter une légère diminution de la chlorophylle a dans le traitement à 5 mg/L de H_2O_2 aux jours 2 et 3, alors que son évolution dans le traitement 2,5 mg/L de H_2O_2 est comparable à celle du contrôle (Figure 7). Les concentrations cellulaires de microalgues eucaryotes dans les aquariums traités sont elle aussi comparables aux concentrations cellulaires dans les aquariums non traités en fin d'expérience (Figure 8).

Alors que le traitement semble donc efficace contre les cyanobactéries tout en épargnant les microalgues, il affecte très fortement la communauté zooplanctonique (Figure 8). L'abondance totale du zooplancton est en effet divisée par trois dans les aquariums traités en comparaison des aquariums non traités.

Ainsi, les expériences en laboratoire ont montré que le traitement H_2O_2 :

- est efficace pour réduire l'abondance des cyanobactéries dès 2,5 mg/L
- est efficace dans la durée (la population de cyanobactéries reste très largement sous le seuil des 100 000 cellules/ml 9 jours après le début du traitement)
- ne semble pas affecter les microalgues
- affecte la communauté zooplanctonique (population divisée par 3)

Expériences sur le Lac

Réductions significatives, mais pas assez importantes et durables, des cyanobactéries. Pourquoi ?

La figure 9 illustre l'évolution de l'abondance des cyanobactéries au cours de l'été 2018, à la fois dans l'enceinte où il y a eu 4 traitements au peroxyde d'hydrogène, et en dehors de l'enceinte (contrôle). Les expériences menées dans la zone de baignade indiquent que **le traitement au peroxyde d'hydrogène réduit significativement les populations de cyanobactéries** : lors du premier essai (27 juin), on observe un abattement des cyanobactéries de 858 000 à 118 000 cellules/ml, soit une division de la population par 7 (Figure 9). Lors des essais suivants, on

observe des abattements de 1 200 000 à 225 000, de 340 000 à 120 000 et de 400 000 à 48 000 cellules/ml respectivement, soit des divisions de populations cyanobactériennes par 5, 3 et 8.

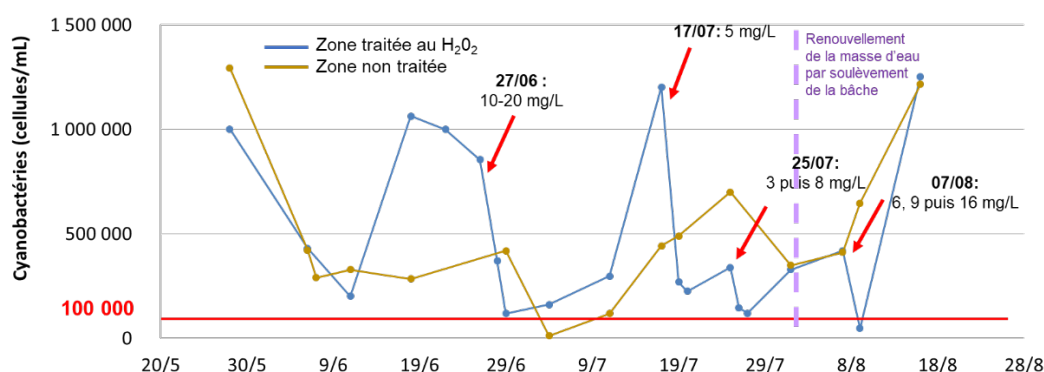


Figure 9. Abondance des cyanobactéries dans la zone traitée au H₂O₂ et dans la zone non traitée.

Cependant, à l'exception du 4^{ème} traitement, ces abattements ne sont pas suffisants pour descendre durablement sous le seuil des 100 000 cellules/ml, malgré les fortes concentrations et/ou les pulvérisations successives réalisées lors d'une même journée (20 mg/L de H₂O₂ lors du 1^{er} traitement ; 5 mg/L lors du second traitement; 3 puis 8 mg/L lors du 3^{ème} traitement). Cela s'explique vraisemblablement par le fait que **le peroxyde a été très vite consommé** lors des expériences, disparaissant en 6 heures, alors que dans les autres expériences réalisées par Arcadis et l'université de Rennes 1 il disparaissait en 48 heures (Brient L. et Arcadis, communication personnelle, Matthijs et al. 2012). Ce phénomène pourrait être lié à la présence d'une **forte charge en matière organique** soluble et particulaire (autre que les cyanobactéries) dans la colonne d'eau, qui consommerait le peroxyde mais aussi à un **défaut d'étanchéité** de la zone analysée. Cela a justifié le recours à des pulvérisations successives dans une même journée lors du 3^{ème} et du 4^{ème} traitement.

Par ailleurs, suite aux traitements, les seuils de cyanobactéries dans la zone traitée se retrouvent de nouveau très rapidement au-dessus du seuil des 100 000 cellules/ml. A plusieurs reprises, leur abondance est d'ailleurs plus importante dans la zone de bain que hors de la zone de bain, notamment sur la deuxième quinzaine de juin et à la mi-juillet (Figure 9). **Le confinement de la zone de bain a apparemment créé un environnement stable, favorable à l'accumulation et au développement des cyanobactéries, allant à l'inverse de l'évolution souhaitée.** Il est également fort probable que les **cyanobactéries qui survivent aux traitements se servent des nutriments remis à disposition dans la colonne d'eau** pour initier une **recolonisation rapide**. Ainsi, l'ensemble de ces résultats obtenus *in situ* (sur le lac) pointent le fait que tous les facteurs sur le terrain n'ont pas été contrôlés, ne permettant pas de faire des corrélations fiables entre les expériences en laboratoire et sur le terrain.

Le 4^{ème} traitement a permis de descendre largement sous le seuil des 100 000 cellules/ml (à 40 000 cellules/ml), mais pas de manière durable. L'hypothèse émise pour expliquer cette observation est que **la zone de traitement n'était plus étanche**. En effet, avant le début du 4^{ème} traitement, la masse d'eau de la zone de baignade a été renouvelée (Figure 9, et cf. explications dans le paragraphe « problèmes rencontrés » ci-dessous) et il est probable que la bâche a été mal remise, diminuant ainsi de manière très importante la durée de l'efficacité du 4^{ème} traitement. Cette hypothèse s'appuie principalement sur les données d'abondance des cyanobactéries, qui étaient les mêmes dans et hors de la zone de baignade sur la fin de l'expérience, ce qui n'avait jamais été observé auparavant dans la saison (Figure 9).

La figure 10 montre l'évolution de la composition de la communauté des cyanobactéries dans la zone traitée au peroxyde d'hydrogène. Lors de la période étudiée, les espèces qui ont dominé la communauté des cyanobactéries étaient pour la plupart des espèces connues comme non toxiques (Figure 10). Il s'agissait d'espèces de taille picoplanctonique : *Cyanogranis* sp., *Aphanocapsa* sp., *Romeria* sp., *Aphanothece* sp., *Merismopedia* sp. (Figure 11). Les espèces connues pour dominer classiquement le Lac au Duc (*Planktothrix agardhii*) ou se développant depuis quelques années avec parfois des mesures de toxines associées (*Dolichospermum* sp., *Microcystis* sp.) n'étaient présentes qu'en très faibles concentrations (pour des détails sur la dynamique des cyanobactéries dans le Lac au Duc cf Le Moal et al.). Les mesures réalisées par l'ARS n'ont d'ailleurs relevé que 3 quantifications de

microcystine en très faible concentration lors de la période juillet-août 2018 (0,5 ; 0,3 et 0,3 µg/l de microcystine LR les 16/07, 23/07 et 20/08 respectivement).

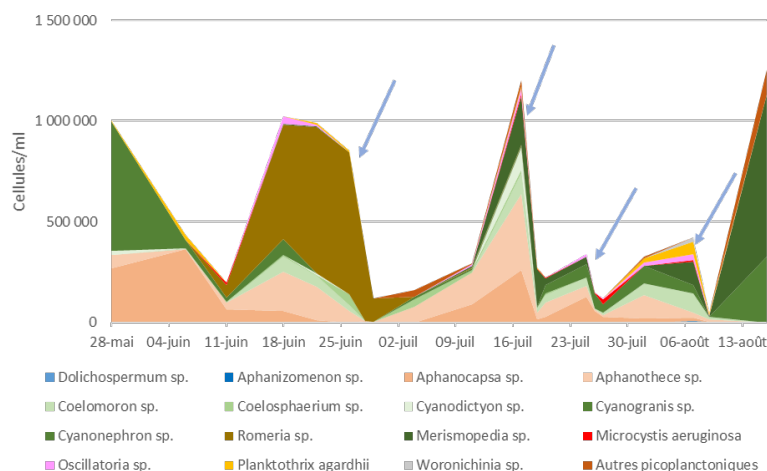


Figure 10. Composition de la communauté des cyanobactéries dans la zone traitée au H_2O_2 . Les flèches bleues signalent les 4 traitements au peroxyde d'hydrogène.

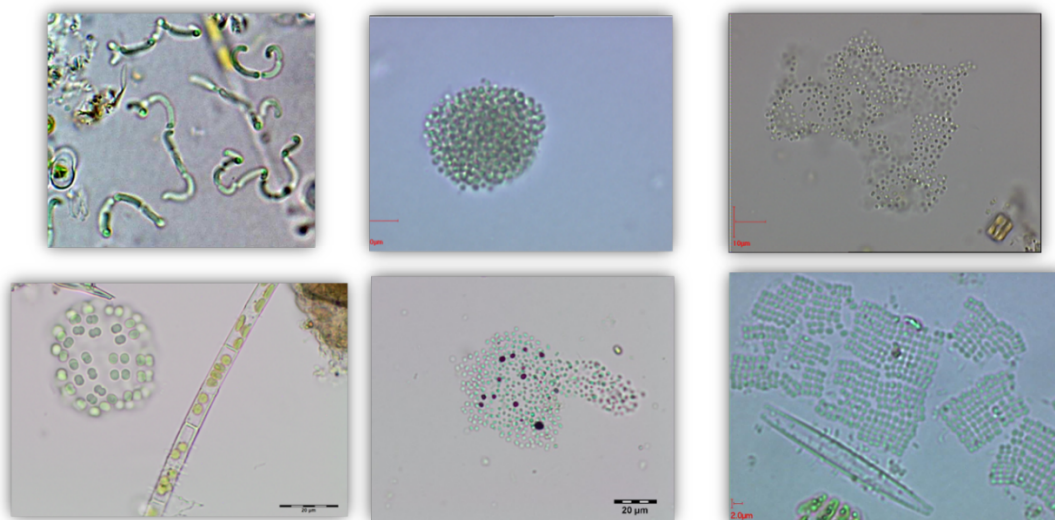


Figure 11. Photographies des principales espèces de cyanobactéries rencontrées lors des expériences de l'été 2018. De haut en bas et de gauche à droite : *Romeria simplex*, *Coelomorion pusillum*, *Aphanotheca incerta*, *Cyanogranis ferruginea*, *Aphanothece minutissima*, *Merismopedia minutissima*. Photos : L. Brient

Autres problèmes rencontrés

La mise en place de l'enceinte étanche a créé un second problème inattendu en favorisant l'installation des mouettes sur les bouées, comme sur un perchoir (Figure 12). Il en a résulté lors du 3^{ème} traitement, à la fin juillet, une **contamination bactériologique en entérobactéries au-dessus du seuil tolérable** à l'intérieur de la zone de baignade. Cela a provoqué la fermeture de la baignade. Avant le début du 4^{ème} traitement la bâche de l'enceinte a donc été soulevée afin de renouveler l'eau de la zone d'expérimentation.



Figure 12. Photographies de la colonisation des boudins de l'enceinte par les mouettes. (Photo : M. Le Moal).

Enfin, de faibles concentrations de H_2O_2 ont été mesurées en dehors de la zone de traitement à plusieurs reprises à moins de 5 m vers l'aval, indiquant que l'enceinte n'était pas assez étanche. Cela a probablement participé à diminuer l'efficacité du traitement.

Impact sur le phytoplancton eucaryote (phytoplancton autre que les cyanobactéries)

La figure 13 illustre l'évolution de l'abondance des microalgues eucaryotes dans la zone de baignade l'enceinte où il y a eu 4 traitements au peroxyde d'hydrogène, et en dehors de cette zone (contrôle). **La communauté des microalgues eucaryotes apparaît affectée par les traitements au peroxyde d'hydrogène lorsque les concentrations en H_2O_2 sont supérieures à 5 mg/L.** En effet, lors du premier traitement (10-20 mg/L H_2O_2) une diminution de la population est observée de 36 000 à 6 000 cellules/ml, soit une division de population par 6. Lors du 3^{ème} traitement (3 puis 8 mg/L H_2O_2), on observe une diminution de la population de 138 000 à 36 000 cellules/ml, soit une division de population par 4, alors que la population du contrôle reste stable. Lors du 4^{ème} traitement la population dans l'enceinte est divisée par 1,6 alors qu'elle est stable dans le contrôle. Ainsi, ces observations soutiennent l'hypothèse que les **microalgues eucaryotes, impactées par le peroxyde d'hydrogène, n'ont pas pu créer une compétition avec les cyanobactéries et limiter leur recolonisation.**

Il n'y a qu'à la suite du second traitement (5 mg/l H_2O_2) qu'on observe une **augmentation par 1,5 de la population des microalgues eucaryotes** (Figure 13). Cette situation pourrait indiquer un début de concurrence entre le phytoplancton eucaryote et les cyanobactéries, ce qui pourrait améliorer la qualité de l'eau.

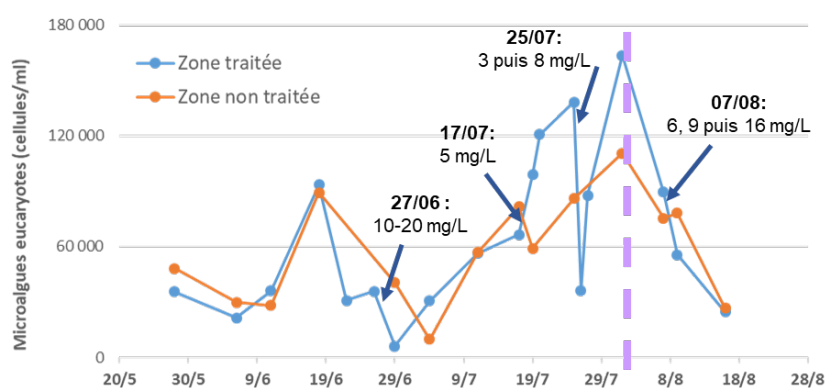


Figure 13. Abondance du phytoplancton eucaryote (microalgues) dans la zone traitée au H_2O_2 et dans la zone non traitée.

Impact sur le zooplancton

Les figures 14 et 15 montrent l'évolution des principaux genres de rotifères et des autres groupes dominants du zooplancton lors de l'été 2018, dans et en-dehors de la zone traitée au peroxyde d'hydrogène. La communauté de zooplancton est impactée par le traitement lorsque les concentrations de H_2O_2 sont supérieures à 5mg/L et/ou exercées par pulvérisations successives (Figure 14). Ainsi, l'abondance de la communauté zooplanctonique a été divisée par 10 lors du premier traitement (20 mg/l H_2O_2) et par 2,5 lors du troisième traitement (3 puis 8 mg/L H_2O_2) (il n'y a pas eu de suivi de la communauté zooplanctonique lors du 4^{ème} traitement). A noter que le second traitement avec l'emploi de 5 mg/l de H_2O_2 n'a pas impacté significativement la communauté par rapport au contrôle qui diminue aussi probablement en raison de la météo (le zooplancton est sensible aux turbulences créées par des petits changements de température ou de vent).

Tous les groupes ont été sensibles au traitement. Parmi les groupes dominants, les populations de *Polyarthra*, *Pompholyx*, *Brachionus*, *Bosmines* ont été divisées par 10 en moyenne (Figure 15). Certains groupes moins

abondants (de l'ordre de la centaine d'individus par litre, non visualisables sur la figure 15) ont vu leurs populations divisées par des facteurs 50 à 100, comme par exemple les *Asplanchna*, certains Brachions (*Brachionus diversicornis*), les daphnies. Le traitement n'est donc pas envisageable à une échelle plus grande (Lac). On observe malgré tout une résilience significative du système sur la période étudiée.

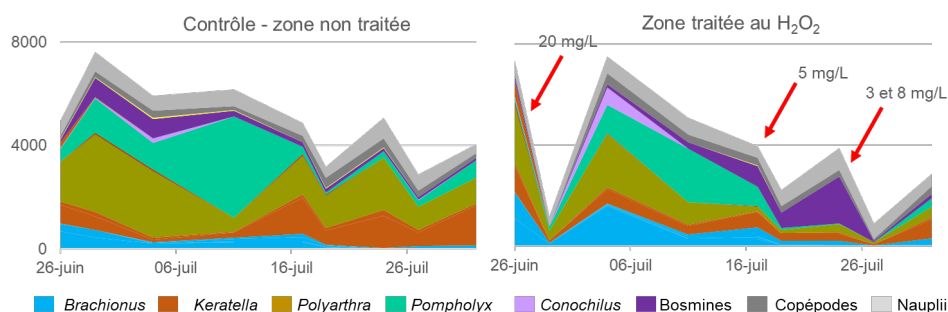


Figure 14. Principaux genres de rotifères et groupes dominants du zooplancton lors des expériences de l'été 2018.

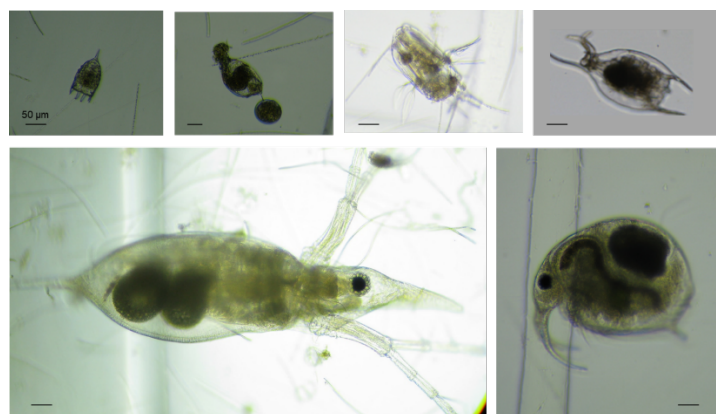


Figure 15. Photographies des principales espèces et groupes dominants du zooplancton rencontrés lors des expériences de l'été 2018. De haut en bas et de gauche à droite : *Keratella cochlearis*, *Pompholyx* sp., *Polyarthra* sp., *Bracionus diversicornis*, *Daphnia* sp., *Bosmina* sp. . Photos : M. Le Moal

Ainsi, les expériences dans la zone de baignade ont montré que :

- Le traitement a réduit significativement les populations de cyanobactéries dans les 24 h
- L'abattement n'était en revanche pas suffisant pour descendre durablement sous le seuil des 100 000 cellules/ml.
- Nous supposons qu'une forte charge en matière organique soluble et particulaire aurait consommé le peroxyde.
- Le confinement de la zone de bain a créé un environnement favorable à l'accumulation et au développement des cyanobactéries, allant à l'inverse de l'évolution souhaitée
- la zone de baignade n'était pas complètement étanche
- Le barrage flottant a été colonisée par des oiseaux, induisant une contamination bactériologique
- Les communautés de phytoplancton eucaryotes et de zooplancton sont impactées par des traitements supérieures à 5 mg/L et/ou exercées par pulvérisations successives, avec certains groupes très sensibles
- Une stratégie pourrait consister d'appliquer plus souvent 5 mg/L afin de ne pas nuire au phytoplancton ou au zooplancton eucaryotes et de tirer profit du phytoplancton eucaryote qui peut faire concurrence aux cyanobactéries
- Le traitement a malgré tout permis l'ouverture de la baignade pendant 18 jours

Conclusion et perspectives

Conclusions

Alors que dans des conditions de laboratoire 2,5 mg H₂O₂ / L ont été suffisants pour diminuer l'abondance des cyanobactéries pendant au moins 9 jours, sur le terrain le seuil au-delà duquel la baignade est interdite (100000 cellules / ml en France) n'a pas été définitivement atteint, malgré l'utilisation de concentrations plus élevées et de traitements répétés. Le traitement a quand même permis l'ouverture de la baignade pendant 18 jours. L'enceinte a créé un environnement favorable pour les cyanobactéries, ainsi qu'un perchoir pour les oiseaux, induisant un problème inattendu de développement des entérocoques et la nécessité de renouveler l'eau de la zone non traitée. Nous soupçonnons également qu'une charge élevée en matière organique a consommé le H₂O₂. Le traitement sur le terrain a également affecté les rotifères et d'autres espèces de zooplancton à des concentrations supérieures à 5 mg / L H₂O₂; la plupart d'entre eux se sont cependant rétablis en quelques jours.

Perspectives

Amélioration du protocole pour la zone de baignade du Lac au Duc

Lors d'une réunion avec Ploërmel Communauté le 30 octobre 2018, plusieurs pistes d'améliorations du protocole ont été proposées pour répondre aux problèmes rencontrés lors de l'expérimentation de l'été 2018 (Figure 16):

- Vérifier avec la société qui a construit la bache sa bonne étanchéité avant le début des expériences (surtout si le renouvellement total de la masse d'eau entre chaque traitement est nécessaire).
- Nécessité de tester en laboratoire la relation peroxyde d'hydrogène et matières organiques solubles et particulières.
- **Remplacer ou modifier les flotteurs pour empêcher les oiseaux de se poser** : méthodes légères de filins ou pics plastiques
- **Pulvérisations de peroxyde d'hydrogène plus régulières** : hebdomadaires, avec un plus petit bateau
- **Concernant le problème du confinement de la zone de baignade, qui crée un environnement stable, favorable au développement des cyanobactéries** : un renouvellement lent et régulier de l'eau, selon une provenance et une fréquence est à discuter.
- **Envisager une pulvérisation préalable d'argile, de carbonate de calcium ou de sable pour plaquer la matière organique au fond.**
- **Appliquer plus souvent 5 mg/L afin de ne pas nuire au phytoplancton ou au zooplancton eucaryotes et de tirer profit du phytoplancton eucaryote qui peut faire concurrence aux cyanobactéries**

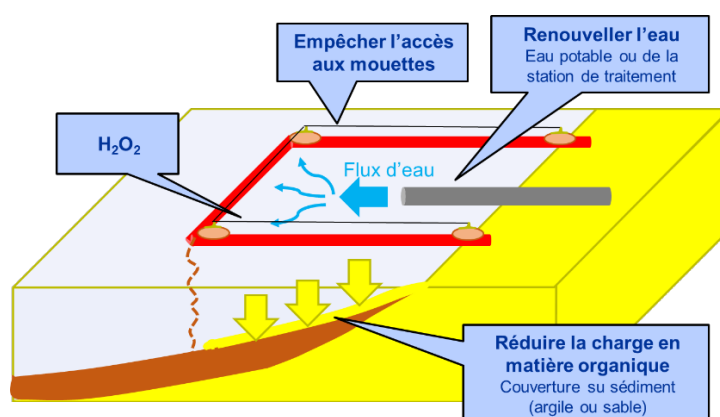


Figure 16. Proposition d'améliorations à apporter (présentation auprès de Ploërmel Communauté le 30 octobre 2018).



Autres études

Lors de l'été 2019, des expérimentations en laboratoire avec le peroxyde d'hydrogène ont été réalisées à partir d'eau prélevée dans d'autres lacs ou retenues de Bretagne. L'objectif était d'étudier l'efficacité du traitement H_2O_2 sur d'autres communautés de cyanobactéries et sur des eaux présentant des charges en matières organiques différentes. Une autre manière d'utiliser le peroxyde, en combinaison avec des granules de peroxyde de calcium, a également été testée. Les données sont en cours d'analyse. Un résultat préliminaire concerne l'application des granules, qui ne seront pas recommandée pour l'utilisation dans une zone de baignade. En parallèle, un stage de Master 2 ciblé sur l'étude de la consommation du H_2O_2 par la matière organique a débuté en 2020. Les expériences prévues ont cependant été suspendues du fait de la crise sanitaire liée au coronavirus.

Bibliographie

- Amoros, C. (1984). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises - 5. Crustacés Cladocères. In: Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, 53^e année, n°3, mars 1984. pp. 72-107
- 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. Rapport *Observatoire Départemental de l'Environnement du Morbihan*, 191 pages.
- Briand, J. F., Jacquet, S., Bernard, C., & Humbert, J. F. (2003). Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary research*, 34(4), 361-377.
- Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., Baudin, I., Legeas, M., Rouzic, B.L. & Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10, 248-255.
- Brient 2013. Gestion des cyanobactéries au Lac au Duc. 2013. Présentation Université de Rennes 1, Minyvel Environnement, Ocre. 11 diapositives.
- DGS/EA4/2014. Note d'information relative aux modalités de recensement, d'exercice du contrôle sanitaire et de classement de eaux de baignade pour chaque saison balnéaire à compter de l'année 2014.
- DGS/EA4/2015/181. Note d'information relative aux échéances de la saison balnéaire 2015, aux modalités de prévention et de gestion des risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries ou d'amibes et à l'information du public à proximité des sites de baignades
- Directive 2006/7/CE relative à la gestion des eaux de baignade
- Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Bretagne, 2015. *L'eau en Bretagne – Bilan annuel 2015*. 52 pages.
- Dittmann, E., Fewer, D. P., & Neilan, B. A. (2013). Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. *FEMS microbiology reviews*, 37(1), 23-43.
- Dupas, R., Minaudo, C., Gruau, G., Ruiz, L., & Gascuel-Odoux, C., 2018. Multidecadal Trajectory of Riverine Nitrogen and Phosphorus Dynamics in Rural Catchments. *Water Resources Research*, 54(8), 5327-5340.
- Gragnani, A., Scheffer, M., & Rinaldi, S. (1999). Top-down control of cyanobacteria: a theoretical analysis. *The American Naturalist*, 153(1), 59-72.
- Hart, R. C., & Harding, W. R. (2015). Impacts of fish on phosphorus budget dynamics of some SA reservoirs: evaluating prospects of 'bottom up' phosphorus reduction in eutrophic systems through fish removal (biomanipulation). *Water SA*, 41(4), 432-440.
- Houesnou Hounsino, M. (2019). Analyse coût-bénéfice de la réduction des flux de phosphore dans un bassin versant : Cas de l'Yvel-Hyvet et du Lac Au Duc. Rapport de stage de Master 2, 65 pages.
- Huisman, J., Codd, G. A., Paerl, H. W., Ibelings, B. W., Verspagen, J. M., & Visser, P. M. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471-483.
- Lammens, E.H.R.R. (2001). Consequences of biomanipulation for fish and fisheries. *FAO Fisheries Circular*. No. 952. Rome, FAO. 23p.
- Lang-Yona, N., Kunert, A. T., Vogel, L., Kampf, C. J., Bellinghausen, I., Saloga, J. & Pöschl, U. (2018). Fresh water, marine and terrestrial cyanobacteria display distinct allergen characteristics. *Science of the Total Environment*, 612, 767-774.
- Legeay, P-L., Gruau, F. Moatar (2015). Une analyse de la variabilité spatio-temporelle des flux et des sources du phosphore dans les cours d'eau Bretons. Rapport final d'étude. Agence de l'Eau Loire Bretagne, 104 p.
- Le Moal, M., A. Pannard, L. Brient, M. Chorin, E. Mineaud, B. Richard, C. Wiegand. Inter-annual variability of cyanobacterial bloom composition in a shallow temperate dam in France, in prep.
- Lüring, M., Waajen, G., & de Senerpont Domis, L. N. (2016). Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. *Aquatic Ecology*, 50(3), 499-519.
- Matthijs, H. C., Jančula, D., Visser, P. M., & Maršálek, B. (2016). Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation. *Aquatic Ecology*, 50(3), 443-460.
- Moss, B.; Stephen, D.; Alvarez, C.; Becares, E.; Bund, W.V.D.; Collings, S.E.; Donk, E.V.; Eyto, E.D.; Feldmann, T. et al., 2003. The determination of ecological status in shallow lakes — a tested system

(ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13 (6): 507-549.

- Nemery, J., 2018. Phosphore et eutrophisation. Encyclopédie de l'environnement, Université Grenoble Alpes, 7 pages.
- Nürnberg, G. K., & LaZerte, B. D. (2016). More than 20 years of estimated internal phosphorus loading in polymictic, eutrophic Lake Winnipeg, Manitoba. *Journal of Great Lakes Research*, 42(1), 18-27.
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Keskitalo, J., Horppila, J., Tallberg, P., ... & Sammalkorpi, I. (2006). Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland. *Hydrobiologia*, 553(1), 67-88.
- Oliveira, J. (2019). Sediment phosphorus release in a tropical shallow lake under the presence of oxygen. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 38 pages.
- Paerl, H. W., Gardner, W. S., Havens, K. E., Joyner, A. R., McCarthy, M. J., Newell, S. E., ... & Scott, J. T. (2016). Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54, 213-222.
- Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Etrillard, C., Moatar, F., Pannard, A. & Souchu, P. (2018). *L'eutrophisation : Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*. Editions Quae (France), 176 pages.
- Pourriot, R. & Francez, A.-J (1986). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises.- 8 : Rotifères. In: Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, 55^e année, n°5, mai 1986. pp. 148-176
- Reynolds, C. S. (2006). The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press.
- Søndergaard, M., Kristensen, P., & Jeppesen, E. (1992). Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia*, 228(1), 91-99.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Peder Jensen, J., & Lildal Amsinck, S. (2005). Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 616-629.
- Thiébaud, G. (2008). Phosphorus and aquatic plants. In *The Ecophysiology of Plant-Phosphorus Interactions* (pp. 31-49). Springer, Dordrecht.
- Wiegand, C., & Pflugmacher, S. (2005). Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *Toxicology and applied pharmacology*, 203(3), 201-218.
- Zamparas, M., & Zacharias, I. (2014). Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. *Science of the Total Environment*, 496, 551-562.