



HAL
open science

Les facteurs à l'origine des blooms de cyanobactéries dans l'étang de Léon

Yoann Meignant

► **To cite this version:**

Yoann Meignant. Les facteurs à l'origine des blooms de cyanobactéries dans l'étang de Léon. Sciences de l'environnement. 2023. hal-04511692

HAL Id: hal-04511692

<https://hal.inrae.fr/hal-04511692v1>

Submitted on 19 Mar 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université de Bordeaux
UF de Biologie

MASTER SCIENCES, TECHNOLOGIES, SANTÉ
Mention Biodiversité, Ecologie & Evolution
1ère année

Année Universitaire 2022/2023

RAPPORT DE STAGE

MEIGNANT Yoann

Les facteurs à l'origine des blooms de cyanobactéries dans l'étang de Léon

Stage effectué du 02/05 au 28/07/2023

Maîtres de stage : JAMONEAU Aurélien, BOUTRY Sébastien,
LAPLACE-TREYTURE Christophe

Laboratoire d'accueil : INRAE, 50 avenue de Verdun 33612 Cestas Cedex
Tel : +33 5 57 89 08 00

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon tuteur de stage Aurélien JAMONEAU, qui malgré un emploi du temps chargé fut présent quand il le fallait et m'a guidé tout le long de mon travail. Sa présence fut enrichissante et encourageante pour moi, que soit au bureau ou sur le terrain, et n'a fait que renforcer ma volonté de rester dans le monde de la recherche.

Je tiens bien évidemment à remercier Juliette TISON-ROSEBERY et Henrique CABRAL qui m'ont accueilli dans la structure pour mes 3 mois de stage et qui permettent toute cette organisation à l'INRAE.

Merci à Soizic MORIN qui m'a aussi permis de faire ce stage à l'INRAE. Elle a fait partie des personnes qui étaient disponibles pour m'aider, même si nos rencontres ne furent essentiellement qu'à l'occasion des réunions ECOVEA du vendredi qu'elle anime toujours aussi bien.

Merci à Lydia FIMBEAU d'avoir géré toute la partie administrative et avec qui ça a toujours été un plaisir d'échanger, elle a été une des premières personnes à m'accueillir.

Je remercie Sébastien BOUTRY qui a pris le temps de m'initier à la gestion de bases de données et de m'en apprendre autant sur « R ». Sans lui, je n'aurais pas accédé à la moitié de mes données. Après quelques mois je repars avec des bases solides qui m'aideront certainement à l'avenir. Merci d'autant dynamiser l'équipe, d'améliorer la cohésion et d'essayer d'améliorer le partage des connaissances comme avec le café-données.

Merci à Christophe LAPLACE-TREYTURE pour avoir aidé à m'en sortir dans mes données avec les codes taxons et qui m'a été de bon conseil sur des choix pas toujours évidents que j'ai été amené à faire.

Merci à Vincent BERTRIN qui a contribué à mon stage en me partageant l'accès à toutes les données météorologiques dont j'avais besoin, mais aussi pour son enjouement et son partage de connaissances sur le terrain, où nous nous sommes le plus souvent croisés.

Je remercie la Réserve Naturelle du Courant d'Huchet et plus particulièrement François FAURE qui a participé à la réalisation de mon travail avec le partage des mesures de niveau d'eau sur l'étang de Léon.

Je souhaite remercier Estelle-Marie BLANQUART, car ça a été un plaisir de l'accompagner sur les lacs aquitains. Malgré les quelques imprévus du terrain, elle a toujours su se débrouiller dans la bonne humeur et je suis sûr qu'elle en fera de même pour la suite de sa thèse.

Tout simplement merci à toute l'équipe ECOVEA d'avoir eu la gentillesse de m'intégrer dans une bonne ambiance. Il y a toujours quelqu'un de présent et à l'écoute pour aider l'autre.

Enfin merci à mes proches qui m'ont toujours soutenu depuis le début, merci à Ambre qui m'accompagne dans tous mes projets comme en témoigne sa participation à l'illustration de la couverture.

Sommaire

Sommaire	1
1. Introduction.....	2
2. Matériels et Méthodes.....	3
2.1. Site d'étude.....	3
2.2. Données environnementales.....	3
2.3. Analyses statistiques	5
3. Résultats	6
3.1. Relations entre les biovolumes et les conditions météorologiques.....	6
3.2. Analyse saisonnière de l'effet des conditions météorologiques	7
3.3. Régressions linéaires simples.....	8
3.4. Régressions linéaires multiples	9
4. Discussion	9
4.1. Décalage temporel avec la météorologie	9
4.2. Les dynamiques saisonnières	10
4.3. Interactions avec les autres embranchements phytoplanctoniques	11
4.4. Limites et perspectives	11
Bibliographie.....	12

1. Introduction

Les cyanobactéries sont un embranchement de micro-organismes photosynthétiques procaryotes dont le développement dépend particulièrement de la lumière, de la température et des nutriments sous forme dissoute comme les orthophosphates (**Carr & Whitton 1982**). L'augmentation de la récurrence des blooms de cyanobactéries pose des problématiques écologiques et sanitaires dans de nombreux systèmes aquatiques continentaux. Leurs efflorescences se traduisent par une augmentation rapide des biovolumes d'un ou plusieurs taxons, susceptibles de provoquer des modifications des conditions physico-chimiques du milieu, tel qu'une baisse de la concentration en oxygène et une augmentation de la turbidité. En plus de la dégradation du milieu, des genres tels que *Aphanizomenon*, *Mycrocystis* ou *Oscillatoriales* peuvent libérer des toxines impactant directement la biodiversité et les activités anthropiques (**Anses 2020**).

L'apparition de ces blooms est liée aux facteurs contrôlant le développement des taxons, en particulier les concentrations trop élevées en nutriments, principalement l'azote et le phosphore, ou encore des températures de l'eau relativement élevées, autour des 21 degrés Celsius (**McQueen & Lean 1987**). Le rapport azote/phosphore pourrait aussi avoir un effet sur les concentrations en cyanobactéries, car lorsque celui-ci serait en dessous d'un certain seuil, l'azote est limitant et cela offrirait un avantage compétitif aux cyanobactéries capables de fixer l'azote atmosphérique, contrairement à d'autres organismes photosynthétiques (**Agawin et al. 2007**). Le seuil en question semble varier selon les masses d'eaux étudiées, au moins entre 5 et 40 (**Hendzel et al. 1994**) (**McQueen & Lean 1987**).

Ces variables physico-chimiques susceptibles d'influencer les biovolumes seraient en partie dépendantes des fluctuations des niveaux d'eau, et notamment la disponibilité en nutriments qui augmente lorsque le niveau diminue (azote, phosphore) (**Fadel et al. 2017**) (**Solis et al. 2016**).

L'influence de la météorologie sur les biovolumes a aussi été mise en évidence avec des effets de la température de l'air qui favoriserait les blooms lorsqu'elle augmente, ou encore les précipitations ou la vitesse du vent qui auront tendance à diminuer les biovolumes. Chacun de ces paramètres auraient des effets à retardement plus ou moins longs sur les biovolumes de cyanobactéries (**Wang et al. 2023a**).

Enfin malgré des densités en phytoplancton généralement plus faible en hiver, des corrélations existeraient entre les densités hivernales et estivales, dévoilant une possible interdépendance entre les saisons (**Hampton et al. 2017**). Une saisonnalité des variables environnementales a aussi été mise en évidence avec une augmentation des nutriments à la fin de l'hiver, qui, alliée à l'augmentation de la lumière, provoquerait une efflorescence printanière initiale de petites algues qui précèderaient d'autres espèces telles que les cyanobactéries en un système de successions (**De Senerpont Domis et al. 2013**).

Les biovolumes de cyanobactéries dans un milieu dépendent donc d'une interaction entre plusieurs facteurs et de leur temporalité, capables de provoquer des blooms dans certaines conditions encore

aujourd'hui mal comprises. Toutefois, il n'y a pas encore de consensus sur toutes les causes probables des efflorescences de cyanobactéries même si la concentration en phosphore semble jouer un rôle prépondérant (**Wang et al. 2023b**).

Depuis 2020, des blooms de cyanobactéries apparaissent dans l'étang de Léon (Landes), dégradant directement la qualité de l'eau et altérant par conséquent les usages du plan d'eau. La prolifération des cyanobactéries représente donc un enjeu sociétal et économique pour les communes bordant l'étang surtout en raison de l'importance du tourisme saisonnier. L'étang étant aussi partiellement couvert par la réserve naturelle du courant d'Huchet, la qualité des eaux est un enjeu fort pour la biodiversité.

L'objectif de l'étude sera donc de comprendre quelles sont les variables susceptibles d'influencer les biovolumes de cyanobactéries dans l'étang de Léon. Le rôle de la physico-chimie, de la météorologie et des niveaux d'eau seront étudiés de manière globale et en fonction des saisons. Le décalage temporel entre les conditions météorologiques et les biovolumes fera aussi l'objet d'une attention particulière.

2. Matériels et Méthodes

2.1. Site d'étude

L'étude se porte sur l'étang de Léon, situé dans les Landes au nord de l'étang de Soustons et à environ 4km de l'Océan Atlantique. Ses principaux tributaires sont le ruisseau de la Palue (70% du volume entrant des eaux de surface), le ruisseau de Benaut (13%), et le ruisseau de Loupsal (11%) (**Jamoneau et al. 2022**). Les eaux de l'étang s'écoulent vers l'Océan par le courant d'Huchet dont le cours et environ le tiers du plan d'eau sont classés en réserve naturelle nationale. Au niveau de la physico-chimie, il est qualifié d'eutrophe voire hypereutrophe selon les critères OCDE¹ et la température de l'eau augmente en moyenne de 0,2 °C/an depuis 1959. Depuis les premiers relevés de 2005 le niveau d'eau diminue d'environ 9mm par an, et depuis 2010 la côte alerte sécheresse a été dépassée quasiment tous les ans .

2.2. Données environnementales

Les données environnementales et phytoplanctoniques de l'étang de Léon sont regroupées dans une base de données « DYLAQ »², en format postgresQL, organisée en schémas selon le contexte de l'échantillonnage. Les données sur l'étang de Léon y ont donc été extraites à partir de scripts depuis R.

¹ De manière générale, les critères OCDE guident l'évaluation de projets, interventions ou autres activités en jouant un rôle normatif selon les contextes. Il s'agit en l'occurrence de l'évaluation du niveau trophique de l'étang selon des seuils de concentrations en nutriments (type azote ou phosphore)

² Base de données regroupant l'ensemble des données écologiques sur les lacs et étangs du littoral Aquitain

Les données physico-chimiques et phytoplanctoniques utilisées dans le cadre de cette étude ont été acquises dans le cadre du protocole DCE mis en place pour le suivi de la qualité des plans d'eau d'une surface supérieur à 50ha (**Laplace-Treytore et al. 2009**). Ces données sont prélevées lors de 4 campagnes d'échantillonnage par an, dont 3 effectuées durant la période « estivale », soit entre mai et octobre. Les campagnes sont ainsi positionnées entre mi-février et fin-mars, mi-mai et fin-juin, juillet ou août, septembre et mi-octobre. Un intervalle minimum de 3 semaines sépare chaque campagne. Les prélèvements sont effectués sur une seule station, à la verticale du point de plus grande profondeur.

Sur la station diverses mesures physico-chimiques sont réalisées *in situ* avec la transparence de l'eau, évaluée au moyen du disque de Secchi (EN ISO 7027, 2000), ainsi que des profils verticaux de la température (T_{eau}) mesurés tous les 50 cm depuis la surface jusqu'à un mètre au-dessus du fond. Pour quantifier les matières en suspension (M.E.S), l'échantillon est filtré 10 min sur le terrain ou le soir même au laboratoire après homogénéisation à partir d'un volume de 1000 ml. Comme il est préconisé dans la circulaire « surveillance » DCE 2006/16 de juillet 2006, un échantillon d'eau issu d'un prélèvement intégré est prélevé pour les analyses chimiques en laboratoire. Ce prélèvement intégré est échantillonné dans la zone euphotique, définie en fonction de la turbidité ($2,5 \times$ profondeur de Secchi). Ces analyses comportent les formes de l'azote (azote total - NT, nitrate - NO_3^- , nitrite - NO_2^- , azote Kjeldahl - N.K et ammonium - NH_4^+), les formes du phosphore (phosphore total – PT et orthophosphates – PO_4). Le rapport azote total/phosphore total (N/P) a ensuite été calculé pour être ajouté aux variables. Pour les mesures effectuées à différentes profondeurs, seule la profondeur la plus faible a été retenue pour les analyses si et seulement si, celle-ci était inférieure à la médiane de la zone euphotique sur la période étudiée (2m).

Un prélèvement d'eau est effectué pour l'analyse de la communauté phytoplanctonique dans la zone euphotique, conformément aux recommandations de la norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (NF EN 15204, 2006). La zone euphotique étant supérieure à la profondeur maximale de l'étang, le prélèvement intégré est réalisé de la surface à 1m au-dessus du fond. Les résultats sont donnés en abondance exprimée en nombres de cellules par millilitre d'échantillon et en biovolume exprimé en millimètre cube par litre correspondant (**Laplace-Treytore et al. 2009**).

Les données météorologiques quotidiennes (Météo France) ont également été compilées. Celles-ci correspondent aux mesures effectuées à Dax, l'antenne la plus proche de la zone d'étude. Les variables extraites sont la température moyenne (T), les précipitations (P), la durée d'insolation (I), la vitesse moyenne du vent à 10m au-dessus du sol (V) ainsi que la direction du vent (D). En plus de ces variables journalières, la température moyenne (TM) des températures moyennes quotidiennes (T) entre la campagne précédente et la campagne du relevé a été calculée pour chaque campagne.

Les données de niveau d'eau (WL) de l'étang ont été fournies par la réserve naturelle du courant d'Huchet qui réalise des mesures quasi-quotidiennes.

L'ensemble de ces données environnementales et phytoplanctoniques ont été extraites de 2008 à 2021.

2.3. Analyses statistiques

Certaines variables ont été transformées pour satisfaire les conditions préalables des régressions en termes de normalité. Le biovolume, l'azote total, les matières en suspension, le nitrate, le rapport N/P, l'orthophosphate, le phosphore total, la température de l'eau et la vitesse du vent ont été transformés en logarithme, l'ammonium et le nitrite en racine carré. Les autres variables n'ont pas été transformées : azote Kjeldahl, direction du vent, insolation, précipitations, température moyenne quotidienne et de campagne (air). De plus, pour les dates où aucun biovolume de cyanobactérie n'a été relevé, la valeur de 10^{-5} a été ajoutée à l'ensemble des biovolumes afin de pouvoir transformer les 0 en logarithme, ce qui correspond à l'ordre de grandeur du biovolume le plus faible des données réduit d'un facteur 10.

Afin de tester l'hypothèse d'un délai de réponse des cyanobactéries en fonction des conditions météorologiques, des régressions linéaires entre les biovolumes et les paramètres météorologiques de 0 à 30 jours avant les relevés phytoplanctoniques ont été testées (abrégé par le suffixe « -nombre de jours », ex : température 10 jours avant = T-10). Pour chaque paramètre, les délais de réponses présentant les meilleures relations avec les biovolumes cyanobactériens seront utilisés dans les modèles statistiques ultérieures. Ceux-ci correspondront à T-0 ; T-2 ; T-8 ; V-0 ; V-19 ; P-13.

Pour mettre en évidence un potentiel effet lié aux densités de cyanobactéries des saisons précédentes, les régressions entre les biovolumes de cyanobactéries avec les biovolumes des 1 à 3 saisons précédentes (B_{t-1} , B_{t-2} , B_{t-3}) sont testées.

Les biovolumes de cyanobactéries, absolus et relatifs, sont testés en régressions simples et multiples avec toutes les variables énoncées précédemment toute saison confondue puis pour chaque saison. Parmi toutes les variables disponibles, la méthode de sélection pas à pas (ou stepwise) a été employée dans l'objectif de déterminer les modèles les plus explicatifs. Afin d'éviter une interprétation erronée des régression multiples, les paramètres retenus à l'issue de la sélection ont été supprimés s'ils avaient un facteur d'inflation de la variance (VIF) supérieur à 10. En effet si le VIF est supérieur à 10, les coefficients des régressions sont mal estimés en raison d'une multicollinéarité trop importante entre les variables explicatives (**Belsley 1991**; cité dans **Shrestha 2020**). Pour les modèles multiples en fonction des saisons, le nombre de variables testées a été réduit au minimum en raison du faible nombre

d'observations. Ainsi, seuls l'azote et le phosphore total ont été conservés comme variables chimiques. La mesure de l'azote Kejdhal était manquante au printemps 2010, celui-ci a donc été éliminé plutôt que de réduire le nombre d'observations déjà faible par rapport au nombre de variables testées.

3. Résultats

3.1. Relations entre les biovolumes et les conditions météorologiques

Le biovolume (absolu et relatif) est significativement corrélé à la température chaque jour précédent le relevé (de 0 à 30), mais les pentes et les R^2_{aj} des régressions sont plus élevées entre 8 et 12 jours avant le prélèvement, avec un pic situé à 10 jours (Fig. 1). Pour les précipitations, une relation significative est observée entre 11 et 20 jours avant le prélèvement avec le biovolume en valeur absolue, alors que la relation significative la plus forte est observée entre 0 et 3 jours avec le biovolume en valeur relative (mais dans ce cas les R^2_{aj} ne sont jamais supérieurs à 0,1). La relation avec l'insolation est significative pour la majorité des jours, mais les pentes sont très faibles et les R^2_{aj} ne sont jamais supérieurs à 0,20, excepté 20 jours avant la date de prélèvement où le R^2_{aj} maximal est observé (R^2_{aj} (absolu) = 0,26 ; R^2_{aj} (relatif) = 0,21). La vitesse du vent n'est significativement corrélée qu'avec les biovolumes absolus des 22 et 23 jours avant les relevés mais les R^2_{aj} sont toujours inférieurs à 0,1. La direction du vent est significativement corrélée aux biovolumes absolus et relatifs 15 jours avant la date du prélèvement (à 27 jours aussi pour le biovolume absolu) mais avec des R^2_{aj} toujours inférieurs à 0,1.

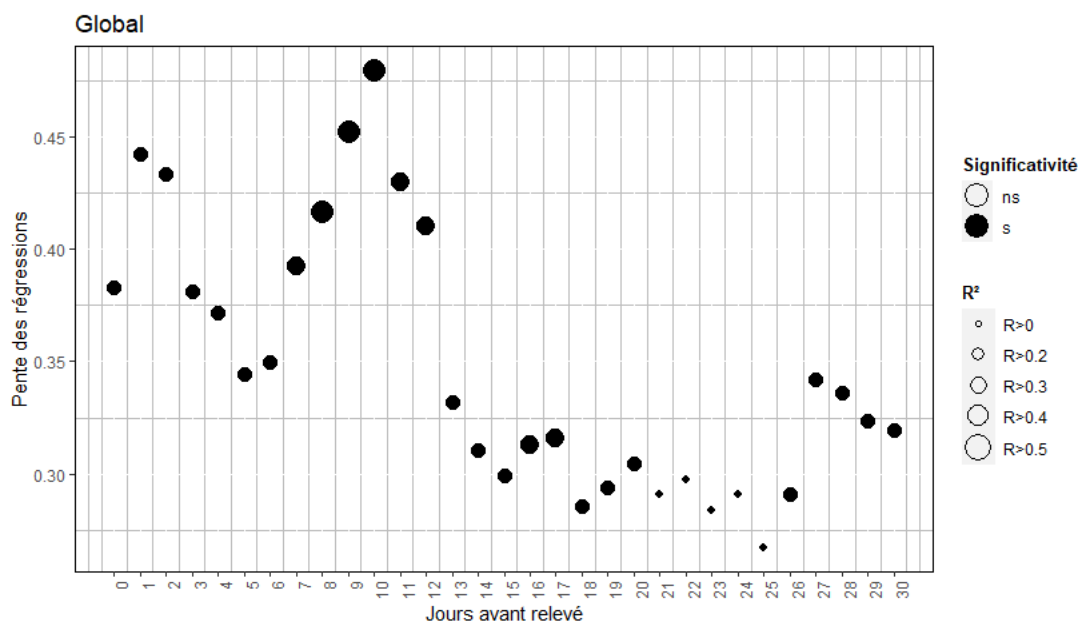


Figure 1 : Pente des régressions linéaires simples entre le biovolume absolu de cyanobactéries et la température moyenne de j-0 à j-30 avant la date du relevé. Les cercles pleins correspondent aux relations significatives, et leur taille est proportionnelle au R^2_{aj} des régressions

3.2. Analyse saisonnière de l'effet des conditions météorologiques

L'effet temporel des conditions météorologiques sur la concentration en cyanobactéries dépend des saisons. Pour la température, des relations positives significatives entre le biovolume de cyanobactéries et la température sont observées entre les jours 8 et 11 au printemps, et entre les jours 2 et 3 en été (Fig. 2). En automne la régression est plus forte 2 jours précédant le relevé pour le biovolume absolu, tandis qu'en relatif c'est le jour 0. Il n'existe aucune relation significative entre les biovolumes et la température en hiver. Les corrélations entre les biovolumes et les précipitations sont significatives 13 jours précédant les relevés au printemps alors que peu de relations significatives sont observées pour les autres saisons. La vitesse du vent est significativement corrélée au biovolume uniquement le jour du prélèvement (0 jour) au printemps et 19 jours avant le prélèvement en hiver. Aucune relation significative avec le vent n'est observée pour les autres saisons. L'insolation et la direction du vent ne sont que très peu corrélées avec le biovolume de cyanobactéries quelle que soit la saison.

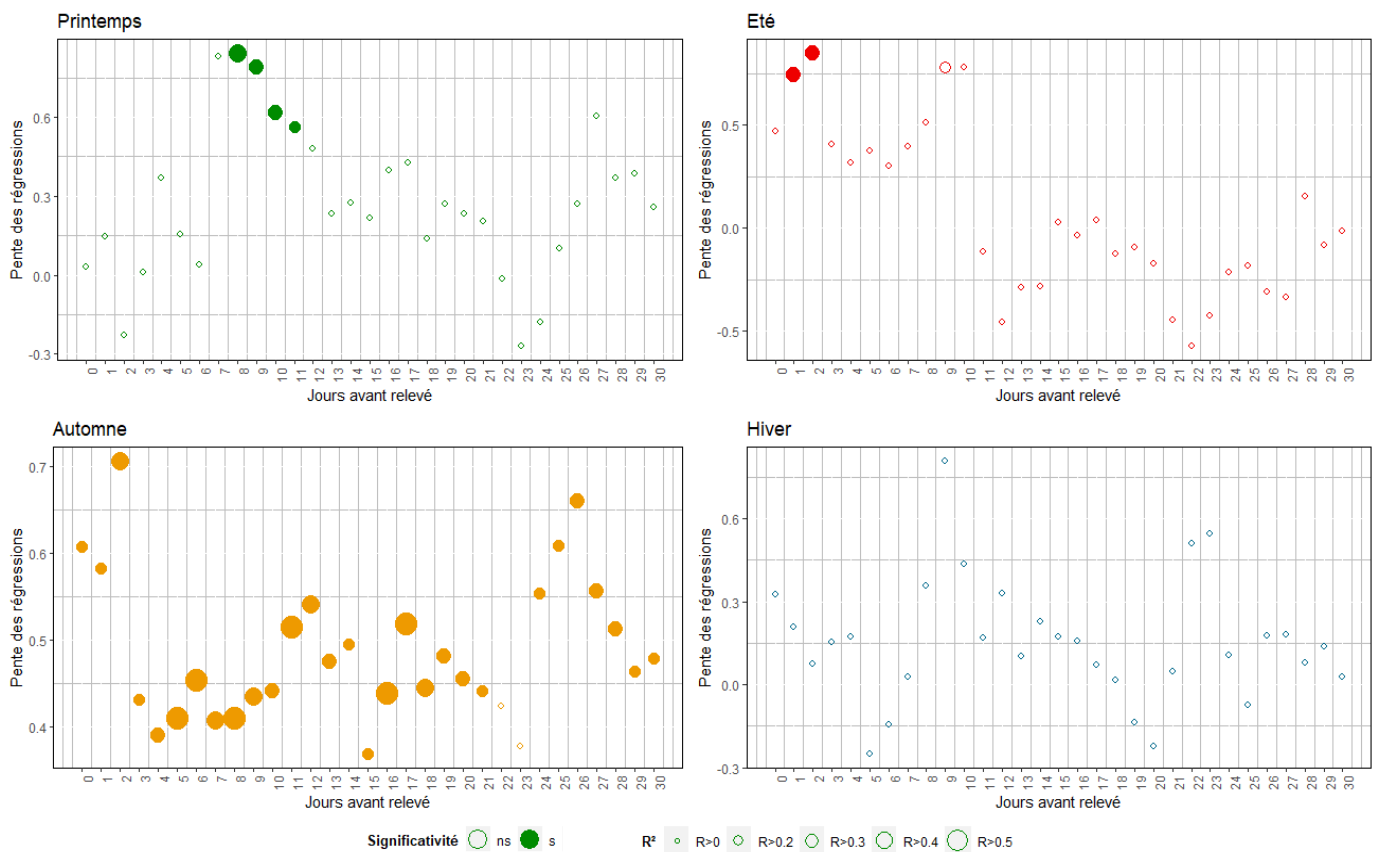


Figure 2 : Pente des régressions linéaires entre le biovolume absolu de cyanobactéries et la température moyenne de j-0 à j-30 avant le relevé pour chaque saison. Les cercles pleins correspondent aux relations significatives, et leur taille est proportionnelle aux R^2_{aj} des régressions

3.3. Régressions linéaires simples

Tableau I : Synthèse des régressions linéaires simples testées entre les biovolumes de cyanobactéries en valeur absolue et relative et les différentes variables environnementales. Les valeurs indiquées sont les pentes des régressions, la significativité (‘ p-value < 0.1, * p-value < 0.05, ** p-value < 0.01, *** p-value < 0.001) et, entre les parenthèses, le coefficient de détermination ajusté (R^2_{aj}). Pour les abréviations des variables, voir les méthodes. N et N-Bt correspondent au nombre d’observations de chaque modèle (N-Bt uniquement pour les modèles avec les biovolumes aux saisons précédentes).

Variables	Biovolume absolu					Biovolume relatif				
	Global	Printemps	Eté	Automne	Hiver	Global	Printemps	Eté	Automne	Hiver
Hydrologie										
WL	-18.08 *** (0.39)	-22.408 * (0.25)	-20.11 * (0.24)	-21.69 * (0.33)	-9.75 (0.06)	-15.39 *** (0.36)	-23.47 * (0.34)	-18.66 * (0.30)	-17.75 * (0.28)	-8.49 (0.04)
Physico-chimie										
NH₄⁺	-24.84 *** (0.22)	-30.16 (0.093)	-14.68 (-0.03)	-24.63 * (0.34)	-22.01 (0.15)	-20.56 *** (0.19)	-29.96 (0.11)	-17.52 (0.03)	-18.25 * (0.22)	-19.10 (0.12)
N.K	5.82 * (0.09)	-0.74 (-0.09)	9.00 * (0.23)	6.60 (0.03)	-13.52 ‘ (0.21)	3.77 ‘ (0.04)	-2.39 (-0.07)	9.02 * (0.35)	4.29 (-0.02)	-13.71 * (0.26)
NT	-3.95 ** (0.24)	-0.52 (-0.08)	6.10 (0.10)	-6.89 *** (0.65)	-1.43 (-0.07)	-3.06 *** (0.18)	-1.60 (-0.06)	6.02 ‘ (0.16)	-5.57 *** (0.55)	-0.77 (-0.08)
M.E.S	2.85 ** (-0.01)	0.36 (-0.08)	0.10 (-0.08)	1.51 (-0.02)	3.22 (0.09)	1.84 ‘ (0.05)	-0.29 (-0.08)	0.40 (-0.08)	0.68 (-0.06)	2.25 (0.01)
NO₃⁻	-0.19 (-0.00)	0.75 * (0.25)	-0.46 (-0.06)	-3.33 *** (0.78)	-0.47 (-0.09)	-0.05 (-0.02)	0.71 * (0.26)	-0.47 (-0.04)	-2.60 *** (0.61)	-0.07 (-0.09)
NO₂⁻	-37.69 * (0.07)	22.74 (-0.06)	-21.39 (0.03)	-100.98 * (0.28)	22.17 (-0.07)	-34.34 * (0.08)	18.21 (-0.06)	-23.58 (0.10)	-98.94 ** (0.38)	19.63 (-0.07)
N/P	-1.88 ** (0.14)	2.48 (0.08)	-5.15 (0.13)	-3.72 *** (0.66)	1.04 (-0.05)	-1.25 * (0.07)	2.12 (0.06)	-2.37 (-0.02)	-3.02 *** (0.56)	1.60 (0.01)
PO₄	-1.57 * (0.05)	-1.17 (-0.04)	-0.65 (-0.05)	-0.07 (-0.08)	-3.8 ** (0.42)	-1.52 * (0.07)	-1.09 (-0.04)	-0.67 (-0.03)	-0.34 (-0.07)	-3.65 ** (0.43)
PT	1.17 (0.02)	-5.33 * (0.29)	7.37 ** (0.44)	4.09 * (0.30)	-2.74 (0.05)	0.28 (-0.02)	-5.16 * (0.32)	5.02 * (0.26)	3.34 * (0.25)	-3.41 (0.15)
T_{eau}	6.40 *** (0.31)	7.00 (-0.03)	20.66 * (0.37)	9.57 ** (0.53)	3.22 (-0.06)	4.96 *** (0.23)	9.50 (0.03)	15.68 * (0.28)	7.68 ** (0.43)	2.91 (-0.06)
Météorologie										
V-0	-0.35 (-0.02)	8.84 * (0.36)	4.95 (0.13)	-2.44 (0.05)	0.60 (-0.08)	-0.84 (-0.01)	6.94 * (0.23)	3.6 (0.08)	-3.07 ‘ (0.18)	0.33 (-0.09)
V-19	-2.83 ‘ (0.05)	2.07 (-0.08)	0.88 (-0.07)	-0.93 (-0.07)	-4.86 ** (0.45)	-1.74 (0.01)	2.79 (-0.07)	2.01 (0.00)	1.02 (-0.07)	-4.13* (0.35)
P-13	-0.16 ‘ (0.03)	-1.47 *** (0.77)	0.87 (0.03)	-0.06 (-0.05)	-0.04 (-0.09)	-0.12 (0.02)	-1.42 *** (0.84)	0.60 (-0.01)	-0.02 (-0.07)	-0.05 (-0.08)
T-0	0.38 *** (0.23)	0.03 (-0.08)	0.47 (0.05)	0.61 * (0.27)	0.33 (-0.02)	0.33 *** (0.22)	0.12 (-0.07)	0.45 (0.08)	0.62 ** (0.41)	0.29 (-0.03)
T-2	0.43 *** (0.24)	-0.23 (-0.06)	0.85 * (0.36)	0.71 ** (0.41)	0.08 (-0.09)	0.33 *** (0.18)	-0.09 (-0.08)	0.61 * (0.23)	0.54 *(0.30)	0.04 (-0.09)
T-8	0.42 *** (0.42)	0.84 ** (0.42)	0.51 (0.07)	0.41 ** (0.52)	0.36 (-0.03)	0.33 *** (0.34)	0.77 ** (0.39)	-0.10 (-0.07)	0.33 ** (0.42)	0.40 (-0.01)
TM	0.47 *** (0.36)	1.19 * (0.33)	0.48 (0.06)	0.87 *** (0.72)	0.57 (-0.00)	0.38 *** (0.29)	1.13 * (0.36)	0.16 (-0.07)	0.72 *** (0.64)	0.64 (0.05)
Biovolume (Bt)										
B_{t-1}	0.34 ** (0.12)	0.43 (0.10)	0.31 (0.07)	0.83 * (0.32)	0.14 (-0.05)	0.41 *** (0.18)	0.49 ‘ (0.18)	0.13 (-0.05)	0.98 ** (0.46)	0.32 (0.13)
B_{t-2}	0.16 (0.01)	0.52 * (0.40)	0.17 (-0.01)	0.20 (-0.05)	0.86 ** (0.53)	0.21 ‘ (0.04)	0.65 ** (0.56)	0.15 (-0.00)	-0.03 (-0.08)	0.88 ** (0.64)
B_{t-3}	0.24 ‘ (0.05)	0.30 (0.12)	0.44 ‘ (0.22)	0.08 (-0.07)	1.05 * (0.39)	0.19 (0.03)	0.24 (0.04)	0.37 (0.09)	0.02 (-0.08)	1.26 * (0.36)
N (N-Bt)	56 (53)	14 (13)	14 (13)	15 (15)	13 (12)	56 (53)	14 (13)	14 (13)	15 (15)	13 (12)

3.4. Régressions linéaires multiples

Tableau II : Synthèse des régressions linéaires multiples testées entre les biovolumes de cyanobactéries en valeur absolue et relative et les variables environnementales conservées à l'issue de la méthode pas à pas. Les valeurs indiquées sont les pentes des régressions, la significativité (‘ p-value < 0.1, * p-value < 0.05, ** p-value < 0.01, *** p-value < 0.001). Pour les abréviations des variables, voir les méthodes. R^2_{aj} correspond au coefficient de détermination ajusté de chaque modèle multiple. N correspond au nombre d'observations de chaque modèle.

Variables	Biovolume absolu					Biovolume relatif				
	Global	Printemps	Eté	Automne	Hiver	Global	Printemps	Eté	Automne	Hiver
Intercept	3.33	-40.17	74.04	-124.81	-12.73	33.32	-2.00	149.00**	20.48	-11.84 ‘
Hydrologie										
WL		5.11	-11.40 ***	18.76 ‘		-4.58		-23.92 **		
Physico-chimie										
NT		7.03 **		-9.70 **			2.75		-5.00 ‘	
PO ₄	-0.59									
PT	3.68 ***	2.78	1.06	2.46 *	-3.37	1.94 *	2.40 ‘	1.85	2.81 *	-2,99
T _{eau}								5.72	-11.01 *	
Météorologie										
V-0		1.66								
V-19					-3.51 *					-3.00 *
P-13		-2.18 **					-1.65 **			
T-0	-0.06								0.44 *	
T-2	-0.11		0.53 ***					0.32 ‘		
T-8	0.23 *	0.55 **				0.18*	0.32 *			
TM	0.22 *								0.48	
Biovolume										
B _{t-1}			0.90 ***		-0.40 ‘		-0.31 ‘	0.61 ‘		-0.35 ‘
B _{t-2}	0.28 **		0.07 *		0.59 ‘	0.34 ***	0.23	0.11		0.91 **
B _{t-3}	0.21 *	-0.32 *		0.22	0.47		-0.17	-0.50 *		
R²_{AJ}	0.64	0.93	0.99	0.80	0.81	0.53	0.95	0.92	0.79	0.83
N	53	13	13	15	12	53	13	13	15	12

Dans les modèles linéaires multiples (Table II) toute saison confondue, des relations significatives positives entre les biovolumes de cyanobactéries et TM, PT, ainsi que B_{t-2} sont observées. Dans les modèles saisonniers, les mêmes variables significatives ressortent, ainsi que des conditions météorologiques antérieures à la date du prélèvement, la date étant dépendante des saisons. WL est significatif uniquement dans les deux modèles estivaux.

4. Discussion

4.1. Décalage temporel avec la météorologie

Les résultats sur les délais de réponse aux paramètres météorologiques suggèrent premièrement que le biovolume absolu de cyanobactéries dépend de la température de l'air dans les quelques jours précédant l'observation, avec un délai variable en fonction des saisons (Fig. 2). Ce délai est plus court en été - automne (2 jours) qu'au printemps (8 jours). L'activité métabolique et le taux de reproduction plus importants avec des températures plus élevées (été - automne) pourraient expliquer cette réponse plus rapide (Bing *et al.* 2020). Les cyanobactéries sont en effet dépendantes de la chaleur et répondent plus

rapidement aux variations des températures plus élevées, sachant qu'il pourrait même exister un effet seuil autour de 21°C défini comme étant un facteur à l'origine des blooms (**McQueen & Lean 1987**). Le modèle global (Fig. 1) retranscrit les observations effectuées au cours des différentes saisons, avec des corrélations maximales observées entre le biovolume et T-2, T-3 ainsi que de T-8 à T-12 (températures). Les précipitations et la vitesse du vent présentent des relations négatives significatives avec le biovolume au printemps (P-13) et en hiver (V-19) (Fig. 2). Ces facteurs limiteraient l'augmentation des biovolumes et apparition des blooms en causant des turbulences à la surface de l'eau (**Huang et al. 2021**). L'apport d'un volume d'eau (précipitations) serait aussi susceptible d'augmenter le niveau d'eau qui influencerait les variables physico-chimiques par des effets de dilution (**Shinohara et al. 2008**).

4.2. Les dynamiques saisonnières

Les modèles testés révèlent que les variables permettant d'expliquer les biovolumes de cyanobactéries dépendent des saisons en suivant une succession écologique, liée principalement à la température et aux nutriments (Table II). Au printemps, les nutriments (NT), la température et les précipitations sont les principales variables expliquant la concentration en cyanobactéries. Des fortes températures et des concentrations importantes en azote permettent le développement des cyanobactéries constituant la base de la communauté estivale (le biovolume absolu estival étant dépendant du biovolume printanier dans le modèle multiple). En plus de cette dépendance au biovolume de la saison précédente, le développement des cyanobactéries estival est uniquement lié aux conditions météorologiques (en particulier la température qui favorise les efflorescences) et au niveau d'eau. En effet, dans le modèle multiple, aucune variable physico-chimique n'est significative en été (mais relation significative avec PT dans les modèles univariés (Table I). Un effet dilution pourrait expliquer la relation négative entre le biovolume de cyanobactéries et le niveau d'eau, les cyanobactéries étant davantage concentrées avec de faible niveau d'eau (**Li et al. 2018**), accentuant le risque sanitaire à cette saison (**Anses 2020**). A noter qu'aucune corrélation significative entre le niveau d'eau et les concentrations en nutriments, ou la température n'est observée en été, soulignant l'effet direct de ce facteur sur les biovolumes de cyanobactéries.

En automne, l'influence de la météorologie semble être beaucoup plus faible (aucune relation significative avec le biovolume absolu dans le modèle multiple) et le biovolume davantage associé à la concentration en nutriments. En particulier, PT est fortement et positivement corrélé au biovolume en accord avec la littérature (**Millie et al. 2009**) (**Paerl & Tucker 1995**). La relation avec NT est quant à elle négative, reflétant vraisemblablement l'utilisation de l'azote par les cyanobactéries au cours des précédentes saisons (**Peng et al. 2017**). En hiver, il y a peu de relations entre les variables environnementales et les biovolumes (uniquement le vent dans les modèles multiples) probablement à cause au ralentissement du métabolisme avec des températures plus faibles, inhibant la réponse des cyanobactéries aux variations des paramètres

environnementaux entre les années. La concentration hivernale semblant essentiellement dépendre du biovolume des saisons précédentes.

4.3. Interactions avec les autres embranchements phytoplanctoniques

Les relations entre le biovolume relatif et les variables environnementales diffèrent légèrement par rapport aux relations entre le biovolume absolu et ces mêmes variables environnementales. Ces différences permettent de mieux comprendre comment les cyanobactéries sont influencées à l'échelle de la communauté phytoplanctonique. Dans le modèle multiple global (Table II), le biovolume relatif est corrélé à T-8 alors que le biovolume absolu est corrélé à TM en plus de T-8. Ce résultat suggère une absence de l'influence de la tendance des mois précédents sur le développement des cyanobactéries relativement aux autres embranchements de phytoplancton. Or elles conserveraient un temps de réponse rapide (8 jours) vis à vis des autres embranchements, suggérant une meilleure compétitivité en cas de plus fortes chaleurs, en accord avec les résultats de **Jöhnk *et al.* 2008** et **Butterwick *et al.* 2005**. Cette réponse à la température par rapport aux autres embranchements phytoplanctoniques est d'autant plus forte à l'automne où une relation significative avec la température le jour du prélèvement (T-0) est positivement et significativement corrélée au biovolume relatif (pas de relation significative avec le biovolume absolu).

4.4. Limites et perspectives

La corrélation entre les différentes variables rend plus difficile l'identification de celles à l'origine des blooms, surtout si certaines ont des effets indirects. L'acquisition de données sur une période plus longue permettrait la mise en place de modèles plus complexes permettant de déconvoluer ces différents effets directs et indirects. En effet, bien qu'au niveau global il y a toujours entre 53 et 56 observations, pour les saisons il y a seulement entre 12 et 15 observations. Ce faible nombre de données expose à un risque de sur-saturation des modèles (cf. R^2_{aj} élevés dans les modèles saisonniers) et à un manque de fiabilité des résultats. Dans les modèles univariés le peu d'observations augmentent aussi le risque d'obtenir des relations significatives aberrantes. Par exemple, les précipitations et la vitesse du vent ont la plupart du temps des relations ne dépendant que d'une ou deux valeurs extrêmes. Ainsi, la multiplication des modèles linéaires accentue le risque d'erreur sur ces modèles.

La date des prélèvements (liée au protocole DCE) pourrait aussi impacter les résultats lors de l'analyse par saison. En particulier, les prélèvements de l'automne ont été effectués entre le 22 septembre et le 17 décembre, période très large durant laquelle les nutriments et la température peuvent avoir des variations très importantes. Identifier une période temporelle plus restreinte sur cette saison permettrait peut-être d'avoir des comparaisons plus fiables. Un travail complémentaire pourrait être de recentrer l'étude sur une saison estivale et hivernale, permettant d'avoir des résultats complémentaires plus synthétiques et plus robustes (plus grand nombre de données), davantage adapté aux questions des gestionnaires.

Bibliographie

- Agawin, N.S.R., Rabouille, S., Veldhuis, M.J.W., Servatius, L., Hol, S., van Overzee, H.M.J., *et al.* (2007). Competition and facilitation between unicellular nitrogen-fixing cyanobacteria and non—nitrogen-fixing phytoplankton species. *Limnol. Oceanogr.*, 52, 2233–2248.
- Anses 2020. Actualisation de l'évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, les eaux de loisirs et les eaux destinées aux activités de pêche professionnelle et de loisir. Rapport d'expertise collective.
- Bing, Z., Xiaoli, C., Sen, W. & Xinxin, Y. (2020). Analysis of the Causes of Cyanobacteria Bloom: A Review. *J. Resour. Ecol.*, 11, 405–413.
- Butterwick, C., Heaney, S.I. & Talling, J.F. (2005). Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshw. Biol.*, 50, 291–300.
- Carr, N.G. & Whitton, B.A. (1982). *The Biology of Cyanobacteria*. University of California Press.
- De Senerpont Domis, L.N., Elser, J.J., Gsell, A.S., Huszar, V.L.M., Ibelings, B.W., Jeppesen, E., *et al.* (2013). Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. *Freshw. Biol.*, 58, 463–482.
- Fadel, A., Lemaire, B.J., Vinçon-Leite, B., Atoui, A., Slim, K. & Tassin, B. (2017). On the successful use of a simplified model to simulate the succession of toxic cyanobacteria in a hypereutrophic reservoir with a highly fluctuating water level. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 24, 20934–20948.
- Hampton, S.E., Galloway, A.W.E., Powers, S.M., Ozersky, T., Woo, K.H., Batt, R.D., *et al.* (2017). Ecology under lake ice. *Ecol. Lett.*, 20, 98–111.
- Hendzel, L.L., Hecky, R.E. & Findlay, D.L. (1994). Recent Changes of N₂-Fixation in Lake 227 in Response to Reduction of the N:P Loading Ratio. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 2247–2253.
- Huang, J., Xu, Q., Wang, X., Ji, H., Quigley, E.J., Sharbatmaleki, M., *et al.* (2021). Effects of hydrological and climatic variables on cyanobacterial blooms in four large shallow lakes fed by the Yangtze River. *Environ. Sci. Ecotechnology*, 5, 100069.
- Jamoneau, A., Archambaud, G., Argillier, C., Bertrin, V., Boutry, S., Dublon, J., Laplace-Treyture, C., Mazella, N., Vedrenne, J., 2022. Dynamiques écologiques temporelles des lacs du littoral aquitain – DYLAQ - Tome 2 : les paramètres environnementaux et biologiques (No. 1 édition). INRAE, UR EABX.
- Jöhnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M. & Stroom, J.M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Glob. Change Biol.*, 14, 495–512.

- Laplace-Treyture, C., Barbe, J., Dutartre, A., Druart, J.C., Rimet, F. & Anneville, O. (2009). Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en oeuvre de la DCE : version 3.3.1. report. irstea.
- Li, Q., Xiao, J., Ou, T., Han, M., Wang, J., Chen, J., *et al.* (2018). Impact of water level fluctuations on the development of phytoplankton in a large subtropical reservoir: implications for the management of cyanobacteria. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25, 1306–1318.
- McQueen, D.J. & Lean, D.R.S. (1987). Influence of Water Temperature and Nitrogen to Phosphorus Ratios on the Dominance of Blue-Green Algae in Lake St. George, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44, 598–604.
- Millie, D.F., Fahnenstiel, G.L., Dyble Bressie, J., Pigg, R.J., Rediske, R.R., Klarer, D.M., *et al.* (2009). Late-summer phytoplankton in western Lake Erie (Laurentian Great Lakes): bloom distributions, toxicity, and environmental influences. *Aquat. Ecol.*, 43, 915–934.
- Paerl, H.W. & Tucker, C.S. (1995). Ecology of Blue-Green Algae in Aquaculture Ponds. *J. World Aquac. Soc.*, 26, 109–131.
- Peng, Y., Liu, L., Jiang, L. & Xiao, L. (2017). The roles of cyanobacterial bloom in nitrogen removal. *Sci. Total Environ.*, 609, 297–303.
- Shinohara, R., Okunishi, T., Adachi, K., Viet, L.S., Mine, H., Yamashita, T., *et al.* (2008). Evaluation of the impact of water dilution within the hypereutrophic Lake Barato, Japan. *Lake Reserv. Manag.*, 24, 301–312.
- Shrestha, N. (2020). Detecting Multicollinearity in Regression Analysis. *Am. J. Appl. Math. Stat.*, 8, 39–42.
- Solis, M., Pawlik-Skowrońska, B. & Kalinowska, R. (2016). Seasonal changes of phytoplankton and cyanobacteria/cyanotoxin risk in two shallow morphologically altered lakes: Effects of water level manipulation (Wieprz-Krzna Canal System, Eastern Poland). *Ecol. Indic.*, 66, 103–112.
- Wang, Q., Wang, T., Zhao, S., Yang, K., Wen, X., Zhao, M., *et al.* (2023a). Comprehensive meteorological factors analysis and lag correlation study for cyanobacterial blooms in shallow plateau lake. *Ecol. Indic.*, 153, 110394.
- Wang, S., Zhang, X., Chen, N., Tian, L., Zhang, Y. & Nam, W.-H. (2023b). A systematic review and quantitative meta-analysis of the relationships between driving forces and cyanobacterial blooms at global scale. *Environ. Res.*, 216, 114670.

Résumé

Les blooms de cyanobactéries provoquent généralement des problématiques écologiques et sanitaires par la modification des conditions physico-chimiques du milieu et la libération de toxines. C'est notamment le cas dans l'étang de Léon (Landes) qui fait depuis récemment face au développement de ces algues.

Les mesures des variables environnementales pouvant influencer l'apparition des blooms ont été regroupées en une base de données dans le cadre du projet Dylaq. Les conditions chimiques (quantités en nutriments), physiques (niveau d'eau) et météorologiques sont reconnues pour favoriser l'apparition de blooms de cyanobactéries. Afin de mieux comprendre l'origine des blooms de cyanobactéries sur l'étang de Léon, ces variables ont été extraites pour la période de 2008 à 2021 et intégrées à différents modèles linéaires cherchant à expliquer le biovolume de cyanobactéries observées. Ces modèles ont été développés sur l'ensemble de la période d'étude et à l'échelle saisonnière.

Les facteurs physico-chimiques, en particulier les nutriments sont significativement corrélés au biovolume de cyanobactéries. La météorologie influence aussi le biovolume mais avec des délais de réponses qui varient selon les paramètres et la saison. La température semble être le paramètre le plus influent. Le niveau d'eau est aussi significativement corrélé au biovolume de cyanobactéries en été et le biovolume apparaît être significativement dépendant de celui de la ou des saisons précédentes en fonction de la saison étudiée.

Les résultats sont cohérents avec la littérature et permettent de mieux comprendre le développement des cyanobactéries sur le cas particulier de l'étang de Léon. Ils pourraient néanmoins être améliorés pour être plus fiables, notamment avec un plus grand nombre d'observations sur une plus longue période, afin, dans l'avenir, de proposer aux gestionnaires des modèles prédictifs du risque sanitaire.