

# Impacts actuels et appréhendés pour 2050 des fleurs d'eau de cyanobactéries (CYANO) et des cyanotoxines sur différents organismes fauniques de la baie Missisquoi et de la réserve écologique de la Rivière-aux-Brochets

Philippe Juneau<sup>1</sup>, Beatrix Beisner<sup>2</sup>, Irene Gregory-Eaves<sup>3</sup> et Sébastien Sauvé<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Université du Québec    Montréal, Département des sciences biologiques-GRIL-EcotoQ-TOXEN

<sup>2</sup> Université du Québec    Montréal, Département des sciences biologiques-GRIL

<sup>3</sup> McGill University, Department of Biology-GRIL

<sup>4</sup> Université de Montréal, Département de Chimie-GRIL-EcotoQ

*Les résultats et opinions présentés dans cette publication sont entièrement la responsabilité des auteurs et n'engagent pas Ouranos ni ses membres.*



Ce projet est financé par le gouvernement du Québec et répond aux objectifs du Plan pour une économie verte 2030



# Table des matières

Introduction et contexte.....	4
Objectifs .....	5
Revue de la littérature .....	5
Méthodologie.....	12
Prélèvement et préparation des échantillons pour l'analyse des cyanotoxines.....	13
Analyse instrumentale et validation de la méthode pour les cyanotoxines .....	14
Résultats, analyse et discussion.....	21
Conclusions et recommandations.....	42
Références.....	45
Annexes .....	55

# Introduction et contexte

Au cours des dernières décennies, l'accentuation de l'eutrophisation anthropique provoquant une croissance excessive des populations de cyanobactéries (efflorescences cyanobactériennes) dans les eaux douces est une problématique qui nécessite une attention particulière, en particulier dans le contexte où les changements climatiques s'accroissent. Ces efflorescences peuvent mener à de graves conséquences environnementales, car la décomposition de la biomasse en excès peut entraîner une forte réduction dans la concentration en oxygène dissous dans les masses d'eau. Ce phénomène peut provoquer la mort d'autres organismes tels que les invertébrés et les poissons. En outre, il existe d'importantes conséquences sanitaires pour les populations humaines qui se trouvent à proximité des masses d'eau ou qui en dépendent, car certaines espèces de cyanobactéries sont connues pour produire plusieurs types de cyanotoxines qui peuvent être soit dissoutes dans l'eau ou aérosolisées (Sini, Dang et al. 2021). Les efflorescences cyanobactériennes toxiques se produisent dans le monde entier et ont augmenté en fréquence et en intensité au cours des dernières décennies principalement en raison des conséquences environnementales dues aux activités anthropiques, telles que l'enrichissement en nutriments (Paerl, Hall et al. 2011, Taranu, Gregory-Eaves et al. 2015) et le réchauffement climatique (Paerl and Paul 2012). Lors de tels événements, les cyanotoxines libérées peuvent provoquer divers effets directs sur l'environnement, de l'irritation des branchies à la mortalité massive de la faune locale, et sont transférables à d'autres écosystèmes par le biais de la bioaccumulation. Du point de vue de la bioaccumulation et de la bioamplification, ces événements sont particulièrement préoccupants pour l'industrie aquacole (Abeysirwardena, Gascoigne et al. 2018) et peuvent également affecter le bétail et les animaux domestiques (Farrer, Counter et al. 2015).

De 2000 à 2017, de nombreuses proliférations de cyanobactéries ont été constatées par les résidents et le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MELCC) dans la Baie Missisquoi (BM). Ces fleurs d'eau et les toxines qui leur sont associées sont particulièrement préoccupantes en ce qui concerne les effets potentiels sur une réserve écologique possédant une grande biodiversité et située au confluent de la rivière aux Brochets et de la BM. Un suivi de la qualité de l'eau dans cette zone révèle une diminution ou une stabilité des concentrations en nutriments (surtout les phosphates) au cours des 20 dernières années (Marc Simoneau-MELCC, communication personnelle). Par conséquent, une surabondance en phosphates ne peut expliquer les récentes augmentations dans la fréquence des proliférations cyanobactériennes. Lors de la même période, des études menées par le MELCC et le département de la conservation de l'environnement du Vermont mettent l'accent sur une tendance à l'augmentation des températures dans les eaux de surface de la BM et de ses affluents, une modification du régime des précipitations et une grande variation du débit de la rivière. En outre, des études menées dans la BM et ailleurs ont proposé que le réchauffement associé aux changements climatiques accentue le problème de la prolifération des efflorescences de cyanobactéries (Barbeau, Carrière et al. 2008, Bird, Pannard et al. 2009, Elliott 2012, Paerl and Paul 2012, Taranu, Zurawell et al. 2012, Beaulieu, Pick et al. 2013, Taranu, Gregory-Eaves et al. 2015). Malgré ces études, un article publié dans Nature en 2016 a démontré la nécessité de mieux comprendre les causes et les conséquences des efflorescences cyanobactériennes dans le contexte plus direct du changement climatique (Michalak 2016). Mis à part une augmentation de la température de l'eau, les changements climatiques peuvent induire une modification des régimes des précipitations et, par conséquent, une variation du débit et de l'écoulement des eaux de rivières. Ceci, combiné à une altération de l'utilisation des terres et du couvert des bassins hydrographiques, peut induire une augmentation dans les apports en phosphate, azote et pesticides (Monchamp, Pick et al. 2014). Des concentrations élevées en phosphate et en azote, associées à une augmentation de la température de l'eau, peut favoriser la prolifération de souches de cyanobactéries toxiques et augmenter la durée de leur période de croissance (Hamilton, Salmasso et al. 2016). De plus, il a été démontré que la croissance de certaines espèces de cyanobactéries et de microalgues peut être influencée par la présence de concentrations élevées en pesticides (Chalifour and Juneau 2011, Deblois, Dufresne et al. 2013, Asselman, Janssen et al. 2014, Beaulieu, Marcil et al. 2014).

# Objectifs

L'objectif principal de cette recherche était d'évaluer les impacts potentiels (présents et futurs) des fleurs d'eau cyanobactériennes et de leurs toxines sur diverses espèces animales et sur les niveaux trophiques inférieurs de la chaîne alimentaire aquatique (phytoplancton) dans la Réserve écologique de la rivière aux Brochets et la BM. Les nouvelles connaissances générées par cette étude permettront de prendre en compte les impacts des changements climatiques dans les méthodes d'évaluations du risque utilisées par le MELCC et le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MFFP). Pour atteindre ce but, nous avons trois objectifs spécifiques :

- 1) Étudier les dynamiques récentes des cyanobactéries et les conséquences potentielles sur la chaîne alimentaire aquatique. Pour atteindre cet objectif, des échantillons d'eau ont été analysés pour déterminer la biodiversité en cyanobactéries et la teneur en cyanotoxines. En outre, les cyanotoxines dans les sédiments et les poissons ont également été analysées.
- 2) Évaluer l'impact des changements climatiques sur la problématique de la prolifération des cyanobactéries. Cet objectif a été atteint en réalisant d'abord une revue de la littérature sur les principaux facteurs influençant l'apparition des fleurs d'eau cyanobactériennes et leur toxicité. Ensuite, un modèle statistique prédictif a été développé pour estimer les tendances au niveau de la dynamique des fleurs d'eau cyanobactériennes dans la portion de la rivière aux Brochets qui longe la réserve écologique de la rivière aux Brochets, et ce, pour les 30 prochaines années. Enfin, il a été question d'étudier l'impact de la température et de l'atrazine sur diverses espèces phytoplanctoniques isolées de la réserve écologique de la rivière aux Brochets.
- 3) À partir des données obtenues, nous proposons des recommandations pour permettre au MELCC et au MFFP de modifier leurs méthodes d'évaluation du risque en tenant compte des changements climatiques et d'être en mesure d'adapter/d'élaborer des critères de vie aquatique qui tiendront compte de l'effet des changements climatiques sur les organismes aquatiques.

Dans les limites imposées par les données obtenues, nous suggérons des actions qui pourraient être prises pour évaluer plus efficacement les éclosions de fleurs d'eau cyanobactériennes et adapter/développer des critères de la qualité de l'eau dans le contexte des changements climatiques.

## Revue de la littérature

### LES CYANOBACTÉRIES ET LEURS TOXINES

Les cyanobactéries sont des microorganismes procaryotes retrouvés dans toutes les masses d'eau, y compris les océans et les eaux intérieures (Whitton and Potts 2007). Ces microorganismes représentent un groupe phylogénétique unique étant responsable de processus métaboliques clés et possédant une série de caractéristiques morphologiques biologiques et fonctionnelles spécifiques (Flores and Herrero 2010). Comme de nombreuses espèces/souches de cyanobactéries peuvent produire des cyanotoxines, ce groupe peut avoir un fort potentiel toxique pour les écosystèmes aquatiques (Chorus and Bartram 1999, Meriluoto and Spoof 2008). Dans le sud du Québec, il existe une grande diversité de cyanobactéries possédant la capacité de produire des cyanotoxines (MELCC 2018). En effet, parmi les

620 écosystèmes aquatiques échantillonnés par le MELCC entre 2007 et 2012, 43 genres de cyanobactériques (dont 23 ayant un potentiel toxique) ont été identifiés (MDDEFP 2014). Parmi elles, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Aphanizomenon* et *Woronichinia* ont été les genres les plus fréquemment détectés dans les lacs du sud du Québec (MDDEFP 2014, Bowling, Blais et al. 2015, Pick 2016).

Les cyanobactéries sont des organismes extrémophiles qui ont la capacité de s'adapter à différentes conditions et habitats. Parce qu'elles possèdent une certaine plasticité phénotypique, elles peuvent être résilientes ou même bénéficier des changements climatiques (Ji, Verspagen et al. 2020). Certaines conditions de croissances peuvent stimuler la croissance des colonies de cyanobactéries et leur permettre d'atteindre une densité cellulaire très élevée en un court laps de temps. Lorsque la présence d'une forte densité cellulaire en cyanobactéries s'accompagne d'une production de cyanotoxines, ces événements sont définis comme étant des efflorescences cyanobactériennes nuisibles. En parallèle, une forte production de biomasse peut entraîner une diminution rapide de la concentration en oxygène dissous ainsi qu'une augmentation dans l'occurrence de la libération de cyanotoxines dans le milieu extracellulaire principalement via la lyse cellulaire (Westrick, Szlag et al. 2010). Ainsi, les efflorescences cyanobactériennes peuvent provoquer des mortalités massives chez les populations d'animaux sauvages (Matsunaga, Harada et al. 1999, Lopez-Rodas, Maneiro et al. 2008) et poser un risque à la santé humaine à la fois par contact avec l'eau (Dittmann and Wiegand 2006, Pham and Utsumi 2018) ou potentiellement à travers une exposition à des cyanotoxines aérosolisées (Sini, Dang et al. 2021).

Les cyanotoxines existent naturellement sous une large variété de molécules (Tableau 1), chacune possédant la capacité d'affecter différemment les organismes présents dans l'environnement et la santé humaine (Wood 2016). Ces cyanotoxines comprennent les microcystines (MCs), les saxitoxines (SXTs), les anatoxines, la ciguatoxine, la  $\beta$ -N-méthylamino-L-alanine (BMAA), les endotoxines, les lipopolysaccharides (LPS) endotoxiques, la cylindrospermopsine et les nodularines (NOD) (voir en le mémoire de maîtrise de Mourad Skafi pour une description complète des classes de cyanotoxines). Parmi les effets de ces composés, on peut souligner des effets antibactériens, anticoagulants, antifongiques, anti-inflammatoires, antipaludéens, antiprotozoaires, antituberculeux, antiviraux, antitumoraux et généralement cytotoxiques (Codd, Meriluoto et al. 2016, Haque, Banayan et al. 2017). De plus, ces toxines peuvent bioaccumuler dans la faune aquatique et être transférées dans les réseaux alimentaires riverains et terrestres (Deblois, Aranda-Rodriguez et al. 2008, Deblois, Mochon et al. 2008, Moy, Dodson et al. 2016).

Jusqu'à présent, la plupart des études ont concentré leurs efforts sur la détermination des variantes des MCs, alors que d'autres classes de cyanopeptides ont été largement ignorées (Monchamp, Pick et al. 2014, Janssen 2019). En raison du développement de nouveaux outils de détection qui peuvent aider à détecter les toxines dans plusieurs matrices, une grande diversité de cyanotoxines auparavant ignorées peuvent maintenant être détectées dans les échantillons d'eau de surface et les tissus animaux. Par exemple, de récentes recherches démontrent que les anabaenopeptides peuvent se retrouver dans les eaux touchées par les efflorescences cyanobactériennes à des concentrations similaires ou supérieures à celles des MCs (Roy-Lachapelle, Vo Duy et al. 2019).

Tableau 1: Cyanotoxines ciblées dans cette étude

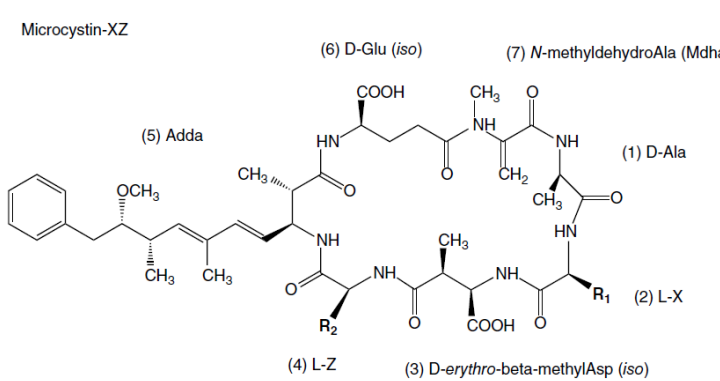
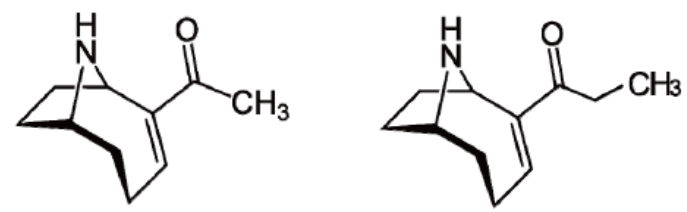
Cyanotoxines ou autres substances bioactives	Code	Enjeux de sécurité & risques pour la santé	Structure (Exemple)
Microcystines	[D-Asp3]M C-RR MC-RR MC-YR MC-HtyR MC-LR [D-Asp3]M C-LR MC-WR MC-HiIR MC-LA MC-LY MC-LW MC-LF	Les microcystines sont de puissants inhibiteurs de l'activité des protéines phosphatases eucaryotes de types 2A et 1. Cette inhibition entraîne une accumulation de protéines phosphorylées dans les cellules et perturber diverses voies métaboliques. Une intoxication aiguë par les MCs peut entraîner une lyse cellulaire, la promotion de tumeurs et une mort rapide chez les humains et les animaux (Dawson 1998, Chorus and Bartram 1999, Merel, Walker et al. 2013, Gupta and Baruah 2015).	 <p>Microcystin-XZ</p>
Anatoxine-a	ANA-a	De fortes concentrations de ANA-a peuvent induire une paralysie du système nerveux et conduire à la mort par asphyxie (Fawell, Mitchell et al. 1999).	 <p>Anatoxin-a</p> <p>Homoanatoxin-a</p>
Homoanatoxine-a	HANA-a	Cette toxine est un agent bloquant neuromusculaire qui augmente le flux d'ions Ca <sup>2+</sup> dans les terminaisons nerveuses cholinergiques (Van Apeldoorn, Van Egmond et al. 2007).	

Tableau 1: Cyanotoxines ciblées dans cette étude

Cyanotoxines ou autres substances bioactives	Code	Enjeux de sécurité & risques pour la santé	Structure (Exemple)
Cylindrospermopsine	CYN	<p>Cette molécule cible principalement le foie, mais possède également des effets cytotoxiques et neurotoxiques qui peuvent résulter en une perturbation de plusieurs voies métaboliques (Kiss, Vehovszky et al. 2002, Hinojosa, Gutiérrez-Praena et al. 2019, Hinojosa, Prieto et al. 2019). Des études sur la bioaccumulation de la cylindrospermopsine dans les mollusques et les poissons ont montré que cette toxine est concentrée dans les tissus de ces espèces en contact avec la toxine (Saker, Metcalf et al. 2004).</p>	
Anabaenopeptines	AP-a & AP-b & AP-A & AP-B	<p>Les anabaenopeptines B et AP 906 induisent une relaxation des contractions induites par la norépinephrine chez des préparations aortiques de rats (Harada, Mayumi et al. 1993). Les anabaenopeptines B et AP 906 induisent une relaxation des contractions induites par la norépinephrine chez des préparations aortiques de rats (Sedmak, Carmeli et al. 2008, Sedmak, Eleršek et al. 2008).</p>	

Tableau 1: Cyanotoxines ciblées dans cette étude

Cyanotoxines ou autres substances bioactives	Code	Enjeux de sécurité & risques pour la santé	Structure (Exemple)
Cyanopeptolin	CP-a	Activités inhibitrices des protéases et/ou cytotoxiques (inhibition sélective de l'élastase leucocytaire et pancréatique ainsi que la chymotrypsine). Peut influencer négativement le métabolisme normal des astrocytes humains. Oscillapeptine J: une inhibition de la trypsine et de la chymotrypsine est toxique pour les brouteurs zooplanctoniques <i>Eudiaptomus</i> sp. et <i>Daphnia</i> sp. (jusqu'à 1000 µg kg <sup>-1</sup> p.c.) (Meriluoto, Spoof et al. 2017).	

\* Figures tirées de (Meriluoto, Spoof et al. 2017) et (Elias, Silva-Stenico et al. 2015)

\*\* Le code fait référence aux abréviations utilisées dans ce document

Traditionnellement, la détection de cyanotoxines dans les échantillons d'eau se fait par la méthode ELISA (Enzyme-Linked Immunosorbent Assay) principalement pour la détection des MCs. Ainsi, la plupart des données sur la bioaccumulation des cyanotoxines dans les environnements naturels sont représentées en relation aux MCs et leurs variantes. Par conséquent, les cyanotoxines telles que les anabaenopeptines peuvent poser un risque non identifié dans les écosystèmes d'eau douce canadiens puisque des recherches récentes ont révélé la présence de ces toxines en concentrations comparables ou supérieures aux différentes variantes des MCs (Janssen 2019). Pour poursuivre, il existe très peu d'informations quant aux taux de bioaccumulation de ces différentes classes de cyanotoxines, ceux-ci pouvant potentiellement différer selon les classes. Ces raisons mettent l'accent sur un besoin d'inclure des évaluations environnementales qui ciblent les cyanotoxines auparavant ignorées aux protocoles de surveillance routinière. Ainsi, il sera possible d'obtenir un aperçu de l'impact potentiel de la bioaccumulation de ces toxines au niveau de la santé humaine et animale. Des méthodes de détection nouvelles et alternatives telles que la chromatographie et la spectrométrie de masse peuvent être appliquées à cette fin pour les échantillons d'eau et de sédiments, ainsi que dans les tissus de la faune.



## FACTEURS POUVANT INFLUENCER L'APPARENCE DES EFFLORESCENCES DE FLEURS D'EAU DE CYANOBACTÉRIES

À l'échelle mondiale, la principale cause des efflorescences cyanobactériennes dans les eaux de surface est depuis longtemps reconnue comme étant l'eutrophisation des eaux en conséquence à l'utilisation d'engrais et de fumier ou les eaux usées (Taranu, Gregory-Eaves et al. 2015). Cependant, les phénomènes en lien au changement climatique comme le réchauffement, la fréquence et l'intensité des précipitations et la variabilité dans le débit des rivières tendent à complexifier les facteurs favorisant les efflorescences et leur toxicité (Paul 2008, Pick 2016, Paerl and Barnard 2020). Une revue de littérature écrite par Boutray et al. (2017) présente les principaux facteurs influençant la production, la dégradation et la détoxification des cyanotoxines dans les eaux douces. Des facteurs tels que les nutriments, la lumière, la température et le vent ont été identifiés comme les principaux facteurs influençant la dynamique des cyanotoxines. Au cours du présent projet, nous avons mis à jour la revue de littérature de Boutray et al. (2017) en soulignant qu'en plus des facteurs précédemment identifiés, la salinité, les pesticides et les métaux traces peuvent également jouer un rôle important dans les efflorescences et leur toxicité (Dormoy-Boulanger, Gregory-Eaves et al. 2020). Plus de détails concernant cet article seront présentés dans la section résultats/discussion de ce rapport.

Il est connu que les cyanobactéries peuvent former des efflorescences toxiques pour les humains (Canada 2017) et les écosystèmes aquatiques (Chorus and Bartram 1999). Des décennies de recherches concernant les efflorescences cyanobactériennes ont mis l'emphase sur l'importance des nutriments, l'hydrologie et la température sur l'abondance de certaines espèces de cyanobactéries et la production de biomasse dans les lacs. Malgré cela, la prédiction de la toxicité des fleurs d'eau de cyanobactéries reste un défi majeur. De plus, il existe très peu d'informations sur la dynamique des cyanobactéries dans les écosystèmes lotiques tels que les rivières malgré le fait que ce problème soit devenu de plus en plus apparent au cours des dernières années. En effet, entre 2004 et 2017, au moins 23 rivières ont connu un total de 86 éclosions de fleurs d'eau de cyanobactéries dans un total de 42 municipalités du Québec (MDDELCC 2018).

Selon les différents scénarios simulant l'impact des changements climatiques, une augmentation de la température moyenne et l'intensité et la fréquence des précipitations devraient être observées dans les années à venir (Thiombiano, El Adlouni et al. 2016). Par conséquent, il est nécessaire d'explorer l'existence de liens entre les changements climatiques et une augmentation dans la fréquence et la toxicité des efflorescences cyanobactériennes, en particulier dans les écosystèmes peu étudiés comme les rivières. L'exploration de ces questions est nécessaire pour assurer une gestion durable des écosystèmes tels que la réserve écologique de la rivière aux Brochets, mais aussi afin d'extrapoler les résultats aux autres régions du Québec qui connaissent eux aussi des efflorescences cyanobactériennes de plus en plus fréquentes. Nous avons donc utilisé les données d'observation de la rivière aux Brochets pour développer un modèle statistique qui pourrait aider à mieux comprendre les facteurs environnementaux qui affectent directement la dynamique des fleurs d'eau de cyanobactérie. Ce modèle a également été utilisé pour prédire l'impact à long terme (50 ans) du changement climatique sur la production de biomasse cyanobactérienne dans la rivière aux Brochets. De plus, nous avons examiné les impacts potentiels des changements climatiques sur la dynamique des fleurs d'eau cyanobactériennes et espèces algales dans des expériences

détaillées en laboratoire afin d'étudier les interactions entre différents régimes de température et pesticides sur le phytoplancton de la rivière aux Brochets.

### **(i) Température**

Les changements climatiques vont influencer les variations quotidiennes de la température. Pendant les mois d'été, les écarts entre les températures maximales et minimales seront accrus par rapport aux variations actuelles (GIEC 2018). Par conséquent, le court cycle de vie du phytoplancton peut être particulièrement sensible et réactif à ces variations rapides de température (Falkowski and Raven 2013). Tel qu'identifié dans les deux revues de littérature citées, la température peut être un facteur important influençant la dynamique et la toxicité des efflorescences cyanobactériennes. À notre connaissance, la plupart des études sur l'influence de la température se concentrent sur des comparaisons entre des traitements à des températures différentes mais constantes dans le temps (Thomas and Litchman 2016, Mesquita, Prestes et al. 2020). Cependant, ces contextes ne reflètent pas exactement la dynamique des environnements naturels, telle que confirmée par nos études de terrains et simulations (données non présentées et Figure 6). Puisque la physiologie du phytoplancton est fortement influencée par ces facteurs environnementaux (Staeher and Sand-Jensen 2006, Da Silva, Torgan et al. 2019), il est essentiel d'étudier l'impact des variations de température dans un contexte représentatif des prévisions climatiques journalières et à long terme.

Chaque espèce de phytoplancton possède une plage de température permettant une activité physiologique et une croissance optimale. Dans les régions tempérées, la plupart des espèces phytoplanctoniques possèdent une température de croissance optimale entre 20 et 25°C (Reynolds 1984). Lorsque la température s'écarte de cet intervalle, le phytoplancton peut éprouver des difficultés au niveau des processus physiologiques, démontrer des dommages cellulaires ou entraîner la mort de l'organisme (Staeher and Sand-Jensen 2006, Finkel, Beardall et al. 2010). Il est généralement accepté que des températures plus élevées tendent à favoriser les cyanobactéries alors que les températures plus basses vont avantager les microalgues (Seip and Reynolds 1995, Davis, Berry et al. 2009, Tseng, Bernhardt et al. 2019, Zhang, Guan et al. 2019, Mesquita, Prestes et al. 2020). Bien qu'il existe des différences interspécifiques, les températures plus basses inhibent généralement le métabolisme cellulaire en ralentissant les activités enzymatiques. En conséquence, il devrait se produire une diminution de l'activité photosynthétique, de la respiration et de l'absorption des nutriments chez le phytoplancton et les cyanobactéries (Staeher and Sand-Jensen 2006, Sage and Kubien 2007, Gomes and Juneau 2017). À l'opposé, une augmentation de la température (jusqu'à une certaine limite) devrait induire une stimulation de la photosynthèse et de la croissance. Dans ce contexte, un organisme pouvant idéalement croître entre 20 et 25°C souffre de conséquences délétères lorsqu'exposé à des températures qui surpassent 30°C tel que représenté par une baisse dans le taux de croissance et de la taille des populations (Reynolds 1984).

## (ii) Pesticides

L'apport de pesticides dans les écosystèmes aquatiques peut également être favorisé et accentué par les changements climatiques en raison des variations présagées dans la fréquence et l'intensité des précipitations extrêmes. L'atrazine est l'un des pesticides les plus utilisés au Canada et, par conséquent, on le retrouve dans la plupart des échantillons d'eau analysés dans les régions agricoles (Giroux 2019). Ce pesticide est relativement persistant (demi-vie de plusieurs mois) dans les eaux dont le pH est compris entre 6 et 8 (Rice, Anderson et al. 1997, Schwab, Splichal et al. 2006). L'atrazine est un inhibiteur de la photosynthèse et agit en bloquant le transport d'électrons au niveau du site de liaison  $Q_b$  sur la protéine D1 du photosystème II. Il se produit ainsi un déséquilibre dans la distribution de l'énergie au niveau du photosystème II et mène à la dégradation de la protéine D1 et d'autres composantes cellulaires (Jansen, Depka et al. 1993). L'impact de l'atrazine sur les microorganismes photosynthétiques est variable (El-Sheekh, Kotkat et al. 1994, Gustavson and Wängberg 1995, Leboulanger, Rimet et al. 2001, Seguin, Leboulanger et al. 2001, González-Barreiro, Rioboo et al. 2004, Pesce, Bouchez et al. 2011) en raison de la variation de la sensibilité entre les espèces. En outre, la variation des effets peut être attribuée au fait que l'effet de tout pesticide peut être diminué ou amplifié suite à une interaction avec d'autres facteurs environnementaux tels que la température, la lumière ou la présence d'autres contaminants (Pesce, Batisson et al. 2009, Larras, Lambert et al. 2013, Gomes and Juneau 2017). Ainsi, la température peut donc jouer un rôle majeur dans l'influence toxique de l'atrazine puisqu'une température plus élevée peut potentiellement favoriser l'absorption des contaminants (Gomes and Juneau 2017) et des températures plus basses peuvent augmenter l'impact délétère de l'atrazine en affectant négativement la physiologie des microorganismes (Bérard, Leboulanger et al. 1999, Chalifour and Juneau 2011, Larras, Lambert et al. 2013, Baxter, Brain et al. 2016).

## Méthodologie

### Revue de la littérature sur les facteurs influençant la croissance des cyanobactéries et la production de toxines

Pour cette partie du projet, nous avons effectué des recherches dans les bases de données Elsevier (y compris Scopus), Springer Science, Erudit, WorldWideScience et Google Scholar en utilisant les mots-clés suivants, seuls ou en combinaison : *cyanotoxin production*, *cyanotoxin degradation*, *nutrient cyanotoxin*, *pesticide cyanotoxin*, *bacteria cyanotoxin*, *salinity cyanotoxin*, *biodegradation cyanotoxin*, *temperature cyanotoxin*, *sediments cyanotoxin*, *wind cyanotoxin* and *trace metals cyanotoxin*. Nous avons mis l'emphase sur le terme "cyanotoxin" afin de limiter le nombre de résultats obtenus. À partir de ceux-ci, nous avons étendu notre recherche en utilisant la méthode "snowball" qui consiste à consulter les références dans la bibliographie des articles initiaux. Pour les facteurs déjà abordés par Boutray et al. (2017), nous avons sélectionné les années de publications plus récentes que celles citées dans cet article de synthèse. Si le sujet n'était pas traité, nous avons choisi les publications les plus récentes disponibles. Au total, nous avons consulté 341 publications et nous en avons retenu 106. Après une lecture approfondie, nous avons rejeté certaines d'entre elles qui n'étaient pas pertinentes pour cette revue de littérature.

## PRÉLÈVEMENT ET PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS POUR L'ANALYSE DES CYANOTOXINES

Des campagnes d'échantillonnage ont été effectuées environ une fois par semaine entre août et octobre 2018 pour obtenir les échantillons d'eau alors que les échantillons de poissons ont été récoltés en août et octobre 2018 afin d'identifier la présence et la concentration de plusieurs classes de cyanotoxines dans les eaux de surfaces et dans les tissus musculaires des poissons (Skafi, Vo Duy et al. 2021).

Ces échantillons ont été prélevés dans la réserve écologique de la rivière aux Brochets et dans la partie nord de la baie Missisquoi, près de l'embouchure de la rivière aux Brochets (Qc, Canada). Les échantillons d'eau de surface ont été recueillis dans des bouteilles de 60 mL en polythéréphtalate d'éthylène glycol (PETG) (Kamp, Church et al. 2016) et les poissons dans des sacs en plastique de type Ziploc. Les échantillons ont ensuite été conservés dans une boîte réfrigérée et transportés au laboratoire dans les 12 à 24 heures suivant la collecte. Dix espèces de poissons ont été collectées, pour un total de 71 individus. Le nombre et le type de poissons recueillis ont été approuvés par le Comité de déontologie de l'expérimentation sur les animaux de l'Université de Montréal. Les poissons ont été mesurés (centimètres ; cm) et pesés (grammes ; g), puis stockés à -20°C jusqu'à la préparation des échantillons. Les espèces collectées dans cette étude étaient : *Ambloplites rupestris* (Rafinesque 1817), *Ameiurus nebulosus* Lesueur 1819, *Catostomus commersonii* (Lacépède 1803), *Cyprinus carpio* (Linnaeus 1758), *Esox Lucius* (Linnaeus 1758), *Micropterus dolomieu* (Lacépède 1802), *Notemigonus crysoleucas* (Mitchill 1814), *Perca flavescens* (Mitchill 1814), *Pomoxis nigromaculatus* (Lesueur 1829) et *Tinca tinca* (Linnaeus 1758).

À leur arrivée au laboratoire, les échantillons d'eau ont été soumis à plusieurs cycles de congélation-décongélation puis filtrés tels que décrits dans Roy-Lachapelle et al. (2019). Un volume de 1.5 mL de chaque échantillon filtré a été transféré dans des flacons en verre ambré de 2 mL et amendés avec des standards internes (15N10-MC-LR et 15N5-CYN) pour obtenir une concentration finale de 200 ng L<sup>-1</sup>. Les tissus musculaires des poissons (500 mg de poids humide par échantillon) ont été homogénéisés à l'aide d'un mélangeur ainsi qu'un pilon et un mortier préalablement nettoyé à l'aide d'un rinçage avec de l'eau de qualité HPLC et de l'acétone suivi d'un séchage avec des tissus Kimwipes entre chaque échantillon afin d'éviter toute contamination croisée. Un mélange de standards internes marqués aux isotopes contenant 20 µg L<sup>-1</sup> de MC-LR-15N10 et 40 µg L<sup>-1</sup> de CYN-15N5 a été ajouté dans chaque échantillon. Après 1h d'incubation à température de la pièce, les échantillons ont été soumis à trois cycles d'extraction impliquant un vortexage à haute vitesse (3200 rpm, 1 min) en présence de méthanol, une ultrasonication pendant 15 minutes et une centrifugation (6000 rpm, 10 min). Les surnageants des trois cycles d'extraction ont été combinés puis concentrés en utilisant un léger courant d'azote (N<sub>2</sub>) et une température de 40°C suivi d'une reconstitution dans 4 mL de méthanol. Par la suite, les échantillons ont subi une étape de dégraissage (congélation pendant 2h à -20°C suivis d'une centrifugation) et les surnageants ont été évaporés à sec (N<sub>2</sub>, 40°C). Après reconstitution dans 2 mL d'eau de qualité HPLC, les échantillons ont été filtrés et un aliquot de 1 mL d'extrait purifié a été soumis pour analyse instrumentale.

Pour les sédiments, les échantillons ont été prélevés depuis le lit de la rivière aux Brochets en utilisant une pelle à sédiments (Figure 1) puis transférés dans des bouteilles en verre enveloppées d'une feuille d'aluminium et conservées à 4°C jusqu'à l'analyse. Les échantillons

de sédiments ont été séchés à l'air pendant plus de 48h puis broyés à l'aide d'un mortier et d'un pilon, tamisés (<2 mm), homogénéisés, pesés (aliquots de 1g) et placés dans des tubes en polypropylène de 15 mL. La procédure d'extraction a débuté par deux cycles d'ultrasons de 15 min avec 4 mL de méthanol + acétate d'ammonium 200 mM. Le surnageant des extractions a ensuite été combiné et réduit à l'aide d'un léger courant d'azote et une température de 40°. Le mélange final a été filtré à travers un filtre GHP et analysé par chromatographie en phase liquide à ultraperformance avec spectrométrie de masse en tandem. La procédure complète est publiée dans Zhang, Whalen et al. (2020).

## ANALYSE INSTRUMENTALE ET VALIDATION DE LA MÉTHODE POUR LES CYANOTOXINES

Afin de détecter et de quantifier les différentes classes de cyanotoxines dans les eaux de surface et dans les muscles des poissons, l'analyse a été réalisée à l'aide d'une extraction en phase solide couplée à une chromatographie en phase liquide à ultraperformance avec spectrométrie de masse en tandem (SPE-UHPLC-MS/MS) par l'intermédiaire d'une source d'ionisation par électrobulbation en mode positif fonctionnant en mode *Selected Reaction Monitoring* (SRM) (Munoz, Vo Duy et al. 2017, Zhang, Whalen et al. 2020).

**Tableau 2:** Validation de la méthode d'analyse dans une matrice de muscle de poisson enrichi, y compris la linéarité ( $R^2$ ), les limites de détection de la méthode (LOD) et les limites de quantification (LOQ), ainsi que le pourcentage de précision de la méthode complète pour les 18 cyanotoxines ciblées.

Cyanotoxines ciblées	$R^2$	LOD (ng g <sup>-1</sup> )	LOQ (ng g <sup>-1</sup> )	Précision (%)
CYN	0.9950	2.5	8.3	88.9
ANA-A	0.9955	10.0	33.0	97.8
HANA-A	0.9998	0.3	1.0	92.6
AP-B	0.9995	0.004	0.01	107.2
[D-Asp <sup>3</sup> ]MC-RR	0.9979	3.0	9.9	83.6
MC-RR	0.9941	1.1	3.5	107.9
AP-A	0.9930	1.1	3.7	83.2
MC-YR	0.9983	0.5	1.7	95.8
MC-HtyR	0.9994	1.5	5.0	93.2
MC-LR	0.9995	0.2	0.7	109.8
[D-Asp <sup>3</sup> ]MC-LR	0.9997	0.4	1.2	103.7
MC-WR	0.9987	0.5	1.7	92.0
MC-HilR	0.9989	0.3	1.0	93.4
CP-A	0.9982	0.5	1.7	90.8
MC-LA	0.9992	0.2	0.6	95.0
MC-LY	0.9991	0.03	0.1	91.0
MC-LW	0.9995	0.25	0.83	87.5
MC-LF	0.9993	0.21	0.69	95.6

Gamme de linéarité : LOQ-250 ng g<sup>-1</sup> pour toutes les cyanotoxines.

Différents paramètres de la méthode analytique ont été déterminés pour la validation de la méthode, notamment les limites de détection (LOD) et de quantification (LOQ), la linéarité, l'exactitude et la précision (Meriluoto, Spoof et al. 2017, Turner, Waack et al. 2018). Pour les échantillons d'eau de surface, la limite de détection des cyanotoxines était comprise entre 8-50 ng L<sup>-1</sup>, la précision entre 80-120% et les écarts types relatifs (RSD) entre 2.5-16%. La validation de la méthode pour les eaux de surface est décrite plus en détail dans Roy-Lachapelle, Vo Duy et al. (2019).

La validation de la méthode utilisée pour quantifier les cyanotoxines dans les muscles des poissons a été développée lors de cette étude. Une matrice de référence composée de tissus musculaires de poisson (muscle d'aiglefin, *Melanogrammus aeglefinus*) acheté au supermarché a été utilisée à cette fin. Les paramètres évalués ont également suivi les recommandations internationales pour la validation des méthodes analytiques et peuvent être vus dans le tableau 2. Les limites de détection et de quantification ont été calculées sur la base de la méthode S/N ou de la méthode EURACHEM et la plus grande valeur entre les deux a été retenue.

Pour le BMAA et le SXT, les méthodes utilisées sont décrites dans Duy et al. (2019, 2021). Un total de neuf échantillons prélevés aux sites d'échantillonnage situés entre RB-P et RB-4 (Figure 1), ont été analysés pour ces toxines à partir d'échantillons d'eau obtenus en 2019.



**Figure 1:** Distribution spatiale des sites d'échantillonnage pour la détermination des cyanotoxines dans les poissons, l'eau et les sédiments.

## Échantillonnage de terrain pour la modélisation

L'échantillonnage a été réalisé au cours des étés 2018 et 2019 à deux endroits : un site typique de la rivière (RB-P ; 45,123°, -73,218°) en amont et un site situé dans la réserve écologique à l'embouchure de la rivière aux Brochets (RB-4) et dans la baie Missisquoi (BM) (voir les figures 1 et 2).



**Figure 2:** Carte de la rivière aux Brochets montrant les deux sites d'échantillonnage de la partie modélisation du projet. La partie nord de la baie Missisquoi est visible au sud du site RB-4 (source : Google Earth Pro 2020).

Nous avons échantillonné plusieurs variables aquatiques et météorologiques à chacune des dates d'échantillonnage au cours des étés 2018 et 2019. Sur chaque site, nous avons collecté de l'eau pour déterminer : la concentration en chlorophylle *a* (chl *a*; un proxy de la biomasse cyanobactérienne), la densité et la composition cyanobactérienne (au niveau du genre) et les concentrations en phosphore et azote total (TP et TN, respectivement). Nous avons également mesuré la température de l'eau, les concentrations en oxygène dissous (DO), le pH et la conductivité de l'eau à l'aide d'une sonde multi-paramétrique (YSI). Enfin, nous avons enregistré la température de l'air, la vitesse et la direction du vent. Ces données ont été comparées aux données météorologiques historiques de la région ainsi qu'aux mesures de vitesse d'écoulement de l'eau des cours d'eau, fournies par la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement (DGSEE) du Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC).

## Analyses statistiques

Nous avons examiné l'influence des différentes variables concernant l'eau et le climat sur la concentration en chl a et sur l'abondance des communautés cyanobactériennes à l'aide de multiples régressions linéaires. Les données des deux sites ont été testées ensemble et séparément. Les modèles de régression obtenus nous ont permis d'isoler les variables les plus importantes pour la formation des efflorescences cyanobactériennes dans la rivière, telles qu'évaluées par les deux types d'indicateurs cyanobactériens.

## Méthode de prévision des tendances en lien à la chl a pour les 50 prochaines années

Sur la base des résultats des différentes régressions multiples, nous avons ensuite extrapolé notre indicateur de la biomasse cyanobactérienne (chl<sub>a</sub>) pour les prochaines décennies en considérant l'influence des tendances en lien avec les changements climatiques sur la dynamique de la biomasse dans la rivière. À cette fin, nous avons utilisé neuf projections climatiques générées par le Consortium Ouranos pour déterminer les tendances à long terme prévues pour la région de la rivière aux Brochets jusqu'à l'année 2070 (Tableau 3).

**Tableau 3** : Simulations fournis par le Consortium Ouranos venant du *COordinated Regional Climate Downscaling Experiment* (NA- CORDEX; Mearns et al., 2017). Les modèles sont regroupés par Representative Concentration Pathway (RCP) du 5e rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Les modèles incluait un ensemble de prédictions pour températures moyennes, maximales, minimales, précipitations et vents (composantes est-ouest et nord-sud) (Rondeau-Genesse, 2019).

NA-CORDEX	
RCP4.5	RCP8.5
1. CanESM2_CanRCM4_NAM-22_rcp45	1. CanESM2_RCA4_NAM-44_rcp85
2. CanESM2_CRCM5_NAM-22_rcp45 (bby/bca)	2. EC-EARTH_RCA4_NAM-44_rcp85
3. CNRM-CM5_CRCM5_NAM-22_rcp45 (bcc/bce)	3. MPI-ESM-LR_CRCM5_NAM-22_rcp85 (bcg/bch)
4. EC-EARTH_RCA4_NAM-44_rcp45	4. CanESM2_CRCM5_NAM-22_rcp85 (bby/bbz)
	5. GFDL-ESM2M_RegCM4_NAM-22_rcp85

Ces projections étaient basées sur neuf scénarios plausibles d'augmentation des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. Ces scénarios se répartissent en deux catégories : RCP 4.5 (augmentation jusqu'à 650 ppm de GES, avec stabilisation vers 2060) et RCP 8.5 (augmentation jusqu'à plus de 1370 ppm de GES, sans stabilisation). Nous avons attribué des numéros 1 à 4 pour les scénarios RCP 4.5 et 1 à 5 pour les scénarios RCP 8.5, comme indiqué dans le Tableau 3, afin de les identifier dans notre analyse de modélisation de la température de l'eau de la rivière. Nous avons ensuite extrapolé la chl<sub>a</sub> en tant qu'indicateur de la biomasse cyanobactérienne, car celui-ci présente la meilleure corrélation observée dans notre étude avec les variables météorologiques que l'abondance des cyanobactéries.



Les projections climatiques fournies par Ouranos ont fait de projections de la température de l'air et pas de l'eau. Pour convertir en température de l'eau, nous avons développé un modèle empirique pour la Rivière aux brochets basé sur les températures moyennes quotidiennes de l'air mesurées dans la zone RB (DGSEE, MELCC) et les températures moyennes quotidiennes de l'eau mesurées avec des enregistreurs de température Hobo in situ. Nous avons effectué une série de régressions linéaires à l'aide de la fonction predict.lm du package stats dans R, en tenant compte de différents décalages temporels et transformations des données de température de l'air et de l'eau. Le meilleur modèle ( $R^2$  le plus élevé) était basé sur une température de l'eau transformée en ln et la température de l'air de la veille ( $t-1$ ; tout mesuré en °C):

$$\ln(\text{température de l'eau}) = 0.06 (\text{température de l'air}_{t-1}) + 1.86$$

Ce modèle avait un  $R^2$  de 0,83 et une valeur de  $p < 0,01$ . Avec ce modèle empirique, nous pourrions alors prévoir la température de l'eau RB en fonction des températures de l'air prévues dans chacun des neuf scénarios climatiques futurs d'Ouranos.

### **Échantillonnage et isolement d'espèces de phytoplancton pour des expériences contrôlées en laboratoire**

L'échantillonnage a été réalisé en prélevant trois échantillons d'eau de 50 mL à l'embouchure de la rivière aux Brochets (Figure 2, RB-4). Ces échantillons ont ensuite été mélangés avec du milieu de culture Bold's Basal Medium (BBM). Après plusieurs sous-cultures, l'isolement des espèces a été effectué en utilisant la méthode d'isolement sur plaque d'agar-agar. Dix répliquas de 150  $\mu\text{L}$  ont été étalées sur les plaques d'agar-agar et placées dans une chambre de croissance à 24°C sous un cycle de 12h d'obscurité :12h de lumière (100  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  de photons). Après deux à trois semaines, les différentes espèces se sont développées à la surface des plaques de gélose et ont formé des colonies de formes, de couleurs et d'aspects différents. À l'aide d'une boucle d'inoculation, autant de colonies distinctes que possible ont été prélevées et remises en suspension dans la solution BBM. Des huit espèces isolées initialement, six ont survécu et nous en avons choisi trois pour l'expérience contrôlée (deux cyanobactéries et une algue verte). Les espèces/genres étudiées sont : *Microcystis aeruginosa*, *Dolichospermum* (autrefois nommée *Anabaena*) *flos-aquae* et *Chlamydomonas globosa*.

Chaque espèce sélectionnée a été cultivée dans les mêmes conditions de lumière que lors du processus d'isolement, mais à une température constante de 20°C, dans des flacons Erlenmeyer de 125 mL avec 80 mL de milieu BBM. Le cycle nyctéméral ainsi que l'intensité lumineuse sont restés les mêmes tout au long des traitements.

### **Température et traitements à l'atrazine**

La première étape de cette partie du projet consistait à exposer les espèces isolées à différents scénarios de température et d'observer l'évolution de l'efficacité photosynthétique. Au temps 0, les cultures monospécifiques ont été transférées dans des tubes à essai de 50 mL, puis placés dans cinq bains thermostatiques auxquels ont été appliqués, pendant 72h, différents schémas de variation de la température (Figure 3). Ces variations de températures de l'eau représentent des situations pouvant se produire dans l'environnement lorsqu'il y a des modifications de la température de l'air entre le jour et la nuit et entre les journées.

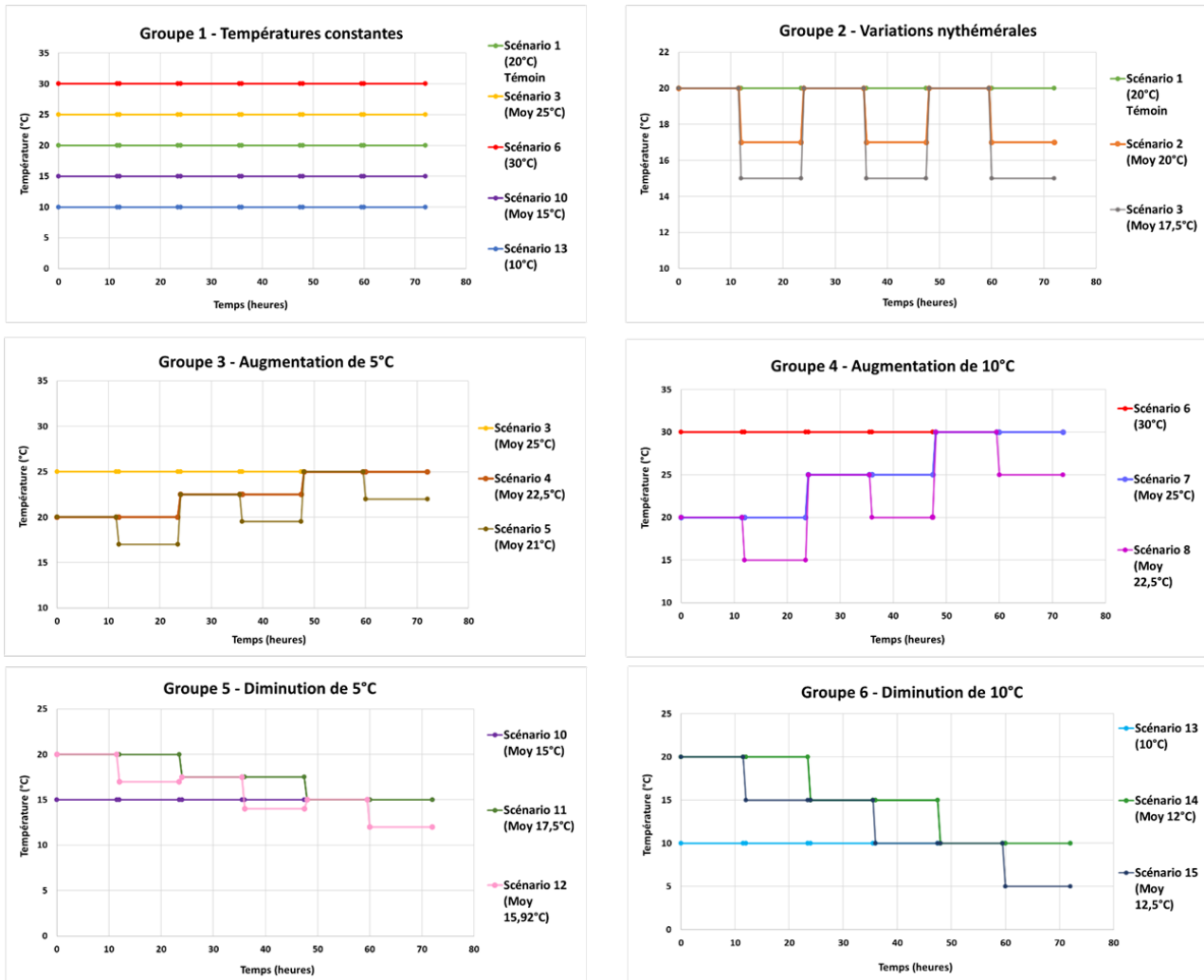
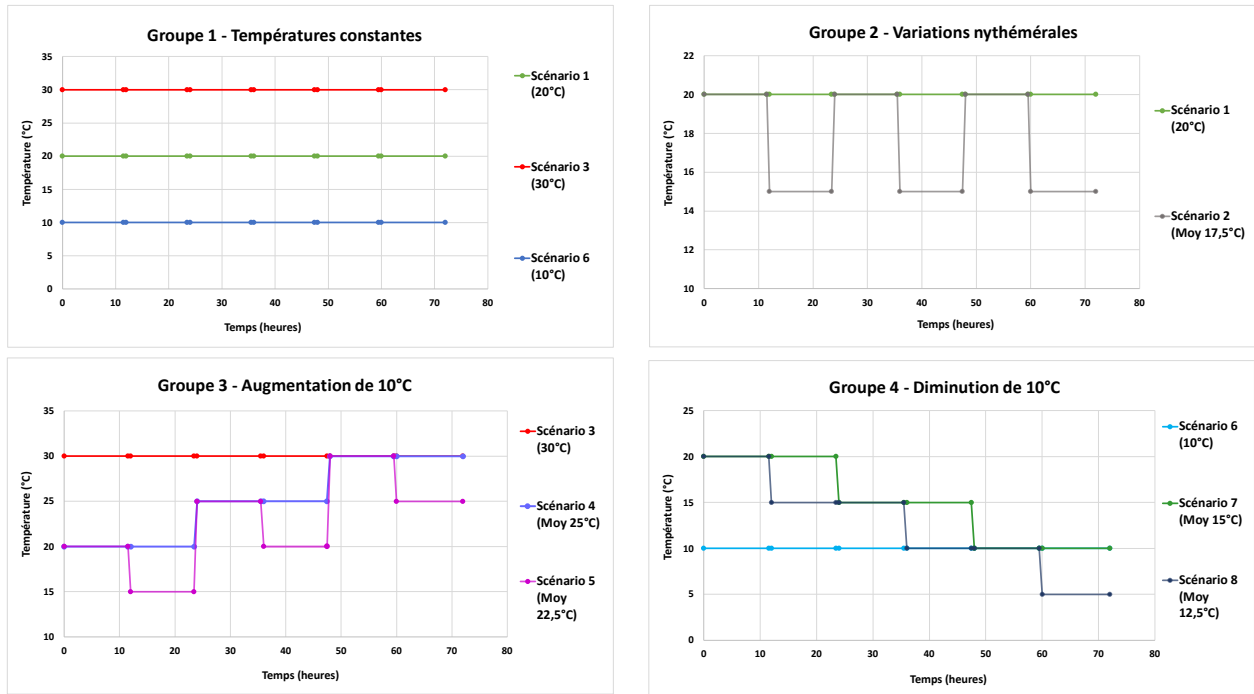


Figure 3. Scénarios de variation de température appliqués aux espèces isolées

Nous avons d'abord exploré 15 différents scénarios afin de vérifier si les études qui comparent des traitements à température constante sont appropriées pour déterminer l'influence d'un changement de la température moyenne globale. Ensuite, cette approche nous a permis d'évaluer si les espèces sont plus sensibles à des variations soudaines ou à des variations graduelles de la température. Pour l'étude des effets combinés de la température et de l'atrazine, nous avons conservé huit scénarios (Figure 4) à la suite de tests préliminaires qui ont révélé une absence d'interactions significatives pour les autres scénarios. Ces expériences nous ont permis de vérifier si la toxicité d'une formulation commerciale d'atrazine (Aatrex) est influencée par les schémas de variation de la température. Pour les scénarios dont l'influence des variations de température s'est révélée significative, trois concentrations croissantes de formulation Aatrex 480 ont été ajoutées aux cultures au temps 0 soit  $1.8 \mu\text{g L}^{-1}$  ;  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  et  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ .



**Figure 4.** Scénarios de variation de température appliqués aux espèces isolées pour l'étude de l'interaction température - atrazine

## Mesures physiologiques

Après 24 heures d'exposition au pesticide, le rendement quantique opérationnel du PSII a été évalué à toutes les 12 heures pour chaque espèce à l'aide d'un Imaging-PAM (Heinz Walz, GmbH, Effeltrich, Allemagne) selon Izquierdo et al. (en préparation). Après 72 heures, le taux de croissance, le rendement quantique opérationnel du PSII et la teneur en pigments photosynthétiques ont été mesurés. Les résultats concernant des paramètres non-présentés dans ce rapport se retrouvent dans le mémoire d'Alice Blanchard (UQAM). La densité cellulaire a été évaluée à l'aide d'un compteur de particules (Multisizer 3, Beckman Coulter Inc., Fullerton, USA) puis le calcul du taux de croissance moyen ( $\mu$ ) des cultures a été effectué selon la formule suivante :  $\mu = \ln(D_{72h}/D_0)/72h$ ; où  $D_{72h}$  fait référence à la densité cellulaire après 72h et où  $D_0$  fait référence à la densité cellulaire initiale.

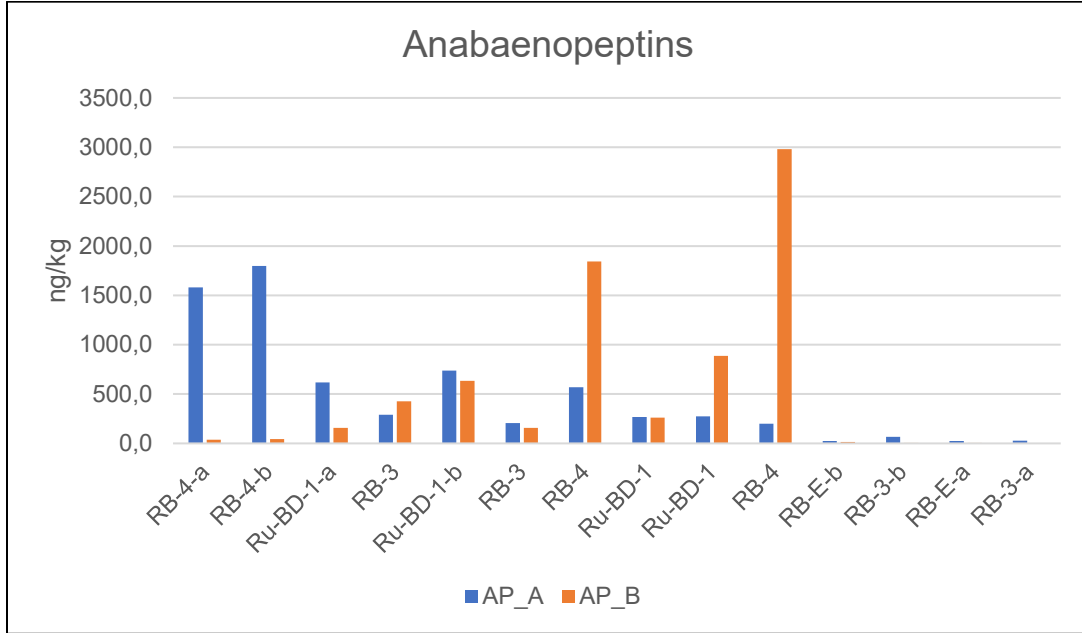
# Résultats, analyse et discussion

## CYANOTOXINES DANS L'EAU, LES SÉDIMENTS ET LES POISSONS

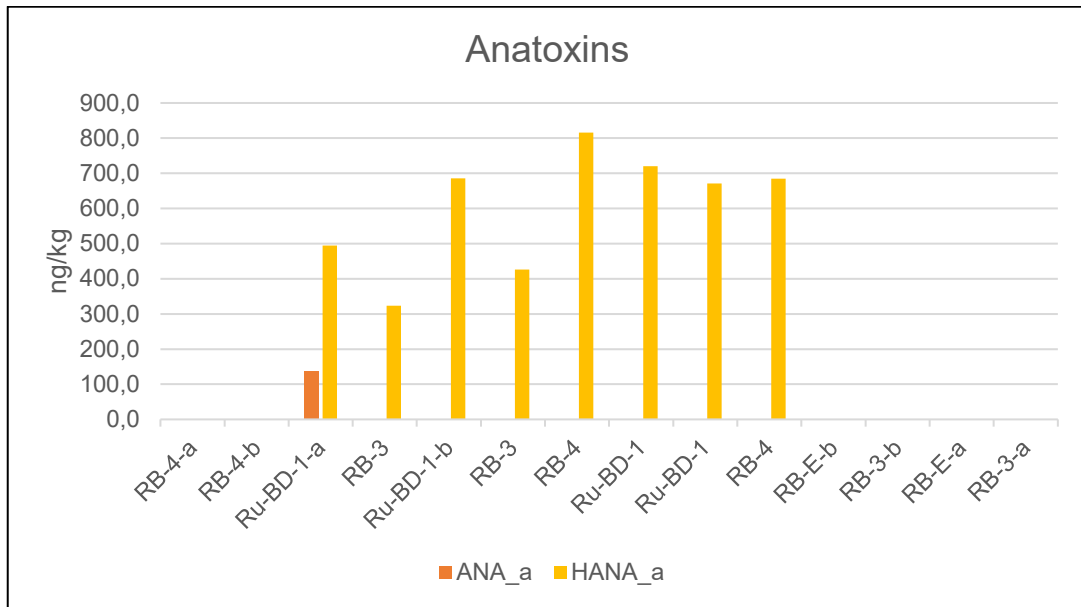
Depuis les échantillons d'eau récoltés entre août et octobre 2018 sur les différents sites d'échantillonnage, 15 différentes cyanotoxines ont été détectées dans les échantillons d'eau de surface (Tableau 2). Les concentrations cumulées de microcystines ciblées  $\Sigma$ MCs) étaient supérieures à la limite de détection en août, et ont augmenté sur plusieurs sites entre le début et mi-septembre, atteignant des concentrations entre 1-7  $\mu\text{g L}^{-1}$ . À la fin d'octobre/début novembre, les concentrations de  $\Sigma$ MCs ont diminué pour atteindre des concentrations proches des limites de détection ( $< \text{LOD}$  à  $\sim 0.05 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Les MCs détectées aux concentrations les plus élevées comprenaient la MC-LR (max : 3.8  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) et la MC-RR (max : 2.9  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Pour les cyanotoxines détectées à des concentrations moindres, on retrouve la MC-LA (0.32  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), MC-YR (0.29  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), MC-WR (0.14  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), [D-Asp<sup>3</sup>]MC-LR (0.12  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Les MCs ayant seulement été détectées à quelques reprises et à des concentrations très faibles ( $< \text{LOQ}$  0.08  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) comprenaient la MC-HilR, MC-LY, MC-LW et MC-LF. L'anatoxine-a a été détectée dans 5 des 17 échantillons (maximum : 0.07  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) et l'homoanatoxine-a détectés à une fréquence similaire, mais à des concentrations restant inférieures à la LOQ définie par la méthode utilisée ( $< \text{LOQ}$  0.036  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Près de la moitié des échantillons présentaient des niveaux détectables d'AP-A et AP-B. Les concentrations d'AP-A et AP-B dans les échantillons d'eau de surface étaient comprises entre 0.031 et 0.07 et entre 0.01 et 0.076  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivement.

Notre analyse a démontré que les sédiments contenaient des cyanotoxines à des concentrations comprises entre 1.3  $\text{ng kg}^{-1}$  et 2982  $\text{ng kg}^{-1}$ . Les anabaenopeptides-a et -b (Figure 5) ont été détectées aux concentrations les plus élevées. L'homoanatoxine-a est apparue dans 8 des 14 échantillons et l'anatoxine-a a été retrouvée dans un seul échantillon (Figure 6). Parmi les 12 MCs analysées, la MC-LR, d-MC-LR, MC-RR, d-MC-RR, MC-LA, MC-YR, MC-HtyR, MC-LY, et MC-LW ont été retrouvées dans au moins un des échantillons alors que la MC-HilR, MC-LF et la CYN étaient absentes de tous les échantillons (Figure 7).

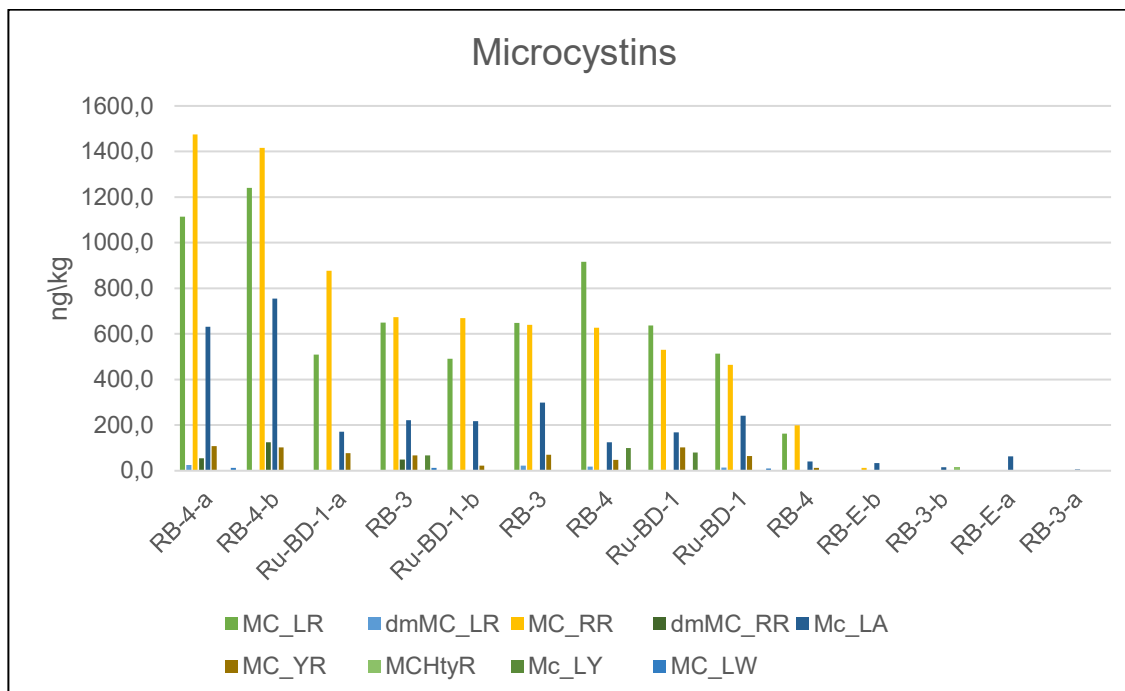
Les concentrations de MC-LR dans les sédiments étaient supérieures à 1  $\mu\text{g kg}^{-1}$  et celles de MC-RR atteignaient 1.475  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . Zhang et al, 2021 ont extrait et quantifié les MCs et autres cyanotoxines dans les sols et les eaux souterraines d'un bassin versant agricole du Québec et ont détecté des concentrations de MCs allant de 0.4 et 0.6  $\mu\text{g kg}^{-1}$  et de 2.7 à 5.8  $\mu\text{g kg}^{-1}$  pour l'anatoxine-a. Suite à une addition de l'ensemble des MCs détectées dans les échantillons de sédiments de la baie Missisquoi, certains échantillons démontrent une très forte contamination dont la somme varie entre 6.8 et 7.5  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . Les concentrations retrouvées dans les échantillons de sédiments de la baie Missisquoi soulignent l'importance d'une exploration plus approfondie au niveau de cette problématique. En effet, est-ce que les toxines produites au cours des années antérieures pourraient être toujours présentes dans les sédiments? Est-ce que ces toxines peuvent entrer dans la chaîne alimentaire par l'entremise du zoobenthos?



**Figure 5.** Anabaenopeptine-a (AP-A) et Anabaenopeptine-b (AP-B) détectées dans les échantillons de sédiments. Les limites de détections sont de 5 µg kg<sup>-1</sup> (AP-a) et 1 µg kg<sup>-1</sup> (AP-B)



**Figure 6.** Anatoxine (ANA-a) et homoanatoxine-a (HANA-a) détectées dans les échantillons de sédiments. Les limites de détections sont de 10 ng kg<sup>-1</sup> (ANA-a) et 50 ng kg<sup>-1</sup>



**Figure 7.** Variantes de la microcystine détectées dans les échantillons de sédiments. Les limites de détections se situent entre 4 ng kg<sup>-1</sup> et 20 ng kg<sup>-1</sup>

Les gammes de concentrations de cyanotoxines dans les échantillons de muscle de poisson (n = 71) sont résumées dans le tableau 4. Dans l'ensemble, 38% des échantillons de poissons démontrent la présence d'au moins une cyanotoxine et 17% pour au moins une des MCs. MC-LR, MC-RR, MC-LW, MC-LY et CYN ont été détectés avec des fréquences d'occurrence globalement faibles (3-14%) et 17% des échantillons avaient des niveaux détectables d'AP-A ou d'AP-B, l'AP-B étant la plus fréquemment détectée. La somme des concentrations de microcystines ( $\Sigma$ MCs) dans les échantillons positifs était comprise entre 0.16 et 9.2  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . La MC-LR a été détectée dans deux échantillons de *Perca flavescens* avec des concentrations de 0.41 et 0.51  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . La MC-RR a été détectée dans deux échantillons d'*Ambloplites rupestris* avec des concentrations de 9.2 et 7.8  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (Tableau 4). La MC-LY a été détectée à des concentrations sous l'échelle des  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (0.13-0.77  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) dans dix échantillons provenant de cinq espèces de poissons.

**Tableau 4:** Résumé des gammes de concentrations de cyanotoxines retrouvées dans les eaux de surface (N = 17,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) et les échantillons de muscles de poisson (N = 71,  $\mu\text{g kg}^{-1}$  de poids humide)

	Eaux de surface ( $\text{ng L}^{-1}$ )		Muscles de poisson ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ p.h.)	
	n = 17		n = 71	
	Min	Max	Min	Max
CYN	-	-	46.00	75.00
ANA-a	0.031	0.070	-	-
HANA-a	0.022	0.025	-	-
AP-A	0.031	0.070	1.10	5.40
AP-B	0.009	0.076	0.01	5.00
MC-RR	0.014	2.900	7.80	9.20
MC-LR	0.025	3.800	0.41	0.51
MC-LA	0.011	0.320	-	-
MC-YR	0.033	0.290	-	-
MC-WR	-	0.140	-	-
[D-Asp <sup>3</sup> ]MC-LR	0.014	0.120	-	-
MC-HiIR	-	0.083	-	-
MC-LY	-	0.054	0.16	0.77
MC-LW	-	0.043	-	1.20
MC-LF	-	0.019	-	-

La cylindrospermopsine (CYN) a été détectée dans les échantillons d'*A. rupestris* et de *P. flavescens* avec des concentrations entre 46 et 75  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . L'anatoxine-a n'a pas été retrouvée dans les échantillons de poissons. L'anabaenopeptine B a été détectée dans 11 échantillons provenant de 5 espèces de poissons à des concentrations généralement inférieures à 0.5  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , à l'exception d'un échantillon de carpe (*Cyprinus carpio*) à une concentration de 5.0  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . La présence d'au moins deux cyanotoxines chez le même individu de poisson a été confirmée dans 5 des 27 échantillons positifs. Soit : la CYN et MC-RR dans un échantillon d'*A. rupestris*, la MC-LY et MC-LW dans un échantillon d'*Ameiurus nebulosus*, la MC-LR et MC-LY dans deux échantillons de *P. flavescens* et l'AP-A et -B dans un échantillon de *Tinca tinca*.

Tel qu'anticipé et précédemment observé dans un contexte similaire par Pham and Utsumi (2018), des concentrations faibles à modérées de cyanotoxines ont été observées dans les échantillons d'eau qui bordent les efflorescences cyanobactériennes. Les concentrations de  $\Sigma\text{MCs}$  retrouvées dans les échantillons d'eau de surface (de 0.011 à 3.8  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) se situent dans les plages de concentrations retrouvées dans plus de 31% des 1161 lacs américains échantillonnés par Loftin, Graham et al. (2016) (moyenne de 3.0  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) et dans 16 lacs canadiens échantillonnés par Roy-Lachapelle, Vo Duy et al. (2019) (de 0.05 à 4.1  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Des tendances similaires ont été retrouvées pour l'anatoxine-a malgré la rareté des données disponibles pour la comparaison (Canada 2017).

Bien que les anabaenopeptines (AP-A & AP-B) ne sont pas couramment retrouvés dans les échantillons d'eaux de surface, celles-ci étaient les cyanotoxines les plus fréquemment détectées par notre effort analytique, allant de 0.009 à 0.076  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Des concentrations similaires de  $\Sigma\text{APs}$  ont été détectées dans les Cantons de l'Est (Qc, Canada) (Roy-Lachapelle,

Vo Duy et al. 2019). Dans le lac Averno en Italie, l'AP-B et l'AP-F ont été identifiés comme des contaminants majeurs après un épisode de prolifération de cyanobactéries (Ferranti, Fabbrocino et al. 2008). Pour la SXT et la BMAA, l'analyse de neuf échantillons d'eaux de surface n'a pu démontrer la présence de ces cyanotoxines (données non incluses). À l'aide de différentes méthodes et le développement de nouvelles procédures, il est escompté qu'il sera possible de déterminer la présence de toxines non ciblées à des concentrations potentiellement élevées. Il s'agit d'un aspect important à prendre en compte lors de l'analyse d'échantillons d'eaux de surface suite à l'apparition d'efflorescences cyanobactériennes.

Comparativement aux informations en lien à la contamination des eaux de surface, les données sur la teneur en cyanotoxines dans la biomasse des écosystèmes d'eau douce naturels sont rares (Chen, Xie et al. 2005, Chen, Xie et al. 2007, Deblois, Aranda-Rodriguez et al. 2008, Deblois, Mochon et al. 2008, Deblois, Giani et al. 2011). À partir des études réalisées à ce jour, les MCs se démarquent comme étant les toxines le plus fréquemment retrouvées dans les tissus musculaires des poissons (Flores, Miller et al. 2018). En comparaison à ces études, notre effort analytique a relevé des concentrations en MCs relativement plus faibles dans les 71 échantillons de muscle de poisson. Le tissu musculaire de poisson le plus fortement contaminé a été retrouvé dans la réserve écologique de la Rivière aux Brochets avec une concentration de  $9.2 \mu\text{g kg}^{-1}$ . Cette concentration se situe dans la plage de concentrations inférieures observée à travers d'autres études (moyenne de  $75.3 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) (Magalhães, Moraes Soares et al. 2001, Soares, Magalhães et al. 2004, Amrani, Nasri et al. 2014). Des concentrations allant jusqu'à un maximum de  $3270 \mu\text{g kg}^{-1}$  ont précédemment été rapportées ce qui démontre le potentiel de bioaccumulation élevé de ces toxines (Soares, Magalhães et al. 2004). Les concentrations en MCs retrouvées dans notre étude sont inférieures aux recommandations de l'OMS, ce qui indique un faible potentiel d'intoxication aux MCs suite à la consommation de ces poissons. Il est néanmoins important d'éviter une consommation trop fréquente de ceux-ci, car il est possible de dépasser la limite acceptable, notamment chez les enfants (Skafi, Vo Duy et al. 2021).

Comparativement aux MCs, moins de rapports sont disponibles concernant l'occurrence de la cylindrospermopsine (CYN) chez les poissons. Les concentrations de CYN que nous avons observées sont environ un ordre de grandeur plus élevé que le maximum pour le muscle de poissons ( $4.1 \mu\text{g kg}^{-1}$ ,  $n = 11$ ) trouvé précédemment (Flores, Miller et al. 2018). Nous avons détecté la CYN à des concentrations élevées dans quatre des 71 échantillons de poisson. Une dose journalière acceptable pour un adulte est  $11 \mu\text{g}$  de CYN. Par conséquent, notre échantillon le moins concentré ( $46 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) dépasserait déjà le seuil de toxicité pour un adulte qui consomme un repas contenant environ 300 g de ce type de poisson (équivalent à  $14.4 \mu\text{g}$  de CYN).

À notre surprise, nous avons détecté des anabaenopeptines dans le tissu musculaire de poisson ce qui est, à notre connaissance, la première fois que ces toxines sont rapportées dans la biomasse de la faune sauvage. Malheureusement, les normes environnementales pour les autres toxines retrouvées dans notre étude ne sont pas disponibles. L'établissement de normes environnementales devrait donc être considéré comme étant une priorité puisque la plupart de ces toxines possèdent la capacité de provoquer des symptômes graves chez l'humain et la faune sauvage.

Il est possible que le large éventail de concentrations retrouvées entre les études soit une conséquence de la diversité des méthodes analytiques employées ainsi que les différentes



espèces cibles et tissus étudiés. Ce détail souligne l'importance d'utiliser une large variété de techniques et d'échantillons afin de couvrir le plus grand nombre possible de toxines. De plus, il est important de continuer à surveiller les concentrations de ces toxines rarement retrouvées dans la population de poissons de la baie Missisquoi et de la Rivière aux Brochets. Il s'agit d'une problématique urgente sur le plan environnemental et par rapport à la santé humaine. La région entourant la baie Missisquoi est bien développée et les cours d'eau sont utilisés par les nombreux citoyens des communautés environnantes pour diverses activités récréatives. Ainsi, ces personnes sont fortement susceptibles de se retrouver en contact direct avec de l'eau contaminée suite à une période d'efflorescence de cyanobactéries ou la consommation de poissons contaminés (Lévesque, Gervais et al. 2016).

## FACTEURS POUVANT INFLUENCER LA CROISSANCE DES CYANOBACTÉRIES ET LA PRODUCTION DE TOXINES

Une revue de la littérature scientifique concernant les facteurs pouvant influencer la production de cyanotoxines ne sera pas abordée en détail dans cette section. Par contre, une synthèse de cette section de la littérature se retrouve dans notre article de revue récemment publié et présenté dans le Tableau 5 (Dormoy-Boulanger, Gregory-Eaves et al. 2020). Ce document de synthèse est également disponible en ligne (<https://id.erudit.org/iderudit/1073989ar>). En outre, dans la section *Conclusions et recommandations* de ce rapport, des détails supplémentaires sont fournis sur les recommandations proposées concernant la problématique de la production de cyanotoxines dans l'environnement.

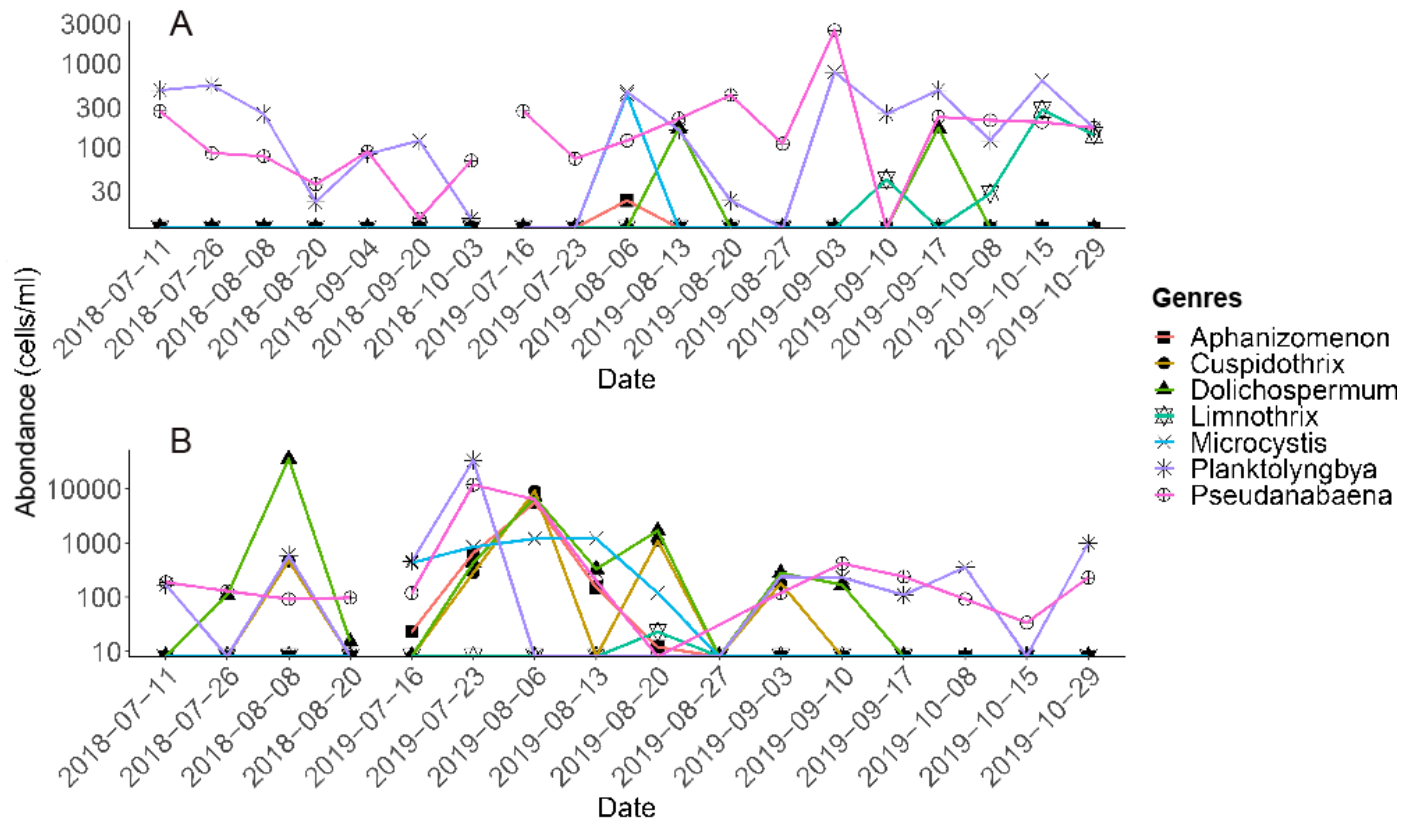
**Tableau 5:** Résumé des nouvelles connaissances résultant de ce projet ainsi que la revue de littérature présentée. À noter que la colonne *Effet connu* fait référence à l'effet du facteur sur une augmentation de la concentration de cyanotoxines. Les nouvelles connaissances sont considérées comme telles par rapport à la publication produite par Boutray et al. (2017). Les nouveaux facteurs sont marqués d'un astérisque (\*).

Facteur	Effet connu	Nouvelle connaissance
Azote	Positif	L'urée favorise la production de MCs (Donald, Bogard et al. 2011).
Phosphore	Positif	Une diminution en P favorise la production de CYN afin de compétitionner avec les espèces de microalgues en suspension dans la colonne d'eau pour les nutriments (Bar-Yosef, Sukenik et al. 2010).
Lumière	Positif	Les MCs protègent contre le stress oxydatif provenant de la photodégradation de la matière organique (Paerl and Otten 2013). La vitesse de photodégradation des MCs en présence de phycocyanine dépend du pH (Thirumavalavan, Hu et al. 2012).
Salinité *	Positif	<i>Microcystis aeruginosa</i> maintient la production de MCs à une salinité comparable aux niveaux retrouvés dans l'océan (Tonk, Bosch et al. 2007). La production de nodularines (NODs) dépend de la salinité (Georges des Aulnois, Roux et al. 2019).
Vent	Neutre	Il existe une corrélation entre les cyanotoxines présentes dans l'air, la direction du vent et la proximité d'un lac contaminé (Banack, Caller et al. 2015).

Métaux traces *	Positif	Une baisse de la concentration en fer (Fe) dans l'eau induit la production de MCs (Yeung, D'Agostino et al. 2016). Les MCs offrent une protection contre la toxicité du nickel (Martínez-Ruiz and Martínez-Jerónimo 2016).
Pesticides *	Positif	La glyphosate (Zhang, Zhou et al. 2016), cléthodime (Brêda-Alves, Militão et al. 2020), métolachlore (Wang, Zhang et al. 2017) et le triazole (Polyak, Zaytseva et al. 2013) favorisent la production de cyanotoxines.
Activité bactérienne	Négatif	Les communautés bactériennes induiraient une diminution de la production de cyanotoxines (Ndlela, Oberholster et al. 2019). La biodégradation des cyanotoxines est largement dépendante du pH (Maghsoudi, Fortin et al. 2016). La biodégradation des nodularines se produit tout au long de l'année (Toruńska-Sitarz, Kotlarska et al. 2018).
Sédiments	Négatif	L'adsorption des cyanotoxines dépend de la teneur en matière organique (Wu, Xiao et al. 2011). Les sédiments pourraient donc être une source de cyanotoxines (Maghsoudi, Prévost et al. 2015).

## ÉVOLUTION DE LA COMPOSITION CYANOBACTÉRIENNE

La composition cyanobactérienne de la rivière aux Brochets varie fortement à la fois dans le temps et entre les deux sites échantillonnés (Figure 8). Bien que nous n'ayons pas observé d'efflorescences entre 2018 et 2019, nous avons relevé une plus grande variation de la composition cyanobactérienne au cours du temps sur le site de la réserve écologique (RB-4). Il est possible que ce résultat puisse être lié à l'environnement plus lacustre, avec des vitesses de courant plus lentes qui encouragent une sédimentation de la matière organique (provenant de la décomposition de la végétation locale).



**Figure 8:** Évolution de l'abondance des genres de cyanobactéries dans la rivière aux Brochets. Notez le changement d'échelle pour l'abondance entre les deux sites A : rivière RB-P en amont et B : rivière RB-4, site en aval qui longe la réserve écologique et de la baie Missisquoi.

## PRÉDICTEURS DE L'ABONDANCE DES CYANOBACTÉRIES

En utilisant les modèles des deux sites, nous avons pu déterminer que le phosphore total joue un rôle crucial dans la diversité des cyanobactéries et dans la production de biomasse (chl *a*) (voir Tableau 6). Ce résultat était anticipé car le phosphore est connu depuis longtemps comme étant un facteur qui favorise l'apparition d'efflorescences cyanobactériennes (Watson, McCauley et al. 1997). Puisque nous n'avions accès qu'à des données météorologiques à long terme (projection du Consortium Ouranos), nous avons testé les variables météorologiques (température de l'eau et vent) pouvant potentiellement être utilisées pour estimer la dynamique des cyanobactéries sur plusieurs années (voir Tableau 7). La biomasse (chl*a*) du site RB-4, en association avec la température de l'eau, a permis de générer le modèle le plus prometteur. Ce résultat est en accord avec plusieurs autres études (Paerl, Hall et al. 2011, Taranu, Gregory-Eaves et al. 2015, Hameed, Lawton et al. 2017, Huisman, Codd et al. 2018) et confirme le choix de notre modèle de projection.

**Tableau 6.** Coefficients significatifs des régressions linéaires pour la relation entre la densité de cyanobactéries, chl a et les variables environnementales sur les deux sites combinés. Le pourcentage de la variante expliquée par chaque coefficient est indiqué entre parenthèses.

<b>Variables explicatives</b>	<b>Doli</b>	<b>Micro</b>	<b>Apha</b>	<b>Total Cyano</b>	<b>Chla</b>
<b>Intercept</b>	0.77	0.39	0.32	2.67	0.83
Flow	-	-0.43 (0.23)	-	-	-
TN	-	-	-	-	-0.30 (0.14)
TP	0.79 (0.69)	0.59 (0.59)	0.41 (0.46)	0.42 (0.62)	0.52 (0.76)
DO	-	0.31 (0.18)	0.35 (0.32)	-	-0.13(0.06)
Conductivity	-	-	-	-0.28 (0.38)	-
WaterTemp	0.54 (0.31)	-	0.29 (0.22)	-	-
Precipitation	-	-	-	-	-0.17 (0.04)
<b>Model R<sup>2</sup><sub>adj</sub></b>	<b>0.46</b>	<b>0.31</b>	<b>0.35</b>	<b>0.43</b>	<b>0.78</b>

**Note:** Abréviations: Doli = *Dolichospermum*, Micro = *Microcystis*, Apha = *Aphanizomenon*, Chla = chlorophylle a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), Flow = Débit d'écoulement de la rivière ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), TN = Azote total ( $\text{mg L}^{-1}$ ), TP = Phosphore total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), DO = Oxygène dissout ( $\text{mg L}^{-1}$ ), Conductivity = Conductivité, WaterTemp = Température de l'eau ( $^{\circ}\text{C}$ ), Precipitation = Précipitations, Total Cyano = Densité totale de cyanobactéries et Model R<sup>2</sup><sub>adj</sub> = R<sup>2</sup> ajusté. Toutes les abondances sont en cellules mL<sup>-1</sup>, la conductivité est en  $\mu\text{S}$  et les précipitations sont mesurées en mm.

**Tableau 7.** Coefficients significatifs des régressions linéaires pour la relation entre la densité des cyanobactéries, chl a et les variables météorologiques. Les deux sites sont réunis pour *Dolichospermum*. La fraction de la variation totale du modèle (R<sup>2</sup><sub>adj</sub>.) expliquée par chaque coefficient se retrouve entre parenthèses.

<b>Variables explicatives</b>	<b>Doli</b>	<b>Chla RB-P</b>	<b>Chla RB-4</b>
<b>Intercept</b>	0.77	0.65	-1.24
WaterTemp	0.50 (1)	-	0.33 (1)
Windspeed	-	-0.03(1)	-
<b>Model R<sup>2</sup><sub>adj</sub></b>	<b>0.12</b>	<b>0.30</b>	<b>0.65</b>

Note: Abréviations: Doli = densité de *Dolichospermum* (cellules mL<sup>-1</sup>), Chla = chlorophylle a ( $\mu\text{g/L}$ ), WaterTemp = Température de l'eau ( $^{\circ}\text{C}$ ), WindSpeed = Wind speed (km / h) et Model R<sup>2</sup><sub>adj</sub> = R<sup>2</sup> ajusté.

## PROJECTION DE LA CHLOROPHYLLE A SUR 50 ANS

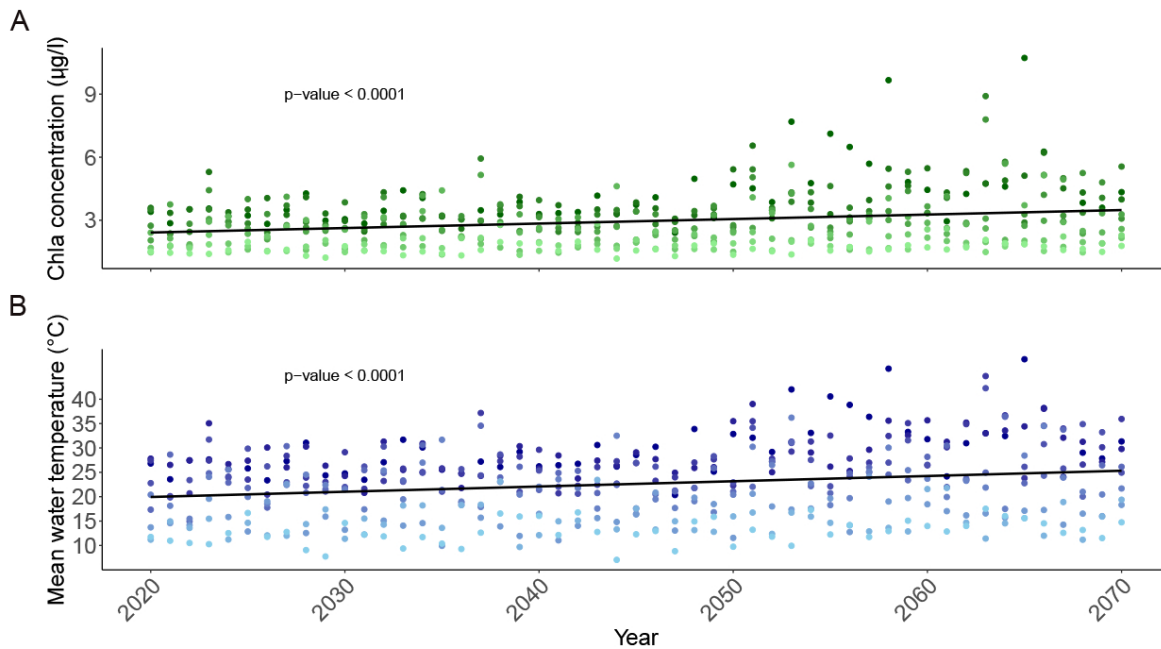
Le meilleur modèle de projection est la biomasse (chl<sub>a</sub>) liée à la température de l'eau sur le site RB-4 (Tableau 7, R<sup>2</sup>=0.65) et celui-ci a donc été sélectionné pour nos projections ultérieures en relation avec le changement climatique. En utilisant les différents scénarios climatiques du Consortium Ouranos, seuls les scénarios avec les plus fortes augmentations de gaz à effet de serre (RCP8.5) projettent une augmentation significative de la biomasse cyanobactérienne de 2041-2070 par rapport au période de référence 1981-2010 (voir Tableau 9), car tous les modèles de projection RCP4.5 étaient non-significatifs. Selon le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC), les scénarios RCP 8.5 sont les scénarios qui émergent comme étant les plus susceptibles de se produire. En moyenne, nous avons estimé que la concentration en chl<sub>a</sub>, et donc la biomasse cyanobactérienne, pourrait augmenter de 30% au cours des 50 prochaines années dans la rivière aux Brochets. Les résultats des simulations des scénarios RCP8.5 (1 à 4; 5 n'étant pas significatif) sont présentés à la Figure 9.

**Tableau 8.** Résultats des régressions (valeur p) pour les projections sur 50 ans (jusqu'en 2070) de chaque scénario climatique (RCP4.5 ou 8.5) pour le site RB-4 (sur la réserve écologique). Les projections de la température de l'eau sont basées sur la moyenne des 3 jours précédents et ont été prédites à partir des températures de l'eau comme décrit dans la section méthodes.

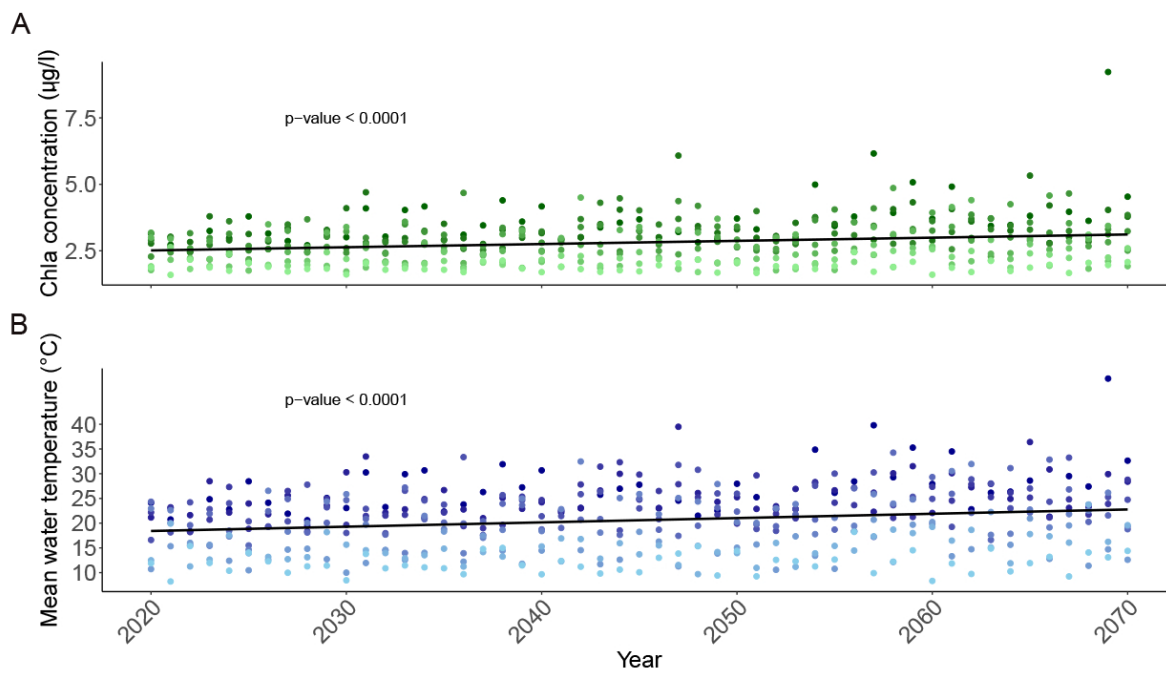
Numéros de scénarios RCP	↑ Chl <sub>a</sub> au cours du temps	↑ de la température de l'eau (°C) au cours du temps
RCP4.5.1	-	-
RCP4.5.2	-	-
RCP4.5.3	-	-
RCP4.5.4	-	-
RCP8.5.1	< 0.0001	< 0.0001
RCP8.5.2	< 0.0001	< 0.0001
RCP8.5.3	< 0.0001	< 0.0001
RCP8.5.4	< 0.001	< 0.001
RCP8.5.5	-	-

**Note:** Abréviations: Chl<sub>a</sub> = Chlorophylle a (µg/L) et ↑ = Augmentation

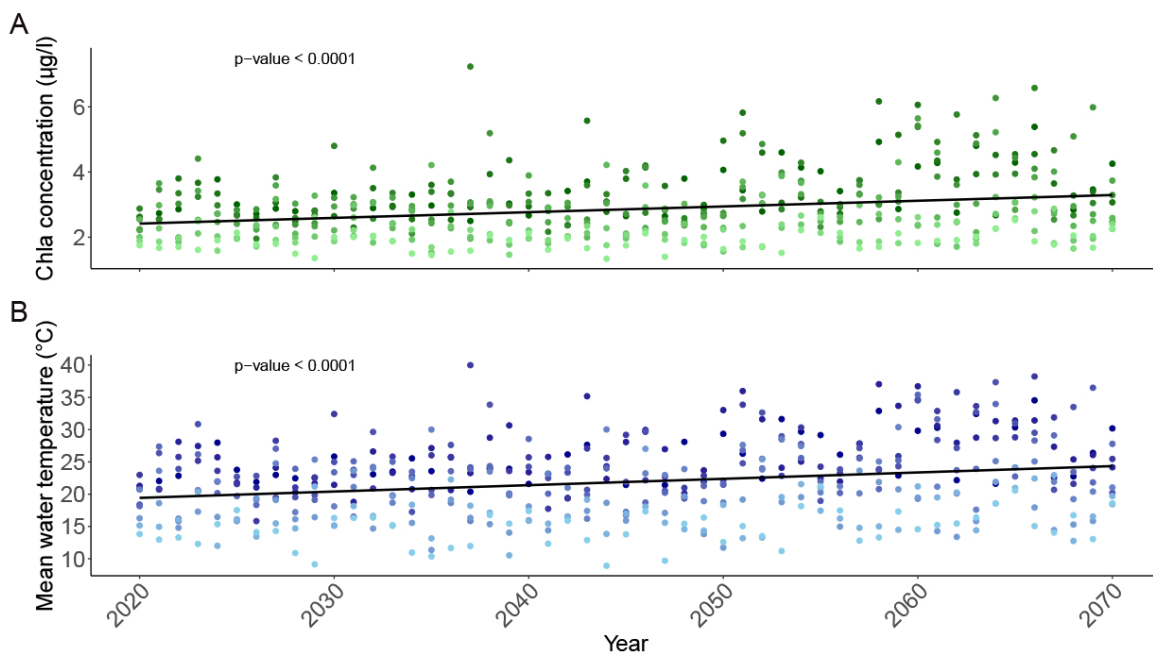
**(i) scénario RCP 8.5.1**



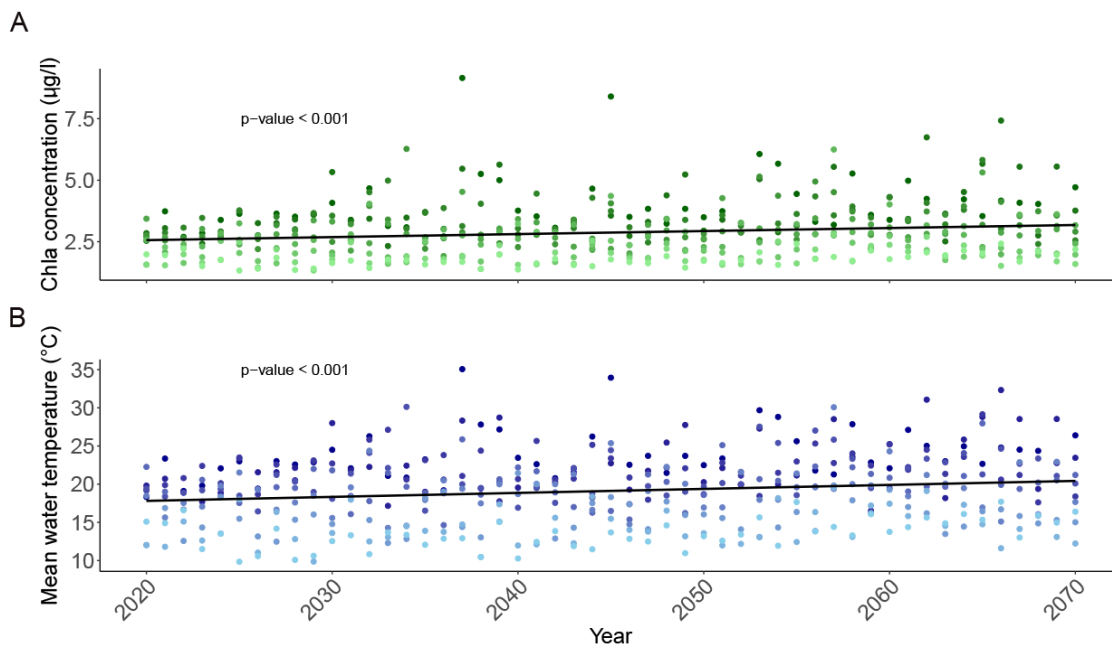
**(ii) scénario RCP 8.5.2**



### (iii) scénario RCP 8.5.3



### (iv) scénario RCP 8.5.4



**Figure 9.** Projections saisonnières et annuelles de la concentration de chla (A) pour les 50 prochaines années sur la base du scénario RCP 8.5 (modèles 1 à 4) et en utilisant les variations de température projetées (B). Les points plus foncés représentent le milieu de l'été (fin juillet / début août) et les points plus clairs représentent l'automne (fin octobre).

## IMPACT DE LA TEMPÉRATURE ET DE L'ATRAZINE SUR LE PHYTOPLANCTON

En plus de l'approche de modélisation, des études physiologiques sur les espèces de phytoplancton présentes dans l'écosystème sont également nécessaires pour mieux comprendre comment la dynamique des fleurs d'eau peut être influencée par des facteurs environnementaux tels que la température et les herbicides. En effet, l'état physiologique du phytoplancton a un impact sur la croissance de ces organismes. Les variations de température se produisent de manière saisonnière et diurne. Il a été précédemment proposé que l'amplitude de ces variations est susceptible d'augmenter au fil des ans en raison du changement climatique (Houghton 2005), ce qui semble être aussi le cas dans la modélisation de la température effectuée lors du projet actuel. En plus de l'augmentation des variations de température, les changements climatiques modifieront également les régimes de précipitations ce qui peut potentiellement mener à une augmentation de l'exposition des écosystèmes aquatiques au ruissellement des herbicides lors d'évènements de précipitations extrêmes (Reichenberger, Bach et al. 2007).

### EFFET DE LA TEMPÉRATURE

#### Groupe 1 : Comparaison des températures constantes

Chaque espèce a sa propre sensibilité photosynthétique aux changements de températures (Tableau 9). Pour *M. aeruginosa* une température de 15°C entraîne au bout de 72h une diminution significative du  $\Phi'_M$  (diminution de 15% par rapport à une température moyenne de 20°C). Cette diminution est accentuée avec une baisse de la température de 10°C (diminution de 33% par rapport à une température de 20°C). Une température de 10°C entraîne également une importante augmentation de 163% de  $UQF_{rel}$  et une diminution de 65% de  $qN_{rel}$ . Une hausse de la température à 25°C ou 30°C n'entraîne aucun changement significatif sur la photosynthèse, mais une augmentation de plus de 40% d' $UQF_{rel}$ . Pour *C. globosa*, une température de 25°C ou de 30°C, n'entraîne aucun changement significatif de l'efficacité photosynthétique. Tandis qu'une diminution de la température à 15°C améliore légèrement la photosynthèse par rapport à une température de 20°C. De son côté, la photosynthèse de *D. flos-aquae* est affectée (près de 30%) par une baisse de la température à 10°C. Ceci indique donc que les cyanobactéries, *M. aeruginosa* et *D. flos-aquae* sont toutes les deux en mesure de maintenir leur performance photosynthétique de 20°C à 30°C ce qui pourrait les favoriser lorsque la température augmente. Les réponses de ces espèces à la température sont en accord avec des études précédentes qui démontrent que les cyanobactéries sont généralement favorisées par des températures de croissance plus élevées (Chalifour and Juneau 2011).



**Tableau 9.** Rendements photochimiques maximal ( $\Phi_M$ ) et opérationnel ( $\Phi'_M$ ) du PSII, quenching photochimique relatif ( $qP_{rel}$ ), quenching non photochimique relatif ( $qN_{rel}$ ) et dissipation relative de l'énergie sous forme de fluorescence ( $UQF_{rel}$ ) pour *Microcystis aeruginosa*, *Chlamydomonas globosa* et *Dolichospermum flos-aquae*, exposées à cinq scénarios de températures constantes pendant 72h. La lettre a suivant l'erreur standard, correspond à une différence significative avec le traitement témoin, dans ce cas-ci le scénario 1 (20°C).

GROUPE 1						
Espèces	Paramètres	Scénario 1 (20°C)	Scénario 4 (25°C)	Scénario 7 (30°C)	Scénario 10 (15°C)	Scénario 13 (10°C)
<i>M. aeruginosa</i>	$\Phi_M$	0,340 (0,021)	0,290 (0,013) <sup>a</sup>	0,287 (0,006) <sup>a</sup>	0,391 (0,010) <sup>a</sup>	0,374 (0,057) <sup>a</sup>
	$\Phi'_M$	0,282 (0,019)	0,261 (0,012)	0,268 (0,003)	0,241 (0,006) <sup>a</sup>	0,189 (0,003) <sup>a</sup>
	$qP_{rel}$	0,501 (0,086)	0,506 (0,050)	0,444 (0,009)	0,414 (0,058)	0,352 (0,039)
	$qN_{rel}$	0,277 (0,126)	0,156 (0,027)	0,243 (0,020)	0,344 (0,054)	0,096 (0,120) <sup>a</sup>
	$UQF_{rel}$	0,222 (0,047)	0,338 (0,047) <sup>a</sup>	0,313 (0,020) <sup>a</sup>	0,243 (0,004)	0,584 (0,091) <sup>a</sup>
<i>C. globosa</i>	$\Phi_M$	0,648 (0,010)	0,633 (0,017)	0,636 (0,008)	0,677 (0,004) <sup>a</sup>	0,685 (0,008) <sup>a</sup>
	$\Phi'_M$	0,530 (0,026)	0,491 (0,027)	0,489 (0,028)	0,611 (0,007) <sup>a</sup>	0,564 (0,008)
	$qP_{rel}$	0,636 (0,100)	0,565 (0,075)	0,556 (0,055)	0,801 (0,038) <sup>a</sup>	0,584 (0,032)
	$qN_{rel}$	0,110 (0,085)	0,107 (0,048)	0,140 (0,038)	0,089 (0,044)	0,228 (0,049)
	$UQF_{rel}$	0,254 (0,073)	0,328 (0,038)	0,305 (0,073)	0,111 (0,012) <sup>a</sup>	0,188 (0,017)
<i>D. flos-aquae</i>	$\Phi_M$	0,281 (0,061)	0,297 (0,010)	0,365 (0,024)	0,197 (0,025) <sup>a</sup>	0,283 (0,055)
	$\Phi'_M$	0,198 (0,033)	0,206 (0,006)	0,209 (0,019)	0,159 (0,012)	0,145 (0,011) <sup>a</sup>
	$qP_{rel}$	0,550 (0,142)	0,502 (0,010)	0,433 (0,041)	0,502 (0,034)	0,263 (0,057)
	$qN_{rel}$	0,137 (0,058)	0,043 (0,029)	0,125 (0,017)	0,213 (0,012)	0,142 (0,071)
	$UQF_{rel}$	0,319 (0,174)	0,456 (0,030)	0,442 (0,027)	0,286 (0,045)	0,596 (0,038)

## Groupe 2 : Comparaison d'une température constante avec deux types de variations nycthémérales

Les variations nycthémérales de 3°C et 5°C améliorent le  $\Phi'_M$  de *C. globosa* par rapport à une température de 20°C constante au cours des 72h (Tableau 10). Cette augmentation du  $\Phi'_M$  s'accompagne d'une diminution d'UQF<sub>rel</sub> de 43% et d'une augmentation de 27% de la dissipation d'énergie photochimique relatif (qP<sub>rel</sub>). À l'inverse, *M. aeruginosa* et *D. flos-aquae* ne subissent aucune modification significative de leur efficacité photosynthétique face à des variations nycthémérales de 3 et 5°C sur une période de 72 heures.

**Tableau 10.** Rendements photochimiques maximal ( $\Phi_M$ ) et opérationnel ( $\Phi'_M$ ) du PSII, quenching photochimique relatif (qP<sub>rel</sub>), quenching non photochimique relatif (qN<sub>rel</sub>) et dissipation relative de l'énergie sous forme de fluorescence (UQF<sub>rel</sub>) pour *Microcystis aeruginosa*, *Chlamydomonas globosa* et *Dolichospermum flos-aquae* exposées à un scénario de température constante à 20°C et deux scénarios de variations nycthémérales pendant 72h. La lettre a suivant l'erreur standard, correspond à une différence significative avec le traitement témoin, dans ce cas-ci le scénario 1 (20°C).

GROUPE 2				
Espèces	Paramètres	Scénario 1 (20°C)	Scénario 2 (18,5°C)	Scénario 3 (17,5°C)
<i>M. aeruginosa</i>	$\Phi_M$	0,340 (0,021)	0,344 (0,012)	0,355 (0,014)
	$\Phi'_M$	0,282 (0,019)	0,260 (0,015) <sup>a</sup>	0,289 (0,010)
	qP <sub>rel</sub>	0,501 (0,086)	0,361 (0,032)	0,454 (0,040)
	qN <sub>rel</sub>	0,277 (0,126)	0,464 (0,048)	0,339 (0,068)
	UQF <sub>rel</sub>	0,222 (0,047)	0,175 (0,017)	0,207 (0,036)
<i>C. globosa</i>	$\Phi_M$	0,648 (0,010)	0,659 (0,016)	0,677 (0,013) <sup>a</sup>
	$\Phi'_M$	0,530 (0,026)	0,569 (0,025) <sup>a</sup>	0,562 (0,019) <sup>a</sup>
	qP <sub>rel</sub>	0,636 (0,100)	0,805 (0,109) <sup>a</sup>	0,639 (0,068)
	qN <sub>rel</sub>	0,110 (0,085)	0,076 (0,118)	0,133 (0,045)
	UQF <sub>rel</sub>	0,254 (0,073)	0,145 (0,028) <sup>a</sup>	0,228 (0,041)
<i>D. flos-aquae</i>	$\Phi_M$	0,281 (0,061)	0,330 (0,049)	0,283 (0,047)
	$\Phi'_M$	0,198 (0,033)	0,207 (0,042)	0,201 (0,028)
	qP <sub>rel</sub>	0,550 (0,142)	0,432 (0,102)	0,386 (0,032) <sup>a</sup>
	qN <sub>rel</sub>	0,137 (0,058)	0,108 (0,032)	0,203 (0,040)
	UQF <sub>rel</sub>	0,319 (0,174)	0,461 (0,083)	0,410 (0,053) <sup>a</sup>

### **Groupes 3 à 6 : Effets d'une augmentation ou d'une diminution brusque ou progressive de la température**

Une augmentation progressive de 5°C n'engendre aucune modification de l'efficacité photosynthétique pour les trois espèces par rapport à une augmentation brusque de 5°C de la température (Données non présentées, voir le mémoire d'Alice Blanchard pour les détails). Une augmentation progressive de 10°C de la température entraîne uniquement une légère augmentation de  $\Phi_M$  pour les scénarios 8 et 9 par rapport à une augmentation brusque de 10°C. Lorsqu'une diminution brusque de 5 ou 10°C est induite il n'y a que très peu d'effets sur la photosynthèse des espèces étudiées (Données non présentées, voir le mémoire d'Alice Blanchard pour les détails).

## **EFFET COMBINÉ DE LA TEMPÉRATURE ET DE L'ATRAZINE**

### **Groupe 1 (scénarios de température constante) :**

Pour les trois espèces étudiées en fonction de trois scénarios de température constante et des quatre concentrations en AAtrex 480 (Atx), il n'y a aucune modification du taux de croissance, et ce quelle que soit la température et quelle que soit la concentration en Atx (Tableau 11). La réponse photosynthétique à la variation de température et à la contamination à l'Atx est propre à chaque espèce. Pour *M. aeruginosa*, les rendements photochimiques maximal et opérationnel du PSII ( $\Phi_M$  et  $\Phi'_M$ ) sont diminués de près de 35% et de 60% respectivement en présence de 10 µg/L et 25 µg/L d'Atx. À 10°C, et en présence d'une concentration de 25 µg/L, l'Atx vient augmenter l'inhibition de  $\Phi'_M$  qui diminue alors de 64% par rapport au témoin et de 47% par rapport à 20°C. La teneur en phycobilines ne subit aucun changement, quelle que soit la température et la contamination en Atx, tandis qu'à 20°C la teneur en chlorophylle *a* diminue avec une contamination à l'Atx dès 1,8 µg/L, tandis qu'à 30°C, elle augmente significativement en lien avec l'augmentation de température. L'Atx n'a aucun effet sur la teneur en chlorophylle *a* à 30°C et 10°C. Concernant *C. globosa*, seuls  $\Phi_M$  et  $\Phi'_M$  sont affectés par la variation de température et la contamination à l'Atx. L'impact de l'Atx sur  $\Phi'_M$  va dépendre de la température. En effet à 20°C et 30°C,  $\Phi'_M$  diminue à partir d'une contamination de 10 µg/L et à 10°C à partir de 25 µg/L. Pour la troisième espèce, *D. flos-aquae*, la teneur en chlorophylle diminue fortement à 30°C par rapport à 20°C.  $\Phi_M$  va à 10°C et 20° diminuer à partir d'une contamination à 1,8 µg/L d'Atx. Ce facteur subit également une diminution à 10°C par rapport à 20°C.

### **Groupe 2 (scénarios de variations nycthémerales) :**

Comme pour les scénarios du groupe 1, aucune différence significative n'est observée pour le taux de croissance et la concentration en phycobilines, et ce, quelles que soient les espèces, les variations de température et les concentrations en Atx (Tableau 12). Seuls les paramètres  $\Phi_M$  et  $\Phi'_M$  sont impactés par les deux facteurs étudiés. La toxicité de l'Atx sur  $\Phi_M$  et  $\Phi'_M$  est propre à chaque espèce et varie selon les températures induites. Pour *M. aeruginosa*, l'Atx entraîne une diminution de  $\Phi_M$  de 25 % à partir de 25 µg/L pour le scénario 1 et de plus de 30% à 10 µg/L et 25 µg/L pour le scénario 2. Pour le facteur  $\Phi'_M$  l'Atx entraîne une diminution à partir de 10 µg/L, accentuée à 25 µg/L pour les deux scénarios. Pour *C. globosa*, la toxicité de l'Atx est identique entre les deux scénarios. L'Atx, la diminution de  $\Phi_M$  à partir de 10 µg/L et la diminution de  $\Phi'_M$  à partir de 1,8 µg/L. De plus, une variation nycthémerale entraîne une hausse d'environ 5% du facteur  $\Phi_M$  pour une concentration de 0 et 1,8 µg/L d'Atx par rapport à

une température constante de 20°C. Cette variation nycthémerale entraîne également une hausse de  $\Phi'_M$  pour une concentration de 25 µg/L d'Atx, d'environ 12% par rapport à la valeur observée pour le scénario témoin. Pour la troisième espèce, *D. flos-aquae*, l'Atx entraîne la diminution de  $\Phi_M$ , et de  $\Phi'_M$  à partir de 1,8 µg/L pour le scénario 1 et à partir de 10 µg/L pour le scénario 2. De plus par rapport à une température constante de 20°C, la variation nycthémerale de 5°C entraîne une hausse de  $\Phi_M$  pour une concentration de 0 et 1,8 µg/L d'Atx de plus ou moins 10%, tandis qu'elle entraîne la diminution de  $\Phi'_M$  à une concentration de 25 µg/L d'Atx de 12%.

### **Groupe 3 (scénarios d'augmentation de 10°C de la température) :**

Pour *M. aeruginosa*  $\Phi_M$  diminue d'environ 25% en présence de 10 µg/L d'Atx, diminution accentuée à 25µg/L d'Atx pour les deux types d'augmentations progressives de température (Tableau 13). Le rendement opérationnel du PSII ( $\Phi'_M$ ) est quant à lui plus affecté par la présence d'Atx. Pour la deuxième espèce de cyanobactérie (*D. flos-aquae*), les deux augmentations progressives (scénarios 4 et 5) vont améliorer le  $\Phi_M$  d'environ 30% par rapport à une augmentation brusque de 10°C (scénario 3). La toxicité de l'Atx pour ce même facteur va quant à elle dépendre de la température moyenne du scénario. Pour une température moyenne de 30°C, l'Atx n'a aucun effet, tandis qu'à 25°C,  $\Phi_M$  diminue à partir de 10 µg/L d'Atx et à partir de 1,8 µg/L d'Atx pour une température moyenne de 22,5°C. Concernant  $\Phi'_M$ , quel que soit le type d'augmentation de la température l'Atx aura un effet négatif à partir de 10 µg/L.  $\Phi'_M$  diminue de 30% et plus avec l'augmentation de la concentration en Atx. De plus, la température n'a aucun impact sur  $\Phi'_M$ , une augmentation progressive de 10°C n'engendre aucune différence significative de  $\Phi'_M$  par rapport à une augmentation brusque. Pour *C. globosa*, une température moyenne de 22,5 (scénario 5) améliorera de plus ou moins 5% le facteur  $\Phi_M$  pour une concentration d'Atx de 0 et 1,8 µg/L. Puis, quelle que soit l'augmentation de température induite,  $\Phi_M$  et  $\Phi'_M$  diminuent d'environ 20% à 10 µg/L et 25 µg/L d'Atx.

### **Groupe 4 (scénarios de diminution de 10°C de la température) :**

De nouveau pour les trois espèces, seul la photosynthèse a été affectée par la combinaison de la baisse de la température et la présence d'atrazine (Tableau 14). Pour *M. aeruginosa*, par rapport à une diminution brusque de 10°C, la diminution progressive de 10°C améliore  $\Phi'_M$ . L'Atx va également entraîner la diminution de  $\Phi'_M$  de plus de 50% à partir de 25 µg/L pour les trois scénarios de température. Concernant *D. flos-aquae*, l'Atx entraîne la diminution de  $\Phi_M$  à partir de 1,8 µg/L pour une température moyenne de 10°C, tandis que ce sera qu'à partir de 10 µg/L pour les deux types de diminutions progressives. Pour *C. globosa*, la réponse de  $\Phi_M$  et de  $\Phi'_M$  à l'Atx dépend de la température moyenne au cours des 72 heures.

**Tableau 11.** Taux de croissance, paramètres photosynthétiques ( $\Phi M$  et  $\Phi'M$ ) et concentration en pigments photosynthétiques pour *Microcystis aeruginosa*, *Chlamydomonas globosa* et *Dolichospermum flos-aquae*, exposées à trois scénarios de températures constantes (10°C, 20°C et 30°C) et à quatre concentrations en AAtrex 480 (0 ; 1,8 µg/L; 10 µg/L et 25 µg/L) pendant 72 heures. La lettre a signifie qu'il y a une différence avec le témoin AAtrex pour un scénario de température, la lettre t signifie qu'il y a une différence significative avec le témoin température pour une concentration d'AAtrex 480, n.s signifie qu'il y a une interaction non significative entre la température et le pesticide AAtrex 480 tandis qu'une \*\* signifie qu'il y a une interaction significative.

GROUPE 1														
		Scénario 1 (20°C)				Scénario 3 (30°C)				Scénario 6 (10°C)				Interaction
Espèces	Paramètres	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Température* Aatrex
<i>M. aeruginosa</i>	$\Phi M$	0,305 (0,043)	0,314 (0,043)	0,259 (0,029)	0,223 (0,028) <sup>a</sup>	0,314 (0,013)	0,285 (0,017)	0,225 (0,013) <sup>a</sup>	0,213 (0,013) <sup>a</sup>	0,356 (0,043)	0,266 (0,047)	0,209 (0,013) <sup>a</sup>	0,159 (0,023) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'M$	0,244 (0,038)	0,238 (0,026)	0,158 (0,036) <sup>a</sup>	0,119 (0,017) <sup>a</sup>	0,254 (0,013)	0,231 (0,004)	0,171 (0,006) <sup>a</sup>	0,101 (0,012) <sup>a</sup>	0,173 (0,018) <sup>t</sup>	0,139 (0,040) <sup>t</sup>	0,110 (0,014) <sup>t</sup>	0,062 (0,006) <sup>at</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,216 (0,082)	0,289 (0,038)	0,254 (0,028)	0,274 (0,040)	0,406 (0,065) <sup>t</sup>	0,334 (0,032)	0,332 (0,046)	0,314 (0,093)	0,183 (0,011) <sup>t</sup>	0,205 (0,030)	0,178 (0,039)	0,218 (0,010)	n.s
	Phycobilines	0,208 (0,101)	0,270 (0,061)	0,242 (0,120)	0,148 (0,044)	0,192 (0,068)	0,247 (0,052)	0,319 (0,172)	0,163 (0,104)	0,281 (0,101)	0,277 (0,051)	0,263 (0,096)	0,266 (0,105)	n.s
	Chlorophylle $\alpha$	0,537 (0,132)	0,191 (0,097) <sup>a</sup>	0,374 (0,127) <sup>a</sup>	0,187 (0,091) <sup>a</sup>	0,544 (0,108)	0,854 (0,172) <sup>t</sup>	1,266 (0,558) <sup>t</sup>	1,204 (0,743) <sup>t</sup>	0,152 (0,051) <sup>t</sup>	0,246 (0,034)	0,344 (0,069)	0,184 (0,072)	n.s
<i>C. globosa</i>	$\Phi M$	0,638 (0,023)	0,603 (0,025)	0,509 (0,031) <sup>a</sup>	0,431 (0,041) <sup>a</sup>	0,588 (0,023) <sup>t</sup>	0,538 (0,027) <sup>t</sup>	0,480 (0,025) <sup>a</sup>	0,438 (0,031) <sup>a</sup>	0,639 (0,008)	0,609 (0,009)	0,508 (0,016) <sup>a</sup>	0,419 (0,020) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'M$	0,546 (0,028)	0,500 (0,014)	0,403 (0,025) <sup>a</sup>	0,281 (0,027) <sup>a</sup>	0,495 (0,032)	0,459 (0,032)	0,392 (0,037) <sup>a</sup>	0,285 (0,037) <sup>a</sup>	0,482 (0,059)	0,453 (0,047)	0,392 (0,022)	0,311 (0,020) <sup>a</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,609 (0,258)	0,588 (0,149)	0,545 (0,197)	0,637 (0,321)	0,502 (0,030)	0,735 (0,088)	0,830 (0,405)	0,542 (0,037)	0,494 (0,105)	0,595 (0,078)	0,642 (0,014)	0,697 (0,033)	n.s
	Chlorophylle $\alpha$	1,905 (0,806)	1,513(0,586)	1,237 (0,792)	1,097 (0,997)	0,828 (0,451)	0,409 (0,327)	0,373 (0,466)	0,902 (0,478)	0,682 (0,240)	0,720 (0,182)	0,527 (0,120)	0,477 (0,027)	n.s
<i>D. flos-aquae</i>	$\Phi M$	0,300 (0,006)	0,265 (0,006) <sup>a</sup>	0,187 (0,009) <sup>a</sup>	0,134 (0,004) <sup>a</sup>	0,197 (0,025) <sup>t</sup>	0,194 (0,005) <sup>t</sup>	0,177 (0,001)	0,161 (0,008) <sup>t</sup>	0,315 (0,006)	0,215 (0,019) <sup>at</sup>	0,113 (0,001) <sup>at</sup>	0,059 (0,006) <sup>at</sup>	**
	$\Phi'M$	0,225 (0,003)	0,198 (0,004) <sup>a</sup>	0,133 (0,009) <sup>a</sup>	0,070 (0,001) <sup>a</sup>	0,191 (0,012)	0,188 (0,028)	0,129 (0,028) <sup>a</sup>	0,104 (0,013) <sup>a</sup>	0,145 (0,011) <sup>t</sup>	0,114 (0,011) <sup>t</sup>	0,066 (0,013) <sup>at</sup>	0,022 (0,018) <sup>at</sup>	**
	Taux de croissance	0,409 (0,064)	0,293 (0,071)	0,334 (0,064)	0,390 (0,022)	0,631 (0,099)	0,606 (0,073)	0,0633 (0,073)	0,718 (0,096)	0,513 (0,140)	0,359 (0,130)	0,372 (0,138)	0,458 (0,170)	n.s
	Phycobilines	1,092 (0,212)	1,173 (0,023)	1,371 (1,011)	1,636 (0,688)	0,002 (0,001) <sup>t</sup>	0,002 (0,000) <sup>t</sup>	0,003 (0,001) <sup>t</sup>	0,003 (0,001) <sup>t</sup>	0,793 (0,008)	1,294 (0,289)	1,227 (0,212)	1,654 (0,627)	n.s
	Chlorophylle $\alpha$	1,393 (0,264)	1,634 (0,557)	1,794 (0,879)	1,646 (0,449)	0,919 (0,168)	0,926 (0,149)	0,774 (0,326)	0,709 (0,150)	0,900 (0,935)	0,877 (0,329)	1,274 (0,027)	1,140 (0,185)	n.s

**Tableau 12.** Taux de croissance, paramètres photosynthétiques ( $\Phi M$  et  $\Phi'M$ ) et concentration en pigments photosynthétiques pour *Microcystis aeruginosa*, *Chlamydomonas globosa* et *Dolichospermum flos-aquae* exposées à un scénario de température constante (20°C) et à un scénario de variation nyctémérale de 5°C de la température et à quatre concentrations en AAtrex 480 (0 ; 1,8 µg/L; 10 µg/L et 25 µg/L) pendant 72 heures. La lettre a signifie qu'il y a une différence avec le témoin AAtrex pour un scénario de température, la lettre t signifie qu'il y a une différence significative avec le témoin température pour une concentration d'AAtrex 480, n.s signifie qu'il y a une interaction non significative entre la température et le pesticide AAtrex 480 tandis qu'une \*\* signifie qu'il y a une interaction significative.

Groupe 2										
		Scénario 1 (20°C)				Scénario 2 (moy: 17,5°C)				Interaction Température* Aatrex
Espèces	Paramètres	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	
<i>M. aeruginosa</i>	$\Phi M$	0,305 (0,043)	0,318 (0,029)	0,259 (0,029)	0,223 (0,028) <sup>a</sup>	0,322 (0,049)	0,301 (0,043)	0,226 (0,028) <sup>a</sup>	0,206 (0,043) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'M$	0,244 (0,038)	0,238 (0,026)	0,158 (0,036) <sup>a</sup>	0,119 (0,017) <sup>a</sup>	0,222 (0,047)	0,215 (0,044)	0,152 (0,016) <sup>a</sup>	0,100 (0,013) <sup>a</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,216 (0,082)	0,289 (0,038)	0,254 (0,028)	0,274 (0,040)	0,484 (0,072)	0,428 (0,019)	0,480 (0,031)	0,486 (0,027)	n.s
	Phycobilines	0,208 (0,101)	0,270 (0,061)	0,242 (0,120)	0,148 (0,044)	0,216 (0,074)	0,344 (0,332)	0,277 (0,251)	0,251 (0,172)	n.s
	Chlorophylle a	0,537 (0,132)	0,191 (0,097) <sup>a</sup>	0,374 (0,127) <sup>a</sup>	0,187 (0,091) <sup>a</sup>	0,176 (0,073)	0,241 (0,088)	0,143 (0,054)	0,206 (0,118)	n.s
<i>C. globosa</i>	$\Phi M$	0,638 (0,023)	0,603 (0,025)	0,509 (0,031) <sup>a</sup>	0,431 (0,041) <sup>a</sup>	0,669 (0,020) <sup>t</sup>	0,623 (0,032) <sup>t</sup>	0,535 (0,038) <sup>a</sup>	0,463 (0,041) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'M$	0,546 (0,028)	0,500 (0,014)	0,403 (0,025) <sup>a</sup>	0,281 (0,027) <sup>a</sup>	0,558 (0,043)	0,495 (0,034) <sup>a</sup>	0,413 (0,021) <sup>a</sup>	0,316 (0,024) <sup>at</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,609 (0,258)	0,588 (0,149)	0,545 (0,197)	0,637 (0,321)	0,453 (208)	0,500 (0,210)	0,578 (0,326)	0,537 (0,332)	n.s
	Chlorophylle a	1,905 (0,806)	1,513(0,586)	1,237 (0,792)	1,097 (0,997)	1,606 (0,096)	1,976 (0,125)	1,506 (0,495)	1,400 (0,911)	n.s
<i>D. flos-aquae</i>	$\Phi M$	0,300 (0,006)	0,265 (0,006) <sup>a</sup>	0,187 (0,009) <sup>a</sup>	0,134 (0,004) <sup>a</sup>	0,323 (0,012) <sup>t</sup>	0,296 (0,011) <sup>t</sup>	0,199 (0,009) <sup>a</sup>	0,151 (0,012) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'M$	0,225 (0,003)	0,198 (0,004) <sup>a</sup>	0,133 (0,009) <sup>a</sup>	0,070 (0,001) <sup>a</sup>	0,225 (0,004)	0,199 (0,003)	0,119 (0,015) <sup>a</sup>	0,059 (0,004) <sup>at</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,409 (0,064)	0,293 (0,071)	0,0334 (0,064)	0,390 (0,022)	0,498 (0,012)	0,437 (0,051)	0,439 (0,047)	0,456 (0,040)	n.s
	Phycobilines	1,092 (0,212)	1,173 (0,023)	1,371 (1,011)	1,636 (0,688)	1,633 (0,710)	1,906 (0,545)	1,665 (0,514)	1,601 (0,469)	n.s
	Chlorophylle a	1,393 (0,264)	1,634 (0,557)	1,794 (0,879)	1,646 (0,449)	1,322 (0,262)	1,849 (0,321)	1,600 (0,357)	1,255 (0,265)	n.s

**Tableau 13.** Taux de croissance, paramètres photosynthétiques ( $\Phi M$  et  $\Phi'M$ ) et concentration en pigments photosynthétiques pour *Microcystis aeruginosa*, *Chlamydomonas globosa* et *Dolichospermum flos-aquae* exposées à un scénario de température constante (30°C) et à deux scénarios d'augmentation progressive de 10°C de la température et à quatre concentrations en AAtrex 480 (0 ; 1,8 µg/L; 10 µg/L et 25 µg/L) pendant 72 heures. La lettre a signifie qu'il y a une différence avec le témoin AAtrex pour un scénario de température, la lettre t signifie qu'il y a une différence significative avec le témoin température pour une concentration d'AAtrex 480, n.s signifie qu'il y a une interaction non significative entre la température et le pesticide AAtrex 480 tandis qu'une \*\* signifie qu'il y a une interaction significative.

Groupe 3														
		Scénario 3 (30°C)				Scénario 4 (Moy: 25°C)				Scénario 5 (Moy: 22,5°C)				Interaction
Espèces	Paramètres	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Température* Aatrex
<i>M. aeruginosa</i>	$\Phi M$	0,314 (0,013)	0,285 (0,017)	0,225 (0,013) <sup>a</sup>	0,213 (0,013) <sup>a</sup>	0,344 (0,026)	0,292 (0,020)	0,247 (0,017) <sup>a</sup>	0,220 (0,035) <sup>a</sup>	0,341 (0,022)	0,320 (0,013)	0,267 (0,016) <sup>at</sup>	0,212 (0,037) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'M$	0,254 (0,013)	0,231 (0,004)	0,171 (0,006) <sup>a</sup>	0,101 (0,012) <sup>a</sup>	0,254 (0,024)	0,226 (0,014)	0,172 (0,008) <sup>a</sup>	0,116 (0,012) <sup>a</sup>	0,258 (0,033)	0,221 (0,017)	0,182 (0,024) <sup>a</sup>	0,139 (0,022) <sup>a</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,406 (0,065)	0,334 (0,032)	0,332 (0,046)	0,314 (0,093)	0,264 (0,057)	0,156 (0,007)	0,199 (0,127)	0,467 (0,150)	0,375 (0,076)	0,320 (0,042)	0,199 (0,039)	0,265 (0,094)	n.s
	Phycobillines	0,192 (0,068)	0,247 (0,052)	0,319 (0,172)	0,163 (0,104)	0,440 (0,169)	0,550 (0,117)	0,472 (0,118)	0,254 (0,225)	0,444 (0,151)	0,463 (0,211)	0,550 (0,034)	0,324 (0,254)	n.s
	Chlorophylle $\alpha$	0,544 (0,108)	0,854 (0,172)	1,266 (0,558)	1,204 (0,743)	0,535 (0,231)	1,171 (0,231)	1,090 (0,374)	0,574 (0,134)	0,959 (0,013)	0,708 (0,079)	1,109 (0,128)	0,625 (0,265)	n.s
<i>C. globosa</i>	$\Phi M$	0,588 (0,023)	0,538 (0,027)	0,480 (0,025) <sup>a</sup>	0,438 (0,031) <sup>a</sup>	0,584 (0,008)	0,566 (0,014)	0,503 (0,019) <sup>a</sup>	0,407 (0,040) <sup>a</sup>	0,621 (0,045) <sup>t</sup>	0,599 (0,010) <sup>t</sup>	0,540 (0,028) <sup>a</sup>	0,477 (0,004) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'M$	0,495 (0,032)	0,459 (0,032)	0,392 (0,037) <sup>a</sup>	0,285 (0,037) <sup>a</sup>	0,485 (0,033)	0,451 (0,006)	0,377 (0,030) <sup>a</sup>	0,250 (0,020) <sup>a</sup>	0,492 (0,037)	0,467 (0,019)	0,421 (0,026) <sup>a</sup>	0,315 (0,006) <sup>a</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,502 (0,030)	0,735 (0,088)	0,830 (0,405)	0,542 (0,037)	0,464 (0,126)	0,482 (0,090)	0,468 (0,142)	0,328 (0,053)	0,530 (0,204)	0,614 (0,202)	0,484 (0,029)	0,478 (0,089)	n.s
	Chlorophylle $\alpha$	0,828 (0,451)	0,409 (0,327)	0,373 (0,466)	0,902 (0,478)	1,934 (0,327)	1,753 (0,746)	1,859 (0,334)	2,289 (0,476)	0,596 (0,049)	0,293 (0,196)	1,443 (0,251)	1,787 (0,521)	n.s
	<i>D. flos-aquae</i>	$\Phi M$	0,197 (0,025)	0,194 (0,005)	0,177 (0,001)	0,161 (0,008)	0,266 (0,016) <sup>t</sup>	0,255 (0,010) <sup>t</sup>	0,221 (0,013) <sup>at</sup>	0,198 (0,008) <sup>at</sup>	0,313 (0,016) <sup>t</sup>	0,259 (0,026) <sup>at</sup>	0,175 (0,001) <sup>at</sup>	0,168 (0,010) <sup>at</sup>
	$\Phi'M$	0,191 (0,012)	0,188 (0,028)	0,129 (0,028) <sup>a</sup>	0,104 (0,013) <sup>a</sup>	0,218 (0,010)	0,195 (0,012)	0,158 (0,016) <sup>a</sup>	0,113 (0,013) <sup>a</sup>	0,194 (0,022)	0,170 (0,018)	0,110 (0,001) <sup>a</sup>	0,109 (0,023) <sup>a</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,631 (0,099)	0,606 (0,073)	0,633 (0,073)	0,718 (0,096)	0,589 (0,093)	0,601 (0,095)	0,631 (0,059)	0,660 (0,120)	0,813 (0,186)	0,699 (0,118)	0,717 (0,026)	0,698 (0,096)	n.s
	Phycobillines	0,002 (0,001)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)	0,003 (0,001)	0,001	0,002 (0,001)	0,002	0,002 (0,001)	0,001	0,002 (0,001)	0,002 (0,001)	0,002 (0,001)	n.s
	Chlorophylle $\alpha$	0,919 (0,168)	0,926 (0,149)	0,774 (0,326)	0,709 (0,150)	0,885 (0,162)	0,859 (0,343)	0,825 (0,220)	0,679 (0,137)	0,492 (0,320)	0,610 (0,288)	0,492 (0,102)	0,570 (0,149)	n.s

**Tableau 14.** Taux de croissance, paramètres photosynthétiques ( $\Phi_M$  et  $\Phi'_M$ ) et concentration en pigments photosynthétiques pour *Microcystis aeruginosa*, *Chlamydomonas globosa* et *Dolichospermum flos-aquae* exposées à un scénario de température constante (10°C) et à deux scénarios de diminutions progressives de 10°C de la température et à quatre concentrations en AAtrex 480 (0 ; 1,8 µg/L; 10 µg/L et 25 µg/L) pendant 72 heures. La lettre a signifie qu'il y a une différence avec le témoin AAtrex pour un scénario de température, la lettre t signifie qu'il y a une différence significative avec le témoin température pour une concentration d'AAtrex 480, n.s signifie qu'il y a une interaction non significative entre la température et le pesticide AAtrex 480 tandis qu'une \*\* signifie qu'il y a une interaction significative.

Groupe 4														
Espèces	Paramètres	Scénario 6 (10°C)				Scénario 7 (Moy: 15°C)				Scénario 8 (Moy: 12,5°C)				Interaction Température* AAtrex
		Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	Témoin	Atx 1,8 µg/L	Atx 10 µg/L	Atx 25 µg/L	
<i>M. aeruginosa</i>	$\Phi_M$	0,356 (0,043)	0,266 (0,047)	0,209 (0,013) <sup>a</sup>	0,159 (0,023) <sup>a</sup>	0,320 (0,014)	0,260 (0,052)	0,224 (0,016)	0,199 (0,048) <sup>a</sup>	0,308 (0,008)	0,239 (0,057)	0,214 (0,050)	0,172 (0,031) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'_M$	0,173 (0,018)	0,139 (0,040)	0,110 (0,014)	0,062 (0,006) <sup>a</sup>	0,197 (0,020)	0,155 (0,036)	0,125 (0,022) <sup>t</sup>	0,099 (0,033) <sup>at</sup>	0,141 (0,025) <sup>t</sup>	0,135 (0,032)	0,129 (0,036) <sup>t</sup>	0,070 (0,008) <sup>at</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,183 (0,011)	0,205 (0,030)	0,178 (0,039)	0,218 (0,010)	0,406 (0,052)	0,384 (0,040)	0,433 (0,042)	0,0429 (0,010)	0,289 (0,099)	0,314 (0,071)	0,347 (0,123)	0,382 (0,076)	n.s
	Phycobilines	0,281 (0,101)	0,277 (0,051)	0,263 (0,096)	0,266 (0,105)	0,321 (0,068)	0,492 (0,301)	0,461 (0,037)	0,491 (0,005)	0,231 (0,053)	0,243 (0,041)	0,149 (0,025)	0,225 (0,127)	n.s
	Chlorophylle $\alpha$	0,152 (0,051)	0,246 (0,034)	0,344 (0,069)	0,184 (0,072)	0,178 (0,076)	0,202 (0,086)	0,152 (0,049)	0,217 (0,104)	0,102 (0,019)	0,199 (0,049)	0,153 (0,035)	0,147 (0,063)	n.s
<i>C. globosa</i>	$\Phi_M$	0,639 (0,008)	0,609 (0,009)	0,508 (0,016) <sup>a</sup>	0,419 (0,020) <sup>a</sup>	0,639 (0,007)	0,601 (0,010) <sup>a</sup>	0,511 (0,014) <sup>a</sup>	0,448 (0,040) <sup>a</sup>	0,649 (0,016)	0,608 (0,016)	0,549 (0,048)	0,471 (0,081) <sup>a</sup>	n.s
	$\Phi'_M$	0,482 (0,059)	0,453 (0,047)	0,392 (0,022)	0,311 (0,020) <sup>a</sup>	0,521 (0,015)	0,482 (0,017)	0,418 (0,015) <sup>a</sup>	0,337 (0,016) <sup>a</sup>	0,475 (0,043)	0,462 (0,011)	0,433 (0,041)	0,359 (0,083) <sup>a</sup>	n.s
	Taux de croissance	0,494 (0,105)	0,595 (0,078)	0,642 (0,014)	0,697 (0,033)	0,375 (0,017)	0,382 (0,081)	0,431 (0,030)	0,475 (0,119)	0,530 (0,027)	0,445 (0,005)	0,420 (0,008)	0,640 (0,006)	n.s
	Chlorophylle $\alpha$	0,682 (0,240)	0,720 (0,182)	0,527 (0,120)	0,477 (0,027)	0,637 (0,287)	1,032 (0,584)	0,652 (0,354)	0,507 (0,333)	1,020 (0,214)	1,054 (0,286)	0,963 (0,243)	0,662 (0,347)	n.s
	<i>D. flos-aquae</i>	$\Phi_M$	0,315 (0,006)	0,215 (0,019) <sup>a</sup>	0,113 (0,001) <sup>a</sup>	0,059 (0,006) <sup>a</sup>	0,242 (0,012)	0,206 (0,019)	0,124 (0,008) <sup>a</sup>	0,076 (0,014) <sup>a</sup>	0,230 (0,011)	0,199 (0,022)	0,118 (0,018) <sup>a</sup>	0,067 (0,010) <sup>a</sup>
$\Phi'_M$	0,145 (0,011)	0,114 (0,011)	0,066 (0,013) <sup>a</sup>	0,022 (0,018) <sup>a</sup>	0,163 (0,010)	0,138 (0,009) <sup>t</sup>	0,086 (0,011) <sup>a</sup>	0,035 (0,012) <sup>a</sup>	0,135 (0,012)	0,127 (0,006)	0,068 (0,004) <sup>a</sup>	0,024 (0,009) <sup>a</sup>	n.s	
Taux de croissance	0,5131 (0,140)	0,359 (0,130)	0,372 (0,138)	0,458 (0,170)	0,493 (0,113)	0,441 (0,057)	0,462 (0,108)	0,460 (0,053)	0,575 (0,124)	0,582 (0,148)	0,522 (0,161)	0,515 (0,109)	n.s	
Phycobilines	0,793 (0,008)	1,294 (0,289)	1,227 (0,212)	1,654 (0,627)	1,184 (0,532)	1,036 (0,464)	1,344 (0,609)	1,233 (0,474)	1,025 (0,345)	1,193 (0,452)	1,117 (0,554)	1,215 (0,481)	n.s	
Chlorophylle $\alpha$	0,900 (0,935)	0,877 (0,329)	1,274 (0,027)	1,140 (0,185)	1,083 (0,443)	1,251 (0,644)	1,350 (0,556)	1,249 (0,493)	1,183 (0,390)	1,348 (0,527)	1,124 (0,525)	1,106 (0,729)	n.s	



Nos résultats sur l'effet des variations de température et de la présence d'atrazine tendent à indiquer que les effets de l'atrazine diffèrent selon la constance ou la variabilité de la température au cours du temps. Il est donc important d'être prudent lors de l'interprétation des résultats d'études antérieures (qui ne prennent pas nécessairement en compte les variations nyctémérales et les hausses/diminutions de la température qui se produisent dans l'environnement aquatique), car il est possible que ceux-ci donnent une vision biaisée de l'impact des changements climatiques sur les populations de phytoplancton. De plus, sur la base des résultats de notre étude, nous pouvons avancer que dans certains cas la température et l'atrazine peuvent interagir et moduler leur impact sur les trois espèces de phytoplanctons étudiées.

## Conclusions et recommandations

Les années couvertes par notre étude n'ont pas été marquées par d'imposantes efflorescences cyanobactériennes dans la rivière aux Brochets comparativement aux années précédentes. Ainsi, les résultats obtenus sont des estimations prudentes concernant les impacts potentiels des changements climatiques sur la dynamique des algues. Néanmoins, les échantillons de surface prélevés au cours de notre étude ont révélé des tendances similaires par rapport à la composition des toxines retrouvées comparativement aux autres écosystèmes touchés par les efflorescences cyanobactériennes. En plus des pics de concentrations de MC-LR et MC-RR, il nous a été possible d'identifier une plus grande variété de métabolites secondaires cyanobactériens, y compris des cyanopeptides n'étant pas généralement ciblés par les efforts analytiques (anabaenopeptines A et B). **Nous suggérons que ces toxines rarement détectées soient incorporées dans les futures évaluations de la toxicité des eaux touchées par les efflorescences cyanobactériennes** étant donné l'éventail actuel de méthodes analytique comme celles employées lors de cette étude.

Nous avons également confirmé la bioaccumulation de plusieurs cyanotoxines dans la biomasse de poissons provenant de la zone d'étude. Ces résultats nous ont permis de montrer que la MC-LR et la MC-RR n'ont pas une grande capacité de bioaccumulation, ce qui coïncide avec des publications antérieures (Adamovský, Kopp et al. 2007). Au cours de cette étude, notre attention s'est portée sur les anabaenopeptines puisque leurs concentrations relatives dans l'eau de la rivière étaient plus faibles que celles détectées dans la biomasse des poissons. Nos résultats indiquent un taux élevé de bioaccumulation de ces toxines, ce qui n'a jamais été rapporté auparavant. **Il serait donc nécessaire de réaliser d'autres études qui accorderaient une emphase spécifique sur le processus de bioaccumulation des anabaenopeptines ce qui permettrait de mieux comprendre le mécanisme derrière ce phénomène chez diverses espèces de poissons et autres animaux.**

À l'avenir, il serait important d'examiner le transfert trophique de ces toxines dans les réseaux alimentaires, en particulier pour les toxines qui sont rarement détectées. La manière dont ces toxines peuvent atteindre les populations humaines et leurs effets sur la santé sont des questions importantes qui méritent une attention particulière et qui devraient être considérées lors de l'élaboration des normes environnementales. En raison des risques inconnus pour la santé de plusieurs cyanotoxines, il est difficile d'évaluer le

véritable potentiel de contamination des poissons de la baie Missisquoi. De plus, de nombreuses toxines sont souvent retrouvées simultanément ce qui peut amplifier leurs effets toxiques et complexifier davantage l'élaboration de normes environnementales. Par conséquent, **nous estimons que les risques associés aux cyanotoxines sont sous-estimés en raison de lacunes dans les normes analytiques. Des analyses non spécifiques à l'aide de techniques de spectrométrie de masse à haute résolution pourraient être utiles pour l'identification de cyanotoxines potentiellement dangereuses qui ne sont pas actuellement incluses dans les efforts de surveillance.**

En combinant l'influence du phosphore sur la dynamique des cyanobactéries et les projections de la biomasse cyanobactérienne sur 50 ans, en lien avec le réchauffement climatique, **nous prévoyons que la réserve écologique de la rivière aux Brochets devrait être la cible de proliférations cyanobactériennes plus fréquentes et plus importantes dans les années à venir. Cette situation sera probablement causée par les effets régionaux des changements climatiques ainsi que la proximité des activités agricoles au bassin versant de cette rivière.**

Étant donné le mandat de protection de la réserve, nos résultats (similaires à ceux retrouvés dans les lacs) indiquent **qu'il est nécessaire d'envisager une amélioration des pratiques de gestion du bassin versant en mettant particulièrement l'emphase sur l'utilisation des terres et le lessivage des nutriments. Les stratégies de gestion devraient également tenir compte de l'effet multiplicateur des changements climatiques, car la réponse des cyanobactéries est largement affectée par les paramètres météorologiques tels que les précipitations et la température de l'eau.** Ce phénomène a été démontré par notre étude sur la rivière des Brochets ainsi que plusieurs études dans les lacs (Huisman, Codd et al. 2018, Larsen, Baulch et al. 2020).

Malgré de nombreuses études sur les cyanotoxines, **des recherches sont toujours nécessaires afin d'identifier les effets à long terme de celles-ci sur la qualité des écosystèmes aquatiques.** En effet, certaines cyanotoxines peuvent persister très longtemps dans l'environnement. Par exemple, les MCs peuvent être présentes dans l'eau 1 à 3 mois après une efflorescence et peuvent persister jusqu'à 6 mois dans l'écume de mer séchée sur le littoral et entre quelques années à plusieurs décennies dans les sédiments (Žegura, Štraser et al. 2011, Zastepa, Taranu et al. 2017). Dans ce contexte, les nouvelles connaissances permettront d'adapter la gestion future des activités dans les bassins versants et les rivières du Québec afin d'établir une politique efficace de gestion durable de nos écosystèmes aquatiques.

La revue de la littérature scientifique sur les cyanotoxines réalisées dans le cadre de cette étude démontre qu'il existe peu de travaux de recherche sur les cyanotoxines autres que les MCs (Dormoy-Boulanger, Gregory-Eaves et al. 2020). Nous estimons que ces connaissances sont nécessaires pour l'amélioration des futurs plans de gestion et de conservation des écosystèmes aquatiques. De plus, dans le cadre de cette revue de la littérature, **nous avons rapporté plusieurs éléments clés qui sont rarement considérés lorsqu'il est question de l'étude des cyanotoxines notamment : l'adsorption et la désorption des cyanotoxines par les sédiments, l'influence de certains pesticides sur la production de cyanotoxines et le rôle médiateur de plusieurs métaux traces (ex : Fer) sur l'initiation de la production de MCs. Nous soulignons également l'importance de la recherche sur les interactions entre les souches cyanobactériennes toxiques et les pesticides utilisés en agriculture pour la conservation durable des écosystèmes aquatiques.** Dans cette optique, nous avons

également noté le nombre limité d'études sur les interactions chimiques entre les différents pesticides, leurs métabolites et les cyanotoxines une fois libérées dans l'environnement.

**L'influence des cyanotoxines aérosolisées nécessite d'être étudiée, notamment lorsque la température de l'eau est plus élevée que celle de l'air (par exemple, la brume apparaissant parfois à la surface des lacs en période matinale).** Bien que cet aspect n'a pas été directement étudié lors de cette étude, de plus en plus de recherches indiquent que la volatilisation des cyanotoxines serait un vecteur d'exposition potentiel des humains à l'influence toxique des celle-ci.

Nos résultats démontrent que **les herbicides et la température (en particulier une fluctuation de la température de l'eau) sont des facteurs qui nécessitent d'être pris en compte simultanément lors de l'étude des proliférations de cyanobactéries, notamment dans les bassins versants en régions agricoles.** Nos travaux ont montré que certaines espèces peuvent être affectées plus que d'autres ce qui peut influencer leur réponse à l'atrazine et potentiellement à d'autres pesticides.

**Nous suggérons de revoir les critères de la qualité de l'eau pour différents contaminants en considérant les températures moyennes de l'eau et ses variations.** En effet, nous avons démontré que le régime de température peut moduler la toxicité de l'atrazine.

Enfin, compte tenu de l'industrialisation et du développement économique actuel du Québec, nous encourageons la poursuite des investissements dans la recherche entourant les sujets couverts par nos conclusions et recommandations

# Références

Abeyesiriwardena, N. M., et al. (2018). "Algal bloom expansion increases cyanotoxin risk in food." Yale Journal of Biology and Medicine **91**(2): 129-142.

Adamovský, O., et al. (2007). "Microcystin kinetics (bioaccumulation and elimination) and biochemical responses in common carp (*Cyprinus carpio*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) exposed to toxic cyanobacterial blooms." Environmental Toxicology and Chemistry **26**(12): 2687-2693.

Amrani, A., et al. (2014). "Variation in cyanobacterial hepatotoxin (microcystin) content of water samples and two species of fishes collected from a shallow lake in Algeria." Archives of Environmental Contamination and Toxicology **66**(3): 379-389.

Asselman, J., et al. (2014). "Ecotoxicity of binary mixtures of *Microcystis aeruginosa* and insecticides to *Daphnia pulex*." Environmental Pollution **188**: 56-63.

Banack, S. A., et al. (2015). "Detection of cyanotoxins,  $\beta$ -N-methylamino-L-alanine and microcystins, from a lake surrounded by cases of amyotrophic lateral sclerosis." Toxins **7**: 322-336.

Bar-Yosef, Y., et al. (2010). "Enslavement in the water body by toxic aphanizomenon ovalisporum, inducing alkaline phosphatase in phytoplanktons." Current Biology **20**: 1557-1561.

Barbeau, B., et al. (2008). Changements climatiques : Analyse de la vulnérabilité des installations québécoises de traitement de l' eau potable aux cyanobactéries toxiques, Montréal.

Baxter, L., et al. (2016). "Influence of light, nutrients, and temperature on the toxicity of atrazine to the algal species *Raphidocelis subcapitata*: Implications for the risk assessment of herbicides." Ecotoxicology and Environmental Safety **132**: 250-259.

Beaulieu, M., et al. (2014). Pesticides et phytoplancton au Québec : Conditions propices aux efflorescences cyanobactériennes ? Sherbrooke: 132.

Beaulieu, M., et al. (2013). "Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set." Limnology and Oceanography **58**: 1736-1746.

Bérard, A., et al. (1999). "Tolerance of *Oscillatoria limnetica* Lemmermann to atrazine in natural phytoplankton populations and in pure culture: Influence of season and temperature." Archives of Environmental Contamination and Toxicology **37**(4): 472-479.

Bird, D., et al. (2009). "Changements climatiques au Québec méridional, Conséquences des changements climatiques sur le comportement de la prolifération des cyanobactéries au Québec." Institut national de santé publique du Québec: 12 p.

Boutray, M.-L., et al. (2017). Revue de littérature sur les cyanotoxines dans les milieux aquatiques d'eau douce: leurs effets potentiels sur la santé des usagers et les critères ou seuils d'alerte de toxicité chronique et aiguë. Chaire de recherche du Canada en protection des sources d'eau potable. Montréal: 188.

Bowling, L. C., et al. (2015). "Heterogeneous spatial and temporal cyanobacterial distributions in Missisquoi Bay, Lake Champlain: An analysis of a 9 year data set." Journal of Great Lakes Research **41**(1): 164-179.

Brêda-Alves, F., et al. (2020). "Clethodim (herbicide) alters the growth and toxins content of *Microcystis aeruginosa* and *Raphidiopsis raciborskii*." Chemosphere **243**: 2-9.

Canada, H. (2017). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Cyanobacterial Toxins. Ottawa, Health Canada: 181.

Chalifour, A. and P. Juneau (2011). "Temperature-dependent sensitivity of growth and photosynthesis of *Scenedesmus obliquus*, *Navicula pelliculosa* and two strains of *Microcystis aeruginosa* to the herbicide atrazine." Aquatic Toxicology **103**: 9-17.

Chen, J., et al. (2005). "Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and -RR in a freshwater snail (*Bellamya aeruginosa*) from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China." Environmental Pollution **134**(3): 423-430.

Chen, J., et al. (2007). "In situ studies on the distribution patterns and dynamics of microcystins in a biomanipulation fish - bighead carp (*Aristichthys nobilis*)."  
Environmental Pollution **147**(1): 150-157.

Chorus, I. and J. Bartram (1999). Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. London, World Health Organization: 400 p.

Codd, G. A., et al. (2016). Introduction: Cyanobacteria, cyanotoxins, their human impact, and risk management.

Da Silva, C. F. M., et al. (2019). "Temperature and surface runoff affect the community of periphytic diatoms and have distinct effects on functional groups: evidence of a mesocosms experiment." Hydrobiologia **839**(1): 37-50.

Davis, T. W., et al. (2009). "The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms." Harmful Algae **8**: 715-725.

Dawson, R. M. (1998). "The toxicology of microcystins." Toxicon **36**(7): 953-962.

Deblois, C. P., et al. (2008). "Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs." Toxicon **51**: 435-448.

Deblois, C. P., et al. (2013). "Response to variable light intensity in photoacclimated algae and cyanobacteria exposed to atrazine." Aquatic Toxicology **126**: 77-84.

Deblois, C. P., et al. (2011). "Experimental model of microcystin accumulation in the liver of *Oreochromis niloticus* exposed subchronically to a toxic bloom of *Microcystis* sp." *Aquatic Toxicology* **103**(1-2): 63-70.

Deblois, C. P., et al. (2008). "Toxines de cyanobactéries dans les perchaudes : Analyse exploratoire dans quatre lacs du bassin de la rivière Yamaska." *Le Naturaliste canadien* **132**(1): 56-59.

Dittmann, E. and C. Wiegand (2006). "Cyanobacterial toxins - Occurrence, biosynthesis and impact on human affairs." *Molecular Nutrition and Food Research* **50**(1): 7-17.

Donald, D. B., et al. (2011). "Comparative effects of urea, ammonium, and nitrate on phytoplankton abundance, community composition, and toxicity in hypereutrophic freshwaters." *Limnology and Oceanography* **56**: 2161-2175.

Dormoy-Boulanger, J., et al. (2020). "Effets de différentes conditions environnementales sur la production, l'excrétion et la dégradation des cyanotoxines dans les écosystèmes d'eau douce et saumâtre." *Le Naturaliste canadien* **144**: 65.

Duy, S. V., et al. (2019). "Analysis of the neurotoxin  $\beta$ -N-methylamino-L-alanine (BMAA) and isomers in surface water by FMOc derivatization liquid chromatography high resolution mass spectrometry." *PLoS ONE* **14**(8).

Duy, S. V., et al. (2021). "Fast screening of saxitoxin, neosaxitoxin, and decarbamoyl analogues in fresh and brackish surface waters by on-line enrichment coupled to HILIC-HRMS." *Talanta* **In press**.

El-Sheekh, M. M., et al. (1994). "Effect of atrazine herbicide on growth, photosynthesis, protein synthesis, and fatty acid composition in the unicellular green alga *Chlorella kessleri*." *Ecotoxicology and Environmental Safety* **29**(3): 349-358.

Elias, L. M., et al. (2015). "Molecular and Chemical Analyses of Cyanobacterial Blooms in Tropical Lagoons from Southeast Brazil." *Journal of Water Resource and Protection* **7**(01): 50.

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**: 1364-1371.

Falkowski, P. G. and J. A. Raven (2013). *Aquatic photosynthesis*. Princeton, USA, Princeton University Press.

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

Fawell, J. K., et al. (1999). "The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse; II anatoxin-a." *Human and Experimental Toxicology* **18**(3): 168-173.

Ferranti, P., et al. (2008). "Characterisation of biotoxins produced by a cyanobacteria bloom in Lake Averno using two LC-MS-based techniques." *Food Additives and*

Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment  
**25(12): 1530-1537.**

Finkel, Z. V., et al. (2010). "Phytoplankton in a changing world: Cell size and elemental stoichiometry." Journal of Plankton Research **32(1): 119-137.**

Flores, E. and A. Herrero (2010). "Compartmentalized function through cell differentiation in filamentous cyanobacteria." Nature Reviews Microbiology **8(1): 39-50.**

Flores, N. M., et al. (2018). "A global analysis of the relationship between concentrations of microcystins in water and fish." Frontiers in Marine Science **5: 30.**

Georges des Aulnois, M., et al. (2019). "Physiological and metabolic responses of freshwater and brackish strains of *Microcystis aeruginosa* acclimated to a salinity gradient: insight into salt tolerance." Applied and Environmental Microbiology **85: e01614-01619.**

Giroux, I. (2019). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2015 à 2017. d. I. E. e. Ministère du Développement durable and d. I. L. c. I. c. c. d. Québec. Gouvernement du Québec: 64 p. + 66 ann.

Gomes, M. P. and P. Juneau (2017). "Temperature and light modulation of herbicide toxicity on algal and cyanobacterial physiology." Frontiers in Environmental Science **5(AUG).**

González-Barreiro, Ó., et al. (2004). "Atrazine-induced chlorosis in *Synechococcus elongatus* cells." Archives of Environmental Contamination and Toxicology **46(3): 301-307.**

Gupta, K. and P. P. Baruah (2015). "Effect of lambda cyhalothrin on *Calothrix* sp. (GUEco 1001), an autochthonous cyanobacterium of rice fields of Brahmaputra floodplain." Environmental Science and Pollution Research **22: 18554-18560.**

Gustavson, K. and S.-Å. Wängberg (1995). "Tolerance induction and succession in microalgae communities exposed to copper and atrazine." Aquatic Toxicology **32: 283-302.**

Hameed, S., et al. (2017). "Effects of temperature and salinity on the production of cell biomass, chlorophyll-a and intra- and extracellular nodularins (NOD) and nodulopeptin 901 produced by *Nodularia spumigena* KAC 66." Journal of Applied Phycology **29(4): 1801-1810.**

Hamilton, D. P., et al. (2016). "Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads." Aquatic Ecology **50(3): 351-366.**

Haque, F., et al. (2017). "Extraction and applications of cyanotoxins and other cyanobacterial secondary metabolites." Chemosphere **183: 164-175.**

Harada, K. i., et al. (1993). "Occurrence of four depsipeptides, aeruginopeptins, together with microcystins from toxic cyanobacteria." Tetrahedron Letters **34(38): 6091-6094.**

- Hinojosa, M. G., et al. (2019). "Neurotoxicity induced by microcystins and cylindrospermopsin: A review." Science of The Total Environment **668**: 547-565.
- Hinojosa, M. G., et al. (2019). "Neurotoxic assessment of Microcystin-LR, cylindrospermopsin and their combination on the human neuroblastoma SH-SY5Y cell line." Chemosphere **224**: 751-764.
- Houghton, J. (2005). "Global warming." Reports on Progress in Physics **68**(6): 1343-1403.
- Huisman, J., et al. (2018). "Cyanobacterial blooms." Nature Reviews Microbiology **16**(8): 471-483.
- IPCC (2018). Special report on global warming of 1.5°C. Intergovernmental Panel On Climate Change: 616 p.
- Jansen, M. A. K., et al. (1993). "Engagement of specific sites in the plastoquinone niche regulates degradation of the D1 protein in photosystem II." Journal of Biological Chemistry **268**(28): 21246-21252.
- Janssen, E. M. L. (2019). "Cyanobacterial peptides beyond microcystins – A review on co-occurrence, toxicity, and challenges for risk assessment." Water Research **151**: 488-499.
- Ji, X., et al. (2020). "Phenotypic plasticity of carbon fixation stimulates cyanobacterial blooms at elevated CO<sub>2</sub>." Science Advances **6**(8).
- Kamp, L., et al. (2016). "The effects of water sample treatment, preparation, and storage prior to cyanotoxin analysis for cylindrospermopsin, microcystin and saxitoxin." Chemico-Biological Interactions **246**: 45-51.
- Kiss, T., et al. (2002). "Membrane effects of toxins isolated from a cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*, on identified molluscan neurones." Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology **131**(2): 167-176.
- Larras, F., et al. (2013). "The effect of temperature and a herbicide mixture on freshwater periphytic algae." Ecotoxicology and Environmental Safety **98**: 162-170.
- Larsen, M. L., et al. (2020). "Extreme rainfall drives early onset cyanobacterial bloom." Facets **5**(1): 899-920.
- Leboulanger, C., et al. (2001). "Effects of atrazine and nicosulfuron on freshwater microalgae." Environment international **26**: 131-135.
- Lévesque, B., et al. (2016). "Exposure to cyanobacteria: Acute health effects associated with endotoxins." Public Health **134**: 98-101.
- Loftin, K. A., et al. (2016). "Cyanotoxins in inland lakes of the United States: Occurrence and potential recreational health risks in the EPA National Lakes Assessment 2007." Harmful Algae **56**: 77-90.



- Lopez-Rodas, V., et al. (2008). "Mass wildlife mortality due to cyanobacteria in the Doñana National Park, Spain." Veterinary Record **162**(10): 317-318.
- Magalhães, V. F., et al. (2001). "Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): Ecological implication and human health risk." Toxicon **39**(7): 1077-1085.
- Maghsoudi, E., et al. (2016). "Cyanotoxin degradation activity and: Mlr gene expression profiles of a Sphingopyxis sp. isolated from Lake Champlain, Canada." Environmental Science: Processes and Impacts **18**: 1417-1426.
- Maghsoudi, E., et al. (2015). "Adsorption characteristics of multiple microcystins and cylindrospermopsin on sediment: Implications for toxin monitoring and drinking water treatment." Toxicon **103**: 48-54.
- Martínez-Ruiz, E. B. and F. Martínez-Jerónimo (2016). "How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress." Ecotoxicology and Environmental Safety **133**: 36-46.
- Masson-Delmotte, V., et al. (2018). IPCC 2018: Summary for Policymakers. In: Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global. Geneva, World Meteorological Organization: 32.
- Matsunaga, H., et al. (1999). "Possible cause of unnatural mass death of wild birds in a pond in Nishinomiya, Japan: Sudden appearance of toxic cyanobacteria." Natural Toxins **7**(2): 81-84.
- MDDEFP (2014). Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert au Québec, de 2007 à 2012. Québec: 32.
- MDDELCC (2018). Liste des plans d'eau touchés par une fleur d'eau d'algues bleu-vert de 2004 à 2017 et des plans d'eau récurrents signalés de 2013 à 2015, Québec.
- Mearns, L.O. et al. (2017) *The NA-CORDEX dataset*, version 1.0. NCAR Climate Data Gateway, Boulder CO, accessed August, 2019, <https://doi.org/10.5065/D6SJ1JCH>
- MELCC (2018). Liste des plans d'esu touchés par une fleur d'eau d'algues bleu-vert de 2004 à 2017 et des plans d'eau récurrents signalés de 2013 à 2015: 1-32.
- Merel, S., et al. (2013). "State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins." Environment international **59**: 303-327.
- Meriluoto, J., et al. (2017). Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis. Chichester, John Wiley & Sons, Ltd.

Meriluoto, J. A. O. and L. E. M. Spoof (2008). Cyanotoxins: sampling, sample processing and toxin uptake. Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. H. H.K. New York, Springer. **619**: 483-499.

Mesquita, M. C. B., et al. (2020). "Direct Effects of Temperature on Growth of Different Tropical Phytoplankton Species." Microbial Ecology **79**(1).

Michalak, A. M. (2016). "Study role of climate change in extreme threats to water quality." Nature **535**(7612): 349-350.

Monchamp, M. E., et al. (2014). "Nitrogen forms influence microcystin concentration and composition via changes in cyanobacterial community structure." PLoS ONE **9**(1).

Moy, N. J., et al. (2016). "Biotransport of Algal Toxins to Riparian Food Webs." Environmental Science and Technology **50**(18): 10007-10014.

Munoz, G., et al. (2017). "Analysis of individual and total microcystins in surface water by on-line preconcentration and desalting coupled to liquid chromatography tandem mass spectrometry." Journal of Chromatography A **1516**: 9-20.

Ndlela, L. L., et al. (2019). "A laboratory based exposure of Microcystis and Oscillatoria cyanobacterial isolates to heterotrophic bacteria." Toxicon **165**: 1-12.

Paerl, H. W. and M. A. Barnard (2020). "Mitigating the global expansion of harmful cyanobacterial blooms: Moving targets in a human- and climatically-altered world." Harmful Algae **96**.

Paerl, H. W., et al. (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 T. G. Otten (2013). "Blooms bite the hand that feeds them." Science **342**: 433-434.

Paerl, H. W. and V. J. Paul (2012). "Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria." Water Research **46**(5): 1349-1363.

Paul, V. J. (2008). "Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms." Advances in experimental medicine and biology **619**: 239-257.

Pesce, S., et al. (2009). "Response of spring and summer riverine microbial communities following glyphosate exposure." Ecotoxicology and Environmental Safety **72**(7): 1905-1912.

Pesce, S., et al. (2011). "Effects of organic herbicides on phototrophic microbial communities in freshwater ecosystems." Reviews of Environmental Contamination and Toxicology **214**: 87-124.

Pham, T. L. and M. Utsumi (2018). "An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems." Journal of Environmental Management **213**: 520-529.

Pick, F. R. (2016). "Blooming algae: A Canadian perspective on the rise of toxic cyanobacteria." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **73**(7): 1149-1158.

Polyak, Y., et al. (2013). "Response of toxic cyanobacterium microcystis aeruginosa to environmental pollution." Water, Air, and Soil Pollution **224**: 1494-1508.

Reichenberger, S., et al. (2007). "Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review." Science of The Total Environment **384**(1-3): 1-35.

Reynolds, C. S. (1984). The ecology of freshwater phytoplankton, Cambridge University Press.

Rice, P. J., et al. (1997). Phytoremediation of Herbicide-Contaminated Surface Water with Aquatic Plants. ACS Symposium Series. **664**: 133-151.

Rondeau-Genesse, G. (2019). Production des scénarios climatiques pour le projet: impacts actuels et appréhendés pour 2050 des fleurs d'eau de cyanobactéries et des cyanotoxines sur différents organismes fauniques de la Baie Missisquoi et de la Réserve écologique de la Rivière-aux-Brochets. Rapport technique Ouranos. 22p.

Roy-Lachapelle, A., et al. (2019). "Analysis of multiclass cyanotoxins (microcystins, anabaenopeptins, cylindrospermopsin and anatoxins) in lake waters using on-line SPE liquid chromatography high-resolution Orbitrap mass spectrometry." Analytical Methods **11**(41): 5289-5300.

Sage, R. F. and D. S. Kubien (2007). "The temperature response of C3 and C4 photosynthesis." Plant, Cell and Environment **30**(9): 1086-1106.

Saker, M. L., et al. (2004). "Accumulation and depuration of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in the freshwater mussel *Anodonta cygnea*." Toxicon **43**(2): 185-194.

Schwab, A. P., et al. (2006). "Persistence of atrazine and alachlor in ground water aquifers and soil." Water, Air, and Soil Pollution **171**(1-4): 203-235.

Sedmak, B., et al. (2008). ""Non-toxic" cyclic peptides induce lysis of cyanobacteria - An effective cell population density control mechanism in cyanobacterial blooms." Microbial Ecology **56**(2): 201-209.

Sedmak, B., et al. (2008). "Ecotoxicologically relevant cyclic peptides from cyanobacterial bloom (*Planktothrix rubescens*) - A threat to human and environmental health." Radiology and Oncology **42**(2): 102-113.

Seguin, F., et al. (2001). "Effects of atrazine and nicosulfuron on phytoplankton in systems of increasing complexity." Archives of Environmental Contamination and Toxicology **40**: 198-208.

Seip, K. L. and C. S. Reynolds (1995). "Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season." Limnology and Oceanography **40**(3): 589-597.

Sini, P., et al. (2021). "Cyanobacteria, cyanotoxins, and neurodegenerative diseases: Dangerous liaisons." International Journal of Molecular Sciences **22**(16).

Skafi, M., et al. (2021). "Occurrence of microcystins, anabaenopeptins and other cyanotoxins in fish from a freshwater wildlife reserve impacted by harmful cyanobacterial blooms." Toxicon **194**: 44-52.

Soares, R. M., et al. (2004). "Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions." Aquatic Toxicology **70**(1): 1-10.

Staehr, P. A. and K. A. J. Sand-Jensen (2006). "Seasonal changes in temperature and nutrient control of photosynthesis, respiration and growth of natural phytoplankton communities." Freshwater Biology **51**(2): 249-262.

Taranu, Z. E., et al. (2015). "Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene." Ecology Letters **18**(4): 375-384.

Taranu, Z. E., et al. (2012). "Predicting cyanobacterial dynamics in the face of global change: The importance of scale and environmental context." Global Change Biology **18**: 3477-3490.

Thiombiano, A. N., et al. (2016). "Nonstationary frequency analysis of extreme daily precipitation amounts in Southeastern Canada using a peaks-over-threshold approach." Theoretical and Applied Climatology **129**: 413-426.

Thirumavalavan, M., et al. (2012). "Effects of humic acid and suspended soils on adsorption and photo-degradation of microcystin-LR onto samples from Taiwan reservoirs and rivers." Journal of Hazardous Materials **217-218**: 323-329.

Thomas, M. K. and E. Litchman (2016). "Effects of temperature and nitrogen availability on the growth of invasive and native cyanobacteria." Hydrobiologia **763**(1): 357-369.

Tonk, L., et al. (2007). "Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*." Aquatic Microbial Ecology **46**: 117-123.

Toruńska-Sitarz, A., et al. (2018). "Biodegradation of nodularin and other nonribosomal peptides by the Baltic bacteria." International Biodeterioration and Biodegradation **134**: 48-57.

Tseng, M., et al. (2019). "Species interactions mediate thermal evolution." Evolutionary Applications **12**(7): 1463-1474.

Turner, A. D., et al. (2018). "Development and single-laboratory validation of a UHPLC-MS/MS method for quantitation of microcystins and nodularin in natural water, cyanobacteria, shellfish and algal supplement tablet powders." Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences **1074-1075**: 111-123.

Van Apeldoorn, M. E., et al. (2007). "Toxins of cyanobacteria." Molecular Nutrition and Food Research **51**(1): 7-60.

Wang, J., et al. (2017). "Impacts of Rac- and S-metolachlor on cyanobacterial cell integrity and release of microcystins at different nitrogen levels." Chemosphere **181**: 619-626.

Watson, S. B., et al. (1997). "Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status." Limnology and Oceanography **42**(3): 487-495.

Westrick, J. A., et al. (2010). "A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment." Analytical and Bioanalytical Chemistry **397**(5): 1705-1714.

Whitton, B. A. and M. Potts (2007). The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space, Springer Science & Business Media.

Wood, R. (2016). "Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure - A review of the literature." Environment international **91**: 276-282.

Wu, X., et al. (2011). "Mechanisms and factors affecting sorption of microcystins onto natural sediments." Environmental Science and Technology **45**: 2641-2647.

Yeung, A. C. Y., et al. (2016). "Physiological and proteomic responses of continuous cultures of *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 to changes in iron bioavailability and growth rate." Applied and Environmental Microbiology **82**: 5918-5929.

Zastepa, A., et al. (2017). "Reconstructing a long-term record of microcystins from the analysis of lake sediments." Science of The Total Environment **579**: 893-901.

Žegura, B., et al. (2011). "Genotoxicity and potential carcinogenicity of cyanobacterial toxins - a review." Mutation Research - Reviews in Mutation Research **727**(1-2): 16-41.

Zhang, M., et al. (2019). "Responses of phytoplankton species to diel temperature fluctuation patterns." Phycological Research **67**(3): 184-191.

Zhang, Q., et al. (2016). "Effects of glyphosate at environmentally relevant concentrations on the growth of and microcystin production by *Microcystis aeruginosa*." Environmental Monitoring and Assessment **188**: 632-639.

Zhang, Y., et al. (2020). "Improved extraction of multiclass cyanotoxins from soil and sensitive quantification with on-line purification liquid chromatography tandem mass spectrometry." Talanta **216**.

# Annexes

## Mémoires de maîtrise

- Mourad Skafi :  
[https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/bitstream/handle/1866/25441/Skafi Mourad 2021 Memoire.pdf?sequence=2&isAllowed=y](https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/bitstream/handle/1866/25441/Skafi_Mourad_2021_Memoire.pdf?sequence=2&isAllowed=y)
- Jade Dormoy-Boulanger :  
[https://www.researchgate.net/publication/362702620\\_L%27impact\\_des\\_changes\\_climatiques\\_sur\\_la\\_dynamique\\_des\\_cyanobacteries\\_dans\\_la\\_riviere\\_aux\\_Brochets\\_Quebec?channel=doi&linkId=62faad74e3c7de4c345c7dc2&showFullText=true](https://www.researchgate.net/publication/362702620_L%27impact_des_changes_climatiques_sur_la_dynamique_des_cyanobacteries_dans_la_riviere_aux_Brochets_Quebec?channel=doi&linkId=62faad74e3c7de4c345c7dc2&showFullText=true)
- Alice Blanchard (en évaluation, 2022)

## Publications

- Jade Dormoy-Boulanger, Irene Gregory-Eaves, Philippe Juneau and Beatrix E. Beisner (2020) **L'effet de différentes conditions environnementales sur la production, l'excrétion et la dégradation des cyanotoxines dans les écosystèmes d'eau douce et saumâtre**. Le Naturaliste Canadien, 144 : 65 -76.  
<https://doi.org/10.7202/1073989ar>
- Mourad Skafi, Sung Vo Duy, Gabriel Munoz, Quoc Tuc Dinh, Dana F. Simon, Philippe Juneau and Sébastien Sauvé (2021) **Occurrence of microcystins, anabaenopeptins and other cyanotoxins in fish from a freshwater wildlife reserve impacted by harmful cyanobacterial blooms**. Toxicon;194:44-52.  
<https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2021.02.004>.