

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

L'EFFICACITÉ DU TRAITEMENT PHOSLOCK® DANS LES LACS STRATIFIÉS EN
PÉRIODE DU RÉCHAUFFEMENT DE LA BIOSPHÈRE AU LAC BROMONT

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ(E)

COMME EXIGENCE PARTIELLE

EN VUE DE L'OBTENTION DU GRADE DE MAITRISE ES SCIENCES (M.SC.) EN
SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

SALMA ABDELMADJID

OCTOBRE 2024

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.12-2023). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers ma directrice de recherche, Madame Planas Dolorès, pour sa disponibilité permanente et ses précieux conseils. Ses recommandations avisées, ses ressources documentaires précieuses et ses suggestions pertinentes ont grandement contribué à l'amélioration de ma rédaction et à l'orientation de mes réflexions, en prenant en compte les divers aspects de ce projet. Je la remercie également pour son encouragement constant et sa patience.

Mes sincères remerciements s'adressent également à tous les professeurs qui ont eu la gentillesse de m'enseigner dans le cadre du programme de maîtrise en sciences de l'environnement. Leur expertise approfondie et leur dévouement inébranlable m'ont permis d'acquérir de précieuses connaissances et de développer mes compétences dans ce domaine passionnant. Je leur en suis sincèrement reconnaissante pour leur enseignement enrichissant et leur accompagnement précieux tout au long de mon parcours universitaire.

Je souhaite également exprimer ma reconnaissance envers Katherine Velghe, assistante de recherche au laboratoire de recherche du GRIL, pour son aide précieuse dans l'entraînement et la réalisation (avant mon arrivée à l'UQAM) des analyses du phosphore et de la chlorophylle de mes échantillons. Sa contribution a été essentielle pour obtenir des résultats probants. Je remercie également Irina Moukhina, technicienne au laboratoire de taxonomie GRIL à l'UQAM qui a fait toutes les observations microscopiques pour la détermination de la taxonomie des algues vertes et des cyanobactéries de cette étude.

Pour conclure, j'aimerais exprimer ma profonde gratitude envers mes chers ami(e)s pour leur soutien moral sans faille, ainsi qu'envers ma famille, en particulier ma grand-mère, mes parents, mon frère, ma sœur, mon beau-frère et mes nièces, Sofia et Lyna, ainsi que mes oncles et tantes. Leur soutien inconditionnel, leur encouragement constant et leur amour indéfectible ont été une source inestimable de motivation et de réconfort tout au long de cette aventure. Je suis profondément reconnaissante envers Hana, qui m'a apporté une précieuse expertise dans le

domaine et m'a guidée dans ma rédaction. Je tiens également à dédier ce travail à l'âme de mon grand-père, dont la mémoire et l'influence continuent de m'inspirer.

AVANT-PROPOS

Ce projet de mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement à l'université du Québec à Montréal (UQAM) s'inscrit dans le cadre du projet de recherche participative mené en collaboration avec le groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL-UQAM) et l'association Action Conservation du Bassin Versant du lac Bromont (ACBVLB). L'objectif de ce projet est de trouver des solutions pour le contrôle des proliférations intenses de cyanobactéries dans le lac Bromont (Québec, Canada) durant la période estivale, ainsi d'évaluer l'efficacité du traitement Phoslock® proposé pour éradiquer cette prolifération. Cette étude s'appuie sur les travaux de recherche réalisés par notre équipe à l'UQAM durant les années précédentes à l'ajout du traitement Phoslock® (2007-2011) et les trois premières années du traitement (automne 2017 et printemps 2022). Les recherches avant le traitement ont démontré que la principale cause des efflorescences de cyanobactéries dans le lac Bromont est le relargage de phosphore par les sédiments lorsque les concentrations d'oxygène au fond du lac sont très faibles voir nulles. Le traitement avec le Phoslock® a été recommandé par l'UQAM pour restaurer le lac Bromont, et le ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) a accepté ce traitement comme projet pilote afin d'évaluer son utilisation au Québec. Les résultats de cette étude ont été présentés sous forme d'affiche lors du congrès des étudiants du Geotop en 2022 (annexe.6). Il a servi à l'élaboration du rapport technique de l'UQAM et l'ACBVLB de 2022.

Le mémoire comporte cinq chapitres :

Le premier chapitre est consacré à une revue de la littérature portant sur la problématique de la prolifération grandissante des épisodes de fleurs d'eau de cyanobactéries toxiques, ainsi que sur le rôle du phosphore dans les milieux lacustres et l'application du traitement au Phoslock® (la bentonite modifiée au lanthane) en tant que l'une des rares solutions de géo-ingénierie permettant la réduction de l'abondance de cyanobactéries dans les écosystèmes lacustres. Les hypothèses et les objectifs de cette étude sont présentés à la fin de ce chapitre.

Le Chapitre 2 présente le site d'étude choisi (le lac Bromont), ainsi que le matériel et méthodes mis en œuvre pour la réalisation de cette étude. Une description détaillée des saisons d'échantillonnage et du suivi des paramètres physico-chimiques et biologiques est également présente dans ce chapitre. De plus, les différentes analyses statistiques des données effectuées à l'aide du logiciel R sont décrites.

Le Chapitre 3 présente les résultats relatifs à l'évolution temporelle des profils de température et d'oxygène dissous après l'ajout du traitement au Phoslock®. De plus, les résultats relatifs à l'évolution temporelle des concentrations de phosphore total, de la chlorophylle *a*, de la biomasse algale, et de la composition taxonomique algale en fonction de la profondeur de l'échantillon vis-à-vis de la colonne d'eau du lac Bromont, entre 2017 et 2021, sont également présentés et discutés dans ce chapitre. Une dernière partie de ce chapitre met en évidence les résultats de l'analyse de redondance basée sur la distance (dbRDA) des facteurs environnementaux influençant la composition de la communauté algale, en fonction des principales classes taxonomiques, à partir de différents échantillons prélevés entre 2017 et 2021. L'analyse associe ces données aux variables environnementales : physiques (température), chimiques (oxygène dissous et phosphore) et biologiques (chlorophylle *a*).

Le Chapitre 4 vise à discuter les résultats sur l'influence des changements climatiques et l'effet du traitement Phoslock® au lac Bromont entre 2017 et 2021. Une attention particulière est accordée à l'évolution de la concentration du phosphore et de la communauté algale.

En conclusion, une synthèse globale intègre les différentes variables qui influencent l'atténuation de la prolifération algale dans le lac Bromont, en tenant compte de l'application du traitement au Phoslock®.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
AVANT-PROPOS	iv
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES FIGURES.....	ix
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	xii
RÉSUMÉ.....	xiii
ABSTRACT	xv
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 Revue de la littérature	4
1.1 Les cyanobactéries.....	4
1.1.1 Caractéristiques générales et facteurs favorisant le développement des efflorescences de cyanobactéries	4
1.1.2 Impact des efflorescences de cyanobactéries	6
1.1.3 Les cyanotoxines	7
1.2 Le phosphore en milieu lacustre	7
1.2.1 Cycle du phosphore en milieu aquatique et impact anthropique	7
1.2.2 Formes et dynamique du phosphore dans les milieux lacustres	9
1.3 Facteurs influençant le relâchement du phosphore interne.....	11
1.3.1 L'oxygène dissous	12
1.3.2 La température	12
1.3.3 Le potentiel oxydo-réducteur des sédiments.....	15
1.3.4 Le pH.....	15
1.3.5 La suspension particulaire des sédiments	16
1.4 Problématique spécifique à notre étude : le lac Bromont	16
1.5 Traitement Phoslock®	17
1.6 Mode d'action du Phoslock®	19
1.7 Objectifs et hypothèses :	20
1.7.1 Objectif principal de la recherche	20
1.7.2 Objectifs spécifiques de la recherche	20
1.7.3 Hypothèses	21
1.7.4 Approche	21

CHAPITRE 2 Méthodologie	23
2.1 Site d'échantillonnage	23
2.2 Caractéristiques morphométriques du lac Bromont	24
2.3 L'échantillonnage des variables physico-chimiques et biologiques	25
2.3.1 Mesures de la température et de l'oxygène dans l'eau	25
2.3.2 Mesure de la transmission de la lumière dans l'eau	26
2.3.3 Prélèvement du phosphore, de la chlorophylle <i>a</i> et des algues dans l'eau du lac	26
2.4 Analyses	26
2.4.1 Matériel de laboratoire	26
2.4.2 Analyse du phosphore total et dissous	27
2.4.3 Analyse de la chlorophylle <i>a</i> et phéopigments	27
2.4.4 Identification du phytoplancton et estimation de la biomasse par classe d'algue et cyanobactérie	28
2.5 Traitement des données et analyses statistiques	28
CHAPITRE 3 Résultats	31
3.1 Caractéristiques physico-chimiques du lac Bromont	31
3.1.1 Profils de la température	31
3.1.2 Profils de l'oxygène dissous	32
3.1.3 Concentration du phosphore total	34
3.1.4 Concentration du phosphore total dissous	38
3.2 Concentration de la chlorophylle <i>a</i>	38
3.3 La dynamique de composition de la biomasse algale d'espèces dominantes	40
3.3.1 Composition spécifique avant et après traitement	40
3.3.2 Effet des variables environnementales sur la composition des algues	41
CHAPITRE 4 Discussion générale	43
4.1 Influence de la variation temporelle de la température et de l'oxygène dissous dans le lac Bromont sur la concentration de phosphore	43
4.2 Efficacité du traitement Phoslock®	45
4.2.1 Impact du traitement sur le P	45
4.2.2 Biomasse algale, composition spécifique	45
CONCLUSION	49
RÉFÉRENCES	50
ANNEXE 1 Distribution spatio-temporelle de la température	71
ANNEXE 2 Distribution spatio-temporelle de l'oxygène	72
ANNEXE 3 Concentration mensuelle du phosphore dissous en surface et au fond	73

ANNEXE 4 Concentration interannuelle de phosphore dissous à la surface et au fond	74
ANNEXE 6 Affiche présentée au Congrès du Geotop en 2022	76

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Schéma simplifié du processus d'eutrophisation	2
Figure 1.2 Exemple de la prolifération des cyanobactéries au lac Bromont.....	5
Figure 1.3 Cycle global du phosphore simplifié, modifié d'après.....	9
Figure 1.4 Les différentes formes du phosphore dans le milieu lacustre.....	10
Figure 1.5 Processus impliqués dans la mobilisation du phosphore particulaire jusqu'à la libération vers la colonne d'eau.....	12
Figure 1.6 Dynamique saisonnière des lacs en milieu tempéré.....	14
Figure 1.7 Illustration du mode d'action du Phoslock®.....	20
Figure 2.1 Situation géographique (insert) du lac Bromont.....	23
Figure 2.2 Carte bathymétrique du lac Bromont avec la station d'échantillonnage.....	24
Figure 3.1 Distribution spatio-temporelle hebdomadaire de la température (°C) en fonction de la profondeur de la colonne d'eau, pour la saison d'échantillonnage de 2020-2021.....	31
Figure 3.2 Distribution spatio-temporelle hebdomadaire de l'oxygène (%) en fonction de la profondeur de l'eau, pour la saison d'échantillonnage de 2020-2021.....	32
Figure 3.3 Distribution verticale de la température de l'oxygène en fonction de la profondeur de l'eau en 2021.....	33
Figure 3.4 Concentration mensuelle du phosphore total en surface et au fond de la fosse du lac Bromont, avant traitement 2017 et après traitement (2018-2021).....	35
Figure 3.5 Concentration de la moyenne interannuelle de phosphore total au lac Bromont	36
Figure 3.6 Relargage de phosphore dissous en fonction des jours d'anoxie au lac Bromont.....	37
Figure 3.7 Concentration mensuelle de la chlorophylle <i>a</i> en surface et au fond de la fosse du lac Bromont, avant traitement 2017 et après traitement (2018-2021).....	38
Figure 3.8 Concentration interannuelle de la chlorophylle <i>a</i> (µg/l) à la surface et au fond du lac Bromont pendant cinq ans avant traitement 2017 et après traitement.....	39
Figure 3.9 Évolution de la biomasse relative des classes d'algues et des espèces dominantes en surface et au fond du lac Bromont de 2017 à 2021 durant le mois d'août.....	40

Figure 3.10 L'analyse de redondance basée sur la distance (db-RDA) des facteurs environnementaux de la biomasse du phytoplancton en fonction des principaux groupes taxonomiques.....	42
Figure A1. Distribution spatio-temporelle de la température de 2017 à 2019.....	71
Figure A2 . Distribution spatio-temporelle de l'oxygène de 2017 à 2019.....	72
Figure A3. Concentration mensuelle du phosphore dissous en surface et au fond de la fosse du lac Bromont, avant-traitement octobre 2017 et après-traitement (2018-2021).....	73
Figure A4. Concentration interannuelle de phosphore dissous à la surface et au fond du lac Bromont avant et après traitement (2017-2021).....	74
Figure A6. Affiche présentée au Congrès du Geotop en 2022.....	76

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Résumé des propriétés du Phoslock® granulaire.....	19
Tableau 3.1 Hypoxie (manque d'O ₂) au fond du lac Bromont et taux de phosphore dissous relâché par les sédiments.....	37
Tableau A5. Liste des espèces dominantes dans les échantillons prélevés en été, en automne et au printemps, en surface et au fond du lac Bromont.....	75

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACBVLB	Action Conservation du Bassin-versant du Lac Bromont
ANOVA	Analyse de la variance
Chl <i>a</i>	Chlorophylle <i>a</i>
db RDA	Analyse de redondance basée sur la distance
Fe	Le fer
LMB	Bentonite modifiée au lanthane
Mn	Manganèse
P	Phosphore
PT	Phosphore total
PD	Phosphore dissous
pH	Potentiel hydrogène
Milli-Q	Eau déminéralisée ultra pure
UQAM	Université du Québec à Montréal

RÉSUMÉ

Plusieurs floraisons de cyanobactéries sont répertoriées et en augmentation au lac Bromont (Estrie, Québec) depuis la première décennie du XXI^e siècle. En général ces floraisons sont issues de l'héritage du développement agricole et la villégiature de la fin du XIX-début XX siècle, qu'ont eutrophisées les lacs et enrichis les sédiments en nutriments, dont, le phosphore (P). Pour contrôler cette charge interne du P au lac, le Phoslock® a été appliqué comme un traitement de captage du P. Quelques études ont été menées pour évaluer l'efficacité de ce traitement mais, malgré toutes ces recherches, on ne sait pas si le réchauffement climatique pourrait affecter indirectement l'efficacité du traitement et retarder les processus de récupération des lacs. Les élévations de la température augmentent la prolifération des cyanobactéries en favorisant leur croissance et aussi le relargage du P des sédiments. Notre recherche vise à 1) confirmer l'efficacité du traitement Phoslock® dans le lac Bromont, tout en comparant l'évolution de la concentration du P au fond et à la surface du lac, 2) vérifier l'influence de l'élévation de la température sur la stabilité de la stratification, 3) étudier l'étendu de l'anoxie-et-hypoxie de l'eau du fond et 4) évaluer la biomasse et la composition de la communauté des algues, notamment les cyanobactéries, après l'application du traitement. Nous avons choisi le lac Bromont comme site d'étude, car il est un exemple parfait d'un petit lac, affecté historiquement par l'eutrophisation anthropique et qui continue à présenter des symptômes d'un lac eutrophe même après que les principales sources des apports de P ont été réduites. L'étude s'est étalée sur 6 mois, en 2017, avant traitement et de 2018 à 2021 pendant la période libre de glace, période de croissance des cyanobactéries nuisibles et productrices des efflorescences au lac Bromont. Des mesures hebdomadaires des profils de température et d'oxygène dissous avec une sonde multi paramétriques ont été effectuées. Des prélèvements mensuels de l'eau pour les analyses de phosphore total (PT), phosphore dissous (PD), la chlorophylle *a*, la composition et la biomasse des algues ont été réalisés à deux profondeurs de la colonne d'eau (en surface : 0,5 m et au fond : 6,2 m). L'effet du Phoslock® sur le contrôle de la charge interne de P et de la composition spécifique de la communauté algale a été mesuré tout en tenant en compte de la température et de l'oxygène dissous de la colonne d'eau. Les résultats confirment l'efficacité du traitement au Phoslock® pour le contrôle de la source interne de P, dont les concentrations ont été réduites à environ 2/3 des concentrations avant traitement, et ce malgré une longue période d'absence d'oxygène au fond et la température de l'eau élevée qui a augmenté l'étendue et la stabilité de la stratification, ainsi que la carence en oxygène dissous du dégel printanier au brassage automnal. Le suivi de la concentration du PD à la couche profonde du lac semble être un bon indicateur pour évaluer l'effet du Phoslock® comme remède du contrôle des efflorescences de cyanobactéries qui croient en profondeur. En effet, la réduction de la concentration de PD au fond de la colonne d'eau du lac après traitement, a diminué la biomasse algale de la principale espèce de cyanobactérie toxique, *Planktothrix agardhii* qui croît au-dessous de la thermocline et est au méta-hypolimnion ainsi que lors des efflorescences de surface pendant l'été. Les analyses de la RDA (Analyse de Redondance) montrent l'évolution des classes algales à la surface et au fond du plan d'eau. Les variables environnementales expliquent 39 % de la variation de la communauté phytoplanctonique en surface. L'ANOVA révèle que la Chl-*a*, la température de l'eau et l'oxygène dissous sont significatifs, tandis que le phosphore total ne l'est pas. En ce qui concerne les échantillons du fond, 39 % des variations algales sont attribuées à la température de l'eau et à la Chl-*a*, alors que l'oxygène dissous présente une significativité marginale. En résumé, les résultats

indiquent que les résultats révèlent des améliorations au niveau du lac Bromont et permettent d'envisager l'application de ce traitement dans d'autres lacs au Québec et ailleurs. Toutefois, il faut souligner que l'efficacité de ce traitement reste dépendante du contrôle des apports externes en P.

Mots clés : Eutrophisation, algues, oxygène, bentonite, lanthane, stratification thermique, chlorophylle *a*, cyanobactéries, phosphore, biomasse des algues.

ABSTRACT

Several cyanobacteria blooms have been documented as on the rise in Lake Bromont (Estrie, Quebec) since the early 21st century. In general, these blooms stem from the legacy of agricultural development from the late 19th to early 21st centuries that have been loading the lake with nutrients and enriched the sediments with phosphorus (P). To control this internal phosphorus load in the lake, Phoslock® has been applied as a treatment for P-sequestration. Some studies have been conducted to assess the effectiveness of this treatment; however, it remains uncertain whether climate warming could indirectly impact the treatment's effectiveness and delay the lake recovery processes. Temperature elevations can not only increase phosphorus release from sediments but also promote the proliferation of cyanobacteria by fostering their growth. Our research aims to: 1) confirm the efficacy of the Phoslock® treatment in lake Bromont while comparing the evolution of phosphorus concentration at the lake bottom and surface, 2) examine the influence of temperature elevation on stratification stability, 3) investigate the extent of anoxia and hypoxia in the bottom water, and 4) evaluate the biomass and composition of the cyanobacterial community after the treatment. We selected Lake Bromont as our study site because it serves as a prime example of a small lake historically impacted by anthropogenic eutrophication, continuing to exhibit eutrophic symptoms even after major external phosphorus sources have been reduced. Sampling took place over a span of six months from 2017 to 2021 during the ice-free period, which corresponds to the growth phase of harmful cyanobacteria responsible for blooms in Lake Bromont. Weekly measurements of temperature and dissolved oxygen profiles were conducted using a multiparametric probe. Monthly water samples were collected, at two depths in the water column (surface at 0.5 m and bottom at 6.2 m), for total phosphorus (TP), dissolved phosphorus (DP), chlorophyll *a* identification and biomass of phytoplankton species analyses. The effect of Phoslock® treatment on internal phosphorus load control and specific algal community evolution was measured, while accounting for water column temperature and dissolved oxygen. The results confirm the effectiveness of the Phoslock® treatment in controlling the internal phosphorus source, reducing concentration to approximately two-thirds of pre-treatment concentrations, even during prolonged periods of bottom water anoxia and elevated water temperatures that increase stratification stability. Throughout the study, dissolved oxygen deficiency extended from spring thaw to autumn mixing. The monitoring of dissolved phosphorus concentration in the deep layer of the lake appears to be a good indicator for assessing the effectiveness of Phoslock® as a remedy for controlling the blooms of cyanobacteria that grow in meta-hypolimnion. Indeed, the reduction of internal phosphorus concentration after treatment has decreased the algal biomass of the main species of toxic cyanobacteria, *Planktothrix agardhii*, which grows and dominates below the thermocline and is also the dominant species in surface blooms during the summer, the RDA (Redundancy Analysis) results illustrate the evolution of algal classes at both the surface and the bottom of the water body. Environmental variables account for 39% of the variation in the phytoplankton community at the surface. ANOVA identifies Chl-*a*, water temperature, and dissolved oxygen as significant factors, whereas total phosphorus is not. For the bottom samples, 39% of algal variations can be explained by water temperature and Chl-*a*, with dissolved oxygen showing only marginal significance. In summary, the findings indicate that our results reveal improvements in Lake Bromont and suggest the potential application of this treatment in other lakes in Quebec and

elsewhere. However, it is important to highlight that the effectiveness of this treatment remains dependent on the control of external phosphorus inputs.

Keywords: Eutrophication, algae, oxygen, bentonite, lanthanum, thermal stratification, chlorophyll *a*, cyanobacteria, phosphorus, algal biomass.

INTRODUCTION

La détérioration de la qualité des lacs au Québec est de plus en plus marquée par la formation d'efflorescences de cyanobactéries potentiellement toxiques. Ce phénomène qui prend une ampleur planétaire, pourrait s'accroître dans les années à venir (Paerl et al., 2011; Paul, 2008). Cette situation présente un risque pour la santé publique en raison de la présence significative de cyanobactéries productrices de toxines (Van Apeldoorn et al., 2007). L'apparition des fleurs d'eau de cyanobactéries, également appelées efflorescences de cyanobactéries "bloom" en anglais, qui peut durer plusieurs semaines avec une succession de différentes espèces de cyanobactéries est un indicateur de l'avancement de l'eutrophisation d'eau douce. « D'ailleurs, le terme eutrophe provient du langage grec et signifie bien nourri » (Campbell et Reece, 2004). Ce phénomène reflète un dysfonctionnement écologique des milieux aquatiques et une dégradation de la qualité des eaux, résultant l'augmentation excessive et rapide (1 à 2 semaines) d'algues et de cyanobactéries, qui aboutit à la dominance (> 80 %) par une ou plusieurs espèces de cyanobactéries (Campbell et Reece, 2004). Outre la prolifération de cyanobactéries, l'eutrophisation (figure 1.1) entraîne des conséquences indésirables telles que la diminution des niveaux d'oxygène dissous dans les couches profondes de l'eau (l'hypolimnion) (Ayele et Atlabachew, 2021) ainsi qu'une baisse de la biodiversité de la faune et de la flore aquatique. Dans certains plans d'eau, ces perturbations peuvent même entraîner des mortalités piscicoles massives. De telles altérations ont des impacts significatifs sur le secteur du tourisme, ainsi que sur l'aspect esthétique des lacs (Ayele et Atlabachew, 2021), engendrant d'importantes conséquences socio-économiques et environnementales (Lewtas et al., 2015). La problématique de l'eutrophisation demeure un enjeu majeur pour la qualité des eaux des écosystèmes lacustres à travers le monde en raison de l'ampleur des activités anthropiques qui ne cessent de progresser telles que les pratiques agricoles, industrielles et urbaines ainsi que la déforestation (Newcombe et al., 2012). Ces activités, ainsi que les bassins de drainage associés aux cours d'eau et aux lacs, génèrent un apport excessif de nutriments tels que le phosphore et l'azote, perturbant ainsi les cycles biogéochimiques et la biodiversité des espèces (Laurion et al., 2009). En outre, le changement climatique, tels que les variations du régime de précipitation, l'élévation des températures et l'augmentation de la vitesse du vent, peuvent agir en synergie avec

l'eutrophisation, contribuant ainsi à l'augmentation des efflorescences de cyanobactéries (Kosten et al., 2012).

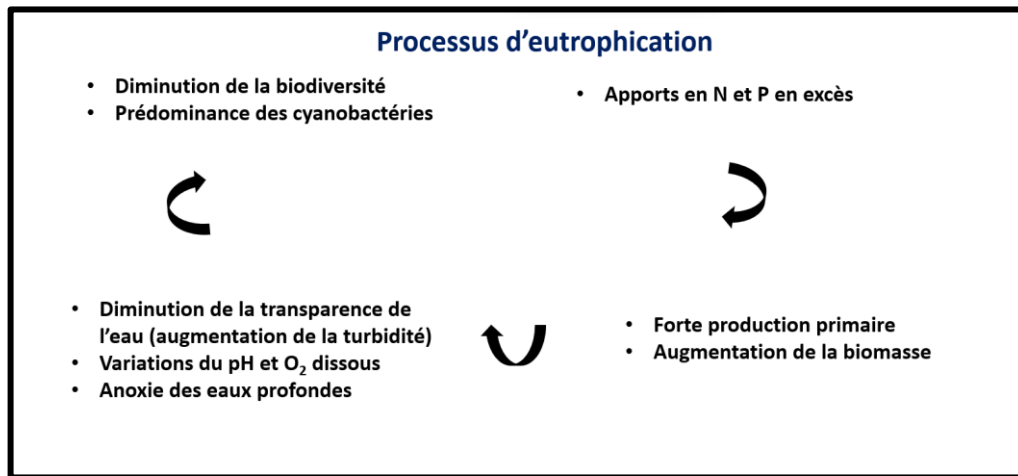


Figure 1.1 Schéma simplifié du processus d'eutrophisation

L'eutrophisation des lacs est notamment causée par l'apport des quantités excessives de nutriments, surtout le phosphore (P). Le P est considéré comme le facteur limitant dans la production des algues et des cyanobactéries en eau douce (Qiu et al., 2014; Schindler et al., 2008). L'origine du P dans les lacs peut être externe ou interne. La contribution externe est soutenue par les apports entrants du bassin versant, en revanche la contribution interne est soutenue principalement par le stock sédimentaire.

Depuis les deux dernières décennies, les solutions qui ont été proposées contre l'eutrophisation et la prolifération des cyanobactéries se sont principalement focalisées sur le contrôle des apports du phosphore dans les masses d'eau (Carpenter, 2008; Schindler et al., 2008). En effet, pendant plusieurs décennies les apports excessifs et incontrôlés en P, ainsi que la mauvaise gestion de ces apports ont chargé les sédiments lacustres en P. Certains auteurs attribuent les échecs dans la restauration des lacs eutrophes au fait de négliger le traitement de l'apport interne en P (Gulati et Van Donk, 2002; Søndergaard et al., 2001). Pour cela, Mehner et al. (2008) ont suggéré que la gestion des apports en P doit considérer le contrôle de toutes les sources du P présent dans les lacs avec une attention particulière aux apports externes de P (anthropique). Puisque la quantité de phosphore (P) qui s'accumule dans les sédiments (source internes) est principalement

déterminée par ces apports. Ainsi, la réduction des apports provenant du bassin versant est la méthode la plus efficace pour la diminution de la charge interne des lacs (Labrecque et al.,2012).

CHAPITRE 1

Revue de la littérature

1.1 Les cyanobactéries

1.1.1 Caractéristiques générales et facteurs favorisant le développement des efflorescences de cyanobactéries

Les cyanobactéries, également connues sous le nom d'algues bleu-vert, sont considérées comme les premiers organismes producteurs d'oxygène dans l'histoire de la biosphère (Huisman et Hulot, 2005). Elles sont parmi les plus anciens micro-organismes sur terre, ayant existé pendant plus de 3,5 milliards d'années (Paerl et Paul, 2012). Ce sont des organismes procaryotes, photosynthétiques qui contiennent de la chlorophylle a et d'autres pigments (Elliott, 2012). Elles ont la capacité de convertir l'énergie solaire en énergie chimique utilisable par la cellule en fixant le dioxyde de carbone (CO₂) et en libérant du dioxygène (O₂). Les cyanobactéries sont coloniales et possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent de flotter et se déplacer dans la colonne d'eau (Reynolds, 2006), entraînant la formation d'une écume colorée à la surface des lacs eutrophes (Codd et al., 2005a) (figure 1.2). Ce sont des organismes phylogénétiquement anciens, appartenant au groupe des procaryotes Gram négatifs (Whitton, 2012). La classification taxonomique des cyanobactéries est dirigée par le Code international de nomenclature botanique (ICBN) (McNeill et al., 2012) et le Code international de nomenclature des procaryotes (ICNP) (Sneath, 1992). La classification botanique repose sur des critères tels que la morphologie cellulaire, la présence d'enveloppes ou de gaines, le type de division cellulaire, ainsi que sur des données de phylogénétique moléculaire (Bernard, 2014). La proposition de classification d'Hoffman et al. (2005) est l'une des plus récentes et reconnaît 6 ordres, 30 familles et plus de 250 genres. Quant à la classification des procaryotes, elle prend en compte les caractéristiques morphologiques ainsi que certaines propriétés physiologiques, cytologiques et biochimiques des cultures de cyanobactéries axéniques, sans s'appuyer sur le concept d'espèce (Rippka et al., 1979 ; Castenholz et al., 2001).



Figure 1.2 Exemple de la prolifération des cyanobactéries au lac Bromont (CBC News, 2016)

Les cyanobactéries ont certains avantages par rapport au reste des producteurs primaires phytoplanctoniques, tels que leur faible valeur nutritive, leur organisation en colonies (filaments ou colloïdes), leur capacité à produire des toxines et leur caractère omniprésent qui leur permettent de dominer dans certaines conditions (Xiao et al., 2018). Ils ont la capacité de se déplacer verticalement dans la colonne d'eau entre la surface exposée à la lumière et les profondeurs riches en matière nutritives grâce à la présence des vacuoles gazeuses (Ferber et al., 2004; Rolland et al., 2005; Walsby, 2005; Walsby et al., 2006). Cette capacité les favorise surtout dans les lacs stratifiés, où le déplacement d'autres classes d'algues non mobiles est ralenti au niveau du métalimnion (Ferber et al., 2004; Walsby, 2005). De plus, certaines espèces de cyanobactéries, grâce au phycobilines, pigments non chlorophylliens, sont capables de croître à des intensités lumineuses très basses, qui sont limitantes pour d'autres espèces phytoplanctoniques (Rolland et al., 2005; Rolland et al., 2010). Certaines espèces de cyanobactéries sont capables d'entrer en dormance dans les sédiments lorsque les conditions leurs sont défavorables, et elles peuvent germer à nouveau lorsque les conditions sont propices (ex., présence de la lumière) (Baker et Bellifemine, 2000). Yamamoto (1976) a montré que la présence d'acétate dans un milieu inorganique, en conjonction avec une atmosphère riche en oxygène et à

des niveaux de pH compris entre 7.0-8.0, favorisent et stimulent la germination de l'espèce *Anabaena cylindrica*.

Les efflorescences de cyanobactéries sont stimulées par une interaction complexe entre plusieurs facteurs, notamment une concentration élevée d'azote (N) (pour les non fixateurs de N₂) et de phosphore (P) (typiquement dans les milieux eutrophes), des températures optimales, un pH élevé, ainsi que des eaux stagnantes ou peu courantes (Duy et al., 2000; Jones, 1994). Pour autant, le facteur déterminant demeure le phosphore. En effet, une étude menée en Alberta a mis en évidence que le P présente la corrélation la plus forte ($r = 0.45$; $p < 0.005$; $n = 238$) avec *Microcystis aeruginosa* l'espèce de cyanobactéries productrice de toxines, la plus répandue dans le lac eutrophes (Orihel et al., 2012). Le classement des masses d'eaux selon leur niveau d'eutrophisation est défini par la concentration de nutriments et d'autres variables qui sont interreliés, tels que les concentrations de chlorophylle *a* et la transparence de l'eau (Nürnberg, 1996). Au Québec l'échelle normalement utilisée par le ministère de l'environnement est avec la concentration de phosphore total (PT) et la chlorophylle *a*, allant de l'état dit « ultra-oligotrophe » pour un milieu très pauvre en PT, à l'état « hypereutrophe » qui correspond au cas extrême de l'eutrophisation (MDDEP, 2011). Un plan d'eau est considéré eutrophe lorsque la concentration de PT se situe entre 30 et 100 ug/L. Dans la suite de ce mémoire, nous approfondirons la relation entre la prolifération des cyanobactéries, la température de l'eau ainsi que la concentration du P, puisque la mesure de gestion que nous visons d'appliquer dans les lacs au Québec pour traiter les efflorescences des cyanobactéries est surtout axée sur le contrôle et la réduction des apports en P.

1.1.2 Impact des efflorescences de cyanobactéries

La prolifération des cyanobactéries a des impacts divers sur l'environnement et la société, tant sur le plan esthétique que récréatif, socio-économique et de la santé publique. En effet, la présence des cyanobactéries dans les lacs peut parfois être responsable d'une odeur nauséabonde due à leur décomposition (Alghanmi et al., 2018; Wang et al., 2019). Au Québec, par exemple, il a été rapporté qu'en 2001, la prolifération des cyanobactéries a entraîné la fermeture des plages de la Baie Missisquoi, des recommandations de santé publique ont été énoncées, des campings et autres commerces ont été abandonnés (Blais, 2002).

1.1.3 Les cyanotoxines

La production des toxines par les cyanobactéries représente un danger majeur pour la santé humaine et animale (Backer et al., 2015; Buratti et al., 2017). Il existe trois classes de cyanotoxines en fonction de leur mode d'action : les endotoxines de type lipopolysaccharide (LPS), les hépatotoxines et les neurotoxines (Chorus, 2001). Les LPS peuvent causer des irritations et des réactions allergiques, ainsi que des symptômes gastro-intestinaux. Les hépatotoxines peuvent endommager le tube digestif et le foie (Codd et al., 2005b), tandis que les neurotoxines affectent la transmission de l'influx nerveux. Certaines cyanotoxines peuvent provoquer des lésions nécrotiques étendues chez les mammifères, telles que le foie, les reins, les poumons, la rate et l'intestin, qui peuvent conduire à la mort (Codd et al., 2005b). Le contact cutané, l'ingestion ou l'inhalation peuvent provoquer des irritations, des gastro-entérites ainsi que des dommages au foie et aux reins. Les microcystines sont les cyanotoxines les plus fréquemment produites et détectées lors des efflorescences. Parmi les cyanobactéries responsables de la production de ces toxines, on trouve principalement des souches des genres *Anabaena*, *Planktothrix* et *Microcystis* (Dittmann et Börner, 2012). Ces derniers, représentant plus de 70% des cas d'efflorescences (Bernard et al., 2017; Harke et al., 2016). La réglementation pour les eaux destinées à la consommation humaine stipule qu'une concentration maximale acceptable (CMA) saisonnière de 0,0015 mg/l (1,5 µg/l) de microcystines totales doit être respectée dans l'eau potable afin de protéger la population, y compris les enfants (Santé Canada, 2018).

1.2 Le phosphore en milieu lacustre

1.2.1 Cycle du phosphore en milieu aquatique et impact anthropique

Le phosphore est un élément crucial pour l'évaluation de la qualité des eaux des milieux lacustres (Yuan et al., 2021). Bien qu'il soit naturellement présent dans les milieux aquatiques à des concentrations peu élevées (en moyenne de 5 à 15 µg P total/l) (Blais et Patoine, 2002), sa présence excessive peut perturber le fonctionnement des écosystèmes lacustres, conduisant à une baisse de leur qualité ainsi que la réduction de leur utilisation pour l'eau potable (Elser, 2012; Sharpley, 1995). L'augmentation de la concentration de P entraîne la prolifération de la biomasse algale et de la turbidité de l'eau, qui a pour conséquence de réduire sa transparence, ainsi que des

changements biologiques et chimiques souvent indésirables (Sondergaard et al., 2003). Une proportion considérable du P contribuant à l'enrichissement des lacs provient des apports exogènes telles que le lessivage des roches, l'érosion des sols, des excréments des animaux, les dépôts atmosphériques, l'écoulement des eaux souterraines, le ruissellement et les apports en provenance des affluents. Les activités humaines, telles que l'urbanisation, les rejets d'eaux usées municipales et industrielles, l'utilisation d'engrais agricoles et l'aquaculture, peuvent accentuer l'augmentation et multiplier les concentrations en phosphore par 10 (Paterson et al., 2006; Qiu et al., 2014; Smol, 2008; Wetzel, 2003). Toutefois, les activités anthropiques à l'origine des apports externes de phosphore dans le bassin versant ne suffisent pas toujours à expliquer les concentrations élevées de P observées dans certains lacs (Perrone et al., 2008; Smolders et al., 2006). En effet, on distingue deux sources externes d'apport de P : ponctuels (rejets directs) ou diffus (ruissellement, érosion et lessivage) (figure 1.3). De plus, une partie du P entrant dans les écosystèmes lacustres est exportée par la décharge des lacs, tandis que l'autre partie reste dans le système. Dissous dans la colonne, les ions phosphates sont assimilés par les algues et bactéries ou absorbés par des particules en suspension ou par la matière organique dissoute. Les formes particulaires, organiques (microorganismes vivantes ou mortes) ou inorganiques et les formes colloïdales dissoutes peuvent se déposer au fond et ils sont rapidement enfouis dans les sédiments, formant des pièges, créant ainsi une charge interne potentielle en P (Ruttenberg et Sulak, 2011). Des quantités significatives de P s'accumulent au fond des plans d'eau. La forme diffuse de P externe peut être retenue par les bandes riveraines (des bandes de végétation en bordure des lacs), les rigoles et les fossés, qui peuvent eux-mêmes devenir une source de P s'ils se saturent en cet élément (Ruttenberg, 2003, 2014). Cette charge interne de P peut alors contribuer à une forte productivité primaire dans les lacs et jouer un rôle majeur dans la détérioration de la qualité de l'eau (Nürnberg, 2009; Qiu et al., 2014).

Une charge interne de phosphore élevée diminue les effets positifs issus de la prévention et de la réduction des apports externes de P (Golterman, 2004). Les échanges de phosphore entre les sédiments et la colonne d'eau sont souvent une composante importante dans le cycle du P dans un lac. Bien qu'une grande quantité du P sédimentée reste trappée, une partie de ce P peut être libérée à partir des sédiments.

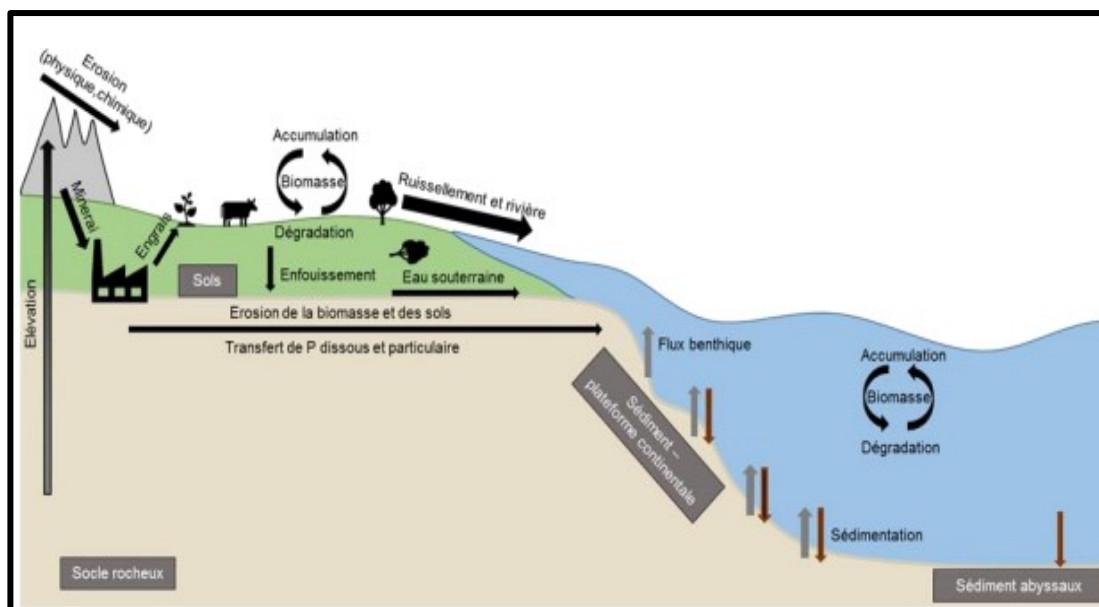


Figure 1.3 Cycle global du phosphore simplifié, modifié d'après (Ruttenberg, 2014)

1.2.2 Formes et dynamique du phosphore dans les milieux lacustres

Les deux formes de phosphore sont le phosphore dissous (PD) et le phosphore particulaire (PP). Le PD comprend le phosphore inorganique, sous forme d'ion orthophosphate (PO_4^{3-}), ainsi que le phosphore organique. Ensemble, ces formes constituent la fraction du phosphore labile (Salvia-Castellvi et al., 2002). Le PP, quant à lui, est constitué de microorganismes, de débris organiques ainsi que des particules inorganiques diverses telles que des oxydes de fer, de calcium, d'aluminium, ainsi que des argiles (Lazzarotto et al., 2007). L'ensemble du phosphore dissous et particulaire forme le phosphore total (PT). Parmi les différentes formes de PD, le PO_4^{3-} est la forme assimilable par les microorganismes (comme les cyanobactéries, les bactéries et les algues) ainsi que par d'autres végétaux aquatiques (Beaudin et al., 2008). La disponibilité du P lié au fer ou à l'aluminium, dépend du pH des sédiments et du potentiel d'oxydoréduction. D'autres formes, telles que le P lié au calcium, à la matière organique, non labile ou inerte, sont peu biodisponibles (Salvia-Castellvi et al., 2002). Le phytoplancton, le zooplancton et les bactéries peuvent excréter du P sous forme organique par leurs activités biologiques (Blais et Patoine, 2002). Le phosphore organique dans les lacs peut être transformé en forme inorganique ou être adsorbé par les sédiments par les microorganismes décomposeurs (bactéries, champignons) (Blais et Patoine, 2002). La figure 1.4 présente un résumé des différentes formes de P que l'on peut retrouver dans l'eau.

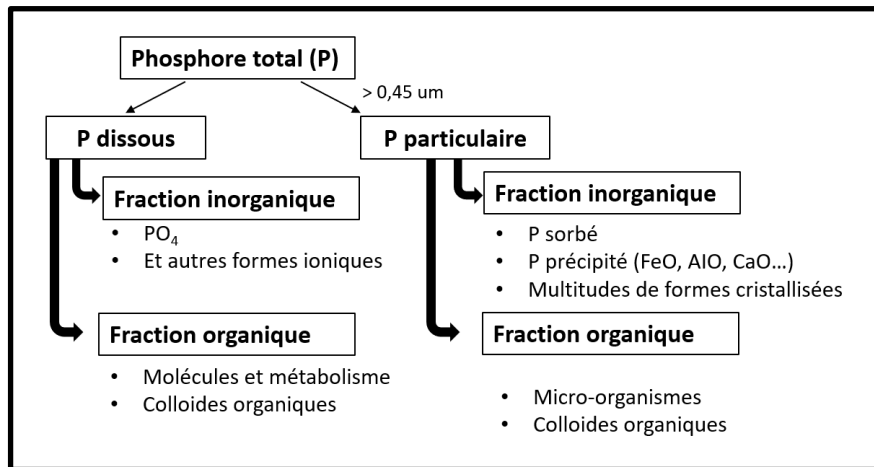


Figure 1.4 Les différentes formes du phosphore dans le milieu lacustre
(Adaptée de Lazzarotto et al., 2007)

Il est crucial de comprendre la dynamique du P pour évaluer l'importance des apports de P dans les lacs. Étant donné que le phosphore existe sous plusieurs formes, sa capacité de se déplacer (migration) et sa disponibilité pour les organismes vivants sont deux critères décisifs pour distinguer ou non l'eutrophisation d'un lac. Les principaux mécanismes de transfert du P de l'eau vers les sédiments sont les échanges ioniques, l'adsorption et la précipitation. En revanche, les processus de transfert du P des sédiments dans la colonne d'eau incluent l'advection, les échanges ioniques, la diffusion moléculaire et les changements biologiques (Kim et al., 2003). En effet, le P accumulée dans les sédiments atteint la colonne d'eau par deux mécanismes distincts, soit par la remise en suspension des sédiments qui contiennent du P, suivie de la solubilisation des précipités et des complexes de P. Ce phénomène est principalement induit par l'action du vent et des courants, à la bioturbation et au brassage des eaux par les bateaux à moteur ; soit par la solubilisation du P particulaire dans l'eau interstitielle, suivi de son transport vers la colonne d'eau (Ryding et al., 1994 ; Lazzarotto et al., 2007). Le phosphore libéré par les sédiments est sous forme inorganique (orthophosphates), comparativement au P sous forme dissoute ou particulaire provenant du bassin versant (Nürnberg, 2009). Au fil du temps l'accumulation de P dans les sédiments peut s'accroître (Labrecque et al., 2012) et se relâcher vers la colonne d'eau (Maavara et al., 2015), quand les conditions seront propices, ce processus de relâchement est appelé relargage (Labrecque et al., 2012). Le taux de relargage du P dépend de plusieurs facteurs, tels que le pH, le potentiel d'oxydoréduction, l'oxygène dissous et la température (de Montigny et Prairie, 1993 ; Wang et al., 2008; Wetzel, 2003).

1.3 Facteurs influençant le relâchement du phosphore interne

En tant que réservoir de P externe et source de P interne, les sédiments lacustres jouent un rôle primordial dans les cycles du P qui impliquent des processus physicochimiques et biologiques. En effet, les mécanismes impliqués dans la rétention ou la libération du P sédimentaire sont multiples et étroitement liés à la diagenèse du sédiment ainsi qu'aux conditions physicochimiques à l'interface eau-sédiment (Lazzarotto et al., 2007). La rétention et le relargage de P varient considérablement d'un lac à l'autre, comme l'ont souligné Prairie et al. (2001). Plusieurs facteurs, tels que le potentiel d'oxydoréduction à l'interface eau-sédiment, le pH et la température peuvent influencer la libération du P sédimentaire (Christophoridis et Fytianos, 2006 ; Dittrich et al., 2013 ; Penn et al., 2000 ; Søndergaard et al., 2003). D'autres variables chimiques et biologiques peuvent également affecter le relargage du phosphore à partir des sédiments, notamment la suspension de particules, le rapport fer-phosphore, la diffusion chimique, l'activité microbiologique et la minéralisation (Søndergaard et al., 2003). Dans les lacs eutrophes, l'hypolimnion subit une baisse de pH lors des processus de respiration, car la production de CO₂ acidifie le milieu. À l'inverse, en présence d'une forte concentration d'organismes photosynthétiques, qui consomment du CO₂, le pH augmente (Labrecque et al., 2012). Les épisodes de brassage et de stratification des lacs en milieu tempéré modifient à la fois la température de l'eau, les conditions d'oxydoréduction et le pH à l'interface eau-sédiment, ce qui peut influencer la libération de P (Penn et al., 2000 ; Søndergaard et al., 2003).

La figure 1.5 illustre les principaux processus de transport et de mobilisation physico-chimique impliqués dans le relargage du P (Wetzel et Likens, 2000). Ces facteurs et les mécanismes qui y sont associés révèlent que les sédiments peuvent être considérés non seulement comme un réservoir de phosphore mais aussi, comme un élément essentiel d'un système biogéochimique complexe avec de nombreuses interactions où le P peut être régulièrement recyclé. Il est donc nécessaire de prendre en considération pour une gestion efficace de restauration des lacs, le contrôle des sources internes de P des lacs (Labrecque et al., 2012).

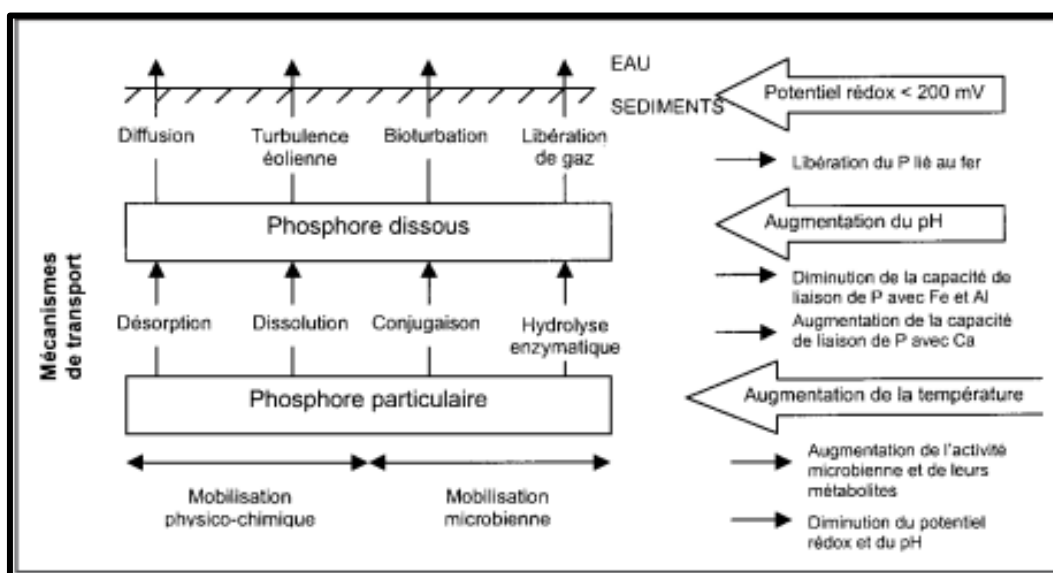


Figure 1.5 Processus impliqués dans la mobilisation du phosphore particulaire jusqu'à la libération vers la colonne d'eau (Adaptée de Ryding et al., (1994))

1.3.1 L'oxygène dissous

L'hypoxie et l'anoxie de l'interface eau-sédiments ont un impact sur le phénomène de relargage du P dans les lacs stratifiés. L'échange du P se produit fréquemment dans un sens unique de l'eau vers les sédiments, quand l'eau qui recouvre les sédiments contient de l'oxygène (Wetzel, 2001). Le manque d'oxygène a un impact sur l'activité biologique et chimique à l'interface eau-sédiments. Cependant, la déficience en oxygène (anoxie) entraîne une diminution du potentiel redox (Galvez-Cloutier et al., 2002 ; Mortimer, 1971) et la décomposition anaérobie de la matière organique sédimentée (Boström et al., 1988) ce qui favorise la remise en circulation du P sédimentaire vers la colonne d'eau, entraînant ainsi une augmentation accrue des populations de cyanobactéries (Bartosiewicz et al., 2021).

1.3.2 La température

L'augmentation de la température stimule l'activité microbienne, ce qui entraîne la minéralisation de la matière organique (Gudas et al., 2010). Cette minéralisation stimule à son tour la diffusion du phosphore inorganique dissous à partir du sédiment vers la colonne d'eau. La minéralisation de la matière organique est soutenue par la respiration microbienne aérobie et anaérobie, permet

la libération des nutriments associés, notamment le phosphore inorganique dissous. En effet, la consommation d'oxygène dissous augmente avec l'augmentation de l'activité microbienne ce qui contribue à la solubilisation du phosphore particulaire (Ryding et al., 1994 ; Søndergaard et al., 2003). Plus indirectement, la hausse de la température favorise la production primaire à la surface de l'eau conduisant à des nouveaux apports de matière organique (plus fraîche), stimulant ainsi une série de processus biologiques et chimiques qui permettent le recyclage de la matière organique. Ces processus sont regroupés sous le terme de diagenèse précoce des particules qui se déposent ensuite à la surface des sédiments (Jiang et al., 2008 ; Søndergaard et al., 2003 ; Wang et al., 2015). Par ailleurs, les principaux paramètres qui influencent le relargage du phosphore, ainsi que l'intensité des processus de relargage et de rétention du P sédimentaire varient selon la dynamique saisonnière des lacs (Penn et al., 2000).

Comprendre cette dynamique est primordiale pour cerner la manière dont elle affecte la colonne d'eau et par conséquent intégrer les connaissances relatives à la mobilisation du P et élaborer des solutions de gestion durable et viable des sédiments contaminés. À mesure que la quantité de matière organique augmente au printemps et que les processus de minéralisation se renforcent, la profondeur de pénétration de l'oxygène et des nitrates dans les sédiments diminue (Jensen et Andersen, 1992 ; Tessenow, 1972).

Jensen et Andersen (1992) ont constaté que l'effet de la température sur la libération de phosphore était la plus prononcée dans les lacs contenant une proportion élevée de phosphore lié au fer. Ils ont également observé une diminution de l'épaisseur de la couche superficielle oxydée avec l'augmentation des températures, ce qui suggère une libération du P sensible aux conditions de rédox. L'épaisseur du sédiment oxique supérieur peut ainsi influencer la concentration de P dans l'ensemble de la masse d'eau (Gonsiorczyk et al., 2001). À priori, le printemps pourrait être une période propice pour mettre en œuvre un processus de restauration des lacs eutrophes en milieu tempéré car c'est à ce moment de l'année que la libération de phosphore des sédiments atteint son minimum annuel. Ce niveau minimal peut s'expliquer par les températures basses de l'eau et par le brassage printanier, où les eaux de surface viennent oxygéner l'interface eau-sédiment et les eaux profondes, déplaçant ainsi le potentiel d'oxydoréduction vers un milieu oxydant (Campbell et Reece, 2004).

Par ailleurs, le développement de la stratification thermique joue un rôle important dans le relargage du P. Campbell et Reece (2004) ont démontré que la densité de l'eau augmente avec la diminution de la température et atteint un maximum à 4°C. Dans les régions tempérées, les variations de la température favorisent systématiquement des périodes de stratifications, ce qui limite le mélange de la masse d'eau et isole l'hypolimnion, où les eaux ne sont plus ré-oxygénées (figure 1.6). Ainsi, les périodes de stratification prolongées peuvent restreindre la pénétration de l'oxygène et stimuler le relargage du phosphore sédimentaire (North et al., 2014 ; Tzoraki et al., 2017 ; Wang et al., 2016). En effet, les conséquences du réchauffement climatique sont innombrables. À mesure que le climat se réchauffe, les lacs se stratifient de manière plus intense et plus rapide ce qui affecte l'augmentation de la charge interne en nutriments (Lau et al., 2020), augmentant ainsi la biomasse phytoplanctonique (Woolway et Merchant, 2019). Les variations de la température affectent également les processus métaboliques tels que la photosynthèse et la respiration (Visser et al., 2005), l'augmentation de la respiration, lors de la décomposition de la matière organique au fond des lacs stratifiés, conduit à un appauvrissement en O₂ au fond du lac (ce qui engendre l'anoxie) (Bartosiewicz et al., 2019).

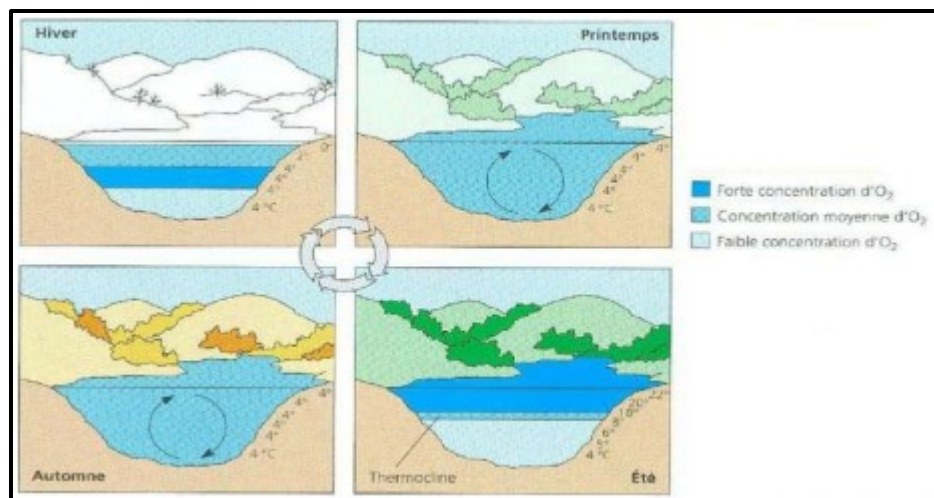


Figure 1.6 Dynamique saisonnière des lacs en milieu tempéré (Adaptée de Campbell et Reece, 2004)

1.3.3 Le potentiel oxydo-réducteur des sédiments

Les variations du potentiel d'oxydoréduction à l'interface eau-sédiments ont une influence sur le phosphore lié au fer et au manganèse dans les sédiments (Prairie et al., 2001 ; Søndergaard et al., 2003). Le fer (Fe) est un élément sensible aux conditions redox et son cycle redox joue un rôle primordial dans le contrôle de la mobilité du phosphore dans les sédiments (Ding et al., 2016). En effet, les conditions d'un milieu oxydant favorisent la forme de Fe^{3+} qui se lie au phosphore pour former le phosphate de fer, qui précipite et se dépose dans la colonne d'eau. En 1992, Jensen et Andersen ont observé que la présence de nitrates pendant l'hiver et au début d'été maintient les conditions suffisamment oxydantes du milieu pour retarder la réduction des oxy-hydroxydes de Fe/Mn, conduisant ainsi à la diminution du relargage du P associé en période estivale. En effet, la présence de nitrate limite la mobilité du Fe et Mn et du P associé (Beutel et al., 2016). Inversement, lorsque les conditions deviennent réductrices, caractérisées par de faibles concentrations en oxygène dissous, voire nulle que dans les milieux oxydants riches en oxygène, l'oxyde de fer (III) sera réduit en fer (II) conduisant à la libération du P dans la colonne d'eau (Prairie et al., 2001 ; Søndergaard et al., 2003). En effet, la forme soluble Fe^{2+} est favorisée dans les conditions réductrices. Dans ce contexte, le phosphore lié au Fe^{3+} se solubilise et devient disponible pour être utilisé par les algues et plantes aquatiques (Penn et al., 2000 ; Ryding et al., 1994 ; Sigg et al., 2006 ; Søndergaard et al., 2003). Les lacs eutrophes, caractérisés par un apport continu de matière organique à la surface des sédiments, sont favorables à la formation d'un hypolimnion anoxique et réducteur, favorisant la présence de la forme réduite Fe^{2+} et par conséquent le relargage du phosphore.

1.3.4 Le pH

L'impact du pH sur le relargage du phosphore est plus complexe et implique des processus antagonistes impliquant des équilibres acido-basiques du fer, de l'aluminium et du calcium (Ryding et al., 1994). Dans les lacs eutrophes, le pH basique réduit la capacité de rétention du phosphore par les sédiments en raison de la réduction de la capacité de liaison du phosphore au fer et l'aluminium, résultant de la compétition entre les ions HO^- et les ions phosphates (H_2PO_4^- et HPO_4^{2-}) (Søndergaard et al., 2003). Ainsi, la libération de phosphore a été illustrée par Koski-

Vahala et Hartikainen. (2001), qui ont montré que l'augmentation du pH, fréquent dans les lacs eutrophes pendant l'été, peut considérablement accroître le risque de charge interne en phosphore (Søndergaard et al., 2003). Dans le cas de pH acide, il a été observé qu'il y a dissolution du calcite (CaCO_3), libérant ainsi le phosphore ayant coprécipité avec au fond de la colonne d'eau (Fetter et al., 1999 ; Ryding et al., 1994 ; Sigg et al., 2006). En se basant sur la distribution du carbonate de calcium en fonction du pH, il apparaît que lorsque le pH est au-dessous de 5.92 (pH neutre), le carbonate se solubilise et le phosphore lié au carbonate de calcium est libéré (Hubbard, 2002). En revanche, si le pH est basique, la libération du P est interférée lorsque les sédiments lacustres contiennent une proportion importante de l'élément lié au carbonate de calcium. Ainsi, l'impact du pH sur la libération du phosphore est étroitement lié à la spéciation chimique du phosphore présent dans les sédiments (Penn et al., 2000; Ryding et al., 1994; Søndergaard et al., 2003).

1.3.5 La suspension particulaire des sédiments

La remise en suspension des particules sédimentaires entraîne une augmentation du relargage du phosphore contenu dans les sédiments. Les conditions physico-chimiques, qui varient constamment dans la colonne d'eau, ont un impact croissant sur le relargage du phosphore (Gouvernement du Canada, 1994; Søndergaard et al., 2003 ; Sigg et al., 2006) en plus de réduire la transparence de l'eau et les concentrations d'oxygène dissous (Anthony et Downing, 2003 ; Irvine et al., 1997). L'impact du vent est de plus en plus prononcé dans les lacs peu profonds où l'eutrophisation est plus prévalente.

1.4 Problématique spécifique à notre étude : le lac Bromont

Depuis 2006, le lac Bromont a connu une détérioration de la qualité de l'eau causée par une prolifération importante de cyanobactéries (Planas et al., 2014a). Ce lac est dimictique et la stratification estivale apparaît très tôt après le brassage printanier, suite au dégel et se dissipe lors du brassage automnal quand la température de l'eau devient uniforme (Planas et Vanier, 2014). Cependant, l'utilisation du traitement Phoslock® pour contrôler cette prolifération pourrait affectée par le réchauffement climatique, compromettant son efficacité et sa durabilité (Planas et Vanier, 2014). L'association du réchauffement climatique et des apports excessifs de nutriments,

notamment le phosphore provenant de l'interface eau-sédiment (Paul, 2008), entraîne une prolifération excessive des fleurs d'eau dans les milieux lacustres (Huisman et al., 2018).

1.5 Traitement Phoslock®

Les sédiments jouent un rôle crucial dans la régulation de la circulation des éléments nutritifs dans les lacs, malgré la réduction de la charge externe, une charge interne élevée de P présente un obstacle majeur à l'amélioration de la qualité de l'eau ce qui peut entraîner un relâchement accru de phosphore, en particulier en période d'été (Søndergaard et al., 2003). D'après l'analyse de Jeppesen et al. (2005) faite sur 35 lacs de l'Europe et l'Amérique, il a été démontré que le recyclage interne de phosphore peut persister pendant plusieurs années après avoir réduit les apports externes de phosphore. Le relargage de phosphore peut prendre environ 10 à 15 ans après avoir diminué les apports externes. Diverses méthodes ont été essayées afin de fournir une solution durable pour le contrôle de ce phénomène et éliminer les efflorescences de cyanobactéries, parmi lesquelles le traitement Phoslock®. Du début de ce millénaire, plusieurs études ont mis en évidence l'efficacité du traitement Phoslock®, notamment celles de Barçante et al. (2020) et Bishop et al. (2014) qui ont souligné que le traitement permettait de réduire le niveau de P, son relargage des sédiments et la biomasse algale. Dans leur étude, Barçante et al. (2020) ont également noté qu'après l'application du traitement une nouvelle communauté phytoplanctonique était formée, ce qui représente un indicateur clé et un élément crucial dans l'évaluation du succès du traitement. Une autre étude menée par Li et al. (2021) a montré que l'utilisation du Phoslock® a entraîné une baisse importante de la concentration de P dissous, tout en atténuant la prolifération des fleurs d'eau de cyanobactéries. De plus, les auteurs ont mis en évidence que le Phoslock® recouvrant les sédiments agissait comme une barrière pour limiter le relargage de phosphore vers la colonne d'eau.

Le Phoslock® est donc une technique de géo-ingénierie (Spears et al., 2013), qui sert de barrière chimique (Van Oosterhout et Lürling, 2013) pour réduire les efflorescences algales en diminuant le phosphore biodisponible dans l'eau (Burns et al., 2009), il est également efficace pour retenir le phosphore dans les sédiments (Ross et al., 2008). Développé dans les années 1990, en Australie par "Commonwealth Scientific et Industrial Research Organisation (CSIRO)", le Phoslock® est composé d'une argile bentonite à laquelle est liée le lanthane LMB (Haghsresht et

al., 2009 ; Robb et al., 2003). Avant l'application du Phoslock® plusieurs tests de toxicité ont été réalisés pour évaluer son impact sur divers organismes aquatiques, tels que plusieurs espèces de puces d'eau (*Daphnia*), de poissons arc-en-ciel, de crevettes d'eau douce, ainsi que sur des organismes benthiques comme les amphipodes, les éphémères et les larves de moucheron. Les résultats de ces études n'ont révélé aucun effet toxique de Phoslock® sur ces organismes (Afsar et Groves, 2009) et n'indiquent pas de danger pour l'être humain (Behets et al., 2020). Par conséquent, le risque lié à la consommation de poissons provenant d'eaux traitées avec Phoslock® après son application a été jugé négligeable, selon une enquête sur la santé des poissons menée trois années consécutives (Finsterle, 2014).

Le lanthane est considéré comme un agent bénéfique pour la santé humaine (Afsar et Groves, 2009). En effet, le carbonate de lanthane (Fosrenol®) est couramment utilisé comme liant phosphate pour traiter l'hyperphosphatémie chez les patients atteints d'insuffisance rénale chronique sous dialyse (Persy et al., 2006). Dans le processus de fabrication du Phoslock®, ses composants dont l'argile bentonite modifiée et le chlorure de lanthane sont mélangés dans une solution aqueuse (Afsar et Groves, 2009). La fusion des ions de lanthane avec la bentonite s'effectue par échange de cations (Wang et al., 2015) et ne se dissolvent pas sous forme de lanthane soluble dans l'eau. Une fois absorbé dans la bentonite, le lanthane devient un composé actif qui capte et retient le phosphate (Afsar et Groves, 2009). Le Phoslock®, était formulé sous forme de bouillie. Une forme granulaire qui a été mise au point en 2004 pour simplifier le transport et l'application du produit tout en réduisant les coûts (Afsar et Groves, 2009). Un autre avantage de la forme granulaire est que pendant le processus de granulation, une déshydratation importante de la boue se produit ce qui conduit à la réduction de la quantité de lanthane résiduel associé au produit (Afsar et Groves, 2009). Le rapport d'Afsar et Groves, 2009 mentionne d'autres propriétés importantes du Phoslock® granulaire, qui sont résumées dans le Tableau 1.1

Tableau 1.1 Résumé des propriétés du Phoslock® granulaire (Adapté du rapport Afsar et Groves, 2009)

Propriétés du Phoslock®	Caractérisation
Constitution du Phoslock®	Composé de 95 % de bentonite, 5 % de lanthane sur une base sèche
Teneur en eau	8 % - 10 %
Aspect	Sous forme de suspension de couleur marron clair
Stabilité de l’emballage	Emballage intact
Taille des granules	0.5 - 3 mm
Densité apparente	850 - 1200 kg m ⁻³
Teneur en poussière	< 1 % poids 50 µm
pH	07 - 7.5

1.6 Mode d’action du Phoslock®

La capacité du Phoslock® à éliminer le P dissous dans l’eau est due à la réaction du lanthane avec les ions phosphate (Douglas et al., 2004). L’absorption du P par le Phoslock® n’est pas affectée par les conditions anoxiques (Haghseresht, 2005). Toutefois, suite à l'application du Phoslock® dans le lac, les petites particules de Phoslock® descendent progressivement pendant quelques semaines à travers la colonne d’eau et élimine jusqu'à 95% de P réactif soluble (Afsar et Groves, 2009). La vitesse de descente varie selon la chimie de l’eau, le dépôt du Phoslock® est plus rapide dans les eaux alcalines que dans les eaux plus acides (Reitzel et al., 2013). Une fois appliqué sur les sédiments, le Phoslock® forme une couche très fine d'une épaisseur de 1 à 3 mm formant une barrière chimique, qui est en mesure de fixer en continu le P soluble présent dans les sédiments (figure 1.7) (Finsterle, 2014 ; Van Oosterhout et Lüring, 2013). Le Phoslock® a été appliqué à plus de 100 lacs en Europe depuis 2006, ainsi qu'à de nombreux autres à travers le monde. Parmi ces lacs figurent le lac Blankensee en Allemagne (traité en 2010) et le lac Behlendorfersee (2009), ainsi que les lacs Hyde Park et Round Pond à Londres et le lac Varese en Italie. Dès les premières semaines suivant son application, le Phoslock® a démontré des

résultats positifs et prometteurs, avec une amélioration visible de la clarté des eaux de surface (Finsterle, 2014).

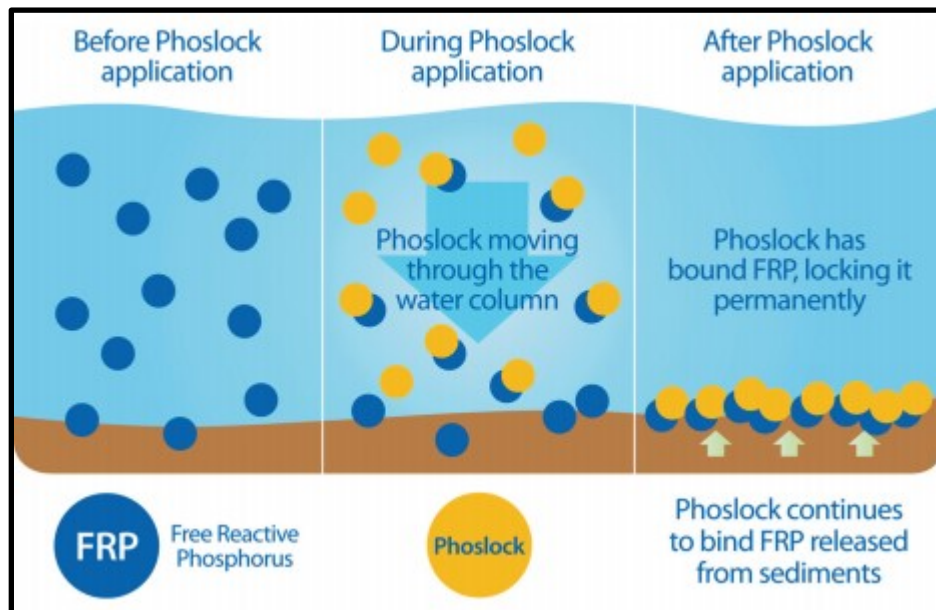


Figure 1.7 Illustration du mode d'action du Phoslock® (Finsterle, 2014)

1.7 Objectifs et hypothèses :

1.7.1 Objectif principal de la recherche

Notre recherche a pour objectif principal de confirmer l'efficacité du traitement Phoslock® dans le lac Bromont, tout en tenant compte des variations de la température et de l'oxygène dissous du milieu.

1.7.2 Objectifs spécifiques de la recherche

1) Vérifier l'effet des élévations de la température sur la stabilité de la stratification du lac Bromont et sur la déficience de l'oxygène aux couches profondes du lac ;

2) Vérifier l'efficacité du traitement pour le contrôle du relargage de phosphore (charge interne) provenant des sédiments en mesurant les, i) concentrations du phosphore (PD & PT) dans les couches profondes,

3) Pour mieux comprendre l'effet du traitement Phoslock® sur le contrôle des efflorescences des cyanobactéries, évaluer la dynamique de la distribution spécifique des algues en fonction du temps de 2017 (avant traitement) et de 2018 à 2021 (après le traitement).

4) Identifier la relation entre les variables environnementales à savoir, la température, l'oxygène dissous, et P (PD et PT) en surface (0,5 m) et au fond (6,2 m) de la colonne d'eau et la variabilité de la composition de la communauté algale entre les années 2017 et 2021.

1.7.3 Hypothèses

Dans le cadre de notre étude, nous avons proposé les trois hypothèses de recherche suivantes :

- 1) Le traitement au Phoslock® contribuera à diminuer la charge interne de P dans le lac
- 2) L'augmentation de la période de stratification du lac et leur stabilité contribueront à une période plus longue d'hypoxie et d'anoxie (manque d'O₂) au fond du lac, augmentant la charge interne de phosphore.
- 3) La diminution de la charge interne réduira des cyanobactéries au sein de la communauté algale

1.7.4 Approche

Cette recherche fait partie d'une étude plus large visant à comprendre l'évolution de la concentration du bilan P et de la charge interne du P biodisponible au lac Bromont avant et après l'application du traitement, en période libre de glace. Pour ce faire, nous avons évalué les profils de la température et de l'oxygène de la colonne d'eau afin de mieux comprendre l'impact de ces variables sur la qualité de l'eau du lac. Nous avons pris en considération l'origine du P en mesurant les changements dans les apports externes ainsi que les différentes formes de phosphore à la fosse du lac (station la plus profonde), à la surface de l'eau et dans les couches profondes (l'hypolimnion). Cette analyse nous a permis de mieux comprendre les sources de P dans le lac et de déterminer si le Phoslock® a un effet significatif sur la réduction de la charge interne de P. En parallèle, nous avons également évalué l'évolution de la biomasse algale nuisible aux deux profondeurs. Cette évaluation sera cruciale pour l'estimation de l'efficacité du traitement et de déterminer si la diminution de la charge interne de P a une incidence sur la croissance des algues. Notre étude couvrira plusieurs aspects de la qualité de l'eau du lac Bromont, allant de la charge

de P à la biomasse algale en passant par les profils de température et d'oxygène. Les résultats de cette étude seront essentiels pour évaluer l'efficacité du Phoslock®.

CHAPITRE 2

Méthodologie

2.1 Site d'échantillonnage

Le site d'échantillonnage pour cette étude est le lac Bromont (figure 2.1), un petit lac situé au sud de la province du Québec ($72^{\circ} 40' 13''$ W ; $45^{\circ} 15' 57''$ N). Il se trouve dans le comté de Brome-Missisquoi dans la région de l'Estrie (Cabal Gomez, 2014 ; Planas et al., 2014a). Il est localisé dans une plaine centrale entourée de collines et de montagnes (Planas et al., 2014a), c'est un lac qui est considéré comme un lieu récréotouristique pour les habitants de la ville ainsi que les riverains (Planas et Juneau, 2018), son bassin versant a été influencé par l'intensité des activités agricoles qui sont à l'origine de son eutrophisation (Charland-Faucher, 2010 ; Tamini et Larue, 2010). Les études antérieures ont montré que les cyanobactéries les plus dominantes dans le lac Bromont étaient *Planktothrix agardhii*, *Dolichospermum* et *Aphanizomenon* sp (Jourdain, 2010 ; Planas et Juneau, 2018).



Figure 2.1 Situation géographique (insert) du lac Bromont (Google maps)

2.2 Caractéristiques morphométriques du lac Bromont

Le lac Bromont s'étend sur une superficie de 0.46 km² et atteint une profondeur moyenne de 4.8 mètres, avec une profondeur maximale de 7.2 m (Neweshy et al., 2022). Les caractéristiques morphométriques du lac Bromont sont illustrées dans la figure 2.2, qui présente également la carte bathymétrique du lac Bromont (ACBVLB, 2022 modifié).

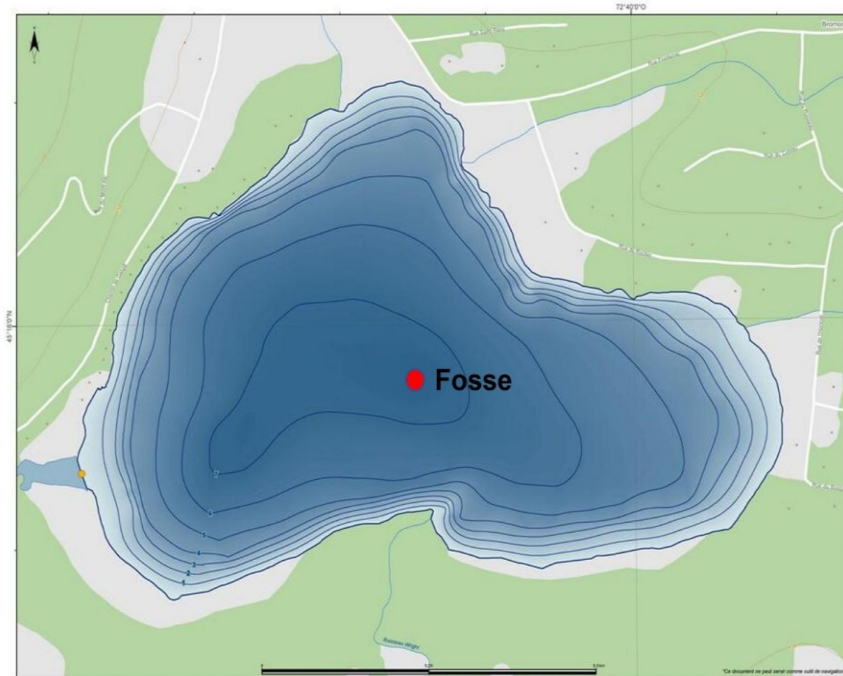


Figure 2.2 Carte bathymétrique du lac Bromont avec la station d'échantillonnage ● (le gris pâle représente l'habitation et le vert la végétation) (ACBVLB,2022)

Le bassin versant du lac, couvre environ 25 km², soit un territoire de 50 fois plus vaste que le lac lui-même. Cette différence de superficie entraîne une grande variabilité d'utilisation des sols dans le bassin versant. D'après les informations fournies par Campech et Paquet (comm. pers., laboratoire D. Planas, UQAM), la plus grande partie du bassin versant est essentiellement recouverte de végétation (forêts), de constructions urbaines ainsi que des sols non couverts (McMeekin, 2009).

2.3 L'échantillonnage des variables physico-chimiques et biologiques

L'échantillonnage de cette étude a été réalisé par l'Association de conservation du bassin versant du lac Bromont (ACBVLB) et le laboratoire de limnologie de l'UQAM. Les prélèvements mensuels concernaient les nutriments, la chlorophylle a, la composition spécifique et la biomasse par classe d'algues, tandis que des mesures hebdomadaires de la température, de l'oxygène dissous et du pH dans la colonne d'eau, ainsi que des mesures quotidiennes de la transparence de l'eau, ont également été effectuées (Planas et Juneau, 2018). Les échantillons d'eau ont été prélevés à deux profondeurs : à 0,5 m de la surface (échantillon de surface) et à 1 m du fond (échantillon du fond), une fois par mois pendant la période libre de glace, quatre mois avant le traitement (2017) et six mois après (de 2018 à 2021). En 2017, l'échantillonnage a été réalisé en juin, juillet, et juste avant le début du traitement (le 25 octobre 2017) afin de connaître l'état du lac avant l'application de Phoslock®. Le traitement s'est déroulé pendant la période de brassage, du 26 octobre au 4 novembre 2017. L'échantillonnage post-traitement a commencé cinq jours après la fin de l'application (Oigny-Hébert et al., 2017 ; Planas & Juneau, 2018). Les résultats des prélèvements réalisés avant le traitement en 2017 ont été utilisés pour comparer les conditions du lac avant et après le traitement, en s'appuyant sur les suivis réguliers de la qualité de l'eau menés par le laboratoire de limnologie de l'UQAM. Les données météorologiques ont été fournies par la station installée par l'ACBVLB sur le lac Bromont (Planas et al., 2014b).

2.3.1 Mesures de la température et de l'oxygène dans l'eau

Les mesures de la température (C°) et de l'oxygène dissous (en mg/l et en %) dans l'eau ont été effectuées à l'aide d'une sonde multiparamétrique YSI environmental (San Diego, CA, USA) prob 6920 (Planas et al., 2014b). Cette sonde est équipée de sondes spécifiques pour mesurer l'oxygène dissous, la température, le pH et la conductivité à différentes profondeurs de la colonne d'eau, notamment à la fosse. Un capteur de pression intégré permet de déterminer la profondeur à laquelle se trouve la sonde. La sonde d'oxygène permet de mesurer la concentration d'oxygène dissous mg/l ainsi que le pourcentage (%) de saturation à chaque profondeur (Planas et al., 2014b).

2.3.2 Mesure de la transmission de la lumière dans l'eau

Chaque jour, la transparence de l'eau du lac est évaluée en utilisant un disque de Secchi (Devaux, 1980). Ce disque a un diamètre de 20 cm et est attaché à une corde graduée en décimètres et en mètre, permettant de déterminer à quelle profondeur la lumière visible peut pénétrer dans l'eau du lac (Planas et al., 2014b). Cependant, la mesure avec le disque dépend de l'intensité visuelle de la personne qui effectue l'évaluation. La quantité de lumière qui arrive au lac est mesuré à la station météorologique, à l'aide d'un senseur (LICOR LI-193SA, Lincoln, NE, USA) (Planas et al., 2014b).

2.3.3 Prélèvement du phosphore, de la chlorophylle *a* et des algues dans l'eau du lac

Un échantillonnage mensuel des nutriments du phosphore total et dissous, de la chlorophylle *a* et de la communauté algale a été établie au niveau des deux profondeurs depuis le début du suivi mentionné plus haut, soit l'épilimnion (0.5m) et l'hypolimnion (6.2 m) par des prélèvements d'eau à l'aide d'une bouteille Van Dorn horizontale, hydrocapteur qui permet de prélever l'eau à des profondeurs préétablies (Planas et al., 2014b). Les échantillons d'eau sont prélevés en duplicata à chaque profondeur puis transférée dans des bouteilles de polypropylène haute densité transparentes pour les nutriments, préalablement lavées à l'acide et rincées à l'eau déionisée et avec l'eau du lac avant le remplissage et dans des bouteilles de polypropylènes opaques lavées avec un détergent pour la chlorophylle *a* et rincées à l'eau distillée et l'eau du lac avant remplissage. Les échantillons seront placés dans des glacières avec des ice packs pour leur conservation au froid. Les échantillons prélevés pour l'identification et la quantification des espèces algales ont été fixés avec du Lugol (solution d'iode) et gardés dans des bouteilles en verre brun jusqu'à leur analyse au laboratoire par microscopie suivant le protocole énoncé dans Planas et al. (2014b).

2.4 Analyses

2.4.1 Matériel de laboratoire

Tout le matériel de laboratoire pour les analyses de P total et dissous, est immergé dans de l'acide (HCl 10%) pendant un minimum de 12 heures, puis rincé trois fois avec de l'eau Milli-Q et trois fois avec l'eau de l'échantillon avant de les remplir. Pour les analyses des pigments (chlorophylle et phéopigments) qui se dégradent rapidement par l'acide, le matériel est soigneusement nettoyé

avec de l'eau savonneuse et rincé trois fois à l'eau Milli-Q et trois fois avec l'eau de l'échantillon avant de les remplir, la méthode correspond aux manipulations standards du laboratoire de Dolores Planas et le GRIL-UQAM.

2.4.2 Analyse du phosphore total et dissous

Pour mesurer le phosphore total (PT), des deux bouteilles d'eau par site d'échantillonnage, ont été sous-échantillonnées pour les analyses du PT et pour le blanc de turbidité, pour chaque journée d'échantillonnage. Les analyses incluent également l'eau prélevée pour le blanc de terrain (eau Milli-Q). Concernant les mesures du phosphore dissous (PD), on filtrait des sous-échantillons de ces mêmes bouteilles d'échantillonnage du PT et le blanc de terrain à l'aide d'une seringue de 60 ml équipée d'un filtre en PES polyéther sulfone de 0,45 μm visser au bout de la seringue, la méthode correspond aux manipulations standards du laboratoire du GRIL-UQAM. Avant les analyses colorimétriques, les échantillons de PT et PD étaient digérés à l'autoclave avec du persulfate de potassium (adaptation de la méthode de Winter et Britton (1986), puis les réactifs mixtes étaient ajoutés pour les analyses au spectrophotomètre à une absorption de 880 nm. Pour mesurer le blanc de turbidité, on substituait le molybdate par de l'eau Milli-Q. En effet, le molybdate réagit avec le phosphore pour former le phosphomolybdate (Murphy et Riley, 1962), ce qui donne une couleur bleue à la réaction selon la méthode de Strickland (1968) adaptée pour l'eau douce. Parmi les problèmes des analyses de phosphore, la mesure de l'orthophosphate de l'eau est compliquée car l'ajout d'acide nécessaire pour le dosage entraîne l'hydrolyse des chaînes courtes de phosphore organique, conduisant ainsi à la surestimation de l'orthophosphate du PD (Comm. pers., laboratoire Dolores Planas, 2021). Ce PD est également connu sous le nom de phosphore réactif soluble (PRS) ou de phosphore réactif au molybdène (PRM), tel qu'équivalent à la méthode de MRP selon Strickland (1968).

2.4.3 Analyse de la chlorophylle *a* et phéopigments

Pour mesurer les pigments, une quantité d'eau allant de 500 à 1000 ml est filtrée à travers des filtres en fibre de verre Wathman (GF/F). Les filtres sont ensuite congelés à -80 °C dans un sac "ziplock", préalablement placé au congélateur, et maintenus congelés jusqu'à l'extraction de la chlorophylle (Planas et al., 2014b). Pour évaluer la biomasse algale, on a mesuré la chlorophylle *a*, un pigment qui permet de capter l'énergie solaire pour réaliser la photosynthèse (Planas et al.,

2014b). L'extraction de la chlorophylle *a* à partir des échantillons sur les filtres est réalisée à l'aide d'éthanol 90 % chaud (Nusch, 1980), puis dosée par spectrophotométrie à une absorption de 665 à 750 nm (Sartory et Grobbelaar, 1984). Il convient de noter que lors de l'extraction de la chlorophylle *a*, deux facteurs peuvent exercer une influence : la température (décomposition enzymatique) et la lumière (dégradation de la chlorophylle *a*).

2.4.4 Identification du phytoplancton et estimation de la biomasse par classe d'algue et cyanobactérie

L'estimation de la biomasse spécifique des espèces algales, leur identification et la mesure de leur biovolume sont réalisées à l'aide d'un microscope inversé, selon la méthode d'Utermöhl (1958), devenue une méthode quantitative standard pour le comptage du phytoplancton à l'échelle mondiale (Lund et al., 1958 ; Andersen et Kristensen, 1995). La technique d'Utermöhl consiste à placer un sous-échantillon de 5 à 50 ml sur une lamelle dans une chambre après sédimentation de 12 à 24h, la chambre est déposée sur la platine du microscope. Cette méthode est particulièrement efficace lorsque l'abondance du phytoplancton diminue, car elle permet à la plupart des organismes de se déposer. Pour préserver les échantillons et colorer les organites des algues contenant de l'amidon, on utilise une solution de lugol (iodure de potassium et iode). Cette solution est ajoutée aux sous-échantillons d'eau, qui sont conservés dans des bouteilles en verre foncé avant d'être sédimentés dans des colonnes de 5 à 50 ml avec un fond mobile (Planas et al., 2014b).

2.5 Traitement des données et analyses statistiques

L'étude statistique est étalée sur une période de 4 mois/année 2017 (avant traitement) et 6 mois de 2018 à 2021 (après traitement) en fonction de la concentration de P (PD et PT) en surface et au fond de la colonne d'eau). Afin de mieux analyser les variations de la concentration interne de phosphore et de la chlorophylle *a* durant ces années, les critères de normalité des observations ont été vérifiés par le test de Shapiro-Wilk et d'homogénéité des variances par le test de Levene (Levene, 1960). Les variables suivantes ont été comparées à travers les saisons et les années d'étude en utilisant le test d'analyse de la Variance (ANOVA) à un seul facteur et la représentation graphique de la distribution quantitative des données par la boîte à moustaches (boxplot) :

1. La charge de phosphore ~ Années et saisons
2. La biomasse en cyanobactéries (chlorophylle *a*) ~ Années et saisons.

Les variables qui ne répondent pas aux exigences des tests paramétriques sont transformées en (log, racine carré) lorsque la normalité et l'homoscédasticité ne sont pas respectées. Si ces conditions ne sont toujours pas respectées, le test de Kruskal-Wallis (une alternative non paramétrique à l'ANOVA) est utilisé pour évaluer les différences entre groupes. En cas de différence significative, un test de comparaison par paires HSD de Tukey (Honest Significant Difference) est appliqué pour identifier quelles moyennes diffèrent entre elles. Le test HSD de Tukey est équivalent à la réalisation de tests *t* de Student individuels entre toutes les paires de groupes.

L'analyse de redondance basée sur la distance (dbRDA) a été appliquée pour examiner l'influence des facteurs environnementaux sur la composition des communautés phytoplanctoniques, en tenant compte des principales classes taxonomiques (Legendre & Anderson, 1999). Avant de réaliser cette analyse, les variables environnementales ont été normalisées à l'aide de la fonction `scale()` de R, qui centre les données (en soustrayant la moyenne) et les met à l'échelle (en divisant par l'écart type). Concernant la biomasse du phytoplancton, une transformation de Hellinger a été utilisée pour convertir les abondances absolues en valeurs relatives (c'est-à-dire la proportion de biomasse de chaque classe par rapport à la somme totale). Cette transformation a été réalisée séparément pour les échantillons de surface et de fond.

La dissimilarité de Bray-Curtis a été choisie comme mesure de distance, car elle est particulièrement efficace pour traiter des ensembles de données comportant de nombreuses valeurs nulles (absence fréquente de taxons dans plusieurs échantillons), un phénomène courant en écologie des communautés.

Enfin, les tests statistiques employés pour évaluer les modèles incluent :

1. ANOVA pour tester la signification globale du modèle dbRDA.

2. ANOVA par permutation avec termes individuels, un test non paramétrique robuste utilisant des permutations pour évaluer la signification des variables explicatives, permettant ainsi d'identifier les facteurs les plus influents.

CHAPITRE 3

Résultats

3.1 Caractéristiques physico-chimiques du lac Bromont

3.1.1 Profils de la température

Étant donné que le traitement au Phoslock® du lac Bromont a été effectué en automne 2017, le suivi hebdomadaire de la température de la colonne d'eau dans le lac a été réalisé au cours des quatre années suivant le traitement ; les températures entre 2017 et 2019 sont présentées en annexe (figure. A1) et celui de 2020 et 2021, fait au cours du présent travail présenté dans la figure 3.1 qui illustre, la variation de la moyenne hebdomadaire de la température de la colonne d'eau mesurée mensuellement en période libre des glaces en 2020 et 2021.

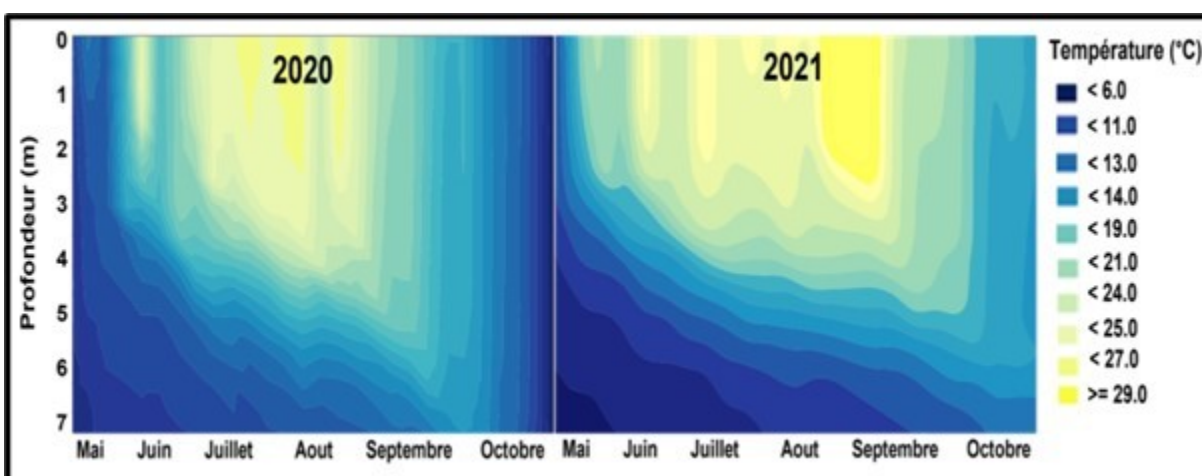


Figure 3.1 Distribution spatio-temporelle hebdomadaire de la température (°C) en fonction de la profondeur de la colonne d'eau, pour la saison d'échantillonnage de 2020-2021

Les températures de l'étendue d'eau les plus élevées des couches supérieures de la colonne d'eau du lac Bromont, sont représentées dans la figure 3.1 et la figure A1 par la zone colorée en jaune, tandis que les températures les plus basses en profondeur sont représentées par la graduation de la couleur bleue. En comparant les années d'échantillonnage de 2017 à 2021, on constate que l'année 2021 a été l'année la plus chaude, où la température a été plus prononcée à l'épilimnion

(la zone de mélange supérieure de l'eau influencée par la température de l'air) dépassant les 29°C à la fin de l'été et elle s'étend en profondeur au mois de septembre.

3.1.2 Profils de l'oxygène dissous

Le suivi de l'oxygène dissous entre 2017 et 2019, comme pour les données de température sont présentés en annexe (figure. A2) et celui de 2020 et 2021 dans la figure 3.2. Le suivi hebdomadaire de la concentration en oxygène dissous au lac Bromont, pour les années 2020 et 2021 montre qu'au dégel du lac, la stratification thermique du lac Bromont est suivie d'une stratification de l'oxygène dissous créant ainsi un gradient décroissant de la concentration d'oxygène entre les trois différentes couches du lac, à savoir l'épilimnion, le métalimnion (couche intermédiaire) et l'hypolimnion (couche profonde) (figure 3.2 ; figure 3.3 et figure A2).

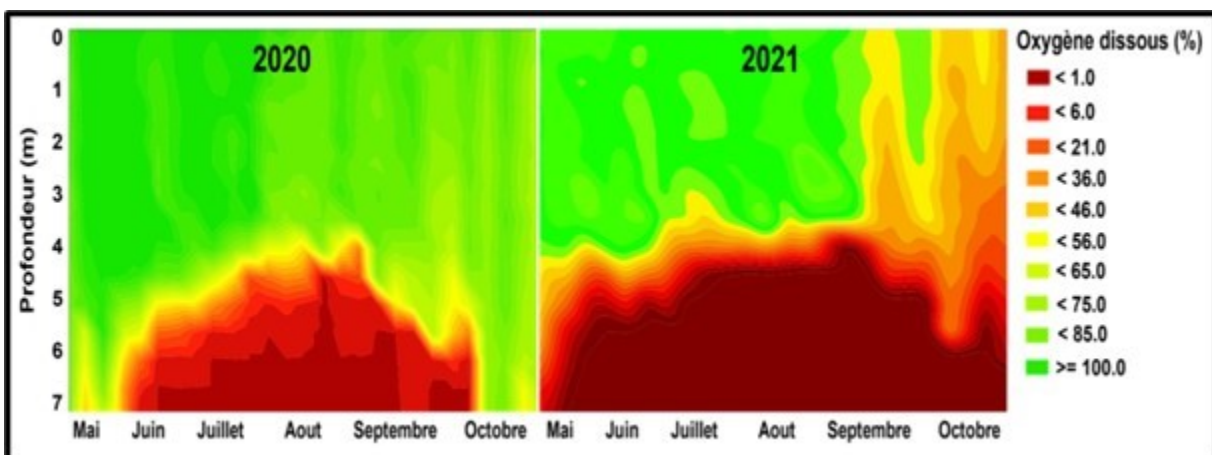


Figure 3.2 Distribution spatio-temporelle hebdomadaire de l'oxygène (%) en fonction de la profondeur de l'eau, pour la saison d'échantillonnage de 2020-2021

La figure 3.2 illustre une saturation en oxygène dissous supérieure à 100 % dans les couches superficielles (0 à 4 m) représentées en vert. Aux couches profondes le pourcentage de saturation diminue continuellement en 2020 atteignant des valeurs de 2 % voire 0.6 % en juin, à des profondeurs de 6 à 7 m. Cette tendance s'intensifie même dans les couches intermédiaires et cela persiste jusqu'à la fin de l'été.

L'été de l'année 2021 a été caractérisé par une anoxie estivale plus étendue et prolongée, du dégel vers la fin du mois d'avril avec une stratification thermique hâtive. Cette situation a conduit à une consommation rapide de l'oxygène provoquant une anoxie qui a atteint les couches intermédiaires métalimniques à 4 m. Cette étendue du déficit d'oxygène a persisté de la mi-mai avec une saturation en oxygène de 1.1 % jusqu'à la fin octobre à 0.8 % durant la période du début de brassage automnal. En effet, à la fin du printemps, le déficit en oxygène s'est accentué dans les deux derniers mètres au fond du lac.

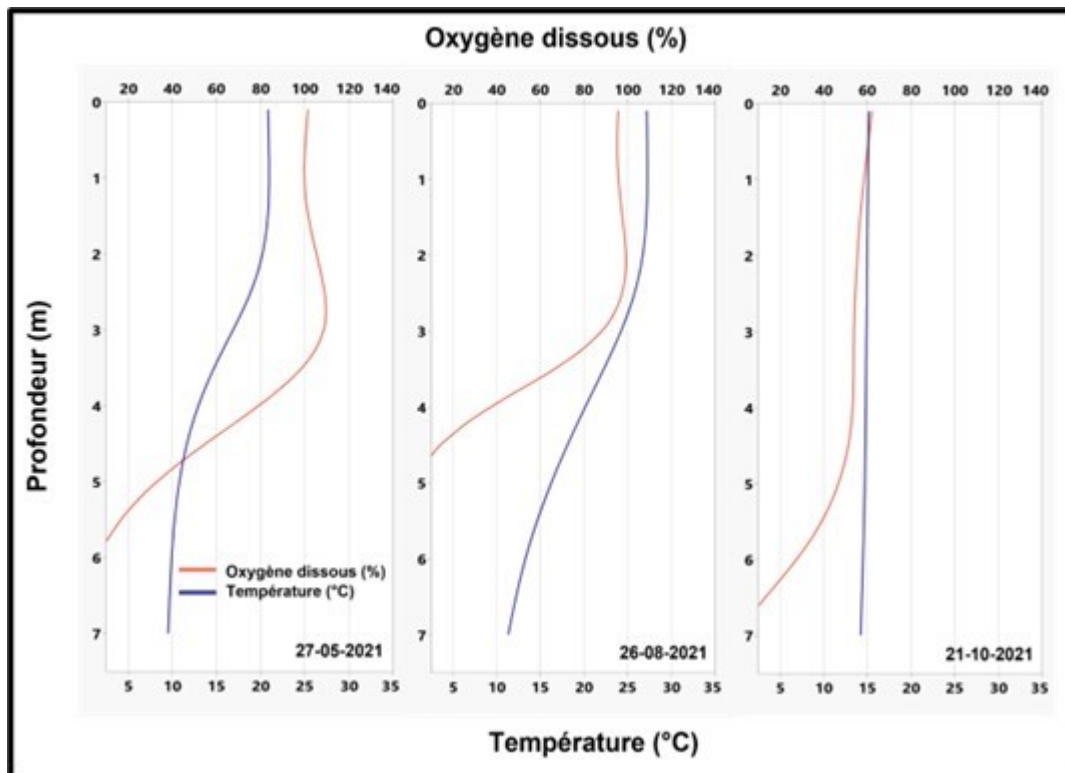


Figure 3.3 Distribution verticale de la température (bleu) et de l'oxygène (rouge) en fonction de la profondeur de l'eau en 2021, au début de la stratification (mai), une fois la stratification établie (août) et au début du brassage automnal (octobre)

La baisse du taux de saturation en oxygène en 2021 est présentée dans la figure 3.3. Cette baisse s'explique par le fait que dès la mi-mai, ce taux a rapidement diminué pour atteindre 5 % en profondeur. Durant l'été, l'hypoxie s'est développée au niveau de la couche médiane d'eau (métalimnion), laquelle est devenue totalement anoxique à partir de 5 m de profondeur. Cette

situation a persisté jusqu'à la fin de l'été, lorsque les températures ont commencé à baisser et le brassage automnal a débuté. Au fil des quatre années suivant le traitement à l'automne 2017, le nombre des jours d'hypo-anoxie au lac Bromont a augmenté de 135 en 2018 à 152 jours en 2021 (tableau 3.1).

3.1.3 Concentration du phosphore total

Le PT représente la somme du PD biodisponible pour les algues et du P particulaire présent dans les algues et les particules en suspension dans la colonne d'eau du lac. Le suivi mensuel de la concentration de P total (PT) en surface et au fond du lac Bromont avant et après l'application du traitement entre 2017 et 2021 est présent dans la figure 3.4. Les résultats ont révélé que la concentration de PT en surface était significativement plus basse que celle observée dans les couches profondes du lac pendant toute la période de stratification de mai à septembre. Au niveau de l'épilimnion, la concentration de PT variait de 12 µg/l à 24 µg/l, tandis qu'au niveau de l'hypolimnion, elle oscillait entre 22 µg/l et près de 200 µg/l avant traitement. Après le traitement Phoslock® de 2018 à 2021, on a observé que les concentrations de PT au fond du lac étaient nettement plus faibles en juin, juillet et août que celles mesurées pendant les mêmes mois en 2017. Inversement, les mesures effectuées en mai ont montré que les concentrations de PT de 2018 à 2021 étaient légèrement plus élevées que celles de 2017. Au mois d'août, la concentration de PT augmente légèrement de manière hebdomadaire de 2018 à 2021. Malgré cette tendance à la hausse, le niveau reste toujours très bas comparé à celui enregistré en 2017.

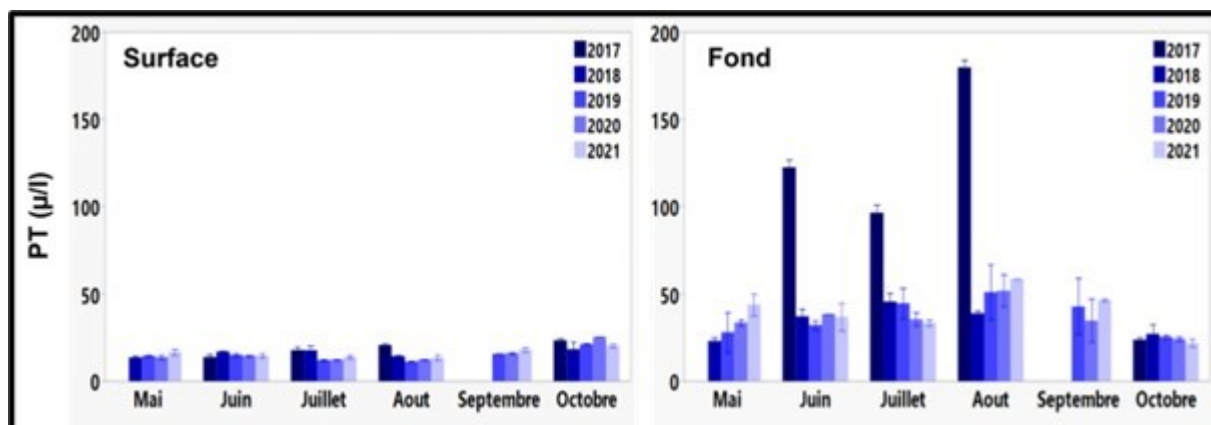


Figure 3.4 Concentration mensuelle du phosphore total en surface et au fond de la fosse du lac Bromont, avant traitement 2017 et après traitement (2018-2021)

Pour une meilleure visualisation des variations de la moyenne interannuelle de la concentration de PT en surface et en profondeur du lac, la distribution des concentrations de PT a été illustrée dans le diagramme de quartiles boîtes à moustaches (25-75%) (figure 3.5), tout en représentant les valeurs maximales et minimale. Les résultats montrent que les moyennes interannuelles des concentrations de PT au fond du lac Bromont ont été relativement stables après l'ajout du Phoslock®. On a observé une diminution significativement importante de la charge interne de PT passant de 180 µg/l en 2017 à 30 µg/l en 2021, avec une médiane de 109 à 40 µg/l, respectivement.

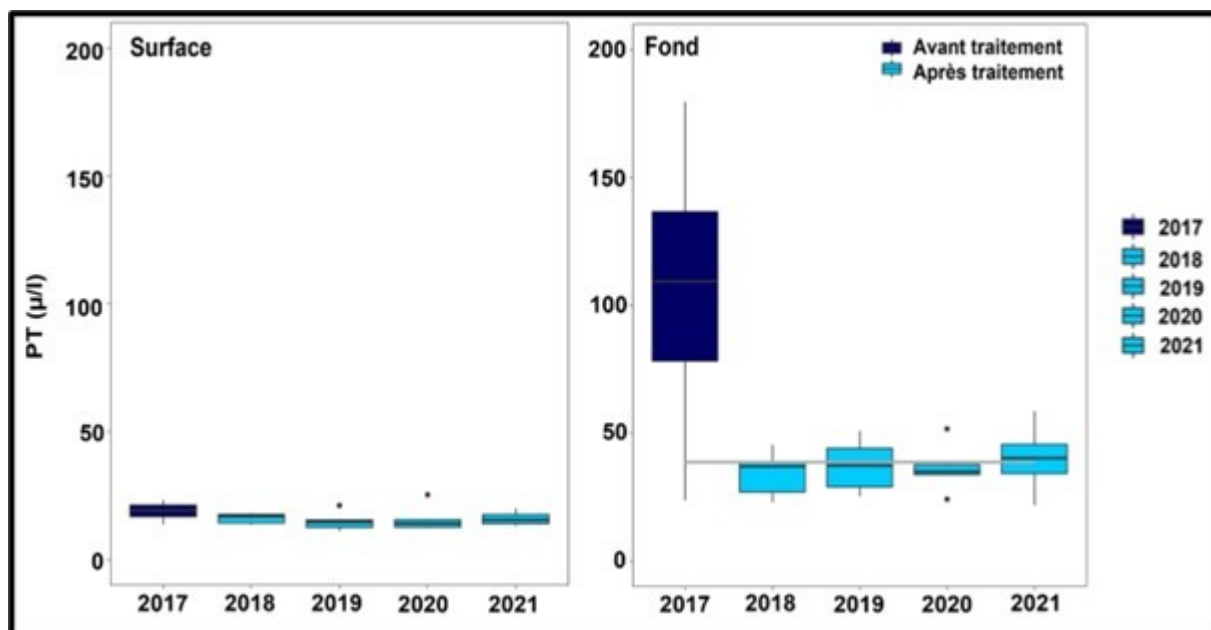


Figure 3.5 Concentration de la moyenne interannuelle de phosphore total au lac Bromont à l'épilimnion (0.5m) et à l'hypolimnion (6.2m) avant (2017) et après traitement (2018-2021)

La baisse drastique de PT pendant les années suivant l'ajout du traitement Phoslock® est due au rôle du Phoslock® dans le maintien du P accumulé dans les sédiments et diminuant efficacement le relargage du P des sédiments. Pendant les quatre années après traitement (2018-2021), le Phoslock® a diminué la charge interne de P entre 70 % et 75 %, malgré des épisodes de forte chaleur et les jours prolongés d'anoxie aux couches profondes du lac (tableau 3.1 ; figure 3.6).

Tableau 3.1 Hypoxie (manque d'O₂) au fond du lac Bromont et taux de phosphore dissous relâché par les sédiments en mg/m²/jour (Couture et al., 2022)

	Hypoxie (jours)	Phosphore (mg/m ² /jour)
2007	34	0.88
2008	69	1.96
2009	35	11.65
2010	112	2.60
2011	80	2.04
Post-Phoslock®		
2018	135	0.22
2019	125	0.27
2020	148	0.21
2021	152	0.28

Pré-traitement



Post-traitement

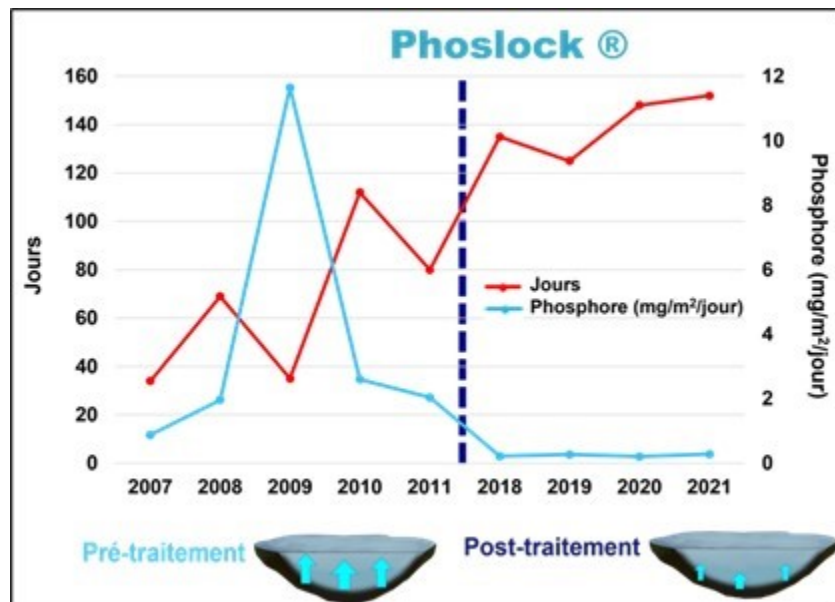
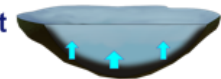


Figure 3.6 Relargage de phosphore dissous en fonction des jours d'anoxie au lac Bromont

3.1.4 Concentration du phosphore total dissous

Le PD est la forme de phosphore la plus proche de l'orthophosphate, qui est la forme de P assimilable par les algues (McMeekin, 2009). Cette assimilation est influencée par la concentration de phosphore dissous (PD) libéré par les sédiments. Les résultats montrent que le taux de libération est en fonction des jours d'anoxie (Tableau 3.1 ; figure 3.6), tant avant le traitement (2007-2011) d'après les données tirées de (Planas et Vanier, 2014) qu'après traitement (2018-2021).

On constate qu'après l'ajout du Phoslock®, le relâchement du PD provenant des sédiments a diminué, avec des taux variants entre 0.22 et 0.28 mg/m²/j, malgré l'augmentation des jours d'hypoxie, qui ont atteint 152 jours en 2021. Cette année a été marquée par des épisodes de chaleur plus intenses et le plus long nombre de jours d'anoxie observé depuis 2007 (figure 3.6).

3.2 Concentration de la chlorophylle *a*

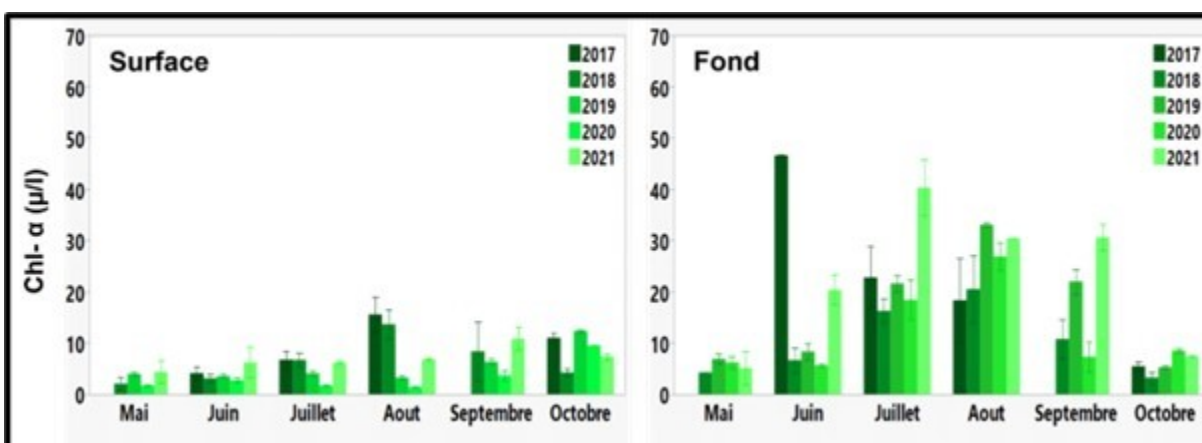


Figure 3.7 Concentration mensuelle de la chlorophylle *a* en surface et au fond de la fosse du lac Bromont, avant traitement 2017 et après traitement (2018-2021)

La figure 3.7 illustre les concentrations mensuelles de la chlorophylle *a* en surface et au fond du lac avant et après le traitement. Les concentrations de la chlorophylle *a* à la surface sont inférieures à celles observées au fond surtout durant la période de stratification du lac (juin, juillet, août et septembre). Les données de suivi de la chlorophylle *a* au fond du lac Bromont montrent qu'au cours de la période de stratification thermique, la concentration a chuté, passant de 46.56 µg/l en juin 2018 à 5.66 µg/l en juin 2020, soit une baisse d'environ 8 fois par rapport à son niveau initial. En juillet des années citées (2018-2020), la baisse était encore plus marquée avec une réduction de 50 % par rapport à l'année 2017. Cependant, la concentration était relativement élevée en août 2019, ainsi que pendant la période de juin à septembre 2021.

Les variations de la médiane des concentrations interannuelles de la chlorophylle *a* ont révélé qu'il n'y a pas eu de variation significative de la concentration en surface. Cependant, les résultats observés au fond du lac montrent une diminution de la concentration au cours des trois années suivant l'application du traitement Phoslock® (2018, 2019 et 2020) (figure 3.8). Les médianes 20.54 µg/l en 2017 sont respectivement 8.7, 14.94 et 7.94 µg/l en 2018, 2019 et 2020 et en 2021 atteignant la valeur de 25.34 µg/l.

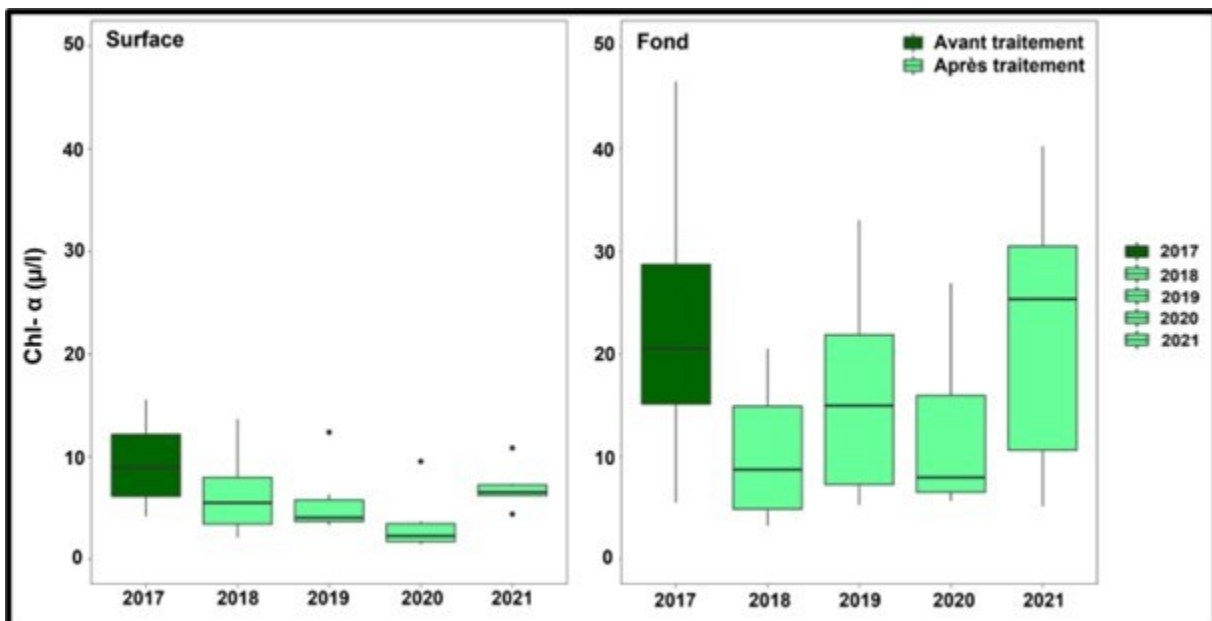


Figure 3.8 Concentration interannuelle de la chlorophylle *a* (µg/l) à la surface et au fond du lac Bromont pendant cinq ans avant traitement 2017 et après traitement (2018-2021)

3.3 La dynamique de composition de la biomasse algale d'espèces dominantes

3.3.1 Composition spécifique avant et après traitement

Avant le traitement, en été, les espèces dominantes en surface et au fond du lac Bromont étaient des cyanobactéries, également appelées cyanophycées (Feuillade, 1989). Par exemple, lors du pic de biomasse algale à l'été 2017, les espèces dominantes en surface étaient *Aphanizomenon flos-aquae* et *Dolichospermum solitarium*, tandis qu'au fond, 92 % de la biomasse totale était attribuée à *Planktothrix agardhii* (figure 3.9) qui était l'espèce responsable des efflorescences.

Après le traitement, en août 2018, on observe en surface une co-domination d'*A. solitaria* et d'une chlorophycée (*Mougeotia*). Au fond, les cyanobactéries restent dominantes, *P. agardhii* étant toujours l'espèce principale, bien que sa biomasse ait diminué à 82 % du total. D'autres classes d'algues apparaissent également, notamment des cryptophycées, euglénophycées et chrysophycées. En 2021, la biomasse de *P. agardhii* a considérablement diminué au fond du lac, tandis que d'autres espèces de cyanobactéries fixatrices d'azote atmosphérique, telles que *A. solitaria* et *Ap. flos-aquae*, sont devenues plus abondantes.

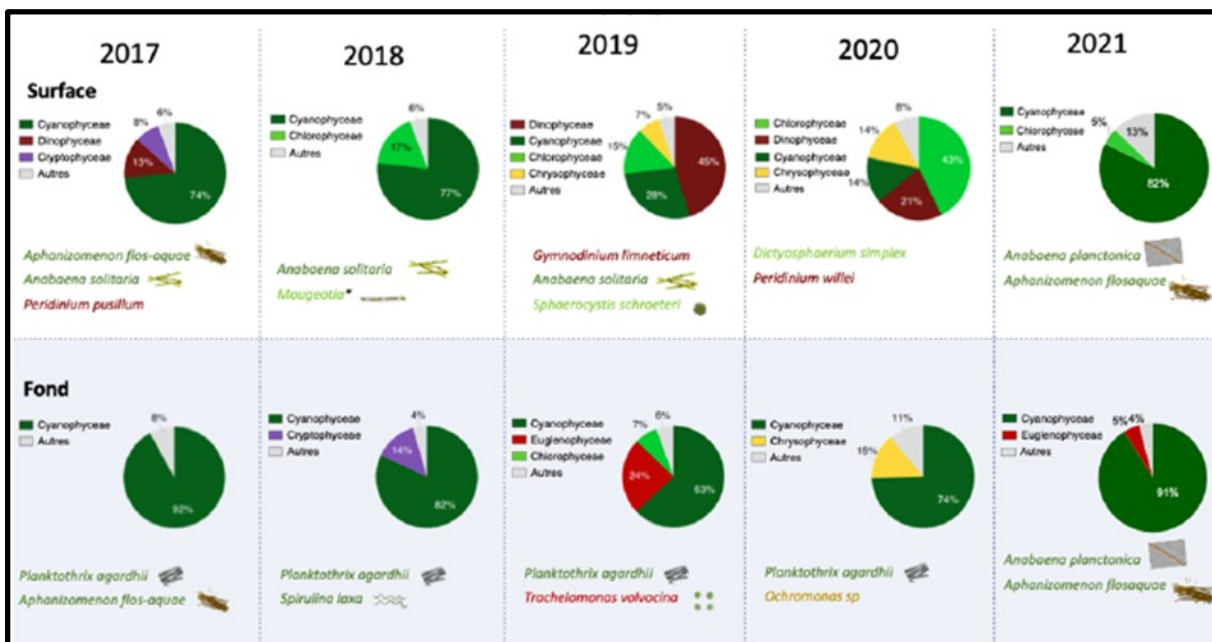


Figure 3.9 Évolution de la biomasse relative des classes d'algues et des espèces dominantes en surface et au fond du lac Bromont de 2017 à 2021 durant le mois d'août (Couture et al, 2022)

3.3.2 Effet des variables environnementales sur la composition des algues

L'analyse de redondance basée sur la distance (db-RDA) présente l'évolution de la biomasse des classes algales au lac Bromont à la surface (figure 3.10 A et 3.10 B) et au fond (figure 3.10 C et 3.10 D) en fonction des variables environnementales. Les mois sont représentés avec des cercles colorés étiquetés par année d'échantillonnage (de 17=2017 à 21=2021) et les centroïdes mensuels par des triangles ; les flèches rouges signalent la position des variables environnementales. Pour la surface, les variables environnementales expliquent 39 % de la variation de la composition de la communauté phytoplanctonique (figure 3.10 A). Pour les échantillons de surface, la Chl-*a*, la température de l'eau et l'oxygène dissous sont significatifs ($p < 0,05$), tandis que le PT n'est pas significatif. Les échantillons de septembre et octobre de surface sont en opposition à la direction de la flèche de l'oxygène dissous et de la température, ce qui indique que la distribution algale de certaines espèces, en particulier ceux d'octobre, préfère des eaux moins chaudes

La figure 3.10 B montre que les échantillons prélevés en surface pendant la période estivale après le traitement, notamment ceux de juin 2018 et 2020, juillet 2018, 2019 et 2021, ainsi qu'août 2019 et 2020 et un échantillon prélevé en septembre 2021 s'éloignent progressivement de l'échantillon d'août 2017 et 2018. Ce groupe d'échantillons d'été se situe là où les taux d'oxygène dissous et de température sont les plus élevés, tandis que la Chl *a* se trouve à l'opposé, reflétant une prolifération abondante de la biomasse algale. Concernant le fond, près de 39 % des variations de la composition algale sont significativement expliquées par la température de l'eau et la Chl-*a* (valeur $< 0,05$), alors que l'oxygène dissous est seulement légèrement significatif ($p = 0,09$) (figures 3.10 C). Comme observé en surface l'échantillon de septembre 2021 se rapproche de l'agglomération des échantillons estivaux, cette agglomération étant favorisée par l'augmentation de la température.

Les figures 3.10 (A, B, C et D) révèlent également que les échantillons printaniers (du mois de mai) se regroupent à l'écart des autres, indiquant une composition algale distincte de celle des autres échantillons.

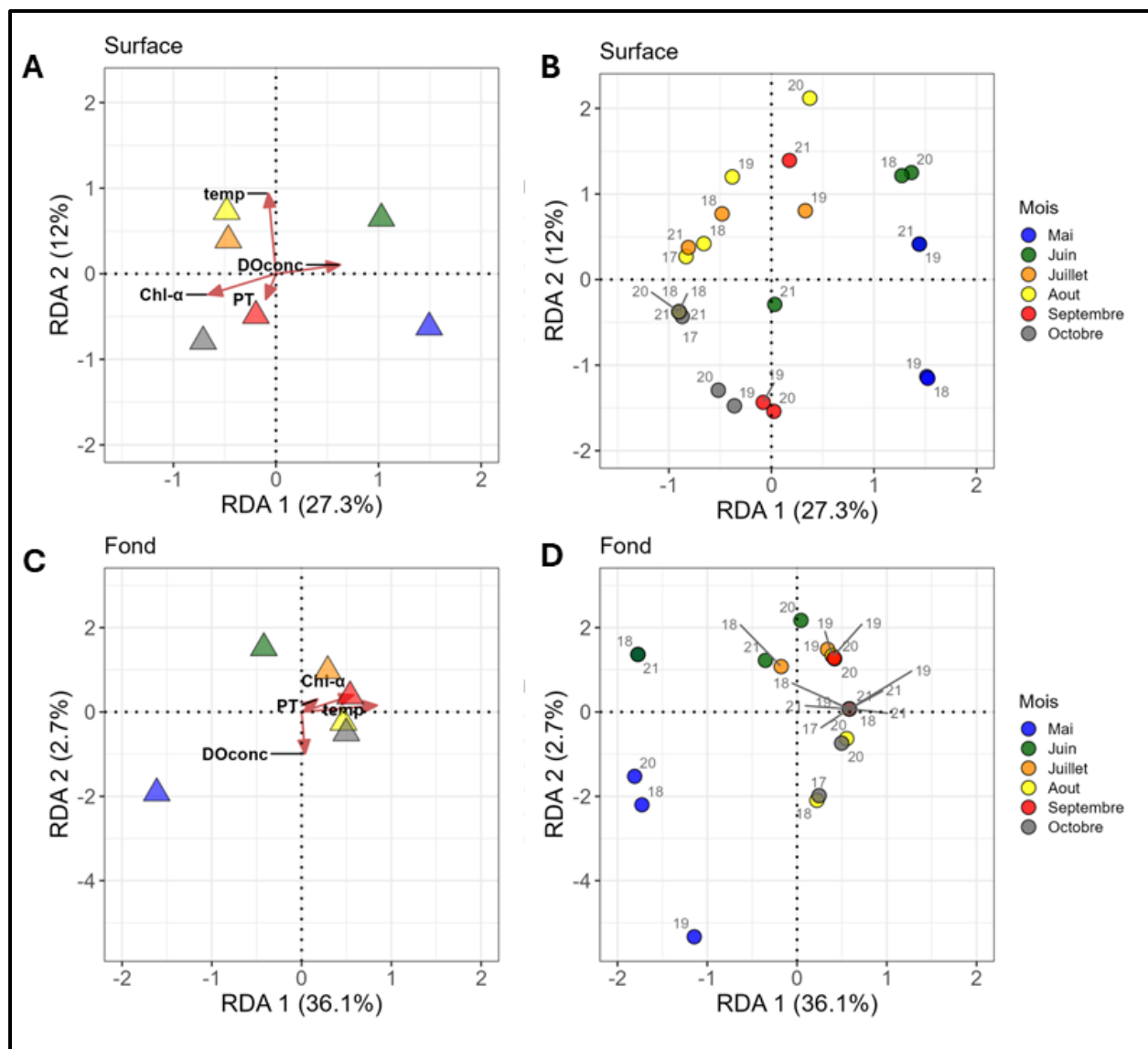


Figure 3.10 Analyse de redondance basée sur la distance (db-RDA) des facteurs environnementaux de la biomasse du phytoplancton en fonction des principaux groupes taxonomiques (Cyanophycées, Dinophycées, Cryptophycées, Bacillariophycées, Euglenophycées, Chrysophycées, Chlorophycées) à la surface (A et B) et au fond du lac (C et D)

CHAPITRE 4

Discussion générale

Les résultats présentés dans cette étude concernent le suivi effectué pendant quatre années consécutives (2018-2021) après l'application du traitement Phoslock® au lac Bromont, visant à contrôler la prolifération de la communauté algale, notamment les cyanobactéries. Les variables physico-chimiques et biologiques suivantes ont été étudiées : 1) le PT mesuré au fond du lac (considéré comme sources internes) et PT mesuré en surface (considéré comme source externe) ; 2) le PD mesuré au fond et en surface du lac, 3) la concentration de la chlorophylle *a*, ainsi que la composition spécifique de la communauté algale, leur biomasse par classe d'algue et les cyanobactéries mesurées aux deux profondeurs 4) les profils d'oxygène dissous et de la température en surface et au fond du lac.

4.1 Influence de la variation temporelle de la température et de l'oxygène dissous dans le lac Bromont sur la concentration de phosphore

Le suivi temporel de la température pendant plusieurs années a révélé qu'en 2021, l'épilimnion a enregistré des températures élevées, dépassant 29 °C au mois d'août, qui a perduré jusqu'au mois de septembre. Cette hausse de température s'est ensuite propagée plus en profondeur jusqu'au début de la période de brassage des eaux. Cette augmentation peut être attribuée au réchauffement climatique, un phénomène global qui affecte la planète depuis plusieurs décennies. En conséquence, le lac Bromont a une stratification estivale précoce, comme pour la majorité des lacs en région tempérée-froide, ce qui a entraîné une prolongation de la période de dégel, ainsi que des changements dans la densité de la colonne d'eau tel que mentionnée pour le lac Simcoe au Canada (Stainsby et al., 2011). Ces changements peuvent être à l'origine de l'abondance de certaines espèces appartenant aux classes des Chlorophycées et des Dinophycées dans les échantillons prélevés en surface du lac Bromont. Les résultats de la RDA présentés dans la figure 3.10 révèlent que la composition spécifique des algues en surface du lac Bromont en période estivale après traitement (en juin 2018 et 2020, juillet 2018 et 2019 et août 2019 et 2020) est proche à celle observée en septembre 2021. Cette forte élévation de la température à la fin de l'été-début de l'automne de cette année pourrait avoir un effet direct sur la composition de la

communauté algale. L'importance des nutriments, y compris le P dans les lacs non stratifiés, constitue un puissant indicateur des proliférations d'algues (Kosten et al., 2012). Cependant, dans les lacs stratifiés, l'augmentation de la température influence également la stabilité de la stratification thermique de la colonne d'eau, ce qui entraîne des répercussions majeures sur les écosystèmes lacustres, telles que l'accentuation de l'anoxie dans l'hypolimnion. Cette anoxie favorise la libération de la charge interne des nutriments (Van der Meeren et al., 2019). Dans notre lac, la source principale de phosphore vient du fond tandis que la durée de l'anoxie joue un rôle important dans la concentration de ce nutriment. Nos résultats confirment l'impact du réchauffement climatique sur la réduction de l'oxygène dans les couches profondes du lac, comme mentionné précédemment, par Bartosiewicz et al. (2019), ce qui pourrait favoriser le relargage de P à partir des sédiments. En effet, il est connu depuis 1941 que des conditions d'anoxie à l'interface eau-sédiments, associées à un potentiel d'oxydoréduction inférieure à 200 mV, entraînent la libération de phosphore lié au fer (Mortimer, 1948). Comme le montre cette étude, les périodes d'anoxie dans la couche profonde ont influencé la concentration de phosphore dans l'hypolimnion du lac Bromont. Le suivi effectué entre 2007 et 2011 a révélé que la principale cause des efflorescences de cyanobactéries était le relargage du phosphore par les sédiments (charge interne) (Planas et Vanier, 2014). La distribution verticale de l'oxygène dissous dans les lacs eutrophes est influencée par divers facteurs physiques, chimiques et biologiques, qui ont un impact significatif sur la qualité de l'eau (Wentzky et al., 2019). Dans ces lacs, les couches éclairées présentent souvent une sursaturation en oxygène en raison de la photosynthèse du phytoplancton, tandis que l'oxygène est consommé dans les zones profondes lors de la décomposition des organismes qui sédimentent (Pearce et al., 2017).

À la lumière des résultats des profils de carence en oxygène observés au fond du lac Bromont, l'année 2021 a marqué l'une des périodes les plus longues depuis 2007. En raison de l'augmentation de la température, on s'attendait à un relargage important de P accumulé dans les sédiments. Cependant, l'ajout du Phoslock® à l'automne 2017 a atténué ce phénomène au cours quatre années suivante. Ces résultats confirment nos hypothèses concernant l'impact de l'élévation des températures sur le relargage de P historiquement accumulé dans les sédiments des petits lacs stratifiés. Cet effet est lié à la stratification thermique du lac et, indirectement, à la concentration en oxygène des eaux profondes. En effet, une stratification plus longue et stable crée une barrière empêchant la diffusion de l'oxygène des couches superficielles vers le fond. Le

déficit en oxygène dans les eaux profondes commence très tôt au printemps, et progresse du fond vers les couches intermédiaires au cours de l'été et persiste même après le brassage automnal.

4.2 Efficacité du traitement Phoslock®

4.2.1 Impact du traitement sur le P

Entre 2018 et 2021, la concentration de PT en surface n'a pas beaucoup varié pendant la période de stratification thermique, un phénomène également observé dans des petits lacs sans sources ponctuelles importantes de P (Bartosiewicz et al., 2019). Cependant, la charge interne de P provenant des sédiments en 2021 était six fois inférieure à celle de 2017, avec une réduction plus accentuée durant l'été (juin, juillet et août) par rapport au printemps et l'automne. Nos résultats montrent que l'ajout du Phoslock® à l'automne 2017 au lac Bromont a efficacement contrôlé le relargage de P à partir des sédiments entre 2018 et 2021, malgré des conditions climatiques favorisant ce relargage, comme une température de l'eau élevée, une stratification stable et une période prolongée d'anoxie. Ces résultats illustrent l'efficacité du traitement au Phoslock® dans la réduction de la source interne de P. La diminution du taux de relargage de P observée est similaire à celle d'autres lacs traités avec le Phoslock®. Par exemple, au lac de Kuil situé en Belgique, le taux de relargage de P est passé de 5,2 à 0,4 mg P/m²/j dans l'année suivant le traitement (Waajen et al., 2016). Dans ce lac également, les concentrations de PT en surface sont restées constantes après l'ajout du traitement. Globalement, dès la première année, le Phoslock® a permis de réduire un grand pourcentage de la charge de PT provenant des sédiments, des résultats qui corroborent ceux obtenus dans d'autres lacs où la charge interne représentait la principale source de P (Bishop et al., 2014 ; Spears et al., 2016). Ainsi, notre première hypothèse, selon laquelle le traitement au Phoslock® réduirait la charge interne de phosphore dans le lac, a été confirmée.

4.2.2 Biomasse algale, composition spécifique

La diminution de la concentration de la chlorophylle *a*, a été clairement observable dès juin 2018 dans les couches profondes du lac suite à l'application du traitement. Nos résultats ont démontré une variation interannuelle de la concentration de la chlorophylle *a* principalement au fond du lac. Nous avons constaté une réduction de plus de 8 fois en juin 2018, 2019 et 2020, ainsi qu'une baisse d'environ un quart en juillet de ces mêmes années, comparativement à 2017 (avant le

traitement). Ces variations de concentration de la chlorophylle *a* peuvent être expliquées par d'autres variables que le PD au fond du lac, par exemple la lumière. En effet une étude complémentaire, sur l'évolution de la biomasse dans les couches intermédiaires, réalisée par échosondages avant traitement (août 2016) et après traitement (août 2019), ont montré que la biomasse des phytoplanctons dans les couches profondes avait amincie de 50% à la suite du traitement (Couture et al., 2022) diminuant ainsi l'effet d'autombrage aux organismes photosynthétiques des couches intermédiaires et plus de lumière peut pénétrer jusqu'à la zone profonde de notre échantillonnage (6.2 m). En plus de la diminution de la biomasse, les températures plus élevées dans les couches intermédiaires et profondes après traitement peuvent aussi affecter la croissance des cyanobactéries, adaptée à de basses intensités lumineuses (Striebel et al., 2016). L'étude de prétraitement du lac Bromont en période de stratification a trouvé que la biomasse algale maximale était toujours sous la thermocline, à une profondeur entre 4 et 6 mètres, où se trouvent les concentrations plus élevées de PD (Planas et Vanier, 2014) et où la quantité de lumière est suffisante pour la croissance des cyanobactéries. En plus, l'intensité et la durée de la stratification thermique et d'anoxie favorisée aussi le relargage des oligo-éléments nécessaires à la croissance des algues, tels que le molybdate, notamment, pour les cyanobactéries fixatrices d'azote atmosphérique, comme *Aphanizomenon* sps. et *Anabaena* sps (Glass et al., 2012; Leung et al., 2021). Contrairement aux résultats obtenus en surface et au fond du lac, aucune variation significative de la concentration de la chlorophylle *a* n'a été observée, car la concentration de PD dépend principalement des apports externes en éléments solubles provenant du ruissellement des eaux. Pendant la période de stratification, cette concentration peut n'augmenter qu'occasionnellement, notamment à la suite d'épisodes d'orage ou de pluies torrentielles (Planas et Vanier, 2014). En ce qui concerne la communauté phytoplanctonique, les résultats de la figure 19 ont montré que la composition des espèces dominantes ne sont plus les mêmes avant et après le traitement et ce, autant à la surface qu'au fond. Pendant toute l'étude, la composition de la communauté algale normalement en surface diffère nettement de celle observée au fond du lac. Avant le traitement, les cyanophycées dominantes étaient les *Anabaena* sps en surface et *Ap. flos-aquae* surtout dominante lors de brassage automnal et *P. agardhii* était l'espèce dominante au fond du lac (Planas et Vanier 2014). Après le traitement, de 2018 à 2020, *P. agardhii* a partagé la dominance de la communauté algale au fond avec d'autres espèces appartenant aux classes des cryptophycées, des euglénophycées et des chrysophycées, ces

dernières sont abondantes seulement au fond du lac en 2020. En 2021, des espèces normalement présentes aux eaux de surface, *A. solitaria* et *A. flos-aquae*, sont devenues plus abondantes au fond du lac Bromont. Il est à noter que *P. agardhii* est une espèce de cyanobactérie connue pour sa tendance à se développer dans les couches profondes plutôt qu'en surface (McKindles et al., 2021). Cette espèce a la capacité d'accumuler le P et de se reproduire même lorsque sa concentration dans l'eau est faible et que la lumière disponible pour la photosynthèse est limitée (Padisák et al., 2003). D'après les résultats précédents, le traitement avec Phoslock® entraîne une modification de la structure de la communauté des cyanobactéries. Il réduit l'abondance de l'espèce *P. agardhii*, qui est dominante au fond du lac pendant la stratification estivale et prédomine également en surface lors de la formation des fleurs d'eau suite aux fortes pluies (Planas et Paquet, 2016). À l'épilimnion, la communauté algale en période libre de glace est devenue beaucoup plus diversifiée. Au cours de l'été, sur les cinq années de suivi, sept classes d'algues ont été identifiées en juin, juillet et août. Les échantillons de surface prélevés en été, montrent un éloignement progressif par rapport à ceux d'août 2017 (figure 3.10 B). Ces échantillons post-traitement se distinguent par l'absence de dominance des cyanobactéries. Ces résultats indiquent que la réduction des cyanobactéries après l'ajout de Phoslock® se produit sur l'ensemble de la colonne d'eau, indépendamment des températures estivales. Dans les couches intermédiaires et profondes, où l'espèce *Plankthotrix* se développe, la biomasse des cyanobactéries a diminué de moitié, malgré la stabilité de la stratification et l'étendue de la carence en oxygène au fond après le traitement. La décroissance de cette espèce et la réduction des épisodes de proliférations de cyanobactéries au lac Bromont sont liées à la diminution du flux et de la concentration de P de l'hypolimnion au métalimnion (Couture et al., 2022). Entre 2018 et 2021, la biomasse et la fréquence des proliférations ont diminué, avec une réduction de la biomasse de 40 % et un passage de 114 jours de proliférations avant le traitement en 2017 à 29 jours en 2021 (Couture et al., 2022). Les échantillons prélevés au printemps, en surface et au fond, après la fonte des glaces (mois de mai) de 2018 à 2021, correspondent à une communauté algale présente autant à la surface qu'au fond du lac, dominée par des espèces appartenant aux classes des chrysophycées, les bacillariophycées et les cryptophycées. Kociolek et al. (2015) ont montré que d'autres espèces, telles que *Chrysochromulina parva*, abondante après le traitement au lac Bromont, sont également indicatrices d'un état mésotrophe à eutrophe. De plus, la communauté algale observée en mai se caractérise par une diminution significative des

cyanobactéries et un enrichissement en bacillariophycées après l'ajout du Phoslock®. Ce changement de la communauté algale est similaire à celui observé dans le lac Laguna Niguel en Californie, après l'ajout du Phoslock® à la même période (Bishop et al., 2014). La composition taxonomique printanière du lac Bromont, au cours des quatre années suivant le traitement, s'est étendue jusqu'au mois de juin 2018 en surface et jusqu'en 2019 au fond du lac, ce qui démontre l'efficacité du traitement dès la première année en surface et jusqu'au fond la deuxième année. Cela, malgré le fait que, comme précédemment, le taux de saturation en oxygène est rapidement descendu à 5% à la mi-mai 2019, et que la température de l'eau a augmenté en surface et en profondeur entre 2018 et 2021. Ces résultats confirment clairement l'efficacité du traitement Phoslock®, permettant au lac Bromont d'acquérir les caractéristiques d'un lac mésotrophe-eutrophe, malgré des conditions qui favorisaient le relargage de phosphore et la prolifération des cyanobactéries, telles que la diminution précoce de l'oxygène dissous au fond. Une efficacité similaire du traitement Phoslock® a également été observée dans le lac De Kuil (Waajen et al., 2016). En ce qui concerne la période de brassage automnal, l'analyse de la RDA montre que les échantillons d'octobre (cercles gris) de toutes les années se regroupent dans le même agglomérat dominé par les cyanobactéries fixatrices d'azote. Ce résultat reflète la persistance des espèces de cyanobactéries au début de l'automne au lac Bromont. Cette persistance pourrait être attribuée à une limitation en azote à cette période de l'année (Teubner et al., 1999) ainsi qu'à l'influence des changements climatiques, qui prolongent la durée de la période libre de glace. En automne, l'espèce la plus abondante est *Ap. flos-aquae*, un phénomène également observé dans d'autres lacs des régions tempérées (LeBlanc et al., 2008). Cela suggère que cette espèce fixatrice d'azote est plus tolérante aux eaux plus froides que les autres cyanobactéries présentes durant l'été au lac Bromont.

CONCLUSION

Ce projet de recherche s'inscrit dans le cadre des principes de la recherche-action. Il implique la collaboration pour le suivi post-traitement menée au lac Bromont des chercheurs de l'UQAM, avec l'association du lac (ACBVLB) et le ministère de l'environnement du Québec (MELCC). L'étude a permis d'évaluer l'efficacité du traitement Phoslock® dans le contrôle et la gestion de la prolifération croissante des cyanobactéries en profondeur. Cette technique de géo-ingénierie utilisée s'est avérée efficace pour réduire la charge interne en phosphore. Quatre ans après l'application de Phoslock®, le lac Bromont a enregistré une diminution de deux tiers de la concentration totale en phosphore, malgré des conditions environnementales favorables à son relargage par les sédiments, une période de stratification thermique prolongée, due à une température estivale élevée, favorisant la déficience d'oxygène en profondeur. Cette réduction du phosphore a également contribué à la diminution des cyanobactéries potentiellement toxiques. Globalement, au cours des années suivant le traitement, la composition algale des floraisons pendant la période estivale a évolué, passant d'une prédominance de l'espèce potentiellement toxique *P. agardhii* à une communauté plus diversifiée. Pendant la saison automnale, la présence persistante de la cyanobactérie *Ap. flos-aquae* suggère que d'autres facteurs, en plus la concentration de phosphore, favorisent sa prolifération. De plus, au cours des quatre années suivant le traitement (2018-2021), la composition des algues au printemps a évolué, marquant une diminution des cyanobactéries et une transition vers des espèces indicatrices d'un lac plus propre, caractéristique d'un état mésotrophe-eutrophe. En résumé, l'application du Phoslock® au lac Bromont semble réduire efficacement la concentration du phosphore libéré par les sédiments, qui constituent la principale source de ce nutriment pour les cyanobactéries se développant à faible intensité lumineuses en profondeur. Cette réduction a entraîné une diminution de la fréquence et de l'intensité des floraisons de cyanobactéries, et ce, malgré l'augmentation des températures estivales qui renforcent la stabilité de la stratification et aggravent la diminution de l'oxygène au fond du lac, deux variables qui se sont intensifiés entre 2018 et 2021. On s'attend à ce que l'effet de rétention du phosphore par le Phoslock® persiste plusieurs années, bien que la durée de son efficacité dépende du taux de sédimentation des particules en suspension au fond du lac. Néanmoins, des stratégies doivent être mises en place pour prévenir et limiter les apports externes de phosphore.

RÉFÉRENCES

- Afsar, A. and Groves, S. 2009. Toxicity assessment of Phoslock® & lanthanum to human health. PWS Report Number: TR 23(09).
- Alghanmi, H.A., Alkam, F.a.M. and Al-Tae, M.M. 2018. Effect of light and temperature on new cyanobacteria producers for geosmin and 2-methylisoborneol. *Journal of Applied Phycology* 30(1), 319-328.
- Andersen, P. et Kristensen, H.S. 1995. Identification et comptages rapides et précis des dinoflagellés thécates par microscopie à épifluorescence. Dans Lassus, P., Arzul, G., Erard-Le Denn, E., Gentien, P. et Marcaillou-Le Baut, C. (éd.), *Harmful Marine Algal Blooms. Lavoisier*, Paris, France, pp. 713-718.
- Anthony, J.L. and Downing, J.A. 2003. Physical impacts of wind and boat traffic on Clear Lake, Iowa, USA. *Lake and Reservoir Management* 19(1), 1-14.
- Ayele, H.S. and Atlabachew, M. 2021. Review of characterization, factors, impacts, and solutions of Lake eutrophication: lesson for lake Tana, Ethiopia. *Environmental Science and Pollution Research* 28(12), 14233-14252.
- Backer, L.C., Manassaram-Baptiste, D., LePrell, R. and Bolton, B. 2015. Cyanobacteria and algae blooms: review of health and environmental data from the harmful algal bloom-related illness surveillance system (HABISS) 2007–2011. *Toxins* 7(4), 1048-1064.
- Baker, P.D. and Bellifemine, D. 2000. Environmental influences on akinete germination of *Anabaena circinalis* and implications for management of cyanobacterial blooms. *Hydrobiologia* 427, 65-73.
- Barçante, B., Nascimento, N.O., Silva, T.F., Reis, L.A. and Giani, A. 2020. Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery:

- response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir. *Ecological Indicators* 117, 106702.
- Bartosiewicz, M., Maranger, R., Przytulska, A. and Laurion, I. 2021. Effects of phytoplankton blooms on fluxes and emissions of greenhouse gases in a eutrophic lake. *Water Research* 196, 116985.
- Bartosiewicz, M., Przytulska, A., Deshpande, B.N., Antoniadou, D., Cortes, A., MacIntyre, S., Lehmann, M.F. and Laurion, I. 2019. Effects of climate change and episodic heat events on cyanobacteria in a eutrophic polymictic lake. *Science of the total environment* 693, 133414.
- Beaudin, I., Michaud, A., Beaudet, P. and Giroux, M. 2008. La mobilité du phosphore : du sol au cours d'eau. Fiche technique, 1. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, Québec, 8 p.
- Behets, G.J., Mubiana, K.V., Lamberts, L., Finsterle, K., Traill, N., Blust, R. and d'Haese, P.C. 2020. Use of lanthanum for water treatment A matter of concern? *Chemosphere* 239, 124780.
- Bernard, C., Ballot, A., Thomazeau, S., Maloufi, S., Furey, A., Mankiewicz Boczek, J., Pawlik Skowronska, B., Capelli, C. and Salmaso, N. 2017. Handbook on cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis, pp. 501-525, Wiley.
- Beutel, M.W., Duval, R., Cubas, F.J., Matthews, D.A., Wilhelm, F.M., Grizzard, T.J., Austin, D., Horne, A.J. and Gebremariam, S. 2016. A review of managed nitrate addition to enhance surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 46(7), 673-700.
- Bishop, W.M., McNabb, T., Cormican, I., Willis, B.E. and Hyde, S. 2014. Operational evaluation of Phoslock phosphorus locking technology in Laguna Niguel Lake, California. *Water, Air, & Soil Pollution* 225, 1-11.

- Blais, S. 2002. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. *Agrosol* 13(2), 103-110.
- Blais, S. and Patoine, M. 2002. Le Phosphore en milieu aquatique dans les agroécosystèmes. Colloque sur le phosphore, une gestion éclairée. Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSÉE) du ministère de l'Environnement du Québec (MENV).
- Boström, B., Andersen, J.M., Fleischer, S. and Jansson, M. 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 170, 229–244.
- Buratti, F.M., Manganelli, M., Vichi, S., Stefanelli, M., Scardala, S., Testai, E. and Funari, E. 2017. Cyanotoxins: Producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology* 91(3), 1049-1130.
- Burns, N., McIntosh, J. and Scholes, P. 2009. Managing the lakes of the Rotorua district, New Zealand. *Lake and Reservoir Management* 25(3), 284-296.
- Bernard, C. (2014). Les cyanobactéries et leurs toxines. *Revue Francophone Des Laboratoires*, 2014(460), 53–68.
- Cabal Gomez, P.A. 2014. Distribution spatio temporelle des cyanobactéries en fonction de la stabilité thermique d'un petit lac. *Maîtrise en biologie*, Université du Québec à Montréal, Montréal (Québec, Canada).
- Campbell, N.A. and Reece, J.B. 2004. *Biologie*, Éditions du Renouveau Pédagogique Inc. (ERPI). 2e Édition. ISBN 2-7613-1379-8., Canada.
- Carpenter, S.R. 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(32), 11039-11040.

- Castenholz, R. W., Wilmotte, A., Herdman, M., Rippka, R., Waterbury, J. B., Iteman, I., & Hoffmann, L. 2001. Phylum BX. cyanobacteria. In Bergey's manual® of systematic bacteriology. Springer, New York, NY, 473-599.
- CBC News. 2016. Clay treatment used to reduce ug 19, 2 blue-green algae in Bromont Lake. CBC/Radio-Canada. Posted: A016 11:29 AM
- Charland-Faucher, M. 2010. Agir ensemble : itinéraire d'un projet concerté au lac Bromont. Mémoire. Université du Québec à Montréal, Maîtrise en sciences de l'environnement, Montréal (Québec, Canada),
- Chorus, I. 2001. Introduction: cyanotoxins research for environmental safety and human health. In: Chorus I (ed) Cyanotoxins occurrence, causes, consequences. Springer-Verlag, Berlin, 1-4.
- Christophoridis, C. and Fytianos, K. 2006. Conditions affecting the release of phosphorus from surface lake sediments. Journal of Environmental Quality 35(4), 1181-1192.
- Codd, G.A., Lindsay, J., Young, F.M., Morrison, L.F. and Metcalf, J.S. 2005a. Aquatic Ecology Series, 1-23, Pergamon, Netherlands.
- Codd, G.A., Morrison, L.F. and Metcalf, J.S. 2005b. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. Toxicology and applied pharmacology 203(3), 264-272.
- Couture, R.-M., Planas, D. et Landry, M. 2022. Rapport technique du projet de restauration du lac Bromont, phase 2 (2019-2021). Rap. Final, programme Innovation, ministère de l'Économie de l'Innovation de Québec. ACBVLB, Bromont, Québec
- De Montigny, C. and Prairie, Y.T. 1993. The relative importance of biological and chemical processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment. Hydrobiologia, 253, 141-150.

- Devaux, J. 1980. Contribution à l'étude limnologique du lac Pavin (France) I: facteurs abiotiques et phytoplancton. *Hydrobiologia* 68, 167-189.
- Ding, S., Wang, Y., Wang, D., Li, Y.Y., Gong, M. and Zhang, C. 2016. In situ, high-resolution evidence for iron-coupled mobilization of phosphorus in sediments. *Scientific Reports* 6(1), 24341.
- Dittmann, E., & Börner, T. (2005). Genetic contributions to the risk assessment of microcystin in the environment. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203(3), 192–200.
- Dittrich, M., Chesnyuk, A., Gudimov, A., McCulloch, J., Quazi, S., Young, J., Winter, J., Stainsby, E. and Arhonditsis, G. 2013. Phosphorus retention in a mesotrophic lake under transient loading conditions: insights from a sediment phosphorus binding form study. *Water research* 47(3), 1433-1447.
- Douglas, G., Robb, M., Coad, D. and Ford, P. 2004. A review of solid phase adsorbents for the removal of phosphorus from natural and. waste waters. In Valsami-Jones, E (Ed). *Phosphorus in Environmental Technology – Removal, Recovery, Applications*. Springer Netherlands 50 (3), 385-405.
- Duy, T.N., Lam, P.K.S., Shaw, G.R. and Connell, D.W. 2000. Toxicology and risk assessment of freshwater Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Environmental Contamination Toxicology* 163, 113-186.
- Elliott, J.A. 2012. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water research* 46(5), 1364-1371.
- Elser, J.J. 2012. Phosphorus: a limiting nutrient for humanit.y *Current opinion in biotechnology*, 23(26), 833-838.

- Ferber, L., Levine, S., Lini, A. and Livingston, G. 2004. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen. *Freshwater Biology* 49(6), 690-708.
- Fetter, C.W., Boving, T.B. and Kreamer, D.K. 1999. *Contaminant hydrogeology*, Prentice Hall Upper Saddle River, NJ.
- Feuillade, J. 1989. Quelques aspects de l'écologie des cyanobactéries planctoniques d'eau douce. *Bulletin de la Société Botanique de France. Actualités Botaniques* 136(1), 83-97.
- Finsterle, K. 2014. Overview of Phoslock properties and its use in the aquatic environment. *Phoslock Europe GmbH*, 33-34.
- Galvez-Cloutier, R., Ize, S. and Arsenault, S. 2002. Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. *Vecteur environnement* 35(6), 18.
- Gao, Y., Zhu, B., Wang, T. and Wang, Y. 2012. Seasonal change of non-point source pollution-induced bioavailable phosphorus loss: a case study of Southwestern China. *Journal of Hydrology* 420, 373-379.
- Glass, J.B., Axler, R.P., Chandra, S. and Goldman, C.R. 2012. Molybdenum limitation of microbial nitrogen assimilation in aquatic ecosystems and pure cultures. *Frontiers in Microbiology* 3, 331.
- Golterman, H.L. 2004. *The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Boston, London.
- Gonsioreczyk, T., Casper, P. and Koschel, R. 2001. Mechanisms of phosphorus release from the bottom sediment of the oligotrophic Lake Stechlin: importance of the permanently oxic sediment surface. *Archiv für Hydrobiologie*, 203-219.
- Gouvernement du Canada. 1994. *Répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments* / Préparé par Les Consultants Jacques Bérubé Inc. Publié par la

Section du développement technologique, Régions du Québec et de l'Ontario.
L'environnement, C.E.C.S.d.l.p.d. (ed).

- Gudas, C., Bastviken, D., Steger, K., Premke, K., Sobek, S. and Tranvik, L.J. 2010. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. *Nature* 466(7305), 478-481.
- Gulati, R.D. and Van Donk, E. 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Ecological restoration of aquatic and semi-aquatic ecosystems in the Netherlands (NW Europe)*, 73-106.
- Haghseresht, F. 2005. A revolution in phosphorous removal. Phoslock Water Solutions Ltd.: 21 pp.
- Haghseresht, F., Wang, S. and Do, D. 2009. A novel lanthanum-modified bentonite, Phoslock, for phosphate removal from wastewaters. *Applied Clay Science* 46(4), 369-375.
- Harke, M.J., Steffen, M.M., Gobler, C.J., Otten, T.G., Wilhelm, S.W., Wood, S.A. and Paerl, H.W. 2016. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae* 54, 4-20.
- Hubbard, A.T. 2002. *Encyclopedia of surface and colloid science*, CRC press.
- Hoffmann, L., Komárek, J., & Kaštovský, J. 2005. System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) in 2004. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 117, 95-115.
- Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W., Ibelings, B.W., Verspagen, J.M.H. and Visser, P.M. 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology* 16(8), 471-483.

- Huisman, J. and Hulot, F.D. 2005. Population dynamics of harmful cyanobacteria. Factors affecting species composition, p. 143-176. In *Harmful cyanobacteria* (eds) J.Huisman, H.C.P. Mathijst, P.M. Visinitalser. Springer, Aquatic Ecology Series.
- Irvine, K., Droppo, I., Murphy, T. and Lawson, A. 1997. Sediment resuspension and dissolved oxygen levels associated with ship traffic: Implications for habitat remediation. *Water Quality Research Journal* 32(2), 421-438.
- Jensen, H.S. and Andersen, F.O. 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography* 37(3), 577-589.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C.C., Huszar, V. and Scasso, F. 2005. Lake Restoration and Biomanipulation in Temperate Lakes: Relevance for Subtropical and Tropical Lakes p. 341-359. In: Reddy, M.V., (Ed.), *Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes*, Science, Enfield.
- Jiang, X., Jin, X., Yao, Y., Li, L. and Wu, F. 2008. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water research* 42(8-9), 2251-2259.
- Jones, G. 1994. Cyanobacterial blooms: A “natural” feature of impounded Australian waters. In *Toxic cyanobacteria: current status of research and management. Proceedings of an International Workshop Adelaide, Australia*. Australian Centre for Water Quality Research. Salisbury, Australia (pp. 51-52).
- Jourdain, M. 2010. Les effets des variables environnementales sur le recrutement des cyanobactéries et des akinètes. *Maitrise Biologie*. Université du Québec à Montréal.
- Kim, L.H., Choi, E. and Stenstrom, M.K. 2003. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. *Chemosphere*, 50(51), 53-61.

- Kociolek, J.P., Spaulding, S. and Lowe, R. 2015. Freshwater algae of North America, pp. 709-772, Elsevier.
- Koski-Vahala, J., & Hartikainen, H. 2001. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *Journal of Environmental Quality*, 30(3), 960–996.
- Kosten, S., Huszar, V.L., Bécares, E., Costa, L.S., van Donk, E., Hansson, L.A., Jeppesen, E., Kruk, C., Lacerot, G. and Mazzeo, N. 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18(1), 118-126.
- Labrecque, V., NürNberg, G., Tremblay, R. and Pienitz, R. 2012. Caractérisation de la charge interne de phosphore du lac Nairne, Charlevoix (Québec). *Revue des Sciences de l'Eau* 25(1), 77-93.
- Lau, M.P., Valerio, G., Pilotti, M. and Hupfer, M. 2020. Intermittent meromixis controls the trophic state of warming deep lakes. *Scientific Reports*, 10(11), 11-16.
- Laurion, I., Rousseau, A.N., Chokmani, K., Drogué, P., Bourget, S., Warren, A. and Drevnick, P.E. 2009. Mémoire sur la situation des lacs au Québec en regard des cyanobactéries. Québec, INRS - Centre Eau Terre Environnement (rapport de recherche 1114), 24 pages.
- Lazzarotto, J., Dominik, J. and Dorioz, J.M. 2007. Spéciations et biodisponibilité du phosphore particulaire dans les sédiments et suspensions dans le milieu aquatique continental. In *Le phosphore dans l'environnement*. Océanis, Vol. 33, No. 31-32.
- LeBlanc, S., Pick, F. and Hamilton, P. 2008. Fall cyanobacterial blooms in oligotrophic-to-mesotrophic temperate lakes and the role of climate change. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 30(1), 90-94.
- Legendre, P., & Anderson, M. J. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological monographs*, 69(1), 1-24.

- Leung, T., Wilkinson, G.M. and Swanner, E.D. 2021. Iron availability allows sustained cyanobacterial blooms: a dual-lake case study. *Inland Waters* 11(3), 417-429.
- Levene, H. 1960. Robust tests for equality of variances. *Contributions to probability and statistics*, 278-292.
- Lewtas, K., Paterson, M., Venema, H.D. and Roy, D. 2015. Manitoba Prairie Lakes: Eutrophication and In-Lake Remediation Treatments. *International Institute for Sustainable Development: Winnipeg, Canada* 2, 2237-2248.
- Li, J., Sellner, K., Place, A., Cornwell, J. and Gao, Y. 2021. Mitigation of cyanohabs using phoslock® to reduce water column phosphorus and nutrient release from sediment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(24), 13360.
- Lund, JWG, Kipling, C. et Le Cren, ED.1958. La méthode du microscope inversé pour estimer le nombre d'algues et la base statistique des estimations par comptage. *Hydrobiologie* .,11,143–170.
- Maavara, T., Parsons, C.T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürr, H.H., Powley, H.R. and Van Cappellen, P. 2015. Global phosphorus retention by river damming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(151), 15603-15608.
- McKindles, K.M., Manes, M.A., McKay, R.M., Davis, T.W. and Bullerjahn, G.S. 2021. Environmental factors affecting chytrid (Chytridiomycota) infection rates on *Planktothrix agardhii*. *Journal of Plankton Research* 43(5), 658-672.
- McMeekin, K. 2009. Le bilan de phosphore du lac Bromont: vers l'identification des activités humaines causant les blooms de cyanobactéries. *Maîtrise en sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal, Montréal (Québec, Canada)*.

- McNeill, J., Barrie, F. R., Buck, W. R., Demoulin, V., Greuter, W., Hawksworth, D. L., ... & Turland, N. J. 2012. The International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants. *Regnum vegetabile*, 154.
- MDDEP. 2011. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec. Le réseau de surveillance volontaire des lacs – les méthodes. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>
- Mehner, T., Diekmann, M., Gonsiorczyk, T., Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., Rumpf, M., Schulz, M. and Wauer, G. 2008. Rapid recovery from eutrophication of a stratified lake by disruption of internal nutrient load. *Ecosystems* 11, 1142-1156.
- Mortimer, C. 1948. Seasonal changes in chemical conditions near the mud surface in two lakes of the English Lake District: With 1 fig. and 1 table in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 10(1), 353-356.
- Mortimer, C.H. 1971. Chemical exchanges between sediments and water in the great lakes-speculations on probable regulatory mechanisms 1. *Limnology and Oceanography* 16(2), 387-404.
- Murphy, J. and Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica chimica acta* 27, 31-36.
- Newcombe, G., Chorus, I., Falconer, I. and Lin, T.-F. 2012. Cyanobacteria: Impacts of climate change on occurrence, toxicity and water quality management. *Water research* 46(5), 1347-1348.
- Neweshy, W., Planas, D., Tellier, E., Demers, M., Marsac, R. and Couture, R.-M. 2022. Response of sediment phosphorus partitioning to lanthanum-modified clay amendment and porewater chemistry in a small eutrophic lake. *Environmental Science: Processes & Impacts* 24(9), 1494-1507.

- North, R.P., North, R.L., Livingstone, D.M., Köster, O. and Kipfer, R. 2014. Long-term changes in hypoxia and soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of a large temperate lake: consequences of a climate regime shift. *Global change biology* 20(3), 811-823.
- Nürnberg, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft-and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoirs. Management*. 12(4):432-447.
- Nürnberg, G.K. 2009. Assessing internal phosphorus load—problems to be solved. *Lake and Reservoir Management*, 25(24), 419-432.
- Nusch, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie-Beiheft : Ergebnisse der Limnologie* 14, 14-36.
- Oigny-Hebert, H. 2017. Projet de Restauration du lac Bromont. Rapport d'activités de l'Action Conservation Bassin Versant du Lac Bromont (ACBVLB). Bromont (QC) 21 pp.
- Orihel, D. M., Bird, D. F., Brylinsky, M., Chen, H., D. B. Donald, Huang, D. Y., Giani, A., Kinniburgh, D., Kling, H., Kotak, B. G., Leavitt, P. R., Nielsen, C. C., Reedyk, S., Rooney, R. C., Watson, S. B., Zurawell, R.W., Vinebrooke, R.D. and Smith, R. E.H. 2012. High microcystin concentrations occur only at low nitrogen-to-phosphorus ratios in nutrient-rich Canadian lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69(9), 1457-1462.
- Padisák, J., Barbosa, F., Koschel, R. and Krienitz, L. 2003. Deep layer cyanoprokaryota maxima in temperate and tropical lakes. *Archiv Für HydrobiologieBeiheft Advances in Limnology* 58, 175-199.
- Paerl, H.W., Hall, N.S. and Calandrino, E.S. 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of The Total Environment* 409(10), 1739-1745.

- Paerl, H.W. and Paul, V.J. 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research* 46(5), 1349-1363.
- Paterson, A.M., Dillon, P. J., Hutchinson, N. J., Futter, M. N., Clark, B. J., Mills, R. B., ... & Scheider, W. A. 2006. A review of the components, coefficients and technical assumptions of Ontario's Lakeshore Capacity Model. *Lake and Reservoir Management*, 22(21), 27-18.
- Paul, V.J. 2008. Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms. *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*, 239-257.
- Pearce, A.R., Chambers, L.G. and Hasenmueller, E.A. 2017. Characterizing nutrient distributions and fluxes in a eutrophic reservoir, Midwestern United States. *Science of the Total Environment* 581, 589-600.
- Penn, M.R., Auer, M.T., Doerr, S.M., Driscoll, C.T., Brooks, C.M. and Effler, S.W. 2000. Seasonality in phosphorus release rates from the sediments of a hypereutrophic lake under a matrix of pH and redox conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(5), 1033-1041.
- Perrone, U., Facchinelli, A. and Sacchi, E. 2008. Phosphorus dynamics in a small eutrophic Italian lake. *Water, air, and soil pollution*, 189, 335-351.
- Persy, V.P., Behets, G.J., Bervoets, A.R., De Broe, M.E. and D'Haese, P.C. 2006. Lanthanum: a safe phosphate binder, pp. 195-199, Wiley Online Library.
- Planas, D. and Juneau, P. 2018. Rapport technique Projet de restauration du lac Bromont. 38760, N.R.P. (ed) UQAM.
- Planas, D. and Paquet, S. 2016. Importance of climate change-physical forcing on the increase of cyanobacterial blooms in a small, stratified lake. *Journal of Limnology*, 75: 201-20.

- Planas, D. and Vanier, C. 2014. Le programme de recherche sur les cyanobactéries au lac Bromont Cahier 9 : Synthèse, conclusions et recommandations, 43pp. UQAM.
- Planas, D, Vanier C et Lavirotte, E. 2014a. Le programme de recherche sur les cyanobactéries au Lac Bromont _ Cahier 1 : Le lac Bromont et les objectifs de recherche du programme. Service aux collectivités de l'UQAM et Action conservation du bassin versant du lac Bromont – ISBN 978-2-923773-07-0
- Planas, D, Vanier C et Lavirotte, E. 2014b. Le programme de recherche sur les cyanobactéries au Lac Bromont _ Cahier 3 : Méthodologie générale utilisée au lac Bromont. Service aux collectivités de l'UQAM et Action conservation du bassin versant du lac Bromont – ISBN 978-2-923773-09-4.
- Prairie, Y.T., de Montigny, C. and Del Giorgio, P.A. 2001. Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen 27(7), 4013-4020.
- Qiu, Z., Prato, T. and Wang, H. 2014. Assessing long-term water quality impacts of reducing phosphorus fertilizer in a US suburban watershed. Water policy 16(5), 917-929.
- Reitzel, K., Andersen, F.Ø., Egemose, S. and Jensen, H.S. 2013. Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water. Water research 47(8), 2787-2796.
- Reynolds, C.S. 2006. The ecology of phytoplankton, Cambridge University Press, United Kingdom.
- Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J. B., Herdman, M., & Stanier, R. Y. 1979. Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. Microbiology, 111(1), 1-61.

- Robb, M., Greenop, B., Goss, Z., Douglas, G. and Adeney, J. 2003. Application of Phoslock TM, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings, pp. 237-243, Springer.
- Rolland, A., Bird, D.F. and Giani, A. 2005. Seasonal changes in composition of the cyanobacterial community and the occurrence of hepatotoxic blooms in the eastern townships, Québec, Canada. *Journal of Plankton Research* 27(7), 683-694.
- Rolland, A., Rimet, F. and Jacquet, S. 2010. A 2-year survey of phytoplankton in the Marne Reservoir (France): a case study to validate the use of an in situ spectrofluorometer by comparison with algal taxonomy and chlorophyll a measurement. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 42, 1–19.
- Ross, G., Haghseresht, F. and Cloete, T.E. 2008. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorus binding clay. *Harmful algae* 7(4), 545-550.
- Ruttenberg, K.C. 2003. The global phosphorus cycle. *Treatise on Geochemistry*, Schlesinger W.H. (Ed.), *Treatise on geochemistry*, 8, Elsevier, 585-643.
- Ruttenberg, K.C. 2014. The global phosphorus cycle. *Treatise on Geochemistry*, Elsevier, 499-558.
- Ruttenberg, K.C. and Sulak, D.J. 2011. Sorption and desorption of dissolved organic phosphorus onto iron (oxyhydr) oxides in seawater. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 5(15), 4095-4112.
- Ryding, S.O., Rast, W., Uhlmann, D., Clasen, J., Somlyódy, L. and Schorscher, J., J. 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. *Collection Sciences de l'environnement*, Collection sciences de l'environnement, n° 9. Éditions Masson, Paris, France 294 pp.

- Salvia-Castellvi, M., Scholer, C. and Hoffmann, L. 2002. Comparaison de différents protocoles de spéciation séquentielle du phosphore dans des sédiments de rivière. *Revue des sciences de l'eau*, 15(11), 223-233.
- Santé Canada. 2018. *La Gazette du Canada*, Partie I, volume 152, numéro 36 : Avis du gouvernement.
- Sartory, D. and Grobbelaar, J. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114, 177-187.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. and 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.
- Sharples, A.N., Hedley, M. J., Sibbesen, E., Hillbricht-Ilkowska, A., House, W. A., & Ryszkowski, L. 1995. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems, p. 171-200. *Scope-Scientific committee on problems of the environment international council of scientific unions*, 54, John Wiley Sons.
- Sigg, L., Berha, P. and Stumm, W. 2006. *Chimie des milieux aquatiques, ? Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*, Dunod : 4e Édition, ISBN : 2-10-050380-4, Paris.
- Smol, J.P., & Caraballo, P. 2008. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. *Bulletin of Marine Science*, 83(82), 438.
- Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Van der Velde, G.J.G.M. and Roelofs, J.G.M. 2006. Internal eutrophication: how it works and what to do about it—a review. *Chemistry and ecology*, 22(22), 93-111.

- Søndergaard, M., Jensen, J.P. and Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506, 135-145.
- Søndergaard, M., Jensen, P.J. and Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *TheScientificWorldJournal* 1, 427-442.
- Sneath, P. H. A. 1992. International code of nomenclature of bacteria (1990 revision). Washington, DC: American Society of Microbiology.
- Spears, B.M., Lüring, M., Yasseri, S., Castro-Castellon, A.T., Gibbs, M., Meis, S., McDonald, C., McIntosh, J., Sleep, D. and Van Oosterhout, F. 2013. Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: an analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water Research* 47(15), 5930-5942.
- Spears, B.M., Mackay, E.B., Yasseri, S., Gunn, I.D., Waters, K.E., Andrews, C., Cole, S., De Ville, M., Kelly, A. and Meis, S. 2016. A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock®). *Water research* 97, 111-121.
- Stainsby, E., Winter, J., Jarjanazi, H., Paterson, A., Evans, D. and Young, J. 2011. Changes in the thermal stability of Lake Simcoe from 1980 to 2008. *Journal of Great Lakes Research* 37, 55-62.
- Strickland, J. 1968. A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Canada Bull. 167, 185-194.
- Striebel, M., Schabhüttl, S., Hodapp, D., Hingsamer, P. and Hillebrand, H. 2016. Phytoplankton responses to temperature increases are constrained by abiotic conditions and community composition. *Oecologia* 182(3), 815-827.
- Tamini, L. and Larue, B. 2010. La Durabilité Environnementale de la Filière Porcine au Québec et au Manitoba : Le Moratoire est-il un Passage Obligatoire.

- Tessenow, U. 1972. Lösungs-, diffusions-und sorptions prozesse in der ober-schicht von Seesedimenten. Arch. Hydrobiol. Suppl 38, 353-398.
- Teubner, K., Dokulil, M.T. and Padisák, J. 1999. Species-specific strategies and adaptation in phytoplankton communities: a long-term study of phytoplankton responses to fluctuations in water chemistry and climate. Limnology and Oceanography 44(3), 1781-1787.
- Tzoraki, O., Dörflinger, G. and Demetriou, C. 2017. Nutrient and heavy metal storage and mobility within sediments in Kouris Reservoir, Cyprus. Lakes & Reservoirs: Research & Management 22(1), 74-84.
- Van Apeldoorn, M.E., Van Egmond, H.P., Speijers, G.J. and Bakker, G.J. 2007. Toxins of cyanobacteria. Molecular nutrition & food research 51(1), 7-60.
- Van Cappellen, P. and Maavara, T. 2016. Rivers in the Anthropocene: Global scale modifications of riverine nutrient fluxes by damming. Ecohydrology & Hydrobiology, 16(12), 106-111.
- Van der Meeren, T., Deschamps, P., Sylvestre, F., Kemkong, B., Moussa, A., Schuster, M. and Verschuren, D. 2019. Les lacs d'Ounianga : mieux comprendre leur dynamique hydrologique et écologique par une approche interdisciplinaire. Le Tchad des Lacs. IRD Editions, Paris, 127-138.
- Van Oosterhout, F. and Lürling, M. 2013. The effect of phosphorus binding clay (Phoslock®) in mitigating cyanobacterial nuisance: a laboratory study on the effects on water quality variables and plankton. Hydrobiologia 710, 265-277.
- Visser, P., Ibelings, B., Mur, L. and Walsby, A. 2005. The ecophysiology of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. In Harmful cyanobacteria (eds) J. Huisman, H.C.P. Mathijst, P.M. Visser, p. 109-142. Springer, Aquatic Ecology Series.

- Waaen, G., van Oosterhout, F., Douglas, G. and Lüring, M. 2016. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant–Lanthanum modified bentonite treatment. *Water research* 97, 83-95.
- Walsby, A.E. 2005. Stratification by cyanobacteria in lakes: a dynamic buoyancy model indicates size limitations met by *Planktothrix rubescens* filaments. *New Phytologist* 168(2), 365-376.
- Walsby, A.E., Schanz, F. and Schmid, M. 2006. The Burgundy-blood phenomenon: A model of buoyancy change explains autumnal waterblooms by *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich. *New phytologist* 169(1), 109-122.
- Wang, J., Chen, J., Ding, S., Guo, J., Christopher, D., Dai, Z. and Yang, H. 2016. Effects of seasonal hypoxia on the release of phosphorus from sediments in deep-water ecosystem: A case study in Hongfeng Reservoir, Southwest China. *Environmental Pollution* 219, 858-865.
- Wang, S., Jin, X., Bu, Q., Jiao, L. and Wu, F. 2008. Effects of dissolved oxygen supply level on phosphorus release from lake sediments. *Colloids and Surfaces A. Physicochemical and Engineering Aspects*, 316(311-313), 245-252.
- Wang, Z., Cao, J. and Meng, F. 2015. Interactions between protein-like and humic-like components in dissolved organic matter revealed by fluorescence quenching. *Water research* 68, 404-413.
- Wang, Z., Song, G., Li, Y., Yu, G., Hou, X., Gan, Z. and Li, R. 2019. The diversity, origin, and evolutionary analysis of geosmin synthase gene in cyanobacteria. *Science of the Total Environment* 689, 789-796.
- Wentzky, V.C., Frassl, M.A., Rinke, K. and Boehrer, B. 2019. Metalimnetic oxygen minimum and the presence of *Planktothrix rubescens* in a low-nutrient drinking water reservoir. *Water research* 148, 208-218.

Wetzel, R.G. 2001. Limnology: Lake and river, 3rd Edition. Hardback ISBN: 9780127447605. 978-0-12-744760-5.

Wetzel, R.G. 2003. Dissolved organic carbon: detrital energetics, metabolic regulators, and drivers of ecosystem stability of aquatic ecosystems. In Aquatic Ecosystems Interactivity of Dissolved Organic Matter, S.E.G., (eds) Findlay and R. L. Sinsabaugh, pp. 455-477.. Academic Press.

Wetzel, R.G. and Likens, G.E. 2000. Nitrogen, Phosphorus, and Other Nutrients, 85-113. In Limnological analysis. 3rd Edition, Springer, New York.

Winter, J. and Britton, P. 1986. USEPA (United States Environmental Protection Agency) method study 7. Analyses for trace elements in water by atomic absorption spectroscopy (direct aspiration) and colorimetry. Final report, Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH (USA). Environmental

Whitton, B. A. 2012. Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time. Springer, pp. 759.

Woolway, R.I. and Merchant, C.J. 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. Nature Geoscience 12(4), 271-276.

Xiao, W., Wang, L., Laws, E., Xie, Y., Chen, J., Liu, X., Chen, B. and Huang, B. 2018. Realized niches explain spatial gradients in seasonal abundance of phytoplankton groups in the South China Sea. Progress in Oceanography 162, 223-239.

Yamamoto, Y. 1976. Effect of some physical and chemical factors on the germination of akinetes of *Anabaena cylindrica*. The Journal of General and Applied Microbiology 22(6), 311-323.

Yuan, X., Krom, M.D., Zhang, M. and Chen, N. 2021. Human disturbance on phosphorus sources, processes and riverine export in a subtropical watershed. *Science of The Total Environment* 769, 144658.

ANNEXE 1

Distribution spatio-temporelle de la température

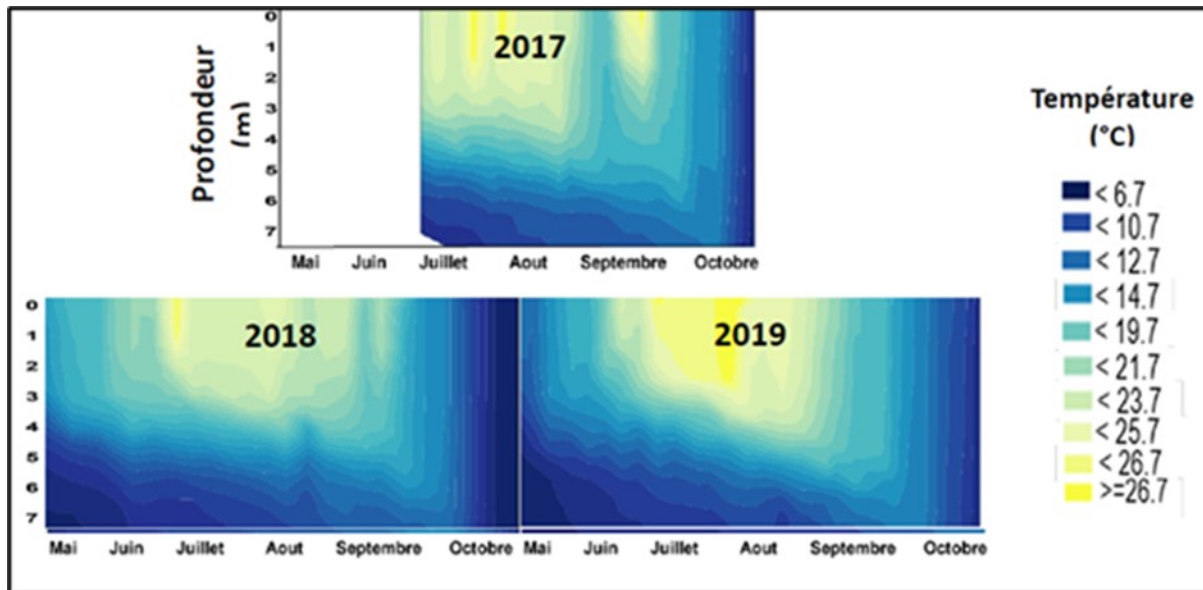


Figure A1. Distribution spatio-temporelle de la température de 2017 à 2019

ANNEXE 2

Distribution spatio-temporelle de l'oxygène

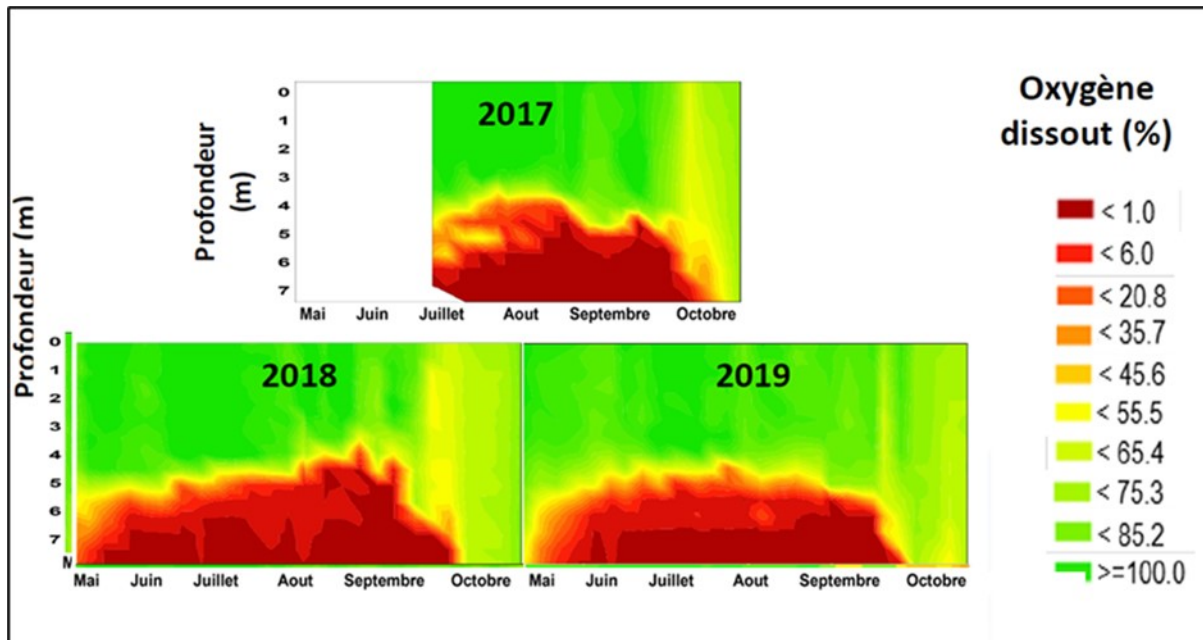


Figure A2. Distribution spatio-temporelle de l'oxygène de 2017 à 2019

ANNEXE 3

Concentration mensuelle du phosphore dissous en surface et au fond

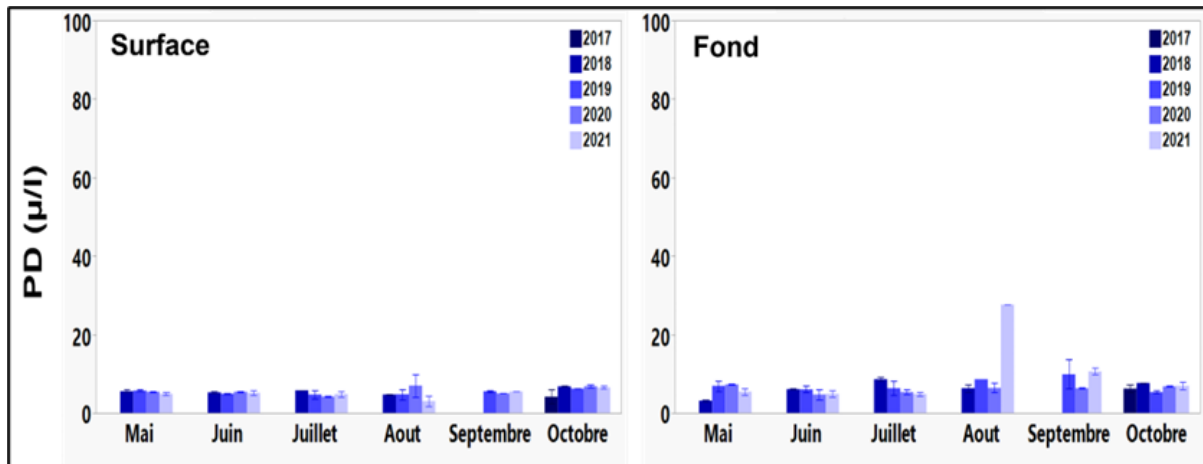


Figure A3. Concentration mensuelle du phosphore dissous en surface et au fond de la fosse du lac Bromont, avant-traitement octobre 2017 et après-traitement (2018-2021)

ANNEXE 4

Concentration interannuelle de phosphore dissous à la surface et au fond

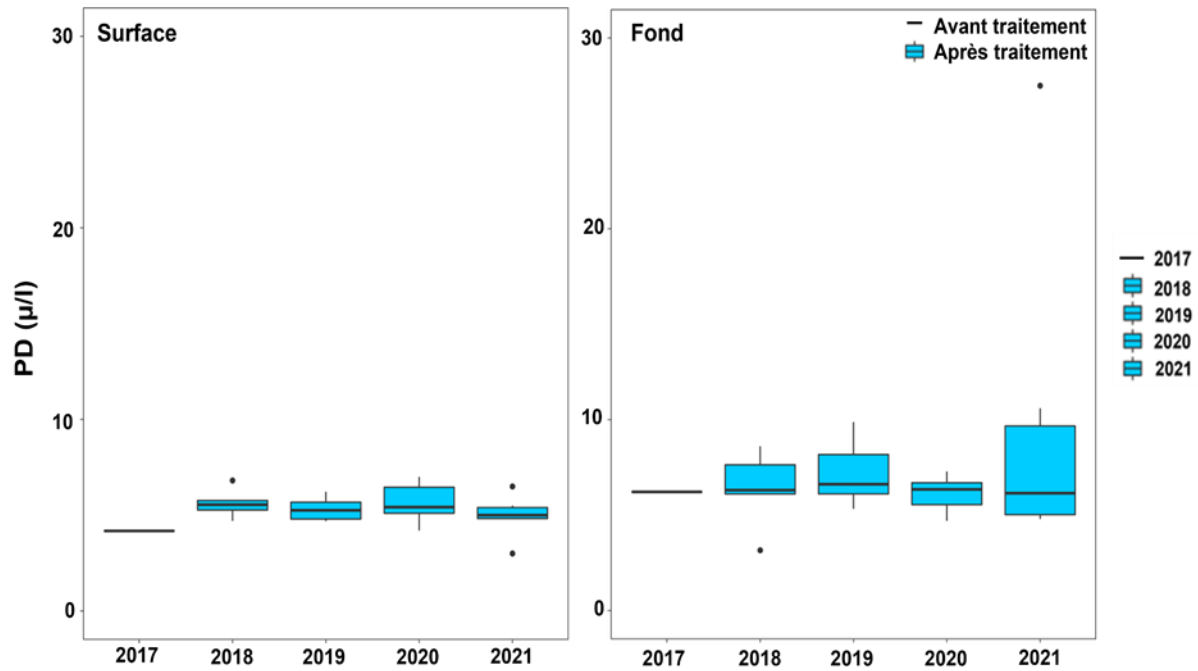


Figure A4. Concentration interannuelle de phosphore dissous à la surface et au fond du lac Bromont avant et après traitement (2017-2021)

ANNEXE 5

Tableau A1. Liste des espèces dominantes dans les échantillons prélevés en été, en automne et au printemps, en surface et au fond du lac Bromont

	Année	Epilimnion	Hypolimnion
ÉTÉ	01/06/2019		Planktothrix agardhii
			Trachelomonas volvocina
			Fragilaria crotonensis
	01/06/2021		Spirulina laxa
			Planktothrix agardhii
			Dolichospermum planctonicum
	01/07/2018		woronichinia naegeliana
			Planktothrix agardhii
			Planktothrix agardhii
	01/07/2019		Trachelomonas volvocina
			Planktothrix agardhii
		Dolichospermum planctonicum	Trachelomonas volvocina
	01/07/2020		Planktothrix agardhii
			Spirulina laxa
Automne	01/08/2017	Aphanizomenon flos-aquae	
		Dolichospermum planctonicum	
		Parvodinium pusillum	
	01/08/2018		Planktothrix agardhii
			Spirulina taxa
			Planktothrix agardhii
	01/08/2019		Trachelomonas volvocina
			Planktothrix agardhii
			Ochromonas sp
	01/08/2020		Dolichospermum planctonicum
			Aphanizomenon flos-aquae
			Planktothrix agardhii
	01/09/2018	Dolichospermum planctonicum	
		woronichinia naegeliana	
		Synura uvella	Planktothrix agardhii
Printemps	01/09/2019	Aphanizomenon gracile	Synechococcus sigmoides
		Trachelomonas volvocina	Aphanizomenon gracile
			Woronichinia naegeliana
	01/09/2020		Synechococcus sigmoides
			Trachelomonas volvocina
			Aphanizomenon flos-aquae
	01/10/2017	Woronichinia naegeliana	Katablepharis ovalis
		Aphanizomenon flos-aquae	Aphanizomenon flos-aquae
		Aphanizomenon flos-aquae	Aphanizomenon flos-aquae
	01/10/2018	Aphanizomenon flos-aquae	Aphanizomenon flos-aquae
		Dinobryon sertularia	
		Aphanizomenon flos-aquae	Aphanizomenon flos-aquae
	01/10/2019	Uroglenopsis americana	Uroglenopsis americana
		Aphanizomenon flos-aquae	Aphanizomenon flos-aquae
ÉTÉ	01/05/2018	Mallomonas	Cryptomonas borealis
		Ulnaria acus	Peridinium
		Cryptomonas tenuis	Ulnaria acus
	01/05/2019	Ulnaria acus	Komma caudata
		Chrysochromulina parva	Rhodomonas lacustris nannoplantica
		Komma caudata	Ulnaria acus
	01/05/2020	Tabellaria fenestrata	Katablepharis ovalis
		Chrysochromulina parva	
		Cyclotella glomerata	Cyclotella meneghiniana
	01/05/2021	Cyclotella meneghiniana	
	01/06/2018	Fragilaria aequalis	
		Cyclotella	
		Sphaerocystis	
	01/06/2020	Peridinium	
		Cyclotella meneghiniana	
		Sphaerocystis schroeteri	
	01/07/2018	Gymnodinium limneticum	
		Urosolenia eriensis	
		Sphaerocystis schroeteri	
	01/07/2019	Elakatothrix gelatinosa	
		Fragilaria crotonensis	
		Chroococcus prescottii	
	01/08/2019	Gymnodinium limneticum	
		Dolichospermum planctonicum	
		Sphaerocystis schroeteri	
	01/08/2020	Dictyosphaerium simplex	
		Peridinium willei	
Automne	01/09/2021	Peridinium raciborskii var. palustre	

ANNEXE 6

Affiche présentée au Congrès du Geotop en 2022

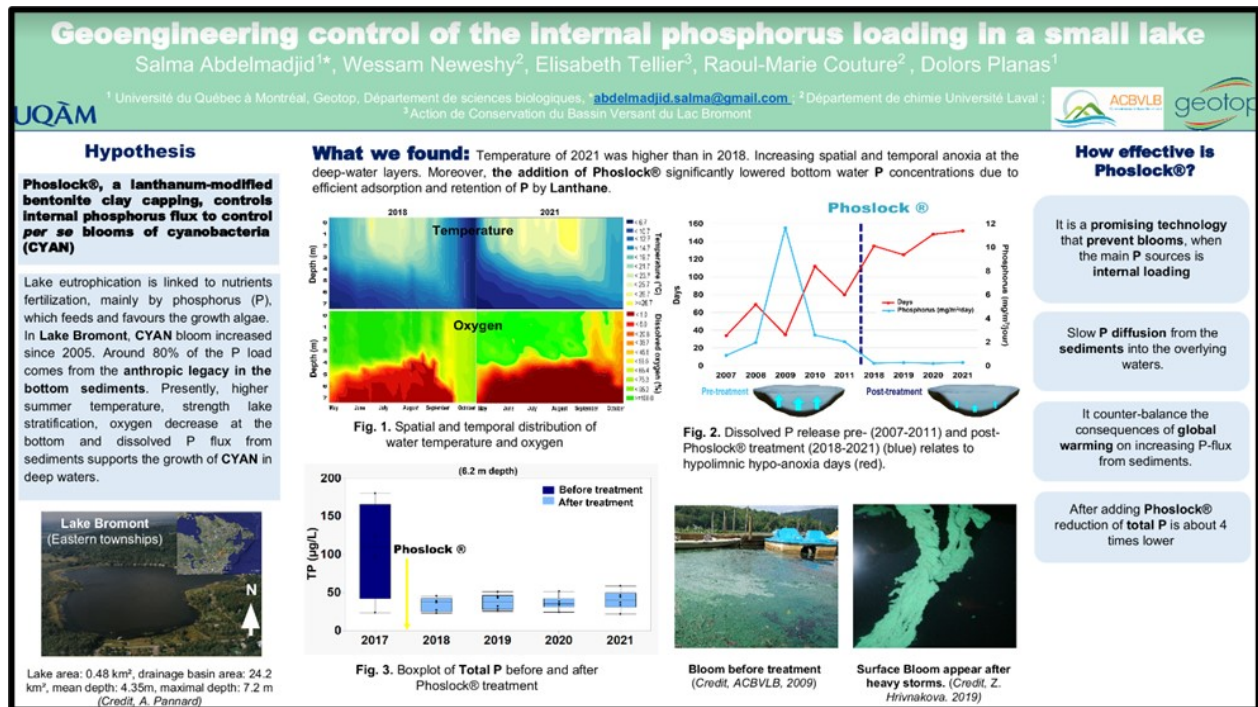


Figure A6. Affiche présentée au Congrès du Geotop en 2022