



Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

La dynamique des cyanobactéries dans un lac boréal à travers les années.

Présenté par

Mahamane Taher ELHADJI MAMANE SAIDOU

pour l'obtention du diplôme de Master en Développement de l'Université Senghor

Département Environnement

Spécialité **Gestion de l'environnement**

Directeur de mémoire : Pr. Guillaume GROSBOIS

le 24 septembre 2025

Devant le jury composé de :

Jérôme T. YAMEOGO Président

Maître de conférences (CAMES), Université Nazi Boni,
Burkina Faso

Etotépé A. SOGBOHOSSOU Examinateur

Professeur titulaire, Université Senghor, Egypte

Guillaume GROSBOIS Examinateur

Professeur titulaire, Université du Québec en
Abitibi-Témiscamingue, Canada

Remerciements

J'adresse mes vifs remerciements à l'endroit de tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire pour l'obtention de Master en Développement de l'Université Senghor d'Alexandrie (Egypte).

Je remercie mon directeur de mémoire Pr. Guillaume Grosbois, Professeur de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), pour son encadrement avec bienveillance et rigueur. Ses conseils avisés et son soutien constant qui ont permis de conduire la rédaction de ce travail.

Je tiens particulièrement à remercier mon directeur de stage Mr Luc Bossé, Directeur Général de l'OBVAJ Val-d'or (Québec), pour m'avoir accepté en tant que stagiaire, pour sa confiance et sa disponibilité, pour le soutien logistique et financier qu'il m'a apporté tout au long de ce projet.

Je remercie très chaleureusement mes collègues et partenaires pour leur soutien et leur engagement, dont l'aide précieuse et la collaboration ont contribué à mener à bien cette recherche.

Mes sincères remerciements au Pr. Dr. Ing. Etotépé SOGBOHOSSOU, Directrice du département de l'environnement de l'Université Senghor pour sa disponibilité permanente, ses conseils et son orientation.

Je tiens enfin à exprimer ma gratitude à l'ensemble des auditeurs et auditrices du département de l'environnement de l'Université Senghor, ainsi qu'à tous les Senghoriens de la 19^e promotion pour leur soutien et leur engagements.

Dédicace

A mes très chers amis

A toute ma famille

A tous ceux qui viennent de loin...

Je dédie ce mémoire

Résumé

Les cyanobactéries constituent un groupe d'organismes photoautotrophes ubiquistes, dont certaines espèces sont capables de produire des toxines nuisibles pour la qualité de l'eau et la santé humaine. Depuis plusieurs décennies, la fréquence et l'intensité des efflorescences de cyanobactéries augmentent à l'échelle mondiale. Dans les écosystèmes boréaux, la dynamique saisonnière des cyanobactéries demeure insuffisamment étudiée malgré leur recrudescence entre 2020 et 2022. C'est dans ce contexte que s'inscrit la présente recherche, visant à documenter la composition et la dynamique des communautés cyanobactériennes dans le lac Fortune, situé en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada). La problématique de cette étude repose sur deux constats : d'une part, la rareté des travaux portant sur la saison froide dans les lacs nordiques, souvent supposée peu productive en raison de la couverture de glace et de la faible disponibilité lumineuse ; d'autre part, le besoin croissant de comprendre l'influence des apports en nutriments et du carbone organique dissous (COD) sur la structure et la dynamique des cyanobactéries. La méthodologie employée s'appuie sur un suivi intensif de la colonne d'eau du lac Fortune entre les années 2020, 2021 et 2022. Des échantillons ont été prélevés à différentes profondeurs et saisons. Les analyses avec excel et R ont porté sur la composition taxonomique des cyanobactéries, la mesure de paramètres physico-chimiques. Des analyses statistiques multivariées ont permis d'établir les corrélations entre les abondances cyanobactériennes et les variables environnementales. Les résultats révèlent une forte dominance du genre *Planktothrix*, présent dans l'hypolimnion même sous faible luminosité, accompagné de *Aphanizomenon* et *Limnothrix*, tandis que *Microcystis* a été observé de manière ponctuelle. La dynamique saisonnière met en évidence des pics d'abondance en été et en automne, mais également la persistance d'une biomasse non négligeable durant l'hiver. Les analyses montrent que les concentrations en phosphore total et en COD constituent les facteurs les plus déterminants de la structuration des communautés, surpassant largement l'influence de la température et du pH. Ces résultats remettent en question le paradigme selon lequel les lacs boréaux sont biologiquement inactifs en hiver. La présence de proliférations hivernales suggère des stratégies d'adaptation particulières des cyanobactéries. En comparaison avec d'autres études réalisées dans les lacs tempérés et boréaux, la spécificité du lac Fortune réside dans l'importance relative du COD comme facteur de structuration, alors que les recherches antérieures ont davantage mis l'accent sur la température et l'azote. Ces observations présentent des implications écologiques et de gestion majeures. D'une part, elles renforcent la nécessité de surveiller les lacs boréaux en hiver. D'autre part, elles invitent à renforcer le contrôle des apports en nutriments, donc de matières carbonées, afin de prévenir les conditions favorables aux efflorescences. En conclusion, cette étude contribue à une meilleure compréhension de la dynamique interannuelle et saisonnière des cyanobactéries dans les lacs boréaux et ouvre de nouvelles perspectives de recherche sur la production de toxines, les interactions avec d'autres groupes phytoplanctoniques et les impacts potentiels du changement climatique.

Mots-clés: Cyanobactéries, Efflorescences algales, Lac boréal, Nutriments, Variation interannuelle

Abstract

Cyanobacteria constitute a group of ubiquitous photoautotrophic organisms, some species of which are capable of producing toxins harmful to water quality and human health. Over the past several decades, the frequency and intensity of cyanobacterial blooms have been increasing worldwide. In boreal ecosystems, however, the seasonal dynamics of cyanobacteria remain insufficiently studied. Against this backdrop, the present research aims to document the composition and dynamics of cyanobacterial communities in Lake Fortune, located in Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada). The study is motivated by two key observations: first, the scarcity of research focusing on the cold season in northern lakes, which are often assumed to be unproductive due to ice cover and limited light availability; and second, the growing need to understand the influence of nutrient inputs and dissolved organic carbon (DOC) on the structure and dynamics of cyanobacterial populations.

The methodology relied on intensive monitoring of the water column of Lake Fortune between 2020, 2021 and 2022. Samples were collected at various depths and across different seasons. Data analyses performed using Excel and R focused on the taxonomic composition of cyanobacteria and the measurement of key physicochemical parameters. Multivariate statistical analyses were then applied to assess correlations between cyanobacterial abundances and environmental variables.

The results revealed a strong dominance of the genus *Planktothrix*, persisting in the hypolimnion even under low light conditions, accompanied by *Aphanizomenon* and *Limnothrix*, while *Microcystis* appeared only sporadically. Seasonal dynamics highlighted peaks of abundance in summer and autumn, but also indicated the persistence of a non-negligible biomass during winter. Statistical analyses demonstrated that total phosphorus concentrations and DOC were the most influential factors structuring cyanobacterial communities, far exceeding the effects of temperature and pH. These findings challenge the paradigm that boreal lakes are biologically inactive during winter. The occurrence of winter blooms suggests specific adaptive strategies in cyanobacteria, such as efficient use of low light and tolerance to stratification. Compared with other studies conducted in temperate and boreal lakes, Lake Fortune is distinguished by the prominent role of DOC as a structuring factor, whereas previous research has primarily emphasized temperature and nitrogen.

These observations carry important ecological and management implications. On the one hand, they underscore the need for winter monitoring of boreal lakes. On the other hand, they highlight the importance of controlling nutrient inputs in order to prevent conditions favorable to cyanobacterial blooms.

In conclusion, this study provides new insights into the interannual and seasonal dynamics of cyanobacteria in boreal lakes and opens promising perspectives for future research, particularly on toxin production, interactions with other phytoplankton groups, and the potential impacts of climate change.

Key-words: Cyanobacteria, Algal blooms, Boreal lake, Nutrients, Interannual variation

Liste des sigles et acronymes

°C	Degré Celsius (unité de température)
Chl a	Chlorophylle a
DOC/COD	Carbone organique dissous
ECC	Environnement et Changement Climatique Canada
GES	Gaz à effet de serre
HABs	Efflorescences algales nuisibles
HOBO	Capteur autonome de température
INRS	Institut de la Francophonie Numérique
INPL	Institut National de la Recherche Scientifique
Kruskal-Wallis	Test statistique non paramétrique pour comparaison de médiane
L	Litre (unité de mesure)
m	Mètre (unité de longueur)
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs (Québec depuis 2020)
mg/L	Milligramme par litre (concentration)
mL	Millilitre

mm	Millimètre
MRC	Municipalité régionale de comté
N ₂	Azote gazeux
NT	Azote total
OBVAJ	Organisme de bassin versant d'Abitibi-Jamésie
OBVT	Organisme de bassin versant Témiscamingue
OMS	Organisation mondiale de la santé
pH	Potentiel d'hydrogène (mesure d'acidité/basicité)
PT	Phosphore total
R	Langage de programmation statistique R
SPSS	Statistical Package for the social sciences (mention implicite si utilisé pour analyse)
T	Température
YSI	Sonde multiparamétriques (Température, pH, conductivité, etc.)

Liste des tableaux

Tableau 1 : Nombre d'échantillons collectés dans le lac Fortune selon la saison et la couche d'eau (2020-2022).....	32
Tableau 2 : Test d'analyse physico-chimique (Kruskall Wallis).....	36
Tableau 3 : Tendance des cyanobactéries par couche (tau de Kendall).....	36
Tableau 5 : Rôle des principaux métaux et nutriments dans la prolifération des cyanobactéries.....	44
Tableau 6 : Lacs déclarés avec efflorescences de cyanobactéries dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, classés par bassin versant et MRC (source: OBVAJ, OBVT, MDDELCC 2015)....	52

Liste des figures

Figure 1 : Morphologie de divers genres cyanobactéries observés au microscope.....	16
Figure 2 : Variations morphologiques selon les stades de bloom.....	17
Figure 3: Représentation typique d'une efflorescence flottante de <i>Microcystis</i> , évoquant l'aspect visuel que peuvent prendre certains blooms.....	18
Figure 4 : Cyanobactérie du Lac Fortune à Rouyn-Noranda (crédit photo: Cédric Laplante).....	19
Figure 5: Interactions des cyanobactéries avec les écosystèmes.....	21
Figure 6 : Schéma synthétique des facteurs déclenchant les blooms.....	22
Figure 7 : Cycle saisonnier d'un bloom dans un lac dimictique.....	23
Figure 8 : Prolifération des cyanobactéries.....	24
Figure 9 : Dynamiques saisonnières du phytoplancton et zooplancton.....	25
Figure 10 : Localisation du Lac Fortune.....	30
Figure 11 : Variation saisonnière des genres dominants de cyanobactéries.....	34
Figure 12 : Evolution des comptes cellulaires de cyanobactéries par genre et par couche (2020-2021-2022).....	35
Figure 13 : Variation temporelle des cyanobactéries totales (2020-2022).....	37
Figure 14: Distribution verticale des cyanobactéries selon la profondeur (Toutes dates confondues) dans le lac Fortune (log10 cellules/L).....	38
Figure 15 : Projection ACP facteurs environnementaux et de l'abondance des cyanobactéries.....	39
Figure 16 : Evolution mensuelle des paramètres physico-chimiques par couche du lac Fortune (2020-2021-2022).....	40
Figure 17 : Importance relative des facteurs environnementaux (coefficient standardisés).....	41

Sommaire

Remerciements.....	2
Dédicace.....	3
Résumé.....	4
Abstract.....	5
Liste des sigles et acronymes.....	6
Liste des tableaux.....	7
Liste des figures.....	9
Sommaire.....	10
1. Introduction.....	11
1.1. Contexte, justification et problématique.....	11
1.2. Problématique.....	12
1.3. Objectifs.....	13
1.4. Hypothèses.....	14
2. Revue bibliographique :.....	15
2.1. Les cyanobactéries : biologie et écologie.....	15
2.2. Rôles des cyanobactéries dans les écosystèmes.....	19
2.3. Les efflorescences de cyanobactéries.....	21
2.4. Dynamique saisonnière en milieux lacustres.....	24
2.5. Dynamique des cyanobactéries face aux changements climatiques.....	26
2.6. Études antérieures sur l’Abitibi-Témiscamingue et le lac Fortune.....	27
3. Méthodologie.....	29
3.1 Zone d’étude : le lac Fortune.....	29
3.2 Collecte des données.....	30
3.3 Analyses statistiques et traitement des données.....	33
4. Résultats.....	34
4.1 Composition des communautés cyanobactériennes.....	34
4.2. Analyses physico chimiques.....	35
4.3. Variations interannuelles.....	37
4.4. Variations saisonnières.....	38
4.5. Relations avec les paramètres environnementaux.....	38
4.6. Influence des métaux sur l’abondance des cyanobactéries.....	42
4.7. Analyse du rôle des métaux et nutriments dans la dynamique des cyanobactéries..	43
5. Discussion.....	45
6. Conclusion et recommandations.....	50
Annexes.....	52
Bibliographie.....	65

1. Introduction

1.1. Contexte, justification et problématique

Avec l'expansion des activités humaines qui exacerbent les changements climatiques, les caractéristiques des habitats sont constamment modifiées (Dormoy-Boulanger, 2021). Les recherches limnologiques menées depuis plus d'une décennie convergent vers l'idée que le double effet du changement climatique et de l'enrichissement en nutriments liés aux activités humaines intensifie et précipite la formation de proliférations de cyanobactéries dans les eaux continentales du monde entier (Bartosiewicz et al., 2019; Paerl et Huisman, 2009; Pick, 2016). Cette modification des espaces de vie affecte aussi la vie des êtres vivants. Dans ce contexte, certains végétaux développent des adaptations en fonction des variations de leur milieu (Jung et al., 2023). En même temps que leur niche écologique est importante pour l'équilibre de l'écosystème, parfois ils trouvent des conditions très favorables qui leur offrent une prolifération envahissante qui devient une menace pour d'autres êtres vivants. De même, les micro-organismes photosynthétiques ubiquistes dans les écosystèmes aquatiques subissent différentes influences de leur écosystème avec lequel ils interagissent. (Park et al., 2020) L'accumulation dans le sédiment d'une quantité importante de phosphore apportée sous forme de scories provoque des proliférations de cyanobactéries pendant l'été (Robin, 1999). En plus de leur contribution à la production primaire et au cycle des nutriments, elles peuvent former des proliférations massives (Harmful Algal Blooms – HABs) qui perturbent les réseaux trophiques, réduisent la qualité de l'eau et libèrent des cyanotoxines dangereuses pour la santé humaine et animale. Les efflorescences de cyanobactéries tendent à devenir un enjeu global dans les milieux d'eau douce, leur expansion étant largement attribuée aux phénomènes combinés d'eutrophisation et de réchauffement climatique (Paerl & Otten, 2013; Huisman et al., 2018).

A partir de 2020, une augmentation notable des signalements de proliférations cyanobactériennes a été observée dans de nombreux lacs boréaux du Québec ; cette augmentation s'est accentuée en 2021 puis en 2022 où le ministère de l'Environnement a dû faire des études sur leur dynamique (MELCCFP, 2022). Cela traduit une intensification récente du phénomène à l'échelle régionale. Cette évolution s'inscrit dans une tendance mondiale déjà documentée, selon laquelle la fréquence et la durée des efflorescences augmentent sous l'effet combiné de l'eutrophisation et du réchauffement climatique (Paerl & Otten, 2016 ; Huisman et al., 2018). Toutefois, la plupart des études se concentrent sur des suivis ponctuels ou strictement estivaux, sans prendre en compte la variabilité interannuelle ni les dynamiques hivernales, pourtant de plus en plus rapportées dans les lacs nordiques (Christiansen et al., 2021). Or, les observations réalisées dans le lac Fortune entre 2020 et 2022 mettent clairement en évidence des fluctuations marquées d'une année à l'autre, tant dans l'abondance totale que dans la composition des genres dominants. Ces constats soulignent la nécessité d'adopter une approche intégrant plusieurs cycles saisonniers

consécutifs, afin de mieux comprendre les facteurs environnementaux qui régulent la structure des communautés cyanobactériennes à différentes échelles temporelles (Grosbois et al., 2024).

Dans les lacs boréaux, caractérisés par un cycle annuel marqué par une longue période de glace et un été relativement court, les communautés phytoplanctoniques connaissent une forte variabilité saisonnière. Au Québec, la prolifération de ces communautés phytoplanctoniques est très fréquente mais encore moins étudiée en milieu boréal (Hudon et al., 2014; MELCCFP, 2020). Or, au-delà de cette variabilité intranuelle, des changements interannuels (d'une année à l'autre) dans l'abondance et la composition des cyanobactéries sont de plus en plus observés. Ces fluctuations dépendent de plusieurs facteurs, notamment la durée et l'épaisseur du couvert de glace, la charge en nutriments, les conditions de lumière, la température de l'eau, ainsi que les interactions biologiques (compétition interspécifique et broutage par le zooplankton). Au lac Fortune, la variabilité des populations de *Planktothrix* et d'*Aphanizomenon* semble fortement conditionnée par les apports en phosphore total et en carbone organique dissous (DOC), tandis que les processus physiques liés à la stratification thermique et à la stabilité de la colonne d'eau jouent un rôle déterminant dans la durée des blooms (Schindler et al., 2008; Grosbois et al., 2024).

La compréhension de la dynamique interannuelle des cyanobactéries dans les lacs boréaux revêt un intérêt scientifique et appliqué majeur. D'abord sur le plan écologique, elle permet d'identifier les facteurs qui régulent la dominance de certains genres cyanobactériens et leur résilience face aux variations environnementales (Jung et al., 2023). Ensuite sur le plan sanitaire, elle contribue à mieux anticiper le risque lié aux proliférations toxiques, dont l'intensité et la fréquence peuvent varier fortement d'une année à l'autre. Puis sur le plan climatique, les lacs boréaux sont particulièrement sensibles aux changements globaux (raccourcissement de la période de glace, réchauffement, modifications hydrologiques), qui influencent directement la dynamique des cyanobactéries. Enfin, sur le plan opérationnel, l'analyse interannuelle fournit des bases solides pour améliorer les stratégies de suivi, de prédition et de gestion des blooms dans ces écosystèmes fragiles. Les travaux de Reavie et al., (2017) insistent sur l'importance d'intégrer à la fois le contrôle des apports nutritifs et la dynamique de stratification dans les approches de gestion, afin de mieux anticiper les réponses des blooms cyanobactériens face au réchauffement climatique (Grosbois et al., 2024).

1.2. Problématique

Si de nombreuses études se sont concentrées sur les dynamiques estivales à court terme, peu de travaux ont analysé la variabilité interannuelle des cyanobactéries sur plusieurs cycles saisonniers consécutifs. Or, les observations réalisées entre 2020 et 2022

dans le lac Fortune indiquent des fluctuations marquées dans la composition et l'intensité des proliférations, laissant supposer un contrôle environnemental complexe. Ainsi, malgré l'importance croissante des cyanobactéries dans les lacs boréaux, les recherches se concentrent encore majoritairement sur leur en été. Or, il existe un manque de connaissances quant à leur variabilité interannuelle, c'est-à-dire la manière dont les communautés évoluent d'une année à l'autre en fonction des conditions environnementales fluctuantes. Plusieurs interrogations demeurent comme des questions de recherche :

- ❖ Quels sont les genres cyanobactériens les plus sensibles aux variations interannuelles et lesquels montrent une plus grande stabilité ?
- ❖ Quels facteurs environnementaux exercent l'influence la plus déterminante sur leur abondance relative ?
- ❖ Comment hiérarchiser l'importance de ces facteurs afin de comprendre la variabilité interannuelle des blooms et anticiper leurs évolutions futures dans un contexte de changements climatiques ?

Ainsi la problématique abordée ici est essentiellement de savoir comment se manifeste la dynamique interannuelle des principaux genres de cyanobactéries dans un lac boréal, et quels sont les facteurs environnementaux qui influencent le plus fortement leurs abondances relatives ?

1.3. Objectifs

En s'appuyant sur une base de données couvrant trois années consécutives (2020-2022) et incluant des mesures en période estivale, automnale et hivernale, cette étude vise à caractériser la dynamique interannuelle des principaux genres de cyanobactéries et à identifier les facteurs environnementaux les plus déterminants.

L'objectif principal de cette étude est d'analyser la dynamique interannuelle des principaux genres de cyanobactéries dans un lac boréal afin d'identifier et de déterminer les facteurs environnementaux qui influencent le plus leurs abondances.

Du point de vue spécifique, nous visons à :

- ❖ Décrire la variation temporelle (Saisonnière et interannuelle) de l'abondance et de la composition spécifique des cyanobactéries dans le lac étudié à partir des données issues de la campagne d'échantillonnage et complétées par des suivis antérieurs réalisés par l'INRS et le MELCC.
- ❖ Évaluer l'effet des paramètres physico-chimiques (température, pH, oxygène dissous, transparence de l'eau, nutriments tels que phosphore et azote) sur la dynamique des différents genres de cyanobactéries en mobilisant les données collectées in Situ.

- ❖ Analyser comment les conditions climatiques et hydrologiques les interactions avec les autres communautés planctoniques et les variables environnementales dominantes influencent la persistance saisonnière des genres cyanobactériens tels que *Planktothrix* et *Aphanizomenon*, afin d'identifier les mécanismes adaptatifs leur permettant de maintenir une activité sous la glace et de proposer des indicateurs pertinents pour le suivi et la gestion des lacs boréaux.

1.4. Hypothèses

En considérant la problématique et les objectifs de cette étude, nous pouvons énumérer trois hypothèses :

- **Hypothèse 1 :**
La composition et l'abondance des cyanobactéries dans le lac Fortune varient de manière significative selon les saisons, avec une dominance estivale mais une persistance de biomasse cyanobactérienne durant la période hivernale malgré la faible disponibilité lumineuse.
- **Hypothèse 2 :**
Les concentrations en phosphore total, en métaux et en carbone organique dissous (COD) exercent une influence plus déterminante sur la structure et la dynamique des communautés cyanobactériennes que la température et le pH en raison de la biodisponibilité des nutriments, la transparence de la colonne d'eau, principaux moteurs de la prolifération et de la composition des blooms.
- **Hypothèse 3 :**
La persistance hivernale de genres tels que *Planktothrix* et *Aphanizomenon* résulte d'une combinaison de conditions hydrologiques favorables (stabilité et enrichissement en nutriments des couches profondes) et d'interactions biotiques limitées, traduisant des stratégies adaptatives spécifiques leur permettant de maintenir une activité biologique sous la glace.

2. Revue bibliographique :

2.1. Les cyanobactéries : biologie et écologie

Les cyanobactéries représentent l'un des groupes microbiens les plus anciens de la planète, apparus il y a plus de 2,5 à 3,5 milliards d'années (Kim et al., 2023). Elles sont reconnues comme les premiers organismes photoautotrophes oxygéniques, capables d'utiliser l'eau comme donneur d'électrons et de libérer de l'oxygène lors de la photosynthèse. Ce processus a conduit à la Grande Oxydation (vers 2,4 milliards d'années), un événement qui a profondément modifié la composition de l'atmosphère terrestre et permis l'émergence d'organismes aérobies (Lyons et al., 2014). D'un point de vue évolutif, les cyanobactéries sont également considérées comme à l'origine des chloroplastes, à travers un processus d'endosymbiose qui a donné naissance aux plantes et algues eucaryotes (Ponce-Toledo et al., 2017). Cette contribution illustre leur rôle central dans l'évolution de la biosphère terrestre. Aujourd'hui encore, les cyanobactéries jouent un rôle majeur dans les cycles biogéochimiques. Elles participent à la fixation du carbone atmosphérique et, pour certaines espèces comme *Anabaena* ou *Aphanizomenon*, à la fixation de l'azote grâce à des hétérocystes spécialisés. Dans les lacs boréaux, ces fonctions sont essentielles pour maintenir la productivité primaire et influencer la structure des communautés phytoplanctoniques.

Les cyanobactéries présentent une diversité morphologique considérable (figure1), allant de formes unicellulaires (ex. *Synechococcus*, *Microcystis*) à des filaments non hétérocystés (*Planktothrix*, *Oscillatoria*) ou hétérocystés (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*). Cette diversité leur confère une grande plasticité écologique, leur permettant de coloniser des environnements variés : milieux d'eau douce, marins, sols, déserts, sources chaudes et même environnements polaires (Dvorak et al., 2022). Dans les écosystèmes lacustres, certaines espèces planctoniques dominent les communautés phytoplanctoniques lors des périodes favorables. Par exemple, *Microcystis* est typiquement associé à des blooms estivaux en eaux eutrophes, tandis que *Planktothrix* prospère dans des lacs stratifiés riches en nutriments, et *Dolichospermum* se développe dans des conditions variables de lumière et d'azote (Huisman et al., 2018).



Figure 1 : Morphologie de divers genres cyanobactéries observés au microscope
(Source : Dvořák, *Biodiversity and Conservation*, 2015)

Leur succès écologique repose aussi sur plusieurs traits adaptatifs ((figure 2):

- la régulation de la flottabilité grâce aux vacuoles gazeuses, qui leur permet d'optimiser l'accès à la lumière et aux nutriments (Walsby, 2021) ;
- la tolérance à des conditions extrêmes de température et de salinité ;
- leur capacité à former des mucilages protecteurs, améliorant leur résistance face au broutage zooplanctonique.

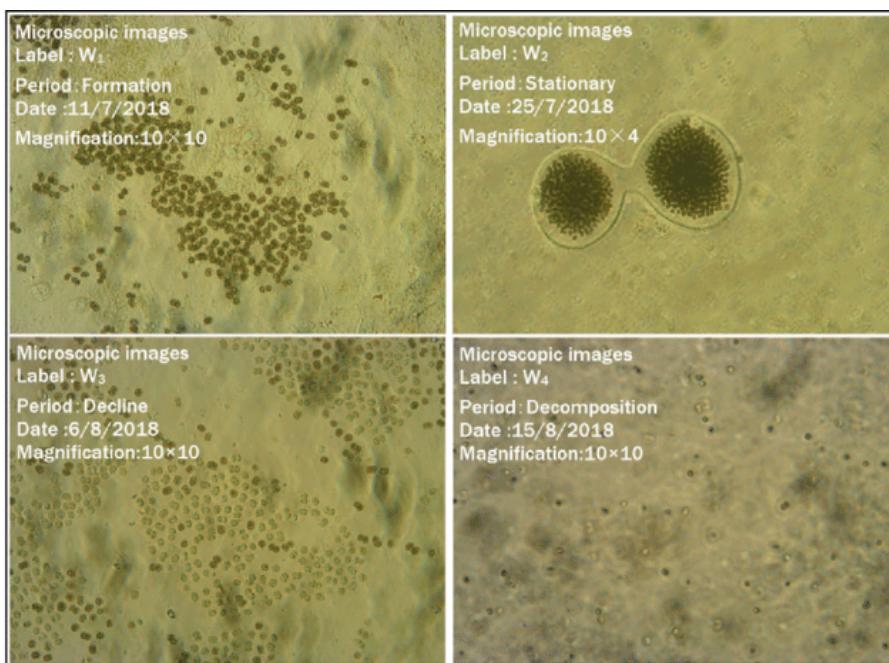


Figure 2 : Variations morphologiques selon les stades de bloom

(Source : Weizhen Zhang et al., étude sur les blooms du lac Taihu)

Cette diversité fonctionnelle explique pourquoi les cyanobactéries sont présentes dans presque tous les biomes aquatiques et pourquoi certaines espèces sont capables de dominer les communautés en réponse aux changements climatiques et à l'eutrophisation.

Un aspect particulièrement préoccupant des cyanobactéries réside dans leur capacité à produire des métabolites secondaires toxiques, connus sous le nom de cyanotoxines. Ces toxines, variables selon les genres et espèces, incluent notamment :

- les microcystines (hépatotoxines) produites par *Microcystis*, *Planktothrix*, *Dolichospermum* ;
- les anatoxines et saxitoxines (neurotoxines) produites par *Anabaena* et *Aphanizomenon* ;
- la cylindrospermopsine (cytotoxine) produite par *Cylindrospermopsis*

La prolifération massive de cyanobactéries (blooms) et la libération de ces toxines dans la colonne d'eau compromettent gravement la qualité de l'eau, affectant à la fois la potabilisation, les usages récréatifs et les écosystèmes aquatiques (Huisman et al., 2018). Les blooms peuvent également entraîner une désoxygénéation des eaux profondes lors de leur décomposition, ce qui perturbe la faune aquatique et favorise la libération interne de phosphore à partir des sédiments (Paerl & Otten, 2016). À l'échelle mondiale, les blooms de cyanobactéries sont en augmentation, en lien direct avec l'eutrophisation et le réchauffement climatique, qui prolongent les périodes favorables à leur croissance (Paerl et

al., 2020). Dans les lacs boréaux, cette problématique est d'autant plus cruciale que la combinaison du DOC élevé et du réchauffement réduit la résilience des écosystèmes face à ces proliférations (Creed et al., 2018).

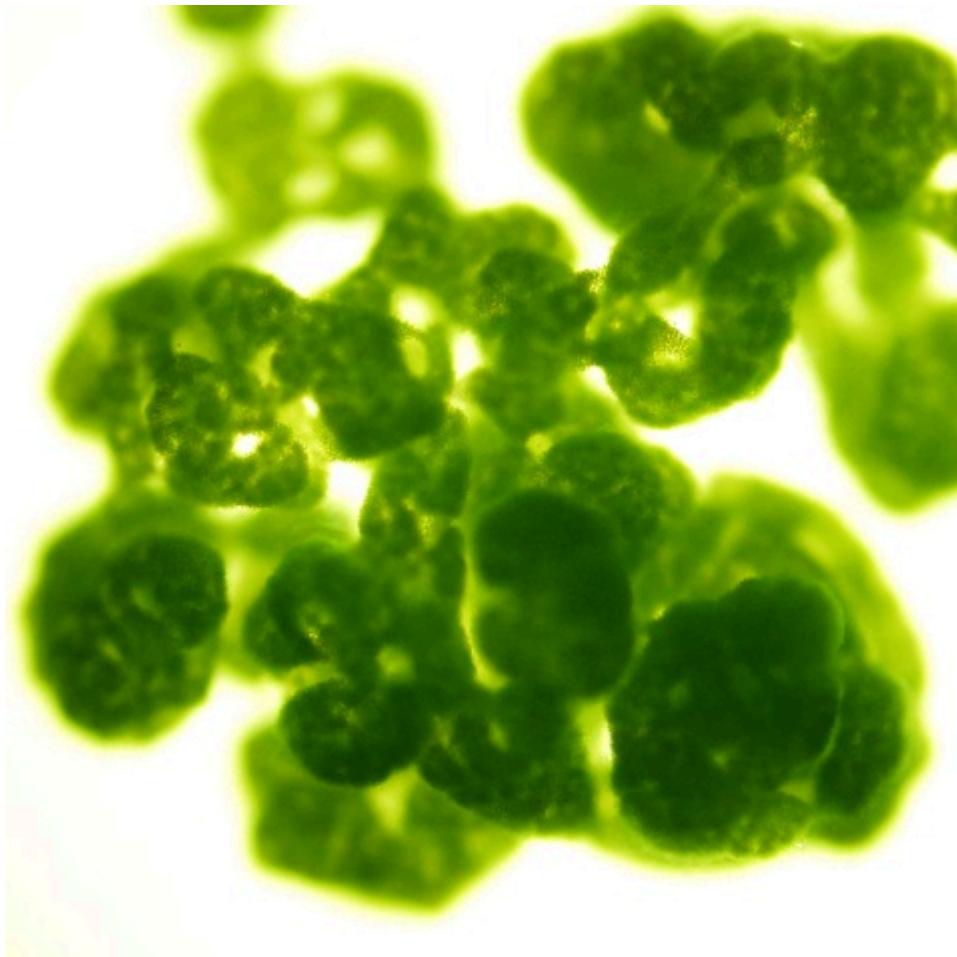


Figure 3: Représentation typique d'une efflorescence flottante de *Microcystis*, évoquant l'aspect visuel que peuvent prendre certains blooms.

Source : LAWA (Nouvelle-Zélande)



Figure 4 : Cyanobactérie du Lac Fortune à Rouyn-Noranda (crédit photo: Cédric Laplante)

2.2. Rôles des cyanobactéries dans les écosystèmes

Apparues très tôt dans l'histoire de la vie, les cyanobactéries ont contribué de manière décisive à l'oxygénation de l'atmosphère et à la structuration des cycles biogéochimiques planétaires via la photosynthèse oxygénique (Huisman et al., 2018). Dans les systèmes aquatiques modernes (lacs, rivières, milieux côtiers), elles soutiennent une part substantielle de la production primaire et du transfert d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs (Grotzinger & Knoll, 1999). Les mâts et biofilms cyanobactériens façonnent aussi les micro-habitats (p. ex. piégeage de sédiments, formation de micro-gradients) (Whitton & Potts, 2012).

Ils sont aussi des moteurs des cycles des nutriments (N, P, C) et du “browning”. En effet, beaucoup de cyanobactéries fixent l'azote atmosphérique (N_2) ou exploitent diverses formes d'azote dissous; elles reconfigurent ainsi la stœchiométrie N:P et la disponibilité des nutriments pour le phytoplancton non diazotrophe (Flores & Herrero, 2010). Par la production/exsudation de matière organique dissoute et la décomposition des blooms, elles alimentent les boucles microbiennes et influencent la minéralisation, la demande en oxygène et, indirectement, les émissions de GES à l'échelle du plan d'eau (Paerl & Otten, 2013). Les interactions avec le carbone organique dissous (COD/DOC) modulent la lumière et la qualité du milieu, ce qui rétroagit sur leur propre succès écologique (Hampton et al., 2017).

Les cyanobactéries jouent un rôle important dans les symbioses et les services écosystémiques. Ils forment des symbioses avec des plantes (p. ex. cycas), des lichens, des

diatomées (*Richelia–Hemiaulus*) et des éponges, où elles fournissent carbone et/ou azote à l'hôte, tout en bénéficiant d'un habitat protégé (Whitton & Potts, 2012). Ces associations contribuent à la fertilité des écosystèmes, à la colonisation de milieux pauvres en nutriments et à la résilience face aux stress (Huisman et al., 2018).

Ils interviennent aussi dans la structuration des communautés et interactions biotiques. Par la compétition pour la lumière (flottabilité, pigmentation) et les nutriments, les cyanobactéries structurent les assemblages phytoplanctoniques (Legrand et al., 2003). Elles exercent des effets allélopathiques (excrétion de métabolites secondaires) qui modulent la croissance d'algues concurrentes et de micro-organismes (Suttle, 2007). Les phages (cyanophages) et les prédateurs (zooplancton, protistes) contrôlent leur dynamique, introduisant une mortalité dépendante de la densité et des boucles de rétroaction au sein du réseau trophique (Huisman et al., 2018).

Mais ils posent aussi des impacts négatifs écologiques et en santé publique à travers les toxines. Certaines cyanobactéries produisent des cyanotoxines (microcystines, cylindrospermopsine, anatoxine-a, saxitoxines) qui affectent le zooplancton, les poissons, les oiseaux et les mammifères (humains inclus) (Chorus & Welker, 2021). Les blooms massifs peuvent induire hypoxie/anoxie lors de leur décomposition, perturber la clarté de l'eau, altérer l'habitat benthique et compromettre les usages (eau potable, baignade, pêche) (Paerl & Otten, 2013). Malgré ces effets néfastes, les toxines et métabolites secondaires participent à des fonctions écologiques (défense chimique, compétition), ce qui explique leur récurrence évolutive (Huisman et al., 2018).

Contrairement à l'idée d'une "dormance hivernale", des activités cyanobactériennes sous la glace sont désormais documentées : maintien de biomasse, croissance à faible lumière, et préparation des fenêtres de prolifération post-dégel (Hampton et al., 2017). Ces processus hivernaux influencent la saisonnalité des blooms, les bilans d'oxygène et le relargage interne de nutriments (Huisman et al., 2018).

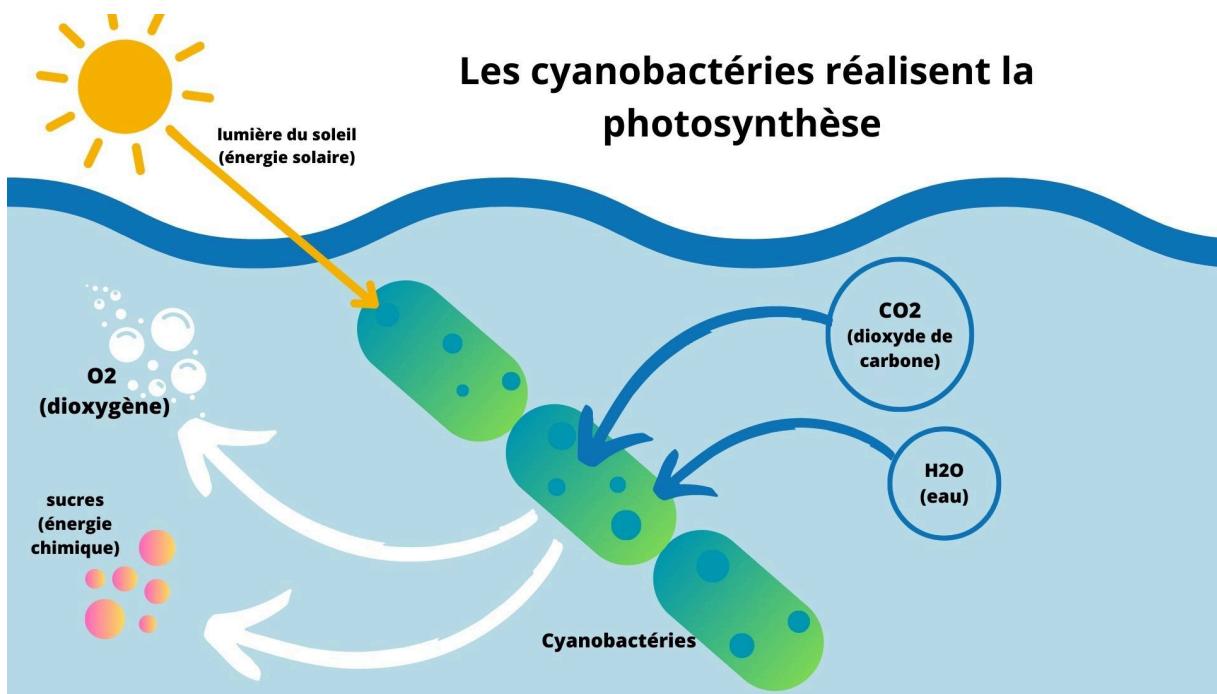


Figure 5: Interactions des cyanobactéries avec les écosystèmes

Source : Science France 3-Régions

2.3. Les efflorescences de cyanobactéries

Les efflorescences de cyanobactéries, communément appelées *blooms*, désignent une prolifération rapide et massive de cellules de cyanobactéries dans un milieu aquatique, entraînant une forte biomasse souvent visible sous forme de tapis ou de couches colorées à la surface de l'eau (Paerl & Otten, 2013). Ces phénomènes résultent de conditions environnementales favorables qui permettent aux cyanobactéries de surpasser les autres groupes phytoplanctoniques grâce à leurs stratégies physiologiques spécifiques, telles que la fixation de l'azote atmosphérique, la régulation de la flottabilité par les vacuoles gazeuses, ou encore l'utilisation efficace de différentes longueurs d'onde de lumière (Reynolds et al., 2002 ; Huisman et al., 2018). D'un point de vue mécanistique, les *blooms* sont le produit d'interactions complexes entre la disponibilité en nutriments, la stratification thermique, les régimes de lumière et les variations climatiques. Les cyanobactéries possèdent un avantage compétitif dans les milieux pauvres en azote grâce à certaines espèces diazotrophes (ex. *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*) capables de fixer N₂ atmosphérique (Carey et al., 2012). D'autres, comme *Microcystis*, tirent parti d'une régulation fine de la flottabilité pour coloniser la zone euphotique et monopoliser la lumière (Walsby, 2005). Ainsi, les efflorescences de cyanobactéries sont le résultat de stratégies écophysiologiques leur conférant une résilience et une plasticité remarquables face aux changements environnementaux, ce qui explique leur fréquence croissante à l'échelle mondiale.

Le déclenchement et la persistance des blooms cyanobactériens (figure 5) reposent sur une synergie entre facteurs nutritifs, physiques et climatiques. L'eutrophisation constitue le facteur principal : un enrichissement excessif en azote (N) et en phosphore (P) stimule la croissance cyanobactérienne, favorisant l'apparition de proliférations massives (Schindler, 2006). Le phosphore est particulièrement critique car il constitue souvent le nutriment limitant dans les lacs ; des études expérimentales ont montré que la réduction des apports en P entraîne une régression significative des blooms (Paerl et al., 2016). La température est un facteur déterminant : plusieurs genres cyanobactériens prolifèrent préférentiellement à des températures supérieures à 20 °C, ce qui explique leur forte expansion dans un contexte de réchauffement climatique (Jöhnk et al., 2008). Par ailleurs, la stratification thermique des plans d'eau crée une stabilité de la colonne d'eau propice à l'accumulation de cyanobactéries flottantes dans la zone euphotique (Huisman et al., 2004). Cette stabilité leur permet d'accéder en permanence à la lumière, tout en exploitant efficacement les nutriments présents dans les couches profondes grâce à leur capacité de migration verticale. Enfin, la lumière joue un rôle fondamental : les cyanobactéries tolèrent des conditions de forte intensité lumineuse, mais certaines espèces exploitent également les faibles intensités grâce à des pigments accessoires spécialisés (Kirk, 2011). Cela leur confère un avantage concurrentiel sur les autres phytoplanctons dans des milieux variés.

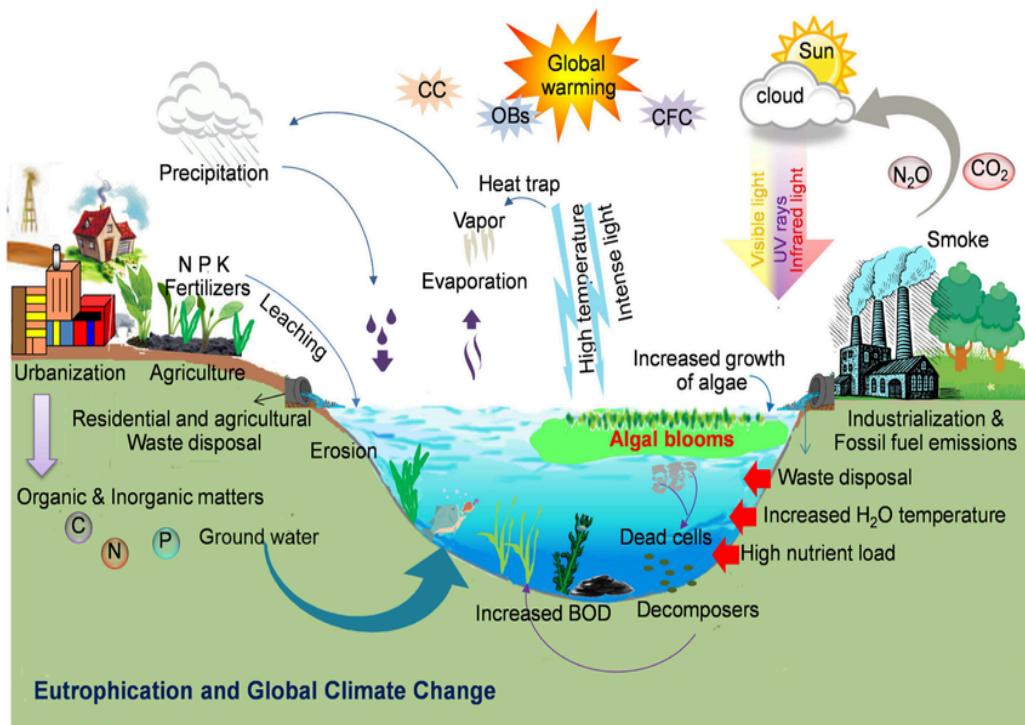


Figure 6 : Schéma synthétique des facteurs déclenchant les blooms

Source : Rastogi et al. (2015)

Les efflorescences de cyanobactéries génèrent de multiples conséquences environnementales, économiques et sanitaires. Sur le plan écologique, elles altèrent la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques : diminution de la transparence de l'eau, inhibition de la photosynthèse des macrophytes submergés, modifications des communautés zooplanctoniques et diminution de la biodiversité (Paerl & Paul, 2012). L'accumulation de biomasse entraîne une forte demande en oxygène lors de sa décomposition, provoquant des épisodes d'hypoxie ou d'anoxie pouvant mener à des mortalités massives de poissons et d'invertébrés (Diaz & Rosenberg, 2008). Sur le plan sanitaire, les cyanobactéries représentent un risque majeur en raison de leur capacité à produire des cyanotoxines (microcystines, cylindrospermopsine, anatoxines, saxitoxines) qui affectent la santé humaine et animale (Codd et al., 2005). Ces toxines peuvent entraîner des troubles gastro-intestinaux, hépatiques, neurologiques, voire des intoxications aiguës graves, lors de la consommation d'eau ou de poissons contaminés, ou encore par simple contact cutané lors des loisirs aquatiques (Carmichael, 2001). Les épisodes d'intoxications animales (bétail, chiens, oiseaux aquatiques) liés aux blooms toxiques sont largement documentés dans la littérature (Backer et al., 2015). Au-delà des impacts environnementaux et sanitaires, les blooms ont des répercussions socio-économiques notables : fermeture des sites de baignade, altération des usages de l'eau potable, pertes économiques pour les pêcheries et le tourisme. Ces effets justifient l'attention croissante portée à ce phénomène par les gestionnaires et les chercheurs.

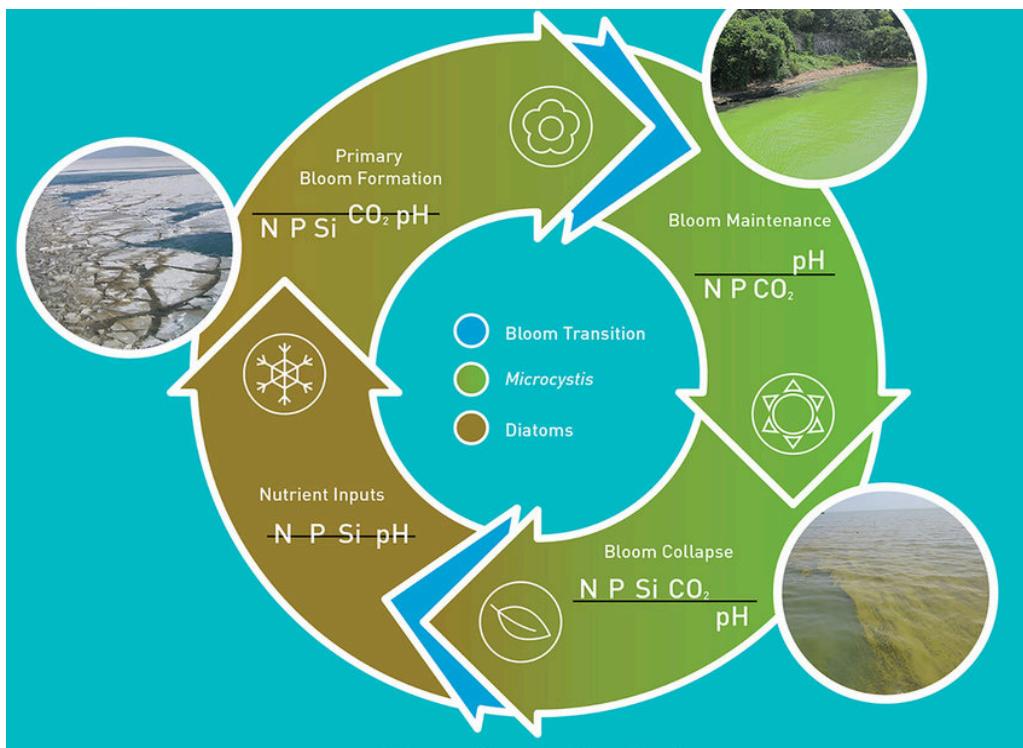


Figure 7 : Cycle saisonnier d'un bloom dans un lac dimictique

Source : Wilhelm et al. (2020)

2.4. Dynamique saisonnière en milieux lacustres

Dans les écosystèmes lacustres des zones tempérées, la dynamique saisonnière des communautés phytoplanctoniques, et en particulier celle des cyanobactéries, est fortement influencée par les conditions environnementales estivales. Traditionnellement, les proliférations de cyanobactéries y sont observées principalement durant l'été, période caractérisée par des températures élevées, une stratification thermique marquée et une disponibilité accrue en nutriments (Paerl & Huisman, 2008 ; Carey et al., 2012).

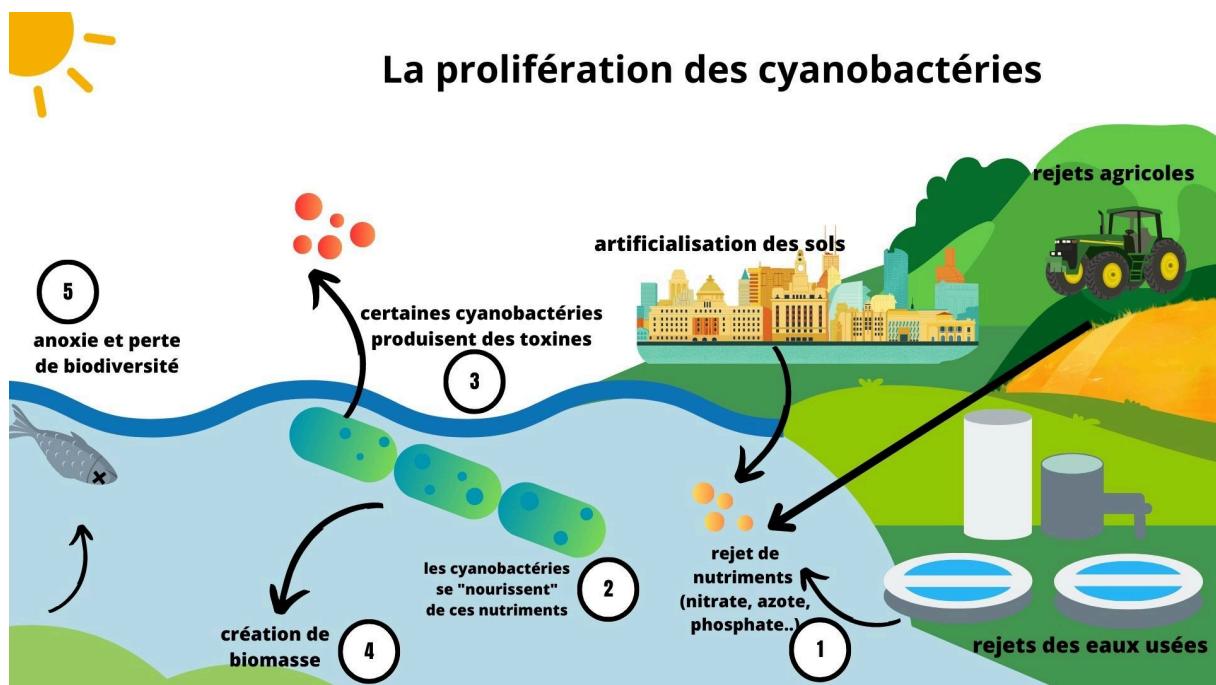


Figure 8 : Prolifération des cyanobactéries

Source : Sciences France 3-Région

L'eutrophisation des lacs, liée à l'apport excessif de phosphore et d'azote d'origine anthropique (agriculture, rejets domestiques, activités industrielles), constitue un facteur déterminant favorisant ces blooms (Smith & Schindler, 2009). Durant l'été, la stabilité de la colonne d'eau réduit le brassage vertical, créant des conditions propices à l'accumulation de biomasse dans les couches superficielles bien éclairées (Reynolds, 2006). De nombreuses espèces, telles que *Microcystis* ou *Aphanizomenon*, bénéficient également de leur capacité à réguler leur flottabilité par des vacuoles gazeuses, ce qui leur permet de dominer la communauté phytoplanctonique en période estivale (Walsby, 1994).

Ces proliférations estivales représentent une préoccupation majeure, car elles entraînent des impacts multiples : hypoxie dans les couches profondes, altération des réseaux trophiques, diminution de la qualité de l'eau potable et production de cyanotoxines dangereuses pour la

santé humaine et animale (Paerl & Otten, 2013). Ainsi, les lacs tempérés fournissent un cadre de référence essentiel pour comprendre la saisonnalité classique des blooms, qui tendent à culminer en été et à décliner avec le refroidissement automnal et le brassage hivernal (Figure 8).

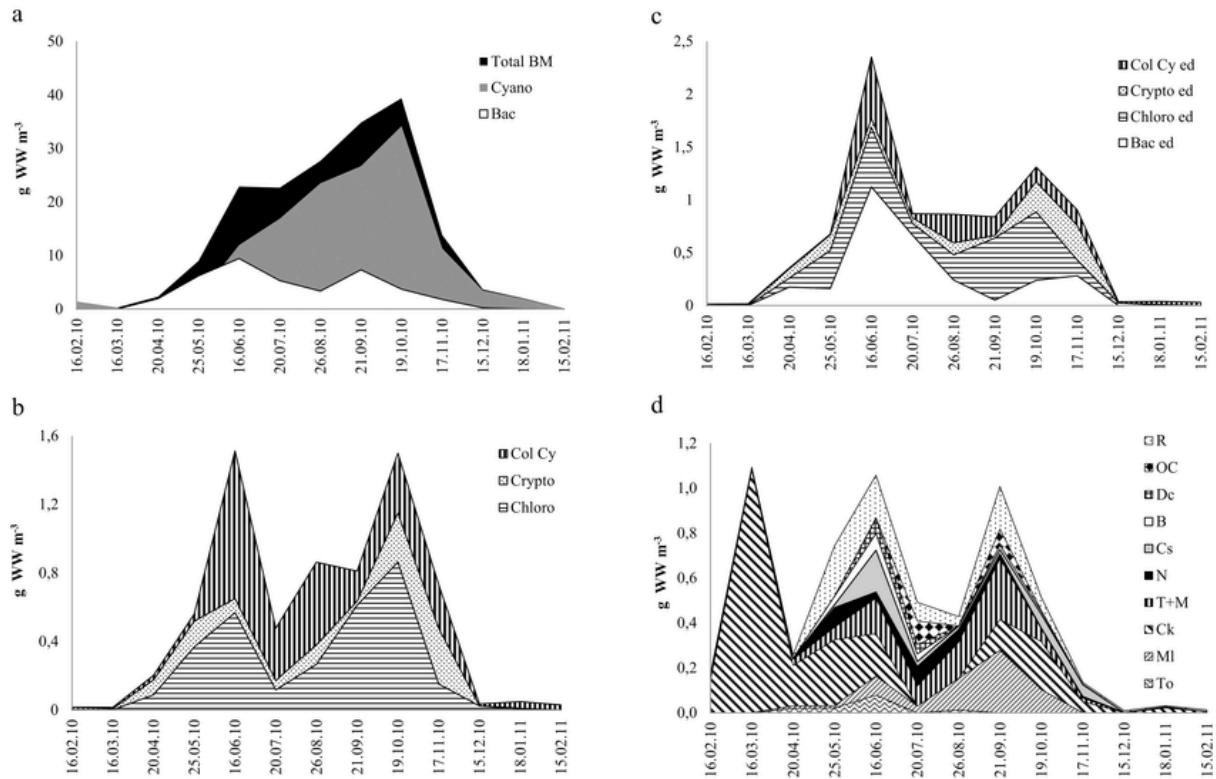


Figure 9 : Dynamiques saisonnières du phytoplancton et zooplancton

(Source : Tõnno et al. (2016), lac Võrtsjärv, Estonie)

Les lacs boréaux, situés dans les hautes latitudes, présentent des particularités hydrologiques et climatiques qui modulent profondément leur dynamique phytoplanctonique. La présence prolongée d'une couverture de glace en hiver, associée à une disponibilité lumineuse réduite et à des températures très basses, a longtemps conduit les chercheurs à considérer ces milieux comme faiblement productifs durant la saison froide (Bertilsson et al., 2013).

Sous la glace, la pénétration lumineuse est limitée par l'épaisseur de la glace et de la neige, réduisant fortement la photosynthèse (Salonen et al., 2009). De plus, la stratification hivernale induite par la couverture de glace limite les échanges entre couches d'eau, accentuant les conditions oligotrophes. Les modèles limnologiques traditionnels décrivaient ainsi les lacs boréaux comme des systèmes « dormants » durant l'hiver, où la biomasse phytoplanctonique reste faible et dominée par des formes adaptées à de faibles irradiances, notamment des diatomées et des chlorophycées (Hampton et al., 2017).

Cependant, cette vision est nuancée par les particularités propres aux cyanobactéries. Certaines espèces boréales, telles que *Dolichospermum* (anciennement *Anabaena*) ou *Aphanizomenon*, disposent de stratégies adaptatives leur permettant de persister à faibles concentrations lumineuses, notamment grâce à des pigments accessoires optimisant la capture de photons (Carey et al., 2012). Leur capacité à fixer l'azote atmosphérique constitue également un avantage compétitif en conditions oligotrophes, où l'azote dissous peut devenir limitant. Ces spécificités ouvrent la voie à une révision de la conception classique de la productivité hivernale dans les lacs boréaux.

Au cours de la dernière décennie, des observations inédites ont profondément remis en question la vision traditionnelle d'une quasi-inactivité phytoplanctonique hivernale dans les lacs boréaux. Plusieurs études récentes ont documenté la présence de proliférations de cyanobactéries en période de glace, parfois à des abondances comparables à celles de l'été (Vehmaa & Salonen, 2009 ; Hampton et al., 2015).

Ces proliférations hivernales sont rendues possibles par une combinaison de facteurs : la transparence accrue de certaines glaces favorisant une meilleure pénétration lumineuse, le réchauffement climatique réduisant l'épaisseur et la durée de la couverture glacée, ainsi que la capacité physiologique de certaines cyanobactéries à tolérer des conditions de faible luminosité et de basses températures (Wilhelm et al., 2014). Par ailleurs, les apports diffus de nutriments issus de la fonte progressive de la neige ou des apports souterrains peuvent maintenir une disponibilité suffisante en phosphore et en azote pour soutenir ces blooms (Carey et al., 2012).

Ces découvertes obligent à reconstruire les paradigmes limnologiques classiques. L'hiver, longtemps considéré comme une période de repos écologique, apparaît désormais comme une saison où se déroulent des dynamiques complexes et potentiellement déterminantes pour l'équilibre annuel des communautés phytoplanctoniques. La mise en évidence de proliférations hivernales questionne non seulement notre compréhension des cycles écologiques boréaux, mais soulève également des enjeux nouveaux pour la gestion des ressources en eau et l'anticipation des effets du changement climatique (Hampton et al., 2017).

2.5. Dynamique des cyanobactéries face aux changements climatiques

Le réchauffement climatique favorise les cyanobactéries en raison de leur tolérance élevée aux températures chaudes et de leur efficacité photosynthétique à des seuils thermiques supérieurs à ceux d'autres phytoplanctons. Des études montrent que la prolifération est plus probable lorsque la température de l'eau dépasse 20–25 °C, seuil où beaucoup d'espèces eucaryotes ralentissent leur croissance (Paerl & Huisman, 2008). Ainsi, les scénarios climatiques actuels prolongent la saison propice aux blooms.

L'augmentation des températures intensifie la stratification thermique des lacs, réduisant le mélange vertical et favorisant les cyanobactéries qui régulent leur flottabilité par des vacuoles gazeuses **Dynamique des cyanobactéries face aux changements climatiques**

Le réchauffement climatique favorise les cyanobactéries en raison de leur tolérance élevée aux températures chaudes et de leur efficacité photosynthétique à des seuils thermiques supérieurs à ceux d'autres phytoplanctons. Des études montrent que la prolifération est plus probable lorsque la température de l'eau dépasse 20–25 °C, seuil où beaucoup d'espèces eucaryotes ralentissent leur croissance (Paerl & Huisman, 2008). Cette capacité leur confère un avantage dans des eaux stables et pauvres en turbulence, leur permettant de dominer la couche euphotique (Carey et al., 2012).

Les précipitations extrêmes induisent des apports de nutriments (ruissellement agricole, urbain) qui nourrissent les blooms. À l'inverse, les périodes de sécheresse réduisent les apports d'eau douce et concentrent les nutriments, créant des conditions eutrophes propices aux cyanobactéries (Paerl & Paul, 2012). L'alternance crues/sécheresses devient ainsi un facteur structurant de la dynamique saisonnière.

L'augmentation du CO₂ atmosphérique et l'évolution du pH aquatique favorisent des espèces capables d'utiliser le carbone sous différentes formes inorganiques dissoutes (HCO₃⁻, CO₂). Beaucoup de cyanobactéries possèdent des mécanismes de concentration de carbone (CCMs) qui leur confèrent un avantage en conditions de carence en CO₂ et leur permettent de tirer profit de l'acidification (Beardall & Raven, 2016). Les projections climatiques suggèrent une augmentation de la fréquence, de la durée et de l'intensité des blooms toxiques. La combinaison du réchauffement, de la stratification prolongée et des apports en nutriments accroît la probabilité de production de microcystines et autres cyanotoxines (Paerl & Otten, 2013). Ceci accentue les risques pour l'eau potable, la pêche et les usages récréatifs.

Le climat modifie aussi les réseaux trophiques. Par exemple, la diminution de la couverture de glace et la prolongation des saisons chaudes modifient la phénologie du zooplancton, réduisant parfois la pression de broutage sur les cyanobactéries (Hampton et al., 2017). Cela contribue à leur dominance prolongée dans les écosystèmes aquatiques.

2.6. Études antérieures sur l'Abitibi-Témiscamingue et le lac Fortune

La région de l'Abitibi-Témiscamingue, au Québec, est marquée par une forte densité de lacs, dont plusieurs ont fait l'objet d'investigations limnologiques, notamment le lac Beauchamp et le lac Fortune. Ces plans d'eau, situés dans une zone de transition entre climat tempéré et boréal, ont été étudiés pour comprendre la dynamique des efflorescences cyanobactériennes et leur lien avec les pressions anthropiques et climatiques. Les premiers travaux réalisés par Vis et al. (2008) dans le cadre d'un programme de suivi régional ont mis

en évidence la sensibilité particulière de ces lacs à l'eutrophisation, en raison des apports en nutriments provenant du bassin versant. Au cours de la décennie 2010, des études spécifiques sur l'eutrophisation des systèmes d'eau douce ont permis de documenter la fréquence accrue des efflorescences estivales. Paerl et al. (2016) ont rapporté que les épisodes de blooms y étaient associés non seulement à la disponibilité en phosphore, mais également à des conditions météorologiques favorables (températures élevées, faible brassage). De leur côté, Beaulieu et al. ainsi que d'autres auteurs ont étudié les dynamiques comparées des lacs Beauchamp et Fortune, montrant que ces systèmes présentaient des profils trophiques différents mais partageaient une vulnérabilité commune aux changements climatiques régionaux.

Plus récemment, Reirl et al. (2021) ont conduit des analyses sur la composition phytoplanctonique, confirmant la présence récurrente de genres cyanobactériens potentiellement toxiques (*Microcystis*, *Dolichospermum*). Ces travaux contribuent à renforcer l'importance du suivi écologique de ces lacs, considérés comme représentatifs des milieux aquatiques de l'Abitibi-Témiscamingue. Malgré l'intérêt scientifique porté à ces plans d'eau, une lacune notable subsiste : très peu de données ont été publiées sur les années 2020–2022. Cette période correspond pourtant à une séquence climatique particulière, marquée par des étés exceptionnellement chauds et des hivers de faible enneigement au Québec (Ouranos, 2021), conditions susceptibles d'avoir favorisé des proliférations atypiques. L'absence de suivis continus sur le lac Fortune limite ainsi la compréhension des dynamiques récentes des cyanobactéries dans la région. Cette lacune justifie pleinement la réalisation d'études complémentaires, afin d'actualiser l'état des connaissances et d'évaluer l'influence du changement climatique et des pressions anthropiques sur la dynamique des efflorescences. Les recherches actuelles visent donc à combler ce déficit d'information et à fournir une base scientifique solide pour la gestion durable des lacs de l'Abitibi-Témiscamingue.

Plusieurs lacs de l'Abitibi-Témiscamingue ont déjà été identifiés comme étant affectés par des efflorescences de cyanobactéries, ce qui témoigne d'un phénomène régional et non isolé au lac Fortune. En septembre 2014, le ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) recensait officiellement plusieurs plans d'eau ayant présenté des épisodes de prolifération. La répartition de ces lacs par Bassin versant et par municipalité régionale de comté (MRC) montre que l'ensemble du territoire est concerné, avec des cas notables dans les MRC d'Abitibi, Rouyn-Noranda et du Témiscamingue. Le **Tableau 6** représente la liste de ces lacs déclarés, classés par bassin versant et MRC, selon les données du MDDELCC et des organismes de bassins versants (OBVAJ et OBVT). Cette synthèse permet de situer le lac Fortune dans un contexte régional où la problématique cyanobactérie est déjà bien documentée.

3. Méthodologie

3.1 Zone d'étude : le lac Fortune

Le lac Fortune est situé dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, au nord-ouest du Québec (Canada). Cette région, caractérisée par un climat boréal continental, se distingue par des hivers longs et rigoureux, avec une couverture de glace pouvant s'étendre de novembre à mai, et des étés relativement courts mais chauds (Gosselin, 2002). Le lac Fortune se trouve à proximité de la ville de Rouyn-Noranda, dans un secteur marqué par une forte densité de plans d'eau et de tourbières, témoins de l'héritage glaciaire de la région (Payette & Rochefort, 2001).

Le lac Fortune est un lac de petite taille, d'une superficie d'environ 0,75 km² et d'une profondeur maximale d'environ 17 m (Firlotte et al., 2007) et un bassin versant de 1,61 km². Au total, 67 habitants vivent sur les rives du lac. Le lac Fortune est situé sur la Municipalité Régionale de Comté d'Abitibi, à 27 km de la ville de Rouyn-Noranda, et est partagé entre les municipalités de Rouyn, Arntfield et Evain (Organisme du Bassin Versant d'Abitibi-Jamésie et OBVT). Sa morphologie est typique des lacs boréaux, avec une stratification thermique marquée durant l'été et un mélange complet au printemps et à l'automne (Wetzel, 2001). L'alimentation en eau provient principalement des précipitations, de petits affluents de surface et de l'infiltration souterraine, ce qui confère au lac une relative sensibilité aux apports en nutriments et aux perturbations climatiques.

Comme plusieurs lacs boréaux, le lac Fortune présente une faible productivité primaire, liée aux faibles concentrations naturelles en nutriments. Cependant, des observations récentes ont mis en évidence des proliférations de cyanobactéries, en particulier des genres *Planktothrix* et *Aphanizomenon*, ce qui témoigne d'une sensibilité croissante aux pressions environnementales. Le lac Fortune, bien qu'étant un lac d'intérêt local, s'inscrit dans une problématique plus large touchant de nombreux écosystèmes aquatiques boréaux. L'eutrophisation, les apports diffus liés aux activités humaines et les effets du réchauffement climatique y créent des conditions favorables à l'apparition de blooms cyanobactérien (Paerl & Otten, 2013 ; Tararu et al., 2015). Ainsi, l'étude de ce lac constitue un site modèle pour comprendre les dynamiques interannuelles des cyanobactéries dans des milieux boréaux sensibles.

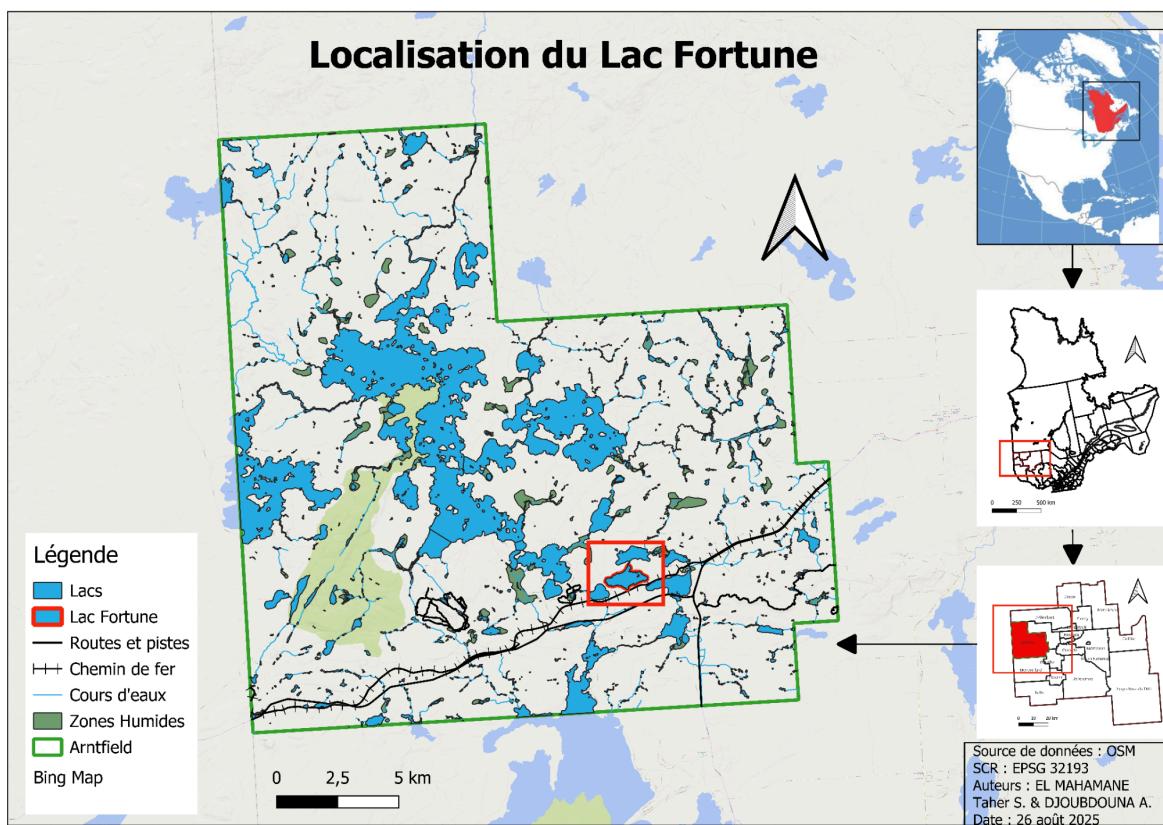


Figure 10 : Localisation du Lac Fortune

3.2 Collecte des données

La collecte des données s'est déroulée sur le lac Fortune (Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada) au cours des années (2020-2021-2022). Elle visait à caractériser à la fois la composition et l'abondance des cyanobactéries ainsi que les principaux paramètres environnementaux influençant leur dynamique. Des prélèvements d'eau ont été réalisés à intervalles réguliers (mensuels en période hivernale et bimensuels durant la période libre de glace), à l'aide d'une bouteille de type Van Dorn ou Niskin. Les échantillons ont été collectés à différentes profondeurs correspondant aux principales strates thermiques du plan d'eau: l'*épilimnion* (couche de surface), le *métalimnion* (ou thermocline, zone de transition marquée par un gradient thermique important) et l'*hypolimnion* (couche profonde plus froide et stable). Cette approche permet de tenir compte de la stratification thermique du lac.

La campagne d'échantillonnage a été réalisée dans le lac Fortune entre 2020 et 2022, afin de caractériser la dynamique verticale et saisonnière des communautés de cyanobactéries. Un total de **55 échantillons** a été collecté, couvrant les principales couches de stratification thermique du plan d'eau, soit:

- l'**épilimnion** (0,5 à 4,5 m)

- **le métalimnion** (5 à 8,5 m)
- **l'hypolimnion** (10 à 13 m)

La répartition montre que 14 échantillons ont été prélevés dans l'épilimnion, 28 échantillons dans le métalimnion, et 13 échantillons dans l'hypolimnion. Ces prélèvements ont été effectués au cours des saisons estivales, automnales, hivernales et printanières, permettant ainsi de prendre en compte la variabilité saisonnière des conditions physico-chimiques et biologiques du lac. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une bouteille de type Van Dorn permettant de recueillir l'eau à des profondeurs précises, conformément aux standards du Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Après chaque prélèvement, l'eau est transférée dans des stériles, étiquetés et conservés dans des glacières à environ 4°C, afin de limiter toute dégradation biologique avant l'analyse. Tous les échantillons ont été acheminés au laboratoire du MELCC, où ils ont fait l'objet d'une identification des genres des cyanobactéries et algues. Le tableau 1 représente la synthèse des échantillons par saison et par couche d'eau pour l'ensemble de la période étudiée.

Lors de chaque campagne, des mesures **in situ** ont été effectuées à l'aide d'une sonde multiparamètres (YSI) pour enregistrer la température (°C), la saturation de l'oxygène dissous (%), la conductivité spécifique ($\mu\text{S}/\text{cm}$) et le pH. Des aliquotes d'eau ont également été prélevées pour les analyses de laboratoire portant sur :

- le phosphore total (PT),
- l'azote total (NT),
- le carbone organique dissous (DOC),
- la chlorophylle *a*.

Les données de météorologie (température de l'air, précipitations, durée d'ensoleillement) ont été obtenues auprès d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Les informations relatives à la couverture de glace et à la stratification thermique ont été recueillies par capteurs de température autonomes (HOBO ou équivalent) installés dans la colonne d'eau. Les échantillons d'eau destinés à l'étude du phytoplancton ont été fixés au Lugol acide. L'identification taxonomique des cyanobactéries a été réalisée au microscope inversé selon la méthode d'Utermöhl (1958), en se référant aux clés de classification de Komarek & Anagnostidis (2005). L'abondance des genres dominants (*Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*) a été exprimée en cellules/mL.

La méthode tau de Kendall est un test non paramétrique de corrélation qui permet d'évaluer la force et la direction de l'association entre deux variables ordinaires ou continues, sans supposer une distribution normale des données. Elle repose sur la comparaison des paires

concordantes et discordantes d'observations afin de mesurer dans quelle mesure l'augmentation d'une variable est liée à l'augmentation ou à la diminution de l'autre (Kendall, 1938). Dans cette étude, le coefficient tau de Kendall a été utilisé pour examiner les relations entre les abondances de cyanobactéries et les paramètres physico chimiques du lac Fortune, offrant ainsi un indicateur robuste de dépendance monotone même en présence de données non linéaires ou contenant des valeurs extrêmes.

Le test de Kruskal-Wallis est une méthode statistique non paramétrique qui permet de comparer les médianes de plusieurs groupes indépendants afin de déterminer s'il existe une différence significative entre eux. Contrairement à l'ANOVA, il ne suppose pas la normalité des distributions, ce qui le rend particulièrement adapté aux données écologiques souvent non paramétriques (Kruskal & Wallis, 1952). Dans cette étude, le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour analyser les différences des paramètres physicochimiques du lac Fortune (phosphore, COD, métaux, etc.) entre les différentes saisons, fournissant ainsi une évaluation robuste des variations saisonnières susceptibles d'influencer la dynamique des communautés cyanobactériennes.

Afin de compléter l'analyse, des données antérieures (2010–2019) provenant des suivis réalisés par l'INRS et par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (MELCC) ont été intégrées pour permettre une analyse interannuelle. Toutefois, les données hivernales ne sont disponibles qu'en 2022, ce qui limite les comparaisons saisonnières.

Année	Saison	Épilimnion (0,5 - 4,5 m)	Métalimnion (5 - 8,5 m)	Hypolimnion (10 - 13 m)	Total
2020	Été	2	4	2	8
2020	Automne	2	4	2	8
2021	Été	2	4	2	8
2021	Automne	3	7	3	13
2021	Hiver	0	0	0	0
2022	Hiver	3	5	2	10
2022	Printemps	2	4	2	8
Total		14	28	13	55

Tableau 1 : Nombre d'échantillons collectés dans le lac Fortune selon la saison et la couche d'eau (2020-2022)

3.3 Analyses statistiques et traitement des données

La première étape de traitement des données consiste à épurer la base de données. Il s'agit d'exclure les valeurs manifestement aberrantes (erreurs de capteurs, valeurs négatives de nutriments) après vérification avec les journaux de terrain. Ensuite nous avons géré les données manquantes ($\leq 10\%$) imputées par imputation multiple ($m=5$) pour les variables explicatives continues (méthode par chaînes de Markov-régressions conditionnelles), puis pooling des estimations dans les modèles finaux (van Buuren, 2018). Les Variables positives et asymétriques (PT, NT, DOC, Chl-a) sont transformées $\log_{10}(x+\delta)$ (δ : petite constante) ; abondances de cyanobactéries modélisées sur échelle log ou via familles quasi-Poisson/neg.bin (Zuur et al., 2009). Les Variables explicatives centrées-réduites (z-scores) pour comparer les tailles d'effet et stabiliser l'estimation (Dormann et al., 2013) sont standardisées. Nous avons procédé à la construction d'indices interannuels :

- Phénologie de glace : dates de prise/débâcle, durée de couverture (jours), degré-jours hivernaux/estivaux (Magnuson et al., 2000).
- Stratification : durée annuelle de stratification (jours), N^2 moyen (stabilité) sur la période de stratification.
- Climat : T° air moyenne JJA, précipitations cumulées extrêmes (vagues de chaleur).
- Nutriments : moyennes saisonnières (printemps/été/automne/hiver) et maxima.

4. Résultats

4.1 Composition des communautés cyanobactériennes

L'analyse des échantillons du lac Fortune révèle la présence de plusieurs genres de cyanobactéries, dont *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Limnothrix* et, de manière plus ponctuelle, *Microcystis*. Parmi ces genres, *Planktothrix* domine largement les communautés, avec des abondances dépassant régulièrement le seuil de prolifération défini par l'OMS (20 000 cellules/mL) tout au long de l'année (Figure ci-dessous). *Aphanizomenon* et *Limnothrix* sont également fréquents, mais avec des abondances plus variables, alors que les autres genres apparaissent de façon sporadique et en densités plus faibles.

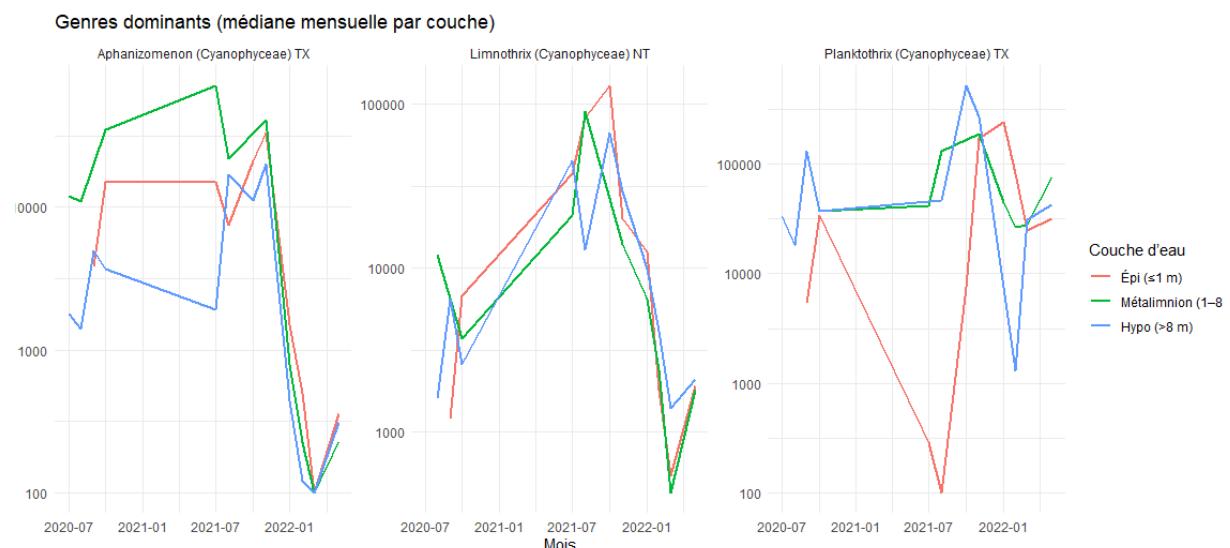


Figure 11 : Variation saisonnière des genres dominants de cyanobactéries dans le lac Fortune

Planktothrix présente des abondances particulièrement élevées dans l'hypolimnion durant l'été et l'automne, dépassant 10^6 cellules/L. *Aphanizomenon* est surtout détecté en profondeur, avec des pics marqués en automne. *Limnothrix* se distingue par une présence régulière dans le métalimnion, avec des abondances modérées et plus stables. Les autres genres, tels que *Microcystis*, apparaissent de manière sporadique et en densités faibles.

La répartition verticale est contrastée : les abondances maximales ne se trouvent pas en surface (épilimnion), mais dans le métalimnion et surtout l'hypolimnion. Cette structuration verticale est marquée pendant la période estivale et se maintient à l'automne, alors que les abondances diminuent nettement en hiver sous glace.

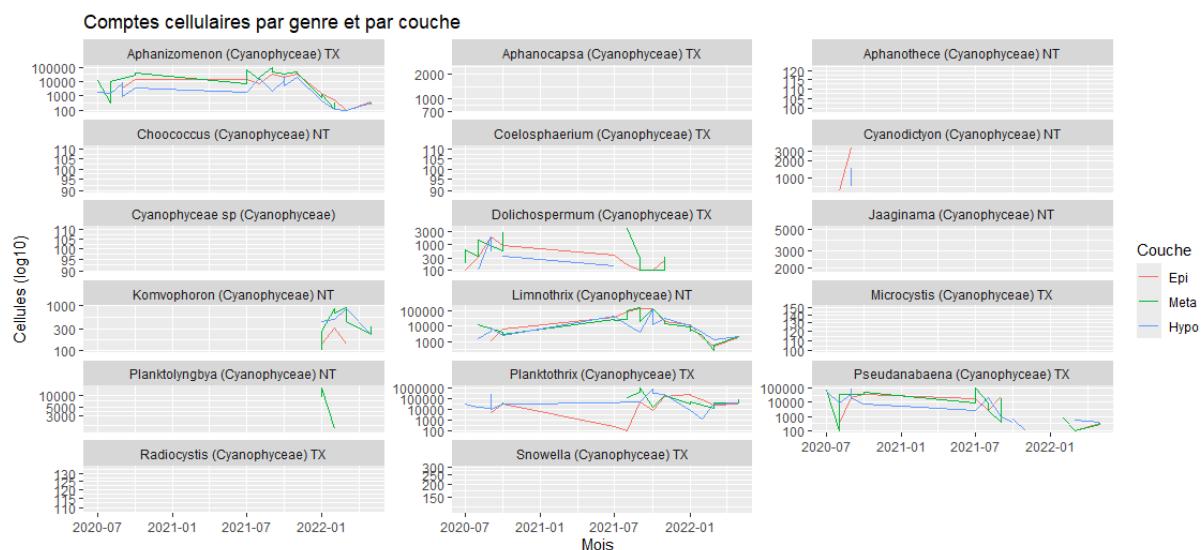


Figure 12 : Evolution des comptes cellulaires de cyanobactéries par genre et par couche (2020-2021-2022)

L'évolution des abondances cellulaires de cyanobactéries dans le lac Fortune entre 2020, 2021 et 2022, réparties par genre et selon les trois couches de la colonne d'eau : *épilimnion* (*Epi*), *métalimnion* (*Meta*) et *hypolimnion* (*Hypo*). Les données, exprimées en échelle logarithmique, révèlent une diversité taxonomique marquée, avec des genres tels que *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Limnothrix* et *Microcystis* affichant des abondances significatives, particulièrement dans les couches intermédiaires et profondes. Cette répartition verticale témoigne d'une adaptation écologique à des conditions de faible luminosité et à une stabilité physico-chimique accrue en profondeur. En cohérence avec les analyses précédentes, où le phosphore s'est révélé être le facteur environnemental le plus influent, cette structuration par couche suggère que les efflorescences dans le lac Fortune sont principalement conditionnées par la qualité de l'eau en profondeur, notamment la disponibilité en nutriments et la stratification thermique, plutôt que par les seuls apports lumineux en surface.

4.2. Analyses physico chimiques

La méthode Kruskal Wallis via le logiciel R-studio (tableau 1) a permis de relever les données suivantes :

- pH : Très significatif ($p < 0.001$), plus grande différence entre les couches.
- Phosphore, Azote total, Azote ammoniacal : Différences significatives ($p < 0.01$).
- Nitrate et nitrite : Marginalement significatif ($p \approx 0.047$).
- Carbone organique : Non significatif ($p \approx 0.298$), donc homogène entre les couches.

Le **pH** présente la plus forte différence entre les couches, suivi du **phosphore, azote ammoniacal et azote total**, tous significatifs à un seuil de 0.01. Le **nitrate et nitrite** est marginalement significatif, tandis que **le carbone organique** ne montre pas de différence significative entre les couches.

Paramètre	Statistique	p.value	Significatif (p< 0.05)
pH	20.383	p < 0.0001	Oui
Phosphore	13.623	0.0011	Oui
Azote ammoniacal	12.732	0.0017	Oui
Azote total	12.277	0.0022	Oui
Nitrate et nitrite	6.098	0.0474	Oui
Carbone organique	2.418	0.2984	Non

Tableau 2 : Test d'analyse physico-chimique (Kruskall Wallis)

La méthode tau de Kendall

Couche	tau de Kendall	p.value	Significatif
Épi (≤ 1 m)	0.333	0.1525	Non
Métaglimnion (1–8 m)	-0,244	0.3807	Non
Hypo (> 8 m)	-0,555	0.7836	Non

Tableau 3 : Tendance des cyanobactéries par couche (tau de Kendall)

Le test de tendance basé sur le tau de Kendall a été appliqué pour évaluer l'évolution des concentrations de cyanobactéries dans les différentes couches du lac Fortune. Ce test non paramétrique permet de détecter des tendances monotones dans les séries temporelles.

L'analyse statistique des données a reposé sur des méthodes non paramétriques adaptées à la nature des variables mesurées. Afin de comparer les différences saisonnières entre les paramètres physico-chimiques du lac Fortune (phosphore total, carbone organique dissous, température, pH, etc.), le **test de Kruskal-Wallis** a été appliqué. Ce test constitue une alternative robuste à l'ANOVA lorsqu'il n'est pas possible de supposer la normalité des distributions, et il est couramment utilisé en sciences de l'environnement pour détecter des variations significatives entre plusieurs groupes indépendants (Kruskal & Wallis, 1952 ;

Gibbons & Chakraborti, 2011). Par ailleurs, afin d'évaluer les relations entre l'abondance relative des genres de cyanobactéries et les variables environnementales, le **tau de Kendall** a été privilégié. Ce coefficient de corrélation non paramétrique permet de mesurer la force et la direction d'une association monotone entre deux variables, tout en étant moins sensible aux valeurs extrêmes que le coefficient de Spearman (Kendall, 1938 ; Croux & Dehon, 2010). L'utilisation combinée de ces deux approches assure une évaluation robuste et adaptée de la dynamique interannuelle des cyanobactéries en fonction des conditions physicochimiques du milieu.

4.3. Variations interannuelles

Les données issues du MELCCFP indiquent une augmentation progressive des concentrations de cyanobactéries à partir de mi-2020, atteignant un maximum durant l'été 2021 (jusqu'à 10^8 cellules/L), puis une décroissance graduelle en 2022 (Figure 14). Cette évolution témoigne d'une dynamique interannuelle marquée, avec un changement dans la composition des genres dominants : *Planktothrix* reste présent de manière constante, alors que *Aphanizomenon* présente des pics plus ponctuels, particulièrement à l'automne 2020.

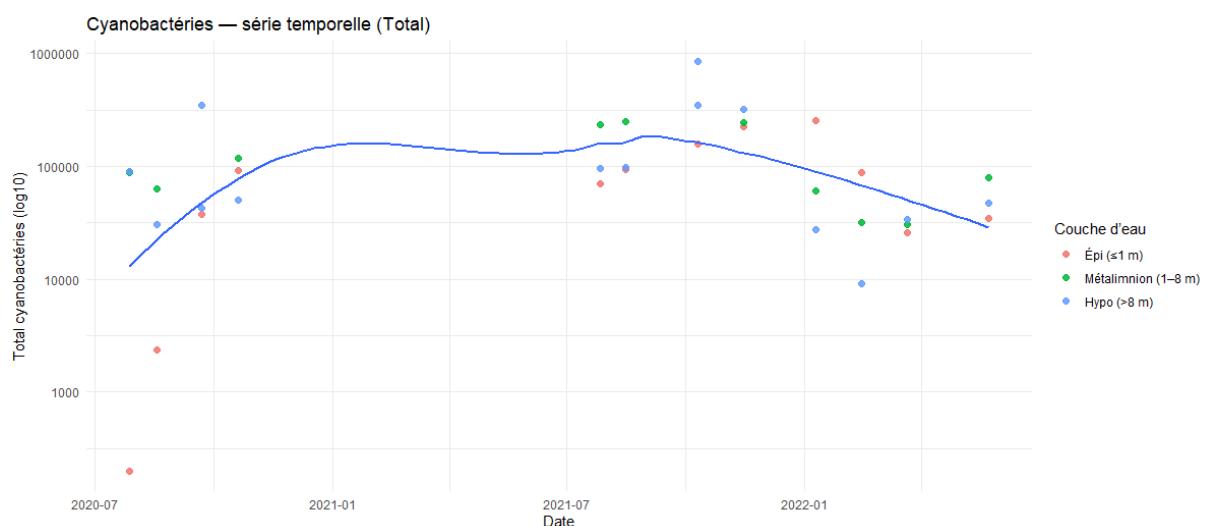


Figure 13 : Variation temporelle des cyanobactéries totales (2020-2022)

L'abondance totale des cyanobactéries varie fortement entre 2020 et 2021. Les densités cellulaires sont plus faibles en hiver, avec des valeurs proches de 10^3 cellules/L sous la glace, puis augmentent progressivement au printemps. Les maxima sont atteints durant l'été 2021, où les concentrations dépassent 10^8 cellules/L. Après ce pic, une diminution graduelle est observée à l'automne 2021, suivie d'un retour à de faibles abondances en hiver. Globalement, les résultats indiquent une dynamique interannuelle marquée, avec des abondances plus élevées en 2021 qu'en 2020.

4.4. Variations saisonnières

La dynamique saisonnière montre une forte variabilité dans l'abondance totale. Les densités maximales sont enregistrées en été et en automne, tandis que les valeurs les plus faibles sont observées sous la glace, en hiver. Durant l'été, *Planktothrix* et *Limnothrix* atteignent leurs abondances maximales, souvent dans les couches profondes (métalimnion et hypolimnion), tandis que *Aphanizomenon* est plus abondant en automne. Au printemps, les abondances sont modérées mais augmentent progressivement en surface, annonçant les proliférations estivales (voir Figure ci-dessous).

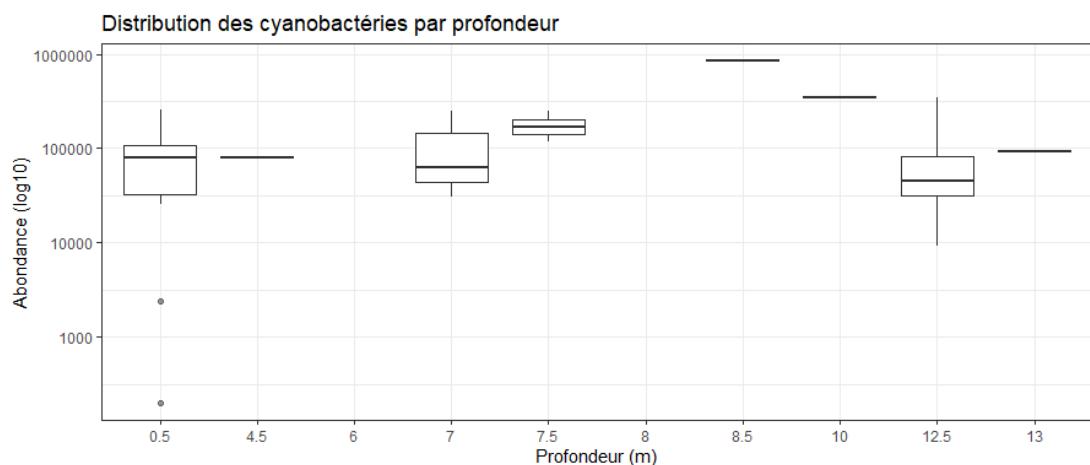


Figure 14: Distribution verticale des cyanobactéries selon la profondeur (Toutes dates confondues) dans le lac Fortune (log10 cellules/L)

La répartition verticale des cyanobactéries dans le lac Fortune montre une abondance plus élevée dans les couches profondes comparativement à la surface. Les densités maximales sont enregistrées dans le métalimnion et surtout dans l'hypolimnion, où elles atteignent fréquemment plus de 10^6 cellules/L. À l'inverse, l'épilimnion présente des concentrations beaucoup plus faibles, souvent inférieures à 10^4 cellules/L. Cette distribution verticale est constante sur les deux années d'observation, indiquant que les communautés cyanobactériennes s'établissent préférentiellement en profondeur.

4.5. Relations avec les paramètres environnementaux

Les analyses multivariées (ACP et modèles linéaires généralisés) révèlent que l'abondance des genres dominants est principalement corrélée aux nutriments, notamment le phosphore total (TP) et l'azote dissous (TDN), ainsi qu'au carbone organique dissous (DOC). Chez *Planktothrix*, les densités les plus élevées coïncident avec des concentrations accrues en phosphore et DOC dans l'hypolimnion. L'importance relative des facteurs montre que le phosphore est le déterminant principal des proliférations, suivi de l'azote ammoniacal, tandis

que la température et le pH apparaissent comme des variables secondaires. Ces résultats confirment que la dynamique du lac Fortune est davantage régie par la disponibilité en nutriments que par les conditions physiques seules (Figures ci-dessous).

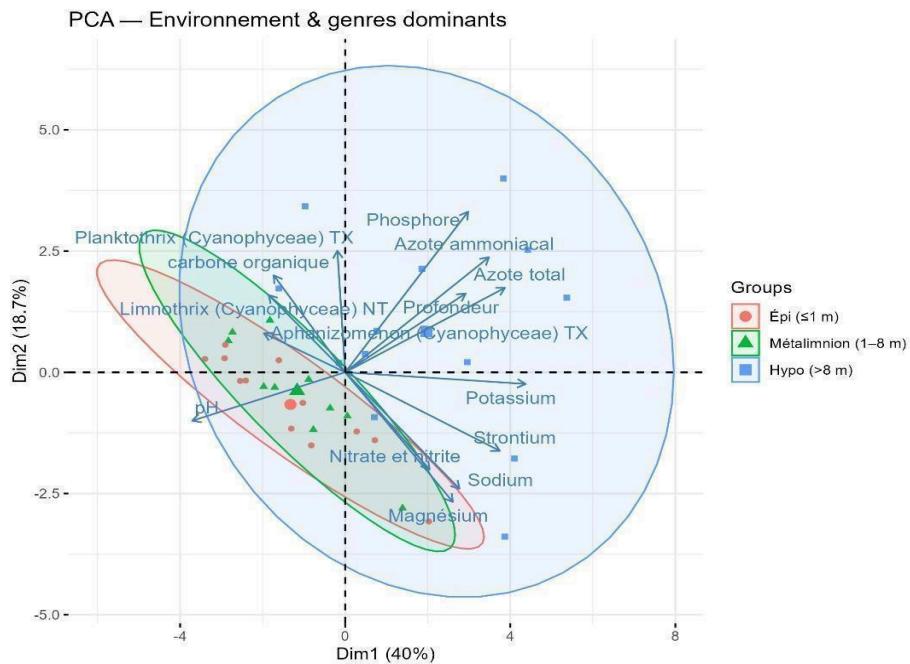


Figure 15 : Projection ACP facteurs environnementaux et de l'abondance des cyanobactéries

L'analyse en composantes principales révèle une association marquée entre les abondances des genres dominants et plusieurs variables environnementales. *Planktothrix* et *Limnothrix* se situent dans le même axe de corrélation que le phosphore total (TP) et le carbone organique dissous (DOC), indiquant une co-variation de ces paramètres. *Aphanizomenon* est plutôt associé aux concentrations d'azote dissous et à la profondeur. À l'inverse, les variables physiques comme la température et le pH se projettent dans des axes opposés, traduisant une influence plus limitée. Globalement, l'ACP met en évidence que la dynamique des cyanobactéries du lac Fortune est fortement structurée par les nutriments et le DOC.

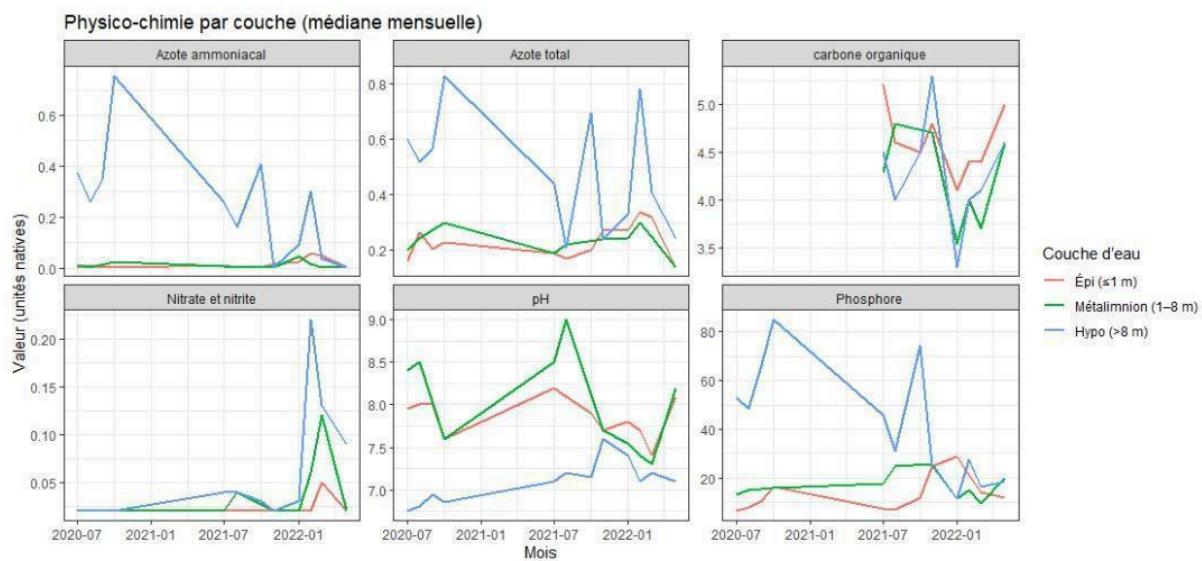


Figure 16 : Evolution mensuelle des paramètres physico-chimiques par couche du lac Fortune (2020-2021-2022)

L'évolution mensuelle des paramètres physico-chimiques répartis selon les couches de la colonne d'eau. Les concentrations de phosphore et d'azote total, particulièrement élevées dans l'hypolimnion, coïncident avec les périodes d'abondance cyanobactérienne, notamment du genre *Planktothrix*. Cette accumulation en profondeur, combinée à une stratification thermique stable, crée des conditions propices à la prolifération, même sous faible luminosité. Par ailleurs, les variations du pH observées dans toutes les couches pourraient moduler la disponibilité des nutriments et influencer indirectement la croissance. Ces observations rejoignent les conclusions de plusieurs études sur les lacs boréaux, qui identifient le phosphore comme le principal moteur des efflorescences, suivi par l'azote dissous et le carbone organique. Ainsi, la dynamique des cyanobactéries dans le lac Fortune semble fortement conditionnée par la qualité chimique des couches profondes, soulignant l'importance d'une gestion ciblée des apports nutritifs pour limiter les proliférations.

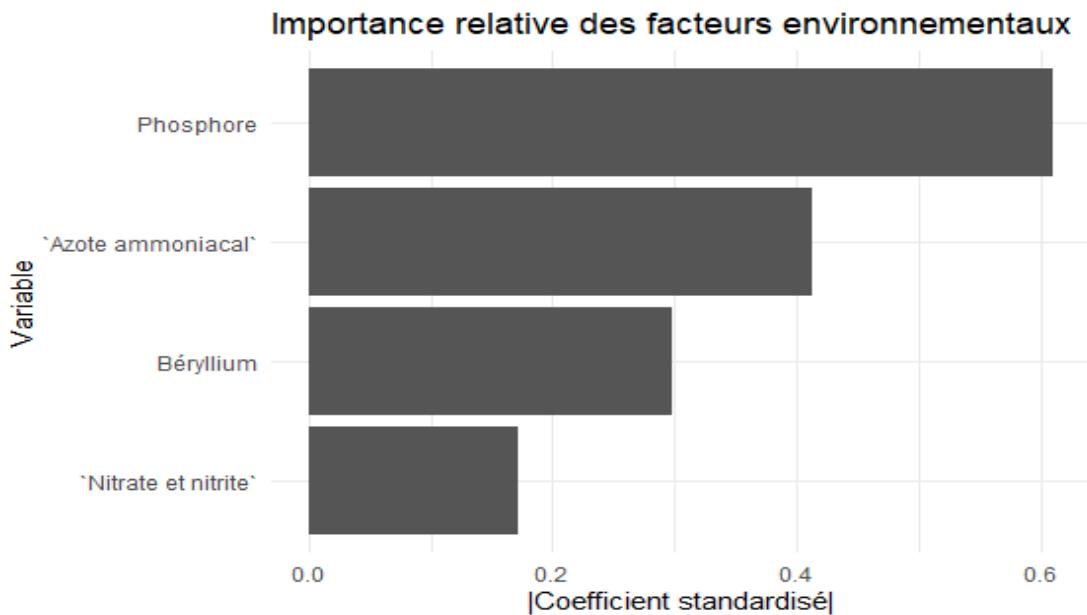


Figure 17 : Importance relative des facteurs environnementaux (coefficient standardisés)

L'importance relative de plusieurs facteurs environnementaux influençant les abondances de cyanobactéries dans le lac Fortune, sur la base de coefficients standardisés. Il en ressort que le phosphore est le facteur le plus déterminant, suivi de l'azote ammoniacal, du beryllium et des nitrates-nitrites, dont l'impact est plus marginal. Cette hiérarchie met en évidence le rôle central des nutriments, en particulier du phosphore, dans la dynamique des efflorescences observées dans ce lac. Contrairement au lac Beauchamp, où les paramètres physico-chimiques tels que la conductivité et le carbone organique dissous prédominent, le lac Fortune semble davantage régi par les charges nutritives, probablement issues du ruissellement ou du recyclage interne. Ces résultats soulignent l'importance d'une gestion ciblée des apports en phosphore pour limiter les proliférations cyanobactériennes dans ce milieu.

Paramètre	coefficient	erreur std.	Statistique t	p.value	significatif
Phosphore	0.611	0.147	4.149	0.0002	Oui
Azote ammoniacal	-0.414	0.149	-2.777	0.0092	Oui
Béryllium	0.297	0.087	3.402	0.0019	Oui
Nitrate et nitrite	-0.173	0.088	-1.95	0.0603	Non

Tableau 4 : Importance des variables dans le modèle de régression

Une régression linéaire a été réalisée pour évaluer l'influence de plusieurs paramètres physico-chimiques sur la variable cible. Les coefficients, les erreurs standards, les statistiques t et les p-values ont été analysés. Les paramètres avec une p-value inférieure à **0.05** sont considérés comme significatifs.

4.6. Influence des métaux sur l'abondance des cyanobactéries

Les métaux présents dans les écosystèmes aquatiques jouent un rôle complexe dans la régulation des communautés cyanobactériennes. Certains, comme le fer (Fe), le manganèse (Mn) ou le cuivre (Cu), sont des oligoéléments essentiels au métabolisme des cyanobactéries. Le fer, par exemple, intervient dans la photosynthèse et la fixation de l'azote atmosphérique via la nitrogénase, ce qui confère un avantage compétitif à certaines espèces comme *Aphanizomenon* et *Dolichospermum* dans des environnements pauvres en azote (Shi et al., 2007 ; Facey, Apte et Mitrovic 2019). De même, le manganèse est impliqué dans l'activité du photosystème II, indispensable à la production d'oxygène.

Cependant, à des concentrations élevées, plusieurs métaux deviennent toxiques pour les cellules cyanobactériennes. Le cuivre et le zinc, par exemple, peuvent induire un stress oxydatif, perturber la perméabilité membranaire et réduire la croissance (Sunda & Huntsman, 1998). Néanmoins, certaines cyanobactéries possèdent des mécanismes d'adaptation, tels que la séquestration intracellulaire des métaux, la production de métallothionéines ou la précipitation extracellulaire, leur permettant de tolérer, voire d'exploiter, ces conditions (Latifi et al., 2009).

Ainsi, la disponibilité et la spéciation des métaux peuvent fortement moduler la structure des communautés cyanobactériennes. Par exemple, un apport accru en fer peut stimuler la dominance d'espèces fixatrices d'azote, favorisant la prolifération de *Planktothrix* ou *Aphanizomenon* dans des lacs eutrophisés (Molot et al., 2014). À l'inverse, un excès de cuivre, souvent utilisé comme algicide, peut réduire temporairement l'abondance cyanobactérienne, mais aussi provoquer des déséquilibres écologiques en libérant des toxines intracellulaires lors de la lyse cellulaire (Paerl & Otten, 2013). Ces dynamiques sont bien illustrées par la projection ACP des facteurs environnementaux et de l'abondance des cyanobactéries (figure 15)

En définitive, les métaux exercent une influence duale : facteurs limitants essentiels à faible concentration et agents toxiques à forte concentration. Leur rôle doit donc être pris en compte dans l'analyse des dynamiques cyanobactériennes, notamment dans des contextes où les apports anthropiques (mines, industries, ruissellement) modifient la chimie des lacs boréaux comme le lac Fortune.

4.7. Analyse du rôle des métaux et nutriments dans la dynamique des cyanobactéries

Les données prélevées ont mis en évidence le rôle déterminant de certains éléments traces dans la prolifération des cyanobactéries. Le phosphore (P) et l'azote (N) demeurent les principaux moteurs de la productivité cyanobactérienne, en particulier pour des genres fixateurs comme *Aphanizomenon*, capables d'utiliser l'azote atmosphérique lorsque les concentrations en nitrates deviennent limitantes (Paerl & Otten, 2016). Toutefois, des éléments tels que le fer (Fe) et le manganèse (Mn) jouent également un rôle central en tant que cofacteurs enzymatiques impliqués dans la photosynthèse et la protection contre les stress oxydatifs (Shi et al., 2022). Chez *Planktothrix*, la capacité à persister dans des environnements faiblement lumineux serait en partie liée à une forte affinité pour le Fe dissous, nécessaire à la synthèse des phycobiliprotéines. Le manganèse intervient quant à lui dans le fonctionnement du complexe d'oxydation de l'eau au sein du photosystème II, ce qui pourrait favoriser la résistance des cyanobactéries durant les mois hivernaux, lorsque la lumière devient limitante mais que la disponibilité en Mn augmente dans l'hypolimnion en raison de la réduction des oxydes métalliques. Ces études suggèrent également que le potassium (K), souvent négligé dans les suivis limnologiques, pourrait soutenir la croissance de *Limnothrix* et *Microcystis*, en facilitant par exemple, la régulation osmotique en période de stratification estivale. Ainsi, même en l'absence de données spécifiques, il est probable que la coexistence observée entre *Planktothrix*, *Aphanizomenon* et *Limnothrix* dans le lac Fortune résulte d'une synergie entre nutriments majeurs (P et N) et éléments traces (Fe, Mn et K), agissant conjointement pour soutenir la productivité tout au long de l'année, y compris sous la glace.

Élément	Rôle physiologique principal	Genres cyanobactériens particulièrement concernés	Effet sur la dynamique saisonnière	Autres auteur ayant travaillé
Phosphore (P)	Composant essentiel de l'ATP, des acides nucléiques et des membranes	<i>Planktothrix</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Aphanizomenon</i>	Accélère les proliférations estivales et automnales	Schindler et al. (2008)
Azote (N)	Synthèse des protéines et des pigments photosynthétiques	<i>Aphanizomenon</i> (fixation N ₂), <i>Limnothrix</i>	Maintien des populations en conditions pauvres via la fixation azotée	Paerl & Otten (2016)

Élément	Rôle physiologique principal	Genres cyanobactériens particulièrement concernés	Effet sur la dynamique saisonnière	Autres auteur ayant travaillé
Fer (Fe)	Cofacteur pour la photosynthèse et la synthèse des phycobiliprotéines	<i>Planktothrix</i> , <i>Microcystis</i>	Favorise la persistance en faible lumière, notamment dans l'hypolimnion	Wiedner et al. (2007)
Manganèse (Mn)	Participe à l'oxydation de l'eau dans le photosystème II	<i>Planktothrix</i> , <i>Aphanizomenon</i>	Renforce la résistance hivernale sous faible luminosité	Håkanson (2006)
Potassium (K)	Régulation osmotique et activation enzymatique	<i>Limnothrix</i> , <i>Microcystis</i>	Stabilise la croissance en période de stratification	Li et al. (2020)
Carbone organique dissous (COD)	Source énergétique alternative et protection contre le stress oxydatif	<i>Planktothrix</i> , <i>Aphanizomenon</i>	Soutient la croissance hivernale via la mixotrophie	Tranvik (2009)

Tableau 5 : Rôle des principaux métaux et nutriments dans la prolifération des cyanobactéries

5. Discussion

En comparant les résultats de cette étude à la littérature, nous pouvons dire que le profil de prolifération des cyanobactéries est cohérent avec l'écologie de plusieurs lignées de *Planktothrix* capables de prospérer à faible lumière, grâce à leur régulation de flottabilité et à des pigments efficaces (Walsby, 1994 ; Huisman et al., 2018), comme le montre leur abondance marquée dans l'hypolimnion (Figure 12 et Figure 14). Plus largement, la littérature décrit des proliférations stables dans des couches d'eau stratifiées et relativement pauvres en turbulence, où la contrainte lumineuse est compensée par une disponibilité accrue en nutriments (Huisman et al., 2004 ; Paerl & Otten, 2013). Ce schéma est bien visible dans le lac Fortune où les genres dominants se maintiennent en profondeur sous stratification stable (Figure 11 et Figure 14).

De plus la hiérarchie des variables comme le phosphore, l'azote et DOC rejoint la synthèse classique sur l'eutrophisation : contrôle du P au premier plan pour prévenir les blooms, avec bénéfices additionnels quand N et P sont réduits conjointement (Schindler, 2006 ; Paerl et al., 2016). Cette conclusion est confirmée par l'analyse de l'importance relative des facteurs environnementaux (Figure 17), la projection multivariée ACP (Figure 15) et les résultats de régression (Tableau 3), qui désignent le phosphore comme le déterminant principal des efflorescences. Le lien positif avec le DOC et les maxima profonds est compatible avec l'idée que la minéralisation et/ou le relargage interne sous stratification enrichissent les couches profondes en nutriments tout en modulant la lumière (Carey et al., 2012 ; Hampton et al., 2017), ce que corroborent les profils verticaux de nutriments et de cyanobactéries (Figure 14 et Figure 12).

Les maxima estivaux/automnaux et la faiblesse hivernale cadrent avec la saisonnalité classique des lacs tempérés-boréaux (Paerl & Huisman, 2008), ce que montrent les abondances maximales durant l'été 2020 et 2021 (Figure 12 et Figure 13). La littérature récente souligne toutefois que des activités sous glace peuvent survenir (Hampton et al., 2017), ce que nous n'observons pas de manière marquée ici, un point qui confirme que la stratification estivale et la stabilité automnale sont les fenêtres dominantes de prolifération au lac Fortune sur 2020–2021 (Figure 13).

La montée progressive de l'été 2020 jusqu'à 2021 est cohérente avec le rôle des anomalies climatiques (chaleurs estivales, stabilité accrue) qui amplifient la probabilité de blooms (Jöhnk et al., 2008 ; Paerl & Paul, 2012). Ces fluctuations interannuelles, bien documentées dans des lacs boréaux et oligotrophes (Carey et al., 2012), se reflètent dans nos résultats (Figure 13 et Figure 12), montrant que le forçage climatique module l'expression du signal nutriments d'une année à l'autre.

Cependant il faut noter objectivement que le nombre de stations et la variabilité horizontale (zones proches d'affluents, baies) peuvent induire un biais d'estimation des maxima locaux. Ainsi les comptages cellulaires (Figure 12, 13 et 11) n'informent pas sur la production effective de toxines. L'absence de mesures toxines (ELISA/LC-MS) et/ou gènes (qPCR des clusters mcy/ana/sxt) limite l'interprétation sanitaire. On dénote des corrélations fortes avec TP, N et DOC mais flux non mesurés (charges du bassin versant, relargage interne des sédiments, bilans P/N). Sans bilans de masse, l'origine relative (externe vs interne) reste indéterminée.

Cette étude présente des défis écologiques et de gestion. La niche profonde de *Planktothrix* suggère des boucles de rétroaction. On assiste à une accumulation de biomasse sous stratification ; ce qui va entraîner une consommation d'O₂ profond ensuite des conditions favorables au relargage interne de P et puis au maintien des blooms profonds (Figure 14 et Figure 12). Cela peut altérer les habitats froids/oxygénés pour les poissons sensibles. La différenciation saisonnière signifie que la composition des cyanobactéries peut changer au cours de l'année (Figure 12). Si l'hypolimnion est fréquemment pauvre en O₂, envisager oxygénation hypolimnique/aération dirigée ou inactivation du P (p. ex. sels d'aluminium) après diagnostic séimentaire. Les synthèses montrent que la réduction du P est la mesure la plus robuste pour atténuer les blooms (Schindler, 2006 ; Paerl et al., 2016) ce que confirme le rôle dominant du phosphore observé ici (Figure 17 et Tableau 3).

Les métaux traces tels que le fer (Fe) et le manganèse (Mn) conditionnent la disponibilité conjointe en nutriments majeurs (phosphore et azote). Dans les lacs boréaux, comme ceux étudiés par Graham et al. (2016) et Couture et al. (2018), le phosphore total apparaît comme le principal facteur structurant la biomasse de genres dominants tels que *Planktothrix*, particulièrement dans les couches profondes où la lumière est limitée mais où les nutriments s'accumulent. Cette tendance est similaire dans les écosystèmes tropicaux d'Afrique de l'Ouest, où *Microcystis* et *Anabaena* dominent les efflorescences en réponse à des apports agricoles et domestiques riches en phosphore et azote (Mama et al., 2021 ; Ndong et al., 2017). Toutefois, alors que dans les lacs boréaux la persistance hivernale est favorisée par une combinaison entre disponibilité en COD et stabilité de la colonne d'eau (Karlsson et al., 2009), les milieux tropicaux se distinguent par l'importance des événements extrêmes (sécheresses, stagnation prolongée) qui exacerbent la stratification thermique et favorisent les blooms (Akin-Oriola, 2003 ; Koné et al., 2009).

Les métaux traces jouent également un rôle convergent dans les deux contextes climatiques : le fer et le manganèse, abondants dans les couches hypolimniques anoxiques, agissent comme cofacteurs essentiels des photosystèmes et soutiennent la croissance en condition de faible luminosité (Wiedner et al., 2007 ; Håkanson, 2006). Cependant, la bioaccessibilité de ces métaux varie fortement selon la minéralogie locale, ce qui pourrait expliquer certaines

différences de dominance entre genres selon les régions. Cette étude ne disposant pas de mesures directes de ces métaux, leur influence est inférée à partir de tendances rapportées dans la littérature, ce qui constitue une limite importante à considérer. De plus, l'absence de données sur la spéciation des nutriments (forme organique vs minérale) ainsi que sur la présence de composés inhibiteurs (métaux lourds, micropolluants) restreint la capacité à discriminer précisément les contributions respectives de chaque facteur.

Ainsi, la comparaison entre lacs boréaux et tropicaux révèle des mécanismes communs dominance du phosphore comme moteur principal, rôle facilitateur des métaux et importance croissante du COD mais aussi des différences liées au régime thermique et hydrologique. Pour améliorer la compréhension globale des proliférations, il apparaît nécessaire d'intégrer systématiquement dans les futures études des suivis saisonniers incluant la période hivernale dans les milieux nordiques, et des analyses de métaux traces et COD dans les milieux tropicaux, encore largement négligés dans les programmes de surveillance (Paerl & Otten, 2016).

Enfin, face à la fenêtre d'alerte été-automne, il est nécessaire de déployer une surveillance adaptative durant la stratification et l'automne, avec seuils d'intervention fondés sur cellules mL^{-1} , Chl-a et toxines. Les modèles GAM/GLMM et forêts aléatoires nourris par TP, DOC, stabilité, précipitations et T° peuvent jouer un rôle important pour anticiper la probabilité de bloom (Carey et al., 2012 ; Wood, 2017).

Au-delà de son cadre boréal, cette étude apporte des enseignements transposables à d'autres régions soumises à des pressions similaires, notamment l'Afrique de l'Ouest, où les proliférations de cyanobactéries représentent une menace croissante pour la qualité de l'eau et la sécurité sanitaire. Plusieurs plans d'eau comme le lac Nokoué au Bénin connaissent des efflorescences récurrentes de *Microcystis aeruginosa*, principalement alimentées par les rejets domestiques et les apports agricoles (Mama et al., 2021). De même, le lac Guiers au Sénégal, principale source d'eau potable de Dakar, est confronté à des blooms toxiques résultant d'une eutrophisation progressive (Ndong et al., 2017). Dans le delta intérieur du Niger au Mali, des mortalités piscicoles massives ont été rapportées lors des périodes de faible débit et de forte température, en lien avec des accumulations de cyanobactéries (Akin-Oriola, 2003). Enfin, dans les retenues artificielles telles que les barrages de Kossou (Côte d'Ivoire) et de Lagdo (Cameroun), la stratification estivale et la charge en nutriments favorisent le déclenchement et la persistance des blooms (Koné et al., 2009 ; Nguetsop et al., 2007). Ces exemples montrent que, comme dans le cas du lac Fortune, le phosphore et l'azote demeurent les principaux moteurs des proliférations, tandis que les anomalies climatiques, qu'il s'agisse de réchauffement hivernal au Québec ou de sécheresses prolongées au Sahel agissent comme amplificateurs écologiques. Ainsi, les résultats obtenus dans un contexte boréal démontrent l'importance d'une approche saisonnière et

interannuelle du suivi, qui pourrait également être appliquée en Afrique de l'Ouest, où la surveillance reste souvent ponctuelle et centrée sur les périodes de crise. L'étude du lac Fortune renforce ainsi la recommandation, désormais consensuelle dans la littérature, d'une réduction ciblée des apports en nutriments et d'une intégration systématique de la variabilité climatique dans les stratégies de gestion des ressources en eau.

Les dynamiques observées dans le lac Fortune s'inscrivent dans une tendance globale montrant que la prolifération des cyanobactéries est fortement conditionnée par la disponibilité conjointe en nutriments majeurs (phosphore et azote) et en métaux traces tels que le fer (Fe) et le manganèse (Mn). Dans les lacs boréaux, comme ceux étudiés par Graham et al. (2016) et Couture et al. (2018), le phosphore total apparaît comme le principal facteur structurant la biomasse de genres dominants tels que *Planktothrix*, particulièrement dans les couches profondes où la lumière est limitée mais où les nutriments s'accumulent. Cette tendance est similaire dans les écosystèmes tropicaux d'Afrique de l'Ouest, où *Microcystis* et *Anabaena* dominent les efflorescences en réponse à des apports agricoles et domestiques riches en phosphore et azote (Mama et al., 2021 ; Ndong et al., 2017). Toutefois, alors que dans les lacs boréaux la persistance hivernale est favorisée par une combinaison entre disponibilité en COD et stabilité de la colonne d'eau (Karlsson et al., 2009), les milieux tropicaux se distinguent par l'importance des événements extrêmes (sécheresses, stagnation prolongée) qui exacerbent la stratification thermique et favorisent les blooms (Akin-Oriola, 2003 ; Koné et al., 2009).

Les métaux traces jouent également un rôle convergent dans les deux contextes climatiques : le fer et le manganèse, abondants dans les couches hypolimniques anoxiques, agissent comme cofacteurs essentiels des photosystèmes et soutiennent la croissance en condition de faible luminosité (Wiedner et al., 2007 ; Håkanson, 2006). Cependant, la bioaccessibilité de ces métaux varie fortement selon la minéralogie locale, ce qui pourrait expliquer certaines différences de dominance entre genres selon les régions. Cette étude ne disposant pas de mesures directes de ces métaux, leur influence est inférée à partir de tendances rapportées dans la littérature, ce qui constitue une limite importante à considérer. De plus, l'absence de données sur la spéciation des nutriments ainsi que sur la présence de composés inhibiteurs (métaux lourds, micropolluants) restreint la capacité à discriminer précisément les contributions respectives de chaque facteur.

Ainsi, la comparaison entre lacs boréaux et tropicaux révèle des mécanismes communs — dominance du phosphore comme moteur principal, rôle facilitateur des métaux et importance croissante du COD — mais aussi des différences liées au régime thermique et hydrologique. Pour améliorer la compréhension globale des proliférations, il apparaît nécessaire d'intégrer systématiquement dans les futures études des suivis saisonniers incluant la période hivernale dans les milieux nordiques, et des analyses de métaux traces et

COD dans les milieux tropicaux, encore largement négligés dans les programmes de surveillance (Paerl & Otten, 2016).

6. Conclusion et recommandations

L'étude menée sur le lac Fortune a mis en évidence une forte dominance du genre *Planktothrix*, accompagné de *Aphanizomenon* et *Limnothrix*, tandis que *Microcystis* est apparu de manière sporadique. La dynamique saisonnière révèle des abondances maximales en été et en automne, avec une présence marquée de *Planktothrix* dans l'hypolimnion, même sous faible luminosité. Les analyses multivariées montrent que la dynamique cyanobactérienne est principalement influencée par les nutriments, en particulier le phosphore total (TP) et le carbone organique dissous (COD), bien avant les facteurs physiques comme la température et le pH.

Les résultats apportent une nouvelle compréhension de la persistance des proliférations en période hivernale, période souvent négligée dans les études limnologiques. Ils contribuent également à un meilleur éclairage sur la variabilité interannuelle des cyanobactéries dans les lacs boréaux, en montrant que les changements de dominance des genres suivent de près les fluctuations des nutriments et de la stratification thermique. Ces observations complètent la littérature existante et renforcent l'importance des conditions chimiques profondes dans la régulation des communautés cyanobactériennes.

Bien que menée en contexte boréal, cette étude offre un cadre méthodologique et conceptuel transposable aux systèmes aquatiques tropicaux, notamment en Afrique de l'Ouest, où la combinaison d'eutrophisation et d'anomalies climatiques favorise également la prolifération des cyanobactéries.

Cette étude fournit aussi des recommandations à divers niveaux. Sur le plan de la gestion environnementale, plusieurs actions s'imposent :

- Mettre en place un suivi renforcé des nutriments, en particulier du phosphore et du COD, dans toutes les couches de la colonne d'eau.
- Intégrer une surveillance hivernale dans les programmes de suivi de la qualité de l'eau, afin d'anticiper les proliférations estivales et automnales.
- Développer des stratégies de réduction des apports externes en nutriments (agriculture, rejets domestiques, ruissellement) afin de limiter les conditions propices aux efflorescences.

Pour consolider et élargir les acquis de cette étude, il serait pertinent de :

- Étendre l'analyse sur une série temporelle plus longue, afin de mieux capter les tendances interannuelles et les réponses aux changements climatiques.
- Explorer la production de toxines par les genres dominants et leurs impacts potentiels sur la qualité de l'eau et la santé publique.

- Étudier les interactions entre cyanobactéries et autres groupes phytoplanctoniques, notamment les diatomées et les chlorophycées, afin de mieux comprendre les équilibres écologiques et les compétitions pour les ressources.

Pour les pays africains, nous proposons de :

- Renforcer la surveillance saisonnière des plans d'eau, y compris durant les périodes traditionnellement peu monitorées (saison sèche ou périodes de hautes températures).
- Réduire les apports en nutriments, en ciblant prioritairement les rejets domestiques non traités, les effluents agricoles et les abattoirs.
- Intégrer la dimension climatique dans les politiques de gestion de l'eau, en anticipant l'effet des sécheresses, des crues extrêmes et du réchauffement sur la fréquence des blooms.
- Développer des indicateurs biologiques basés sur la composition des genres de cyanobactéries, comme cela a été fait dans le lac Fortune, afin de détecter préocemment les phases de transition vers un état de prolifération.

Annexes

- **Annexe 1:** Lacs déclarés avec efflorescences de cyanobactéries dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue

Bassin versant	MRC	Nombre de lacs déclarés	Nom des lacs	Sources
Organisme de Bassin Versant Abitibi-Jamésie (OBVAJ)	Abitibi	4	Beaucoup, La Motte, Légendre, Carifels	OBVAJ, MDDELCC 2015
	Abitibi-Ouest	3	Duparquet, La Sarre, Abitibi	
	Rouyn-Noranda	2	Alembert, Desvaux	
	Vallée-de-l'or	6	Blouin, Lemoine, Montigny, Malartic, Sabourin, Thompson	
Organisme de Bassin Versant Témiscamingue (OBVT)	Rouyn-Noranda	4	Evain, Fortune, Opasatica, Joannès	OBVT, MDDELCC 2015
	Témiscamingue	3	Honorât, Leperrière, Témiscamingue	

Tableau 6 : Lacs déclarés avec efflorescences de cyanobactéries dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, classés par bassin versant et MRC (source: OBVAJ, OBVT, MDDELCC 2015)

● **Annexe 2:** Photos du lac Fortune





- **Annexe 3:** Données brutes du Ministère

11/10/2021	L057448-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées			21000
11/10/2021	L057448-02	19518 - 7,5 m	7,5	Saines et dégradées			33000
11/10/2021	L057448-03	19518 - 8,5 m	8,5	Saines et dégradées			12000
11/10/2021	L057448-04	19518 - 8,5 m	8,5	Saines et dégradées			23000
11/10/2021	L057448-05	19518 - 12,5 m	12,5	Saines et dégradées			4700
2020-07-28	Q121066-01	19518 - 0,5 m #1	0,5	Saines			
2020-07-28	Q121066-03	19518 - 4,5 m #1	4,5	Saines			

2020-07-28	Q121066-04	19518 - 7 m #1	7	Saines			12 000
2020-07-28	Q121066-06	19518 - 13 m #1	13	Saines			1800
2020-08-18	Q121813-01	19518 - 0,5 m #1	0,5	Saines et dégradées			
2020-08-18	Q121813-03	19518 - 5,0 m #1	5	Saines et dégradées			300
2020-08-18	Q121813-04	19518 - 7,0 m #1	7	Saines et dégradées			11 000
2020-08-18	Q121813-06	19518 - 12,5 m #1	12,5	Saines et dégradées			1 400
2020-09-22	Q122752-01	19518 - 0,5 m #1	0,5	Saines et dégradées			3 800
2020-09-22	Q122752-05	19518 - 8,5 m #1	8,5	Saines et dégradées			7 000
2020-09-22	Q122752-06	19518 - 10,0 m #1	10	Saines et dégradées			9 000

2020-09-22	Q122752-10	19518 - 12,5 m #1	12,5	Saines et dégradées			900
2020-10-20	Q123509-01	19518 - 0,5 m #1	0,5	Saines et dégradées			15 000
2020-10-20	Q123509-05	19518 - 7,5	7,5	Saines et dégradées			28 000
2020-10-20	Q123509-06	19518 - 7,5 #1	7,5	Saines et dégradées			42 000
2020-10-20	Q123509-10	19518 - 12,5m	12,5	Saines et dégradées			3700
27/07/2021	Q128629-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées			15000
27/07/2021	Q128629-02	19518 - 5,5 m	5,5	Saines et dégradées			6800
27/07/2021	Q128629-03	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées			71000
27/07/2021	Q128629-04	19518 - 13,0 m	13	Saines et dégradées			1900

16/08/2021	Q129316-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées			7500
16/08/2021	Q129316-02	19518 - 5,5 m	5,5	Saines et dégradées			14000
16/08/2021	Q129316-03	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées			22000
16/08/2021	Q129316-04	19518 - 12,5 m	12,5	Saines et dégradées			17000
14/09/2021	Q130197-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées			32000
14/09/2021	Q130197-02	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées			100000
14/09/2021	Q130197-03	19518 - 8,0m	8	Saines et dégradées			52000
14/09/2021	Q130197-04	19518 - 12,5 m	12,5	Saines et dégradées			2200
15/11/2021	Q131797-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées		< 100	33000

15/11/2021	Q131797-02	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées			52000
15/11/2021	Q131797-03	19518 - 7,5 m	7,5	Saines et dégradées			41000
15/11/2021	Q131797-04	19518 - 12,5 m	12,5	Saines et dégradées			20000
10/01/2022	Q132430-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées	Échantillon gelé		1400
10/01/2022	Q132430-02	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées	Échantillon gelé		790
10/01/2022	Q132430-03	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées	Échantillon gelé		700
10/01/2022	Q132430-04	19518 - 12,5 m	12,5	Saines et dégradées	Échantillon gelé		440

10/01/2022	Q132461-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées	Échantillon résiduel UQAT		1600
10/01/2022	Q132461-02	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées	Échantillon résiduel UQAT		1200
14/02/2022	Q132880-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées			500
14/02/2022	Q132880-02	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées			120
14/02/2022	Q132880-03	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées		< 100	330
14/02/2022	Q132880-04	19518 - 12,5 m	12,5	Saines et dégradées			120
22/03/2022	Q133265-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées			100 ?

22/03/2022	Q133265-02	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées			
22/03/2022	Q133265-03	19518 - 7,0 m	7	Saines et dégradées			< 100
22/03/2022	Q133265-04	19518 - 12,5 m	12,5	Saines et dégradées			< 100
24/05/2022	Q134317-01	19518 - 0,5 m	0,5	Saines et dégradées			360
24/05/2022	Q134317-02	19518 - 3,5 m	3,5	Saines et dégradées			310
24/05/2022	Q134317-03	19518 - 4,5 m	4,5	Saines et dégradées			230
24/05/2022	Q134317-04	19518 - 12,5 m	12,5	Saines et dégradées			310

N° Éch.	Date Éch.	Analyte	Résultat	Station
Q136342-01	2022-05-19	Phosphore total	55	Point 4 - En aval de l'étang et en amont du site minier (48,19289507 / 79,29068971)
Q136342-02	2022-05-19	Phosphore total	32,7	Point 2 - En aval du site minier et en amont du ponceau routier (48,19116009 / 79,29389901)
Q136342-03	2022-05-29	Phosphore total	61,3	Point 4 - En aval de l'étang et en amont du site minier (48,19289507 / 79,29068971)
Q136342-04	2022-05-29	Phosphore total	237	Point 2 - En aval du site minier et en amont du ponceau routier (48,19116009 / 79,29389901)
Q136342-05	2022-06-20	Phosphore total	10,1	Point 1 - En amont du ponceau routier (48,19063856 / 79,29501356)

N° Éch.	Date Éch.	Analyte	Résultat	Station
Q136342-06	2022-06-20	Phosphore total	10,7	Point 1 - En amont du ponceau routier (48,19063856 / 79,29501356)
Q136342-07	2022-06-20	Phosphore total	199	Point 4 - En aval de l'étang et en amont du site minier (48,19289507 / 79,29068971)
Q136342-08	2022-06-20	Phosphore total	106	Point 4 - En aval de l'étang et en amont du site minier (48,19289507 / 79,29068971)
Q136342-09	2022-07-01	Phosphore total	86	Point 4 - En aval de l'étang et en amont du site minier (48,19289507 / 79,29068971)
Q136342-10	2022-07-01	Phosphore total	10,7	Point 1 - En amont du ponceau routier (48,19063856 / 79,29501356)

N° Éch.	Date Éch.	Analyte	Résultat	Station
Q136342-11	2022-07-06	Phosphore total	56,6	Point 4 - En aval de l'étang et en amont du site minier (48,19289507 / 79,29068971)
Q136342-12	2022-07-07	Phosphore total	58,4	Point 4 - En aval de l'étang et en amont du site minier (48,19289507 / 79,29068971)
Q136342-13	2022-07-07	Phosphore total	8,4	Point 1 - En amont du ponceau routier (48,19063856 / 79,29501356)
Q136342-14	2022-07-18	Phosphore total	284	Point 4 - En aval de l'étang et en amont du site minier (48,19289507 / 79,29068971)
Q136342-15	2022-07-18	Phosphore total	10,9	Point 1 - En amont du ponceau routier (48,19063856 / 79,29501356)

Bibliographie

- Akin-Oriola, G. A. (2003). On the phytoplankton of Awba reservoir, Ibadan, Nigeria. *Revista de Biología Tropical*, 51(1), 99–106. https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/15639/14993?utm_source=chatgpt.com
- Arlot, S., & Celisse, A. (2010). A survey of cross-validation procedures for model selection. *Statistics Surveys*, 4, 40–79. <https://doi.org/10.1214/09-SS054>
- Backer, L. C., Manassaram-Baptiste, D., LePrell, R., & Bolton, B. (2015). Cyanobacteria and algae blooms: Review of health and environmental data from the Harmful Algal Beardall, J., & Raven, J. A. (2016). Carbon acquisition by microalgae. In M. A. Borowitzka, J. Beardall & J. A. Raven (Eds.), *The Physiology of Microalgae* (pp. 89–99). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24945-2_4
- Beaulieu, M., Pick, F., & Gregory-Eaves, I. (2013). Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. *Limnology and Oceanography*, 58(5), 1736–1746. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.5.1736>
- Benjamini, Y., & Hochberg, Y. (1995). Controlling the false discovery rate: A practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B*, 57(1), 289–300. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x>
- Bertilsson, S., Burgin, A., Carey, C. C., Fey, S. B., Grossart, H.-P., Grubisic, L. M., ... Weider, L. J. (2013). The under-ice microbiome of seasonally frozen lakes. *Limnology and Oceanography*, 58(6), 1998–2012. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.6.1998>
- Bloom–related Illness Surveillance System (HABISS), 2007–2011. *Toxins*, 7(4), 1048–1064. <https://doi.org/10.3390/toxins7041048>
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). *Numerical Ecology with R* (2nd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73(3), 1045–1055. <https://doi.org/10.2307/1940179>
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P., & Brookes, J. D. (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46(5), 1394–1407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.016>

- Carmichael, W. W. (2001). Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human and Ecological Risk Assessment*, 7(5), 1393–1407. <https://doi.org/10.1080/20018091095087>
- Cleveland, R. B., Cleveland, W. S., McRae, J. E., & Terpenning, I. (1990). STL: A seasonal-trend decomposition procedure based on Loess. *Journal of Official Statistics*, 6(1), 3–73.
- Codd, G. A., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005). Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203(3), 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.02.016>
- Creed, I. F., et al. (2018). Global change-driven effects on dissolved organic matter composition: implications for freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 24(8), 3692–3714. <https://doi.org/10.1111/gcb.14129>
- Couture, R.-M., Tominaga, K., Starrfelt, J., Moe, S. J., Kaste, Ø., & Wright, R. F. (2014). Modelling phosphorus loading and algal blooms in a Nordic agricultural catchment–lake system under changing land-use and climate. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 16(7), 1588–1599. <https://doi.org/10.1039/C3EM00630A>
- Croux, C., & Dehon, C. (2010). Influence functions of the Spearman and Kendall correlation measures. *Statistical Methods & Applications*, 19(4), 497–515. <https://doi.org/10.1007/s10260-010-0142-z>
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321(5891), 926–929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., et al. (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study. *Ecography*, 36(1), 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dormoy-Boulanger, J. (2021). L'impact des changements climatiques sur la dynamique des cyanobactéries dans la rivière aux Brochets, Québec. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.28616.80645>
- Dvořák, P., Casamatta, D. A., Hašler, P., Jahodářová, E., Norwich, A. R., & Pouličková, A. (2017). Diversity of the cyanobacteria. In *Modern Topics in the Phototrophic Prokaryotes* (pp. 3–46). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46261-5_1
- Facey, J. A., Apte, S. C., & Mitrovic, S. M. (2019). A Review of the Effect of Trace Metals on Freshwater Cyanobacterial Growth and Toxin Production. *Toxins*, 11(11), 643. <https://doi.org/10.3390/toxins11110643>
- Firlotte, C., Laplante, C., Voynaud, D., Laquerre, G., Baril, M., Saint-Amand, T., & Trudel, G. (2007). Plan directeur de l'eau Lacs Fortune, King-of-the-North et Mud.

- Friedman, J. H. (2001). Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *Annals of Statistics*, 29(5), 1189–1232. <https://doi.org/10.1214/aos/1013203451>
- Gibbons, J. D., & Chakraborti, S. (2011). Nonparametric Statistical Inference (5^e éd.). CRC Press. https://doi.org/10.1007/978-3-642-04898-2_420
- Gosselin, J. (2002). Guide de reconnaissance des types écologiques Région écologique 5a: Plaine de l’Abitibi. Ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Graham, J. L., Dubrovsky, N. M., & Eberts, S. M. (2016). Cyanobacterial harmful algal blooms and U.S. Geological Survey science capabilities (Open-File Report 2016–1174). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/ofr20161174>
- Grosbois, G., Anjum Mou, T., & Girona, M. M. (2024). Cyanobacteria in winter : Seasonal dynamics of harmful algal blooms and their driving factors in boreal lakes. *Helijon*, 10(24), e40687. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40687>
- Håkanson, L. (2006). Suspended particulate matter in lakes, rivers and marine systems. Caldwell, NJ: The Blackburn Press
- Hampton, S. E., Galloway, A. W. E., Powers, S. M., Ozersky, T., Woo, K. H., Batt, R. D., ... Stanley, E. H. (2017). Ecology under lake ice. *Ecology Letters*, 20(1), 98–111. <https://doi.org/10.1111/ele.12699>
- 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. <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>
- Huisman, J., et al. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471–483. <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>
- Huisman, J., Sharples, J., Stroom, J. M., Visser, P. M., Kardinaal, W. E., Verspagen, J. M., & Sommeijer, B. (2004). Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85(11), 2960–2970. <https://doi.org/10.1890/03-0763>
- Jöhnk, K. D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P. M., & Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14(3), 495–512. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01510.x>
- Jung, E., Joo, G.-J., Kim, H. G., Kim, D.-K., & Kim, H.-W. (2023). Effects of Seasonal and Diel Variations in Thermal Stratification on Phytoplankton in a Regulated River. *Sustainability*, 15(23), 16330. <https://doi.org/10.3390/su152316330>
- Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L., & Jansson, M. (2009). Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 460(7254), 506–509. <https://doi.org/10.1038/nature08179>

- Kendall, M. G. (1938). A new measure of rank correlation. *Biometrika*, 30(1-2), 81-93. <https://doi.org/10.1093/biomet/30.1-2.81>
- Kim, J., Jonoski, A., Solomatine, D. P., & Goethals, P. L. M. (2023). Decision Support Framework for Optimal Reservoir Operation to Mitigate Cyanobacterial Blooms in Rivers. *Sustainability*, 15(17), 12789. <https://doi.org/10.3390/su151712789>
- Kirk, J. T. O. (2011). Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139168212>
- Komárek, J., & Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota. Teil 2: Oscillatoriales. In Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L. (Eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/2. Elsevier/Spektrum.
- Koné, Y. J. M., Kouadio, K. N., & Vignati, D. (2009). Nutrient dynamics and phytoplankton communities in Lake Kossou (Côte d'Ivoire). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 14(3), 225–237.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583-621. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>
- Latifi, A., Ruiz, M., & Zhang, C. C. (2009). Oxidative stress in cyanobacteria. *FEMS Microbiology Reviews*, 33(2), 258-278.
- Li, M., Zhu, W., Gao, L., & Lu, L. (2020). Potassium regulates the growth and toxin biosynthesis of *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*, 170, 115325. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115325>
- Lyons, T. W., et al. (2014). The rise of oxygen in Earth's early ocean and atmosphere. *Nature*, 506(7488), 307–315. <https://doi.org/10.1038/nature13068>
- Magnuson, J. J., Benson, B. J., & Kratz, T. K. (2000). Historical Trends in Lake and River Ice Cover in the Northern Hemisphere. *Science*, 289(5485), 1743-1746. <https://doi.org/10.1126/science.289.5485.1743>
- Mama, D., Aina, M., Alassane, A., Boukari, O., Chouti, W., Deluchat, V., Bowen, J., Afouda, A., & Baudu, M. (2012). Caractérisation physico-chimique et évaluation du risque d'eutrophisation du lac Nokoué (Bénin). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(5), 2076–2093. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v5i5.29>
- Molot, L. A., Schiff, S. L., Baulch, H. M., Curry, R. A., Depew, D. C., Dove, A., ... Watson, S. B. (2014). The “nutrient pump”: Iron-poor sediments fuel low nitrogen lakes and cyanobacterial blooms. *Limnology and Oceanography*, 59(5), 1791-1804. <https://doi.org/10.1002/limo.10076>

- Ndong, R., Ndiaye, A., Cissé, M., & Fall, M. (2017). Évaluation de la qualité des eaux du lac de Guiers (Sénégal) et risques liés aux cyanobactéries. *Afrique Science*, 13(2), 255–267.
- Nguetsop, V. F., Servant-Vildary, S., & Servant, M. (2007). Late Holocene climatic changes in west Africa: sedimentary and diatom evidence from Lake Ossa (Cameroon). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 239(1–2), 17–36.
- Ouranos. (2021). *État du climat au Québec 2020–2021*. Montréal : Ouranos.
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science*, 320(5872), 57–58. <https://doi.org/10.1126/science.1155398>
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995–1010. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
- Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 46(5), 1349–1363. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002>
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2016). Duelling ‘CyanoHABs’: unravelling the environmental drivers controlling dominance and succession among diazotrophic and non-diazotrophic cyanobacteria. *Environmental Microbiology*, 18(2), 316–324. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13035>
- Paerl, H. W., Scott, J. T., McCarthy, M. J., Newell, S. E., Gardner, W. S., Havens, K. E., ... Wurtsbaugh, W. A. (2016). It takes two to tango: When and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10805–10813. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02575>
- Paquet, S., Beaulieu, M., & Vis, C. (2015). Influence des conditions météorologiques et des apports en nutriments sur les efflorescences cyanobactériennes dans un lac boréal. *Canadian Water Resources Journal*, 40(4), 367–379. <https://doi.org/10.1080/07011784.2015.1087563>
- Park, Y. H., Kim, S., Kim, H. S., Park, C., & Choi, Y.-E. (2020). Adsorption Strategy for Removal of Harmful Cyanobacterial Species *Microcystis aeruginosa* Using Chitosan Fiber. *Sustainability*, 12(11), 4587. <https://doi.org/10.3390/su12114587>
- Payette, S., & Rochefort, L. (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Québec : Presses de l’Université Laval.
- Reinl, K. L., Brookes, J. D., & Carey, C. C. (2021). Cyanobacterial blooms in oligotrophic lakes: Shifting the high-nutrient paradigm. *Freshwater Biology*, 66(9), 1846–1859. <https://doi.org/10.1111/fwb.13791>

Reynolds, C. S. (2006). The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5), 417–428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>

Robin, J. (1999). Dynamique saisonnière du phytoplancton en étang de pisciculture de la plaine du Forez (Loire) : Essais de contrôle des cyanobactéries [Thèse de doctorat, Université Lyon 1]. <https://theses.fr/1999LYO10265>

Salonen, K., Leppäranta, M., Viljanen, M., & Gulati, R. D. (2009). Perspectives in winter limnology: Closing the annual cycle of freezing lakes. *Aquatic Ecology*, 43, 609–616. <https://doi.org/10.1007/s10452-009-9278-z>

Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1), 356–363. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1.part_2.0356

Schindler, D. W., Hecky, C. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M., & Kasian, S. E. M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(32), 11254–11258. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>

Shi, J.-Q., Ou-Yang, T., Yang, S.-Q., Zhao, L., Ji, L.-L., & Wu, Z.-X. (2022). Transcriptomic responses to phosphorus in an invasive cyanobacterium, *Raphidiopsis raciborskii*: Implications for nutrient management. *Harmful Algae*, 111, 102150. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.102150>

Shi, T., Ilikchyan, I., Rabouille, S., Fu, F.-X., & Webb, E. A. (2007). Effects of iron limitation on the expression of metabolic genes in the marine cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* IMS 101. *Environmental Microbiology*, 9(12), 2945–2958. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01406.x>

Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: Where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>

Sunda, W. G., & Huntsman, S. A. (1998). Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: phytoplankton as model systems. *The Science of the Total Environment*, 219(2-3), 165–181. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00226-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00226-5)

Tanvir, R. U., Hu, Z., Zhang, Y., & Lu, J. (2021). Cyanobacterial succession and associated cyanotoxin production in hypereutrophic and eutrophic freshwaters. *Environmental Pollution*, 290, Article 118056. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118056>

- Taranu, Z. E., Gregory-Eaves, I., Steele, R. J., Beaulieu, M., & Legendre, P. (2015). Predicting microcystin concentrations in lakes and reservoirs: A comparative analysis of models. *Ecological Applications*, 25(6), 1696
- Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., Dillon, P., Knoll, L. B., Kutser, T., Larsen, S., Laurion, I., Leech, D. M., McAllister, S. L., McKnight, D. M., Melack, J., Overholt, E., Porter, J. A., Prairie, Y. T., Renwick, W. H., ... Weyhenmeyer, G. A. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54(6), 2298–2314. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6.part_2.2298
- Van Buuren, S. (2018). *Flexible Imputation of Missing Data* (2^e éd.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429492259>
- Vis, C., Beaulieu, M., & Paquet, S. (2008). Suivi des efflorescences de cyanobactéries dans les lacs de l'Abitibi-Témiscamingue : état des connaissances. Rapport scientifique régional, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT).
- Walsby, A. E. (1994). Gas vesicles. *Microbiological Reviews*, 58(1), 94–144. <https://doi.org/10.1128/mr.58.1.94-144.1994>
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3^e éd.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02112-6>
- Wiedner, C., Rücker, J., Brüggemann, R., & Nixdorf, B. (2007). Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia*, 152(3), 473–484. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0683-5>
- Wood, S. A., Hodges, C. M., Puddick, J., McBride, C. G., & Hamilton, D. P. (2017). Sensor manufacturer, temperature, and cyanobacteria morphology affect phycocyanin fluorescence measurements. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 13024–13037. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0473-5>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458->